



Revista Brasileira de Ciência do Solo

ISSN: 0100-0683

revista@sbccs.org.br

Sociedade Brasileira de Ciência do Solo
Brasil

Boeira, Rita Carla
LIXIVIAÇÃO DE NITROGÊNIO EM LATOSOLO INCUBADO COM LODO DE ESGOTO

Revista Brasileira de Ciência do Solo, vol. 33, núm. 4, 2009, pp. 947-958

Sociedade Brasileira de Ciência do Solo
Viçosa, Brasil

Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=180214069019>

- Como citar este artigo
- Número completo
- Mais artigos
- Home da revista no Redalyc

redalyc.org

Sistema de Informação Científica

Rede de Revistas Científicas da América Latina, Caribe, Espanha e Portugal
Projeto acadêmico sem fins lucrativos desenvolvido no âmbito da iniciativa Acesso Aberto

LIXIVIAÇÃO DE NITROGÊNIO EM LATOSSOLO INCUBADO COM LODO DE ESGOTO⁽¹⁾

Rita Carla Boeira⁽²⁾

RESUMO

Lodo de esgoto contém teores elevados de N orgânico. Se for aplicado em quantidade excessiva em solos, há risco de poluição de águas subsuperficiais com nitrato, produto da mineralização do N. Por essa razão, um dos critérios agronômicos para a determinação da taxa máxima de aplicação do lodo de esgoto é a quantidade de N mineral que será disponibilizada às culturas. Neste trabalho, são apresentados os resultados relativos à lixiviação de N mineralizado em um Latossolo Vermelho distroférrico incubado durante 224 dias com dois tipos de lodo de esgoto anaeróbios, um de origem urbana (Franca, SP) e outro com presença de despejos industriais (Barueri, SP). Cada lodo de esgoto foi aplicado em quatro doses, contendo 0,13, 0,3, 0,5 e 1,0 g kg⁻¹ de N orgânico. Essa quantidade de substrato mineralizável foi equivalente a 5, 11, 22 e 43 t ha⁻¹ de lodo de Franca, e a 8, 15, 31 e 61 t ha⁻¹ de lodo de Barueri. O experimento foi conduzido em colunas de percolação, sob temperatura de 25 a 28 °C em laboratório, fazendo-se lixiviações com solução extratora de KCl 0,01 mol L⁻¹. Foram determinadas as quantidades de N mineral (N-NH_4^+ e $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2$) extraídas nos percolados em doze épocas. Houve correlação significativa entre as quantidades aplicadas de N na forma orgânica e as quantidades de N mineralizadas durante a incubação nos dois tipos de lodo avaliados. O potencial de mineralização estimado pelo modelo exponencial simples foi de 73 mg kg⁻¹ de N no solo sem aplicação de lodo, e aumentou de 107 para 224 mg kg⁻¹ e de 132 para 364 mg kg⁻¹ nos tratamentos com o lodo de esgoto de Franca e de Barueri, respectivamente. A fração de mineralização potencial do N orgânico dos dois tipos de lodo de esgoto decresceu com o aumento das doses aplicadas: 26, 25, 21 e 14 % para o de Franca, e 43, 39, 34 e 27 % para o de Barueri. Em consequência, o potencial de lixiviação de N no Latossolo aumentou de 46 para 207 % com as doses do lodo de Franca, e de 81 para 399 % com as doses do lodo de Barueri.

Termos de indexação: nitrato, amônio, reciclagem agrícola, resíduos urbanos, N potencialmente mineralizável, adubação orgânica.

⁽¹⁾ Recebido para publicação em outubro de 2008 e aprovado em maio de 2009.

⁽²⁾ Pesquisadora da Embrapa Meio Ambiente. Caixa Postal 69, CEP 13820-000 Jaguariúna (SP). E-mail: rcboeira@cnpmma.embrapa.br

SUMMARY: NITROGEN LEACHING IN A LATOSOL INCUBATED WITH SEWAGE SLUDGES

Sewage sludges contain high levels of organic N. If these residues are applied in excess to soils, there is the risk of polluting the groundwater with nitrate, a product of N mineralization. For this reason, one of the criteria underlying the determination of the maximum N application rate to soils is the crop available N. This paper presents the results of a 224 day laboratory leaching study on organic N mineralization of anaerobically-digested sewage sludges from two treatment plants, namely Franca (urban sludge) and Barueri (urban-industrial sludge), both located in São Paulo State, Brazil. The sewage sludges were applied to 0–0.20 m Latosol (Oxisol) samples at four rates, containing 0.13, 0.3, 0.5 and 1.0 g kg⁻¹ of organic N; these treatments were equivalent to the soil application of 5, 11, 22 and 43 t ha⁻¹ of Franca sewage sludge and to 8, 15, 31 and 61 t ha⁻¹ of Barueri sewage sludge. The soil samples with treatments were incubated in percolation tubes at temperatures between 25 and 28 °C. The tubes were periodically leached (12 times) with 0.01 mol L⁻¹ KCl, and N-NH₄⁺ and N-(NO₃⁻ + NO₂⁻) were determined in the leachates. During the incubation, there was a significant correlation between the rate of organic N applied as sludges and the net inorganic N accumulation in the leachates, for both sludges. The potential N mineralization estimated by the single exponential model for the soil without sludge was 73 mg kg⁻¹ of N, and increased from 107 to 224 mg kg⁻¹ and from 132 to 364 mg kg⁻¹ in the Franca and Barueri-treated soils, respectively. The potential mineralization fraction of organic N in the residues decreased with increasing rates: 26, 25, 21 and 14 % for the Franca, and 43, 39, 34 and 27 % for Barueri sewage sludge. Thus, the potential for N leaching in the studied Oxisol increased from 46 to 207 % when increasing doses of Franca sewage sludge were applied, and from 81 to 399 % under increasing doses of Barueri sludge.

Index terms: nitrate, ammonium, agricultural recycling, urban residues, potential N mineralization, organic fertilization.

INTRODUÇÃO

A aplicação de lodo de esgoto em solos agrícolas é uma prática incipiente no Brasil. Surgiu em função da adoção recente da técnica de tratamento de esgotos em alguns municípios brasileiros, levando as estações de tratamento a buscarem uma forma de gestão economicamente adequada dos grandes volumes de resíduos que geram.

O lodo de esgoto atualmente corresponde a uma fonte potencial de riscos à saúde pública e ao ambiente (CONAMA, 2006). Diversos de seus componentes orgânicos (hormônios, pesticidas, fármacos, etc.), inorgânicos e patógenos afetam propriedades do solo e de corpos d'água, intensificando ou não a poluição ambiental, conforme a complexidade de substâncias que contenham (Schnaak et al., 1997; Revéillé et al., 2003; Oleszczuk, 2006; Saito, 2007; Jonsson & Maia, 2007). Também podem diminuir a estabilidade da matéria orgânica nativa do solo (Bertонcini et al., 2005), com implicações desconhecidas quanto ao acúmulo de contaminantes orgânicos no solo (Adani & Tambone, 2005). No Brasil, há trabalhos técnicos que relatam aumento de produtividade em diversas culturas e, ou, sistemas de produção com o uso agrícola de lodo de esgoto. Porém, esses resultados agronômicos só podem ser considerados positivos se não houver prejuízo ao ambiente, e ainda são muito poucas as informações disponíveis quanto ao efeito ambiental

desses resíduos em nossos solos. Dessa forma, para garantir o uso adequado de lodo de esgoto como condicionador de solos agrícolas, diversos requisitos devem ser avaliados, visando evitar ou limitar problemas que possam decorrer do uso dessa prática no solo, nos cultivos ou no ambiente em geral.

Em lodo de esgoto, é economicamente elevado o teor em N. Esse nutriente, quando aplicado na maioria dos solos tropicais, tem efeito fertilizante visível no desenvolvimento e na produtividade das culturas, mas também é um poluente potencial de águas sub-superficiais se em excesso. Por esse motivo, o potencial de mineralização de N orgânico contido em lodo de esgoto é um dos critérios técnicos considerados para o estabelecimento de doses de aplicação seguras, que gerem N mineral em função da capacidade de absorção das raízes, minimizando-se a lixiviação de nitrato no perfil do solo.

Para lodo digerido em condições anaeróbias, a fração de N orgânico mineralizada no solo é muito variável. Ryan et al. (1973) obtiveram frações de 4 a 48 % em 112 dias de incubação. No mesmo período, Parker & Sommers (1983) obtiveram entre 2 e 27 %, avaliando 13 tipos de lodo, enquanto Gilmour et al. (2003) observaram valores de 0 a 59 %. De forma geral, o lodo contém uma fração de material proteico de fácil biodegradação (Lerch et al., 1993), que possibilita uma rápida liberação de N mineral, em quantidades proporcionais às doses de N orgânico aplicadas (Ryan

et al., 1973; Epstein et al., 1978; Gilmour & Skinner, 1999; Rowell et al., 2001).

O objetivo deste trabalho foi estimar o potencial de lixiviação de N mineral de um Latossolo tratado com doses de dois tipos de lodo de esgoto, incubado durante 224 dias, em colunas de percolação, e determinar a fração de mineralização do N orgânico dos resíduos.

MATERIAL E MÉTODOS

Foi realizado um experimento de incubação aeróbia em laboratório, utilizando-se colunas de lixiviação para avaliação da produção de N mineral em solos tratados com lodo de esgoto. O solo, um Latossolo Vermelho distroférrico textura argilosa, foi coletado na profundidade de 0 a 0,2 m, na área experimental da Embrapa Meio Ambiente, situada em Jaguariúna, SP, latitude 22° 41' sul, longitude 47° 00' oeste e altitude 570 m. A composição química inicial do solo foi: pH (solo-água 1:2,5) - 5,59; P - 3,5 mg dm⁻³; K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Al³⁺ e CTC (calculada pela soma de bases + H + Al) - 1,51, 27,5, 8,5, 1,0 e 73,5 mmol_c dm⁻³, respectivamente, determinada segundo métodos descritos por Camargo et al. (1986); 23,7 g kg⁻¹ de C orgânico e 1.987 mg g⁻¹ de N orgânico, determinados segundo Tedesco et al. (1995). As amostras de solo foram secas ao ar, passadas em peneira com malha de 2 mm, e incubadas durante quatro semanas com 1.000 kg ha⁻¹ de mistura corretiva contendo CaCO₃ + MgCO₃ na relação molar Ca:Mg 3:1 e com teor de água correspondente à capacidade de campo (-0,03 MPa). A quantidade necessária de mistura corretiva para elevar o pH acima de 5,5 foi previamente determinada em laboratório por meio de curvas de neutralização obtidas pela incubação do solo com doses do corretivo. O lodo utilizado foi proveniente das estações de tratamento de esgotos sanitários das cidades de Franca (de origem doméstica) e de Barueri (de origem urbano-industrial), ambas no Estado de São Paulo. O sistema de tratamento nas duas estações foi a digestão anaeróbia do lodo ativado, sem utilização de cal. Após secagem ao ar, o lodo foi moído e passado em peneira com malha de 0,05 mm, sendo conservado em potes plásticos até a instalação do experimento, quando foram analisados quanto a seus teores nitrogenados (Quadro 1).

O delineamento experimental foi completamente casualizado e as parcelas experimentais constituíram-se de colunas de vidro (1,9 cm de diâmetro x 30 cm de altura) contendo 50 g de mistura de solo, areia e lodo de esgoto, com três repetições para cada tratamento. Para permitir aeração no interior das colunas, o solo foi homogeneizado com areia pré-lavada, isenta de C e de N. Utilizou-se areia passada em peneira com malha de 0,84 mm e retida em malha de 0,42 mm, lavada com uma solução contendo HCl e H₂O na proporção de 1:9, a seguir, com água destilada. Em seguida, a amostra foi colocada em mufla a 500 °C durante 5 h.

e depois lavada algumas vezes com água destilada. Antes do preparo das colunas utilizadas no experimento, foram feitos diversos testes para determinar qual a melhor relação solo:areia, qual a quantidade de solução para a lixiviação, bem como o valor da pressão (vácuo) e o tempo de aplicação necessários para que se atingisse um teor de umidade correspondente à capacidade de campo (-0,03 MPa), utilizando-se lodo de esgoto em quantidades estimadas para liberar 50 kg ha⁻¹ de N disponível (calculadas segundo CETESB (1999)). Determinou-se então que, com uma mistura de solo e areia na proporção de 40:10 (g g⁻¹) e utilizando-se 200 mL de solução de KCl 0,01 mol L⁻¹ para a lixiviação, a aplicação de vácuo a 0,03 Mpa, durante 2 h, era suficiente para o material

Quadro 1. Composição de lodo das estações de tratamento de esgoto de Franca e de Barueri aplicado nos solos no início do experimento de mineralização

| Atributo | Lodo de esgoto | |
|--|----------------|---------|
| | Franca | Barueri |
| pH em água ⁽¹⁾ (1:2,5) | 6,3 | 6,4 |
| Teor de água, g kg ⁻¹ | 66,4 | 83,0 |
| N-Kjeldahl ⁽¹⁾ , mg kg ⁻¹ | 51.888 | 37.639 |
| N-amoniacial ⁽¹⁾ , mg kg ⁻¹ | 3.814 | 2.332 |
| N orgânico, mg kg ⁻¹ | 48.074 | 35.307 |
| N-nitrato + nitrito ⁽¹⁾ , mg kg ⁻¹ | 123 | 150 |
| Carbono orgânico ⁽¹⁾ , g kg ⁻¹ | 529,8 | 383,5 |
| Fósforo, g kg ⁻¹ | 12,9 | 26,9 |
| Potássio, g kg ⁻¹ | 1,0 | 1,0 |
| Enxofre, g kg ⁻¹ | 15,7 | 17,1 |
| Cálcio, g kg ⁻¹ | 24,8 | 47,8 |
| Magnésio, g kg ⁻¹ | 2,2 | 4,5 |
| Sódio, g kg ⁻¹ | 0,9 | 0,5 |
| Alumínio, g kg ⁻¹ | 23,3 | 23,3 |
| Ferro, g kg ⁻¹ | 24,2 | 38,0 |
| Arsénio, mg kg ⁻¹ | < 1 | < 1 |
| Cádmio, mg kg ⁻¹ | 2,05 | 9,4 |
| Chumbo, mg kg ⁻¹ | 140,5 | 348,9 |
| Cobre, mg kg ⁻¹ | 240,9 | 953,0 |
| Cromo total, mg kg ⁻¹ | 1.230,3 | 1.297,2 |
| Mercúrio, mg kg ⁻¹ | < 0,01 | < 0,01 |
| Molibdênio, mg kg ⁻¹ | < 0,01 | < 0,01 |
| Níquel, mg kg ⁻¹ | 72,4 | 605,8 |
| Selênio, mg kg ⁻¹ | < 1 | < 0,01 |
| Manganês, mg kg ⁻¹ | 232,5 | 419 |
| Zinco, mg kg ⁻¹ | 1.198 | 3.872 |
| Boro, mg kg ⁻¹ | 19,7 | 29,3 |
| Sólidos voláteis, % | 72,5 | 56,8 |

⁽¹⁾ Análises segundo métodos descritos em Tedesco et al. (1995), realizadas em amostras secas ao ar; resultados expressos com base em massa de matéria seca. As demais análises foram feitas segundo métodos descritos em Raji et al. (2001) em amostras secas.

no interior da coluna alcançar teor de água de 20,8 %, valor da umidade do solo em capacidade de campo.

Os tratamentos avaliados foram: cinco doses dos dois tipos de lodo de esgoto aplicadas no solo: F (Franca) 0N e B (Barueri) 0N; F 1N e B 1N; F 2N e B 2N; F 4N e B 4N; F 8N e B 8N (Quadro 2). Nos tratamentos F 0N e B 0N, não se aplicou lodo de esgoto no solo (testemunhas). Os tratamentos 1N representam a dose máxima recomendada de cada lodo de esgoto, calculada segundo CETESB (1999), considerando-se como critério o teor de N no resíduo para primeira aplicação no solo. Nos cálculos, considerou-se uma recomendação de adubação nitrogenada equivalente a 100 kg ha⁻¹ de N disponível, e utilizou-se uma fração de 30 % de mineralização do N orgânico do lodo de esgoto.

Observa-se que as quantidades aplicadas de N orgânico no tratamento 1N são diferentes para os dois tipos de resíduo (131 e 137 mg kg⁻¹, para Franca e Barueri, respectivamente) (Quadro 2), pois apresentaram teores levemente distintos de N mineral (Quadro 1). Os tratamentos 2N, 4N e 8N representaram duas, quatro e oito vezes a dose recomendada 1N, respectivamente, para cada tipo de lodo. O lodo seco foi misturado ao solo seco para composição dos tratamentos e, a seguir, foi feita a mistura com areia, homogeneizando-se adequadamente. Discos de polipropileno (feitos com filtro de exaustor doméstico) foram colocados na coluna, na base e logo acima da superfície do solo, visando evitar a remoção de solo e sua compactação no local da aplicação da solução de lixiviação. As paredes laterais das colunas de vidro foram envolvidas com cartolina preta, tapando-se o topo com papel alumínio para reduzir a evaporação, permitir trocas gasosas e impedir o desenvolvimento de vegetais e de fungos.

Durante o período experimental, as colunas foram mantidas em sala escura com temperatura entre 25 e

28 °C. No início e no final do experimento, foram determinados os teores de N mineral nos solos dos tratamentos após extração com KCl 1 mol L⁻¹ seguida de destilação a vapor pelo método semimicro Kjeldahl (Tedesco et al., 1995). Para a extração de N mineral dos solos das colunas por lixiviação, utilizaram-se 200 mL de solução 0,01 mol L⁻¹ de KCl, aplicados em incrementos de 20 mL no topo das colunas. Após cada lixiviação, foram aplicados 25 mL de solução nutritiva contendo CaSO₄ 0,02 mol L⁻¹, KH₂PO₄ 0,005 mol L⁻¹, e MgSO₄ 0,002 mol L⁻¹, para reposição de nutrientes. Em seguida, as colunas foram submetidas à pressão de 0,03 MPa durante 2 h, para a retirada do excesso de solução do solo, mantendo-se condições aeróbias durante todo o período experimental. As lixiviações foram feitas em 12 épocas: 0, 7, 14, 28, 42, 56, 70, 84, 98, 119, 168 e 224 dias após o início da incubação. O volume total de solução aplicado foi equivalente a 9.500 mm de precipitação pluviométrica, ou 9.500 L m⁻², considerando-se o volume total de 2,7 L aplicado em área de 0,0002835 m² de solo (área da seção transversal da coluna).

Os lixiviados foram recolhidos em erlenmeyers previamente pesados, um para cada coluna. Após cada lixiviação, foi feita nova pesagem, seguida de secagem dos erlenmeyers a 100 °C e de uma terceira pesagem. Por diferença de massas, obtiveram-se as quantidades de lixiviado e de solo deslocado das colunas, procedendo-se à correção da quantidade de solo contida na coluna na lixiviação seguinte, para cálculo dos teores de N mineralizados. Nos lixiviados de cada parcela experimental, foram feitas determinações em duplata dos teores de N-NO₃⁻ + NO₂⁻ e de N-NH₄⁺ por destilação em meio alcalino com liga Devarda (Tedesco et al., 1995). Os resultados foram expressos com base na massa de solo seco.

Com esses dados, calcularam-se os valores de N mineralizado acumulado nos tratamentos em cada

Quadro 2. Doses do lodo de esgoto e de N orgânico aplicadas no solo em cada tratamento no início da incubação e doses equivalentes dos dois tipos de lodo

| Tratamento | Lodo de esgoto aplicado | | N orgânico aplicado ao solo via lodo de esgoto | Lodo de esgoto aplicado | |
|------------------------------------|-------------------------|---------------------|--|-------------------------|------------------------------------|
| | Franca | Barueri | | Franca | Barueri |
| | | mg kg ⁻¹ | | | kg ha ⁻¹ ⁽³⁾ |
| F ⁽¹⁾ 1N ⁽²⁾ | 2.733 | - | 131 | 5.430 | - |
| F 2N | 5.400 | - | 260 | 10.860 | - |
| F 4N | 10.867 | - | 522 | 21.720 | - |
| F 8N | 21.733 | - | 1.045 | 43.440 | - |
| B ⁽¹⁾ 1N | - | 3.867 | 137 | - | 7.680 |
| B 2N | - | 7.667 | 271 | - | 15.350 |
| B 4N | - | 15.333 | 541 | - | 30.700 |
| B 8N | - | 30.667 | 1.083 | - | 61.400 |

⁽¹⁾ Lodo de esgoto de Franca (F) ou de Barueri (B), SP. ⁽²⁾ 1N: dose correspondente à aplicação, via lodo, de 100 kg ha⁻¹ de N disponível; 2N, 4N e 8N representam múltiplos dessa dose. ⁽³⁾ Para essa estimativa, considerou-se para o cálculo uma camada de 0,2 m de profundidade com densidade do solo igual a 1,0 kg dm⁻³.

período avaliado. Utilizaram-se o teste de Tukey para comparação conjunta de médias dos tratamentos, quando indicado pela análise de variância, e a análise de correlação e de regressão linear das variáveis. Os dados de N-NH_4^+ e de $\text{N-NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ foram transformados em logaritmo neperiano. Os dados acumulados de N mineralizado nos seis períodos de incubação foram ajustados ao modelo proposto por Stanford & Smith (1972), descrito pela equação: $\text{Nm} = \text{No} (1-e^{-kt})$, em que Nm (mg kg^{-1} de N no solo) representa o valor estimado de N mineral gerado e acumulado em dado tempo t de incubação (dia), e k representa a constante de primeira ordem da taxa de mineralização de N orgânico (dia^{-1}). Os parâmetros No (N orgânico potencialmente mineralizável no solo; mg kg^{-1} de N no solo) e k foram estimados por análise de regressão não linear (Smith et al., 1980). Em cada tratamento, calculou-se a fração de mineralização (FM) potencial do lodo de esgoto segundo a fórmula: $\text{FM} (\%) = (\text{No}_{\text{tratamento com lodo}} - \text{No}_{\text{tratamento sem lodo}}) \times 100 / (\text{N orgânico aplicado via lodo de esgoto})$.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A remoção periódica do N mineralizado nos sistemas solo-lodo de esgoto, incubados nas colunas de percolação, visou simular a lixiviação e a absorção de minerais pelas plantas, e evitar o acúmulo de

substâncias que possam inibir o processo de mineralização. No início da incubação, os teores de N-NH_4^+ , determinados após agitação com solução extratora concentrada, aumentaram de 3 para 53 mg kg^{-1} , e os teores de $\text{N-NO}_3^- + \text{NO}_2^-$, de 11 para 34 mg kg^{-1} nas doses dos dois tipos de lodo de esgoto. A associação significativa ($r = 0,80^*$) entre os teores de N mineral (amônio + nitrato + nitrito) extraídos com a solução salina concentrada e os teores obtidos na primeira percolação (soma dos dados dos quadros 3 e 4, no período de incubação = 0 dias) mostrou que a solução salina diluída utilizada nas lixiviações foi eficiente na extração de N inorgânico dos solos avaliados. Comparando-se as mesmas doses dos dois tipos de lodo de esgoto, verifica-se que a remoção inicial de amônio foi superior no lodo de esgoto de Barueri (Quadro 3).

Nos períodos de 0 a 7 dias e de 7 a 14 dias, a amonificação foi proporcional às doses do lodo de esgoto aplicado, obtendo-se regressão linear significativa (Quadro 3). Devido à acumulação de amônio, a nitrificação foi afetada na primeira semana de incubação, obtendo-se regressão linear decrescente da quantidade lixiviada de nitrato no período 0 a 7 dias (Quadro 4), em relação ao aumento das doses do lodo. Esse acúmulo de amônio pode ter sido causado pelo pH inicial do experimento (5,59), até certo ponto desfavorável ao rápido estabelecimento dos organismos nitrificadores, como relataram Terry et al. (1981). Esses autores verificaram maior velocidade no processo

Quadro 3. Nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) na solução lixiviada, em doze períodos de incubação, em Latossolo tratado com cinco doses de dois tipos de lodo de esgoto

| Tratamento | Período de incubação (dia) | | | | | | | | | | | $R^2(4)$ | |
|---------------------|----------------------------|---------|--------|-------|--------|-------|-------|-------|-------|--------|---------|----------|-------|
| | 0 | 0-7 | 7-14 | 14-28 | 28-42 | 42-56 | 56-70 | 70-84 | 84-98 | 98-119 | 119-168 | 168-224 | |
| mg kg^{-1} | | | | | | | | | | | | | |
| F ⁽¹⁾ 0N | 4,5 f ⁽²⁾ | 2,2 e | 1,5 c | 0,5 a | 1,2 b | 1,5 a | 0,5 a | 0,8 a | 1,0 a | 0 a | 0,2 a | 0,8 a | -0,52 |
| F 1N ⁽³⁾ | 9,0 e | 6,5 d | 2,2 c | 1,0 a | 1,2 b | 1,5 a | 0,2 a | 0,8 a | 0,7 a | 0 a | 0,7 a | 2,5 a | ns |
| F 2N | 15,8 d | 13,5 c | 2,0 c | 1,2 a | 1,2 b | 1,5 a | 0,7 a | 1,2 a | 0,3 a | 0,5 a | 1,0 a | 1,0 a | -0,43 |
| F 4N | 25,0 c | 30,8 b | 2,0 c | 1,5 a | 0,5 ab | 3,0 a | 1,5 a | 1,0 a | 0,0 a | 0,0 a | 1,5 a | 0,0 a | -0,65 |
| F 8N | 46,5 b | 71,8 a | 4,5 bc | 1,5 a | 1,8 ab | 2,5 a | 0,5 a | 1,0 a | 0,8 a | 0,5 a | 3,5 a | 1,0 a | -0,48 |
| B ⁽¹⁾ 0N | 4,8 f | 2,0 e | 2,0 c | 2,0 a | 3,0 ab | 1,8 a | 0,5 a | 1,0 a | 0,5 a | 0 a | 1,0 a | 3,7 a | ns |
| B 1N | 16,2 d | 12,3 d | 2,0 c | 1,0 a | 1,5 b | 1,5 a | 2,0 a | 1,0 a | 0,5 a | 0,8 a | 2,0 a | 0,0 a | -0,56 |
| B 2N | 28,8 c | 25,5 b | 2,2 c | 1,2 a | 1,3 b | 1,5 a | 0,8 a | 1,0 a | 1,2 a | 1,3 a | 1,8 a | 1,3 a | -0,43 |
| B 4N | 51,5 b | 45,7 ab | 12,0 b | 1,3 a | 1,3 b | 2,3 a | 0,5 a | 1,2 a | 1,2 a | 1,0 a | 3,0 a | 2,5 a | -0,44 |
| B 8N | 102,2 a | 77,8 a | 32,0 a | 1,5 a | 18,2 a | 2,5 a | 1,2 a | 0,8 a | 1,2 a | 1,2 a | 3,0 a | 3,0 a | -0,53 |
| Franca | 0,93 | 0,92 | 0,60 | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | 0,54 | ns | |
| $R^2(4)$ | Barueri | 0,90 | 0,81 | 0,92 | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | ns | |

⁽¹⁾Lodo de esgoto de Franca (F) ou de Barueri (B), SP. ⁽²⁾Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p > 0,01$). ⁽³⁾1N: Dose de lodo calculada para adubação equivalente a 100 kg ha^{-1} de N disponível: 0N, 2N, 4N e 8N representam múltiplos desse tratamento. ⁽⁴⁾Regressão linear significativa ($p \leq 0,01$), para as doses de cada lodo de esgoto (colunas) e para os períodos de incubação (linhas); ns indica regressão linear não significativa ($p > 0,01$) pelo teste F.

Quadro 4. Nitrogênio nitrato+nitrito ($\text{N-NO}_3^- + \text{NO}_2^-$) na solução lixiviada, após doze períodos de incubação, em Latossolo tratado com cinco doses de dois tipos de lodo de esgoto

| Tratamento | Período de incubação (dia) | | | | | | | | | | | $R^2(4)$ | |
|---------------------|----------------------------|-----------|---------|---------|----------|---------|-----------|----------|---------|----------|---------|----------|------|
| | 0 | 0-7 | 7-14 | 14-28 | 28-42 | 42-56 | 56-70 | 70-84 | 84-98 | 98-119 | 119-168 | 168-224 | |
| mg kg^{-1} | | | | | | | | | | | | | |
| F ⁽¹⁾ 0N | 20,2 ab ⁽²⁾ | 8,2 abc | 1,5 d | 3,0 b | 2,0 e | 2,5 de | 2,2 e | 2,5 de | 2,5 de | 3,2 d | 11,0 ab | 12,0 abc | ns |
| F 1N ⁽³⁾ | 19,2 b | 11,8 a | 3,5 bc | 4,7 ab | 5,2 cde | 5,5 cd | 6,5 cd | 5,7 bed | 4,0 cd | 6,0 cd | 17,8 a | 9,7 bc | ns |
| F 2N | 20,7 ab | 9,5 ab | 5,0 abc | 7,3 ab | 9,0 abc | 7,3 c | 8,7 bed | 8,0 bc | 7,0 b | 9,5 bc | 18,0 a | 14,5 ab | 0,32 |
| F 4N | 21,0 a | 6,8 abcde | 9,0 ab | 14,0 ab | 14,0 abc | 11,0 bc | 16,0 abed | 11,0 abc | 8,0 abc | 12,0 abc | 30,5 a | 6,0 abc | ns |
| F 8N | 20,2 ab | 3,5 e | 9,8 a | 10,5 ab | 24,2 a | 22,8 ab | 18,0 abc | 12,5 ab | 6,2 bc | 13,0 abc | 16,0 ab | 9,5 abc | ns |
| B ⁽¹⁾ 0N | 20,8 ab | 7,8 abc | 2,8 cd | 4,0 b | 2,2 de | 2,0 e | 2,0 e | 2,2 e | 2,0 e | 3,2 d | 2,0 b | 4,2 c | ns |
| B 1N | 19,7 ab | 7,0 bed | 3,5 bc | 5,2 ab | 16,2 ab | 11,2 bc | 5,2 de | 4,5 cde | 6,2 bc | 11,2 abc | 17,0 a | 10,0 abc | ns |
| B 2N | 19,7 ab | 4,8 cde | 3,3 bc | 12,7 a | 16,5 ab | 13,7 bc | 14,0 abc | 10,8 ab | 8,3 ab | 11,0 abc | 21,5 a | 11,2 ab | ns |
| B 4N | 19,8 ab | 4,0 de | 3,2 cd | 12,7 a | 17,7 abc | 26,2 ab | 23,5 a | 23,3 a | 13,2 a | 17,0 ab | 23,7 a | 3,7 bc | ns |
| B 8N | 19,8 ab | 3,8 de | 6,2 abc | 15,5 a | 6,8 bed | 39,0 a | 26,2 ab | 22,8 a | 11,2 ab | 27,2 a | 40,8 a | 27,8 a | 0,53 |
| Franca | ns | -0,86 | 0,71 | 0,58 | 0,86 | 0,86 | 0,82 | 0,76 | ns | 0,70 | ns | ns | |
| Barueri | ns | -0,61 | 0,61 | 0,57 | ns | 0,79 | 0,70 | 0,73 | 0,68 | 0,74 | 0,65 | 0,60 | |

⁽¹⁾ Lodo de esgoto de Franca (F) ou de Barueri (B), SP. ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p > 0,01$). ⁽³⁾ 1N: Dose de lodo calculada para adubação equivalente a 100 kg ha⁻¹ de N disponível; 0N, 2N, 4N e 8N representam múltiplos desse tratamento. ⁽⁴⁾ Regressão linear significativa ($p \leq 0,01$), para as doses de cada lodo de esgoto (colunas) e para os períodos de incubação (linhas); ns indica regressão linear não significativa ($p > 0,01$) pelo teste F.

de nitrificação em solos tratados com lodo com pH inicial de 7,5 em relação a pH inicial de 6,0 ou 5,3. Boeira et al. (2002) também observaram inibição da nitrificação por mais tempo (de 0 a 42 dias de incubação) aplicando doses elevadas do lodo de Franca e de Barueri, possivelmente devido à redução ocorrida no pH daquele experimento.

Contrariamente ao ocorrido naquele trabalho, que foi conduzido sem lixiviação, neste experimento os ácidos orgânicos eventualmente formados durante a mineralização dos resíduos devem ter sido removidos nas lixiviações, evitando a diminuição do pH inicial do solo. Dessa forma, os teores de N-NH_4^+ mantiveram-se reduzidos nas colunas de percolação a partir de sete dias, exceto nos tratamentos B 4N e B 8N (Quadro 3), que apresentaram redução de N-NH_4^+ somente a partir de 14 dias. No decorrer da incubação, em geral observou-se diminuição na intensidade de amonificação líquida de cada tratamento, obtendo-se regressões lineares significativas (Quadro 3).

Observou-se que, nas duas primeiras semanas, houve remoção superior a 50 % do total de amônio produzido durante toda a incubação nos tratamentos com o lodo de esgoto (Figura 1). Nas duas maiores doses aplicadas, o lodo apresentou comportamento distinto, pois houve amonificação mais intensa para o lodo de Barueri. As quantidades acumuladas de $\text{N-NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ aumentaram com as doses aplicadas e com o decorrer do tempo.

A pequena produção de $\text{N-NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ observada nas duas primeiras semanas (Quadro 4 e Figura 1) está de acordo com os resultados observados por Beauchamp et al. (1979). A partir da segunda semana, a nitrificação intensificou-se, extraíndo-se quantidades de nitrato proporcionais aos tratamentos em praticamente todos os períodos de incubação (Quadro 4).

Com o ajuste dos dados ao modelo exponencial simples, obtiveram-se os parâmetros do quadro 5. Na figura 2, apresentam-se as curvas de mineralização líquida dos tratamentos estudados, que correspondem ao balanço final entre os processos de geração (mineralização) e de perda de N mineral (desnitrificação, volatilização ou imobilização) em cada período de avaliação. Para os dois tipos de lodo, verifica-se que a taxa de mineralização foi maior no início da incubação e decresceu com o tempo, comportamento semelhante ao observado por outros autores que estudaram lodo de esgoto anaeróbio (Hernández et al., 2002; Hsieu & Huang, 2005).

Conforme aumentaram-se as doses aplicadas, aumentou a quantidade do N mineralizado acumulado ao longo dos períodos avaliados. Resultados similares foram apresentados por Garau et al. (1986) e por Hsieu & Huang (2005). Em todas as lixiviações, o teor de N mineralizado extraído nos percolados correlacionou-se significativamente com as doses de N orgânico aplicadas, obtendo-se regressões lineares significativas

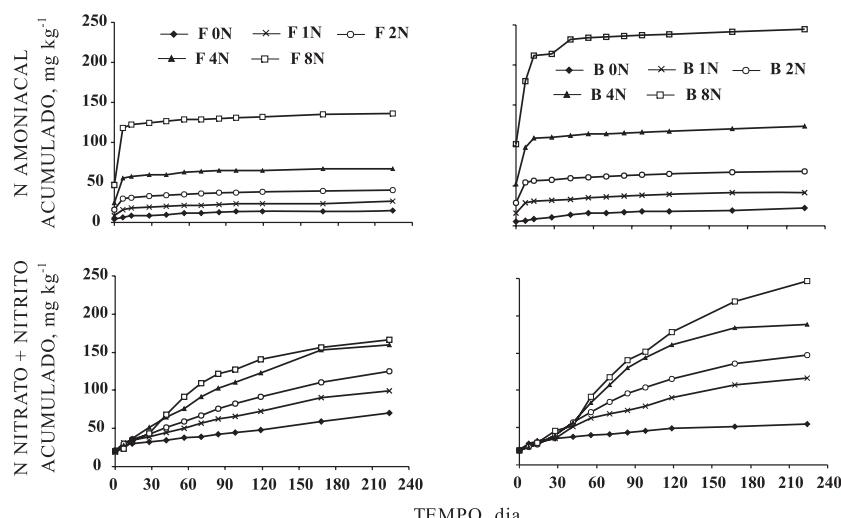


Figura 1. Nitrogênio amoniacal e N-NO₃⁻ + NO₂⁻ acumulados nas lixiviações em Latossolo tratado com lodo de esgoto de Franca (F) ou de Barueri (B). 1N: dose de lodo calculada para fornecer ao solo o equivalente a 100 kg ha⁻¹ de N disponível; 0N, 2N, 4N e 8N representam múltiplos desse tratamento.

Quadro 5. Parâmetros estimados para descrição da mineralização de N em solo tratado com cinco doses de dois tipos de lodo de esgoto e fração de mineralização (FM) potencial para N orgânico aplicado via resíduos, após incubação durante 224 dias em colunas de percolação

| Tratamento | $Nm^{(4)} = No (1 - e^{-kt})$ | | | | | FM potencial ⁽⁸⁾ |
|-------------------------------|-------------------------------|--------------------------|-------|---------------------------------|-------------------------------|-----------------------------|
| | No ⁽³⁾ | IC (95 %) ⁽⁵⁾ | k | t ^{1/2} ⁽⁶⁾ | R ² ⁽⁷⁾ | |
| ———— mg kg ⁻¹ ———— | | | | | | |
| F ⁽¹⁾ 0N | 73 | (62-84) | 0,007 | 99 | 0,94 | - |
| F 1N ⁽²⁾ | 107 | (98-116) | 0,009 | 77 | 0,94 | 26 |
| F 2N | 139 | (129-148) | 0,010 | 69 | 0,96 | 25 |
| F 4N | 182 | (163-201) | 0,012 | 58 | 0,96 | 21 |
| F 8N | 224 | (211-236) | 0,023 | 30 | 0,93 | 14 |
| B ⁽¹⁾ 0N | 49 | (45-53) | 0,017 | 41 | 0,91 | - |
| B 1N | 132 | (123-142) | 0,011 | 63 | 0,97 | 43 |
| B 2N | 179 | (168-169) | 0,011 | 63 | 0,96 | 39 |
| B 4N | 256 | (227-285) | 0,013 | 53 | 0,84 | 34 |
| B 8N | 364 | (334-395) | 0,015 | 46 | 0,92 | 27 |

⁽¹⁾ Lodo de esgoto de Franca (F) ou de Barueri (B), SP. ⁽²⁾ 1N: Dose calculada para adubação equivalente a 100 kg ha⁻¹ de N disponível; 0N, 2N, 4N e 8N representam múltiplos desse tratamento. ⁽³⁾ N potencialmente mineralizável. ⁽⁴⁾ N mineralizado no tempo t. ⁽⁵⁾ Intervalo de confiança de No a 95 %. ⁽⁶⁾ Meia-vida: tempo necessário para mineralização de 50 % de No; t^{1/2} = (ln 2)/k. ⁽⁷⁾ Coeficiente de determinação da estimativa de Nm. ⁽⁸⁾ Calculada utilizando-se o valor de 73 mg kg⁻¹ para [No_{tratamento sem lodo}].

para as doses de cada tipo de lodo de esgoto em cada período de incubação. Assim, verifica-se (Figura 2) que houve aumento da quantidade de N lixiviado por dia quando se aumentaram as doses dos resíduos. Esses resultados evidenciam o aumento do risco potencial de poluição ambiental por nitrato ao se utilizarem doses superiores a F 1N ou B 1N, que foram calculadas segundo as recomendações técnicas brasileiras, visando-se disponibilizar 100 kg ha⁻¹ de N.

Os valores estimados para No foram superiores aos do N mineralizado acumulado em 224 dias de incubação, exceto nos tratamentos 8N (Figura 2 e Quadro 5). No tratamento 0N (solo sem lodo) mais de 80 % do N potencialmente mineralizável foi extraído em 224 dias. A quantidade de No estimada para o Latossolo neste experimento foi de 73 mg kg⁻¹, três vezes maior que o valor estimado para o mesmo solo em experimento com incubação, sem lixiviação, por

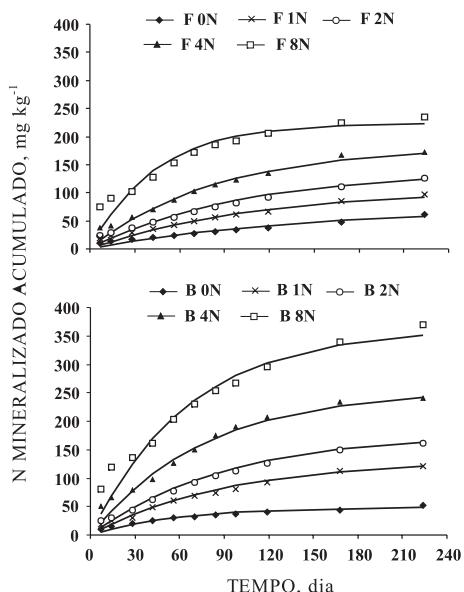


Figura 2. Quantidade acumulada observada e estimada pelo modelo exponencial simples de N mineralizado durante incubação de Latossolo em colunas de lixiviação, tratado com lodo de esgoto de Franca (F) ou de Barueri (B). 1N: dose de lodo calculada para fornecer ao solo o equivalente a 100 kg ha^{-1} de N disponível; 0N, 2N, 4N e 8N representam múltiplos desse tratamento.

Boeira et al. (2002). Esse resultado indica a possível influência da temperatura mais elevada e correção da acidez na intensificação dos processos de mineralização e de nitrificação do N orgânico nativo no solo (Silva et al., 1994). Nos tratamentos com o lodo, mais de 90 % do valor estimado para No foi mineralizado no período experimental e, por isso, estima-se que restaram menos de 10 % de N orgânico disponível à mineralização em certo tempo, geralmente considerado como um ciclo de cultivo agrícola. Considerando-se uma mesma quantidade de substrato disponível à mineralização (1N, 2N, 4N ou 8N), o solo tratado com o lodo de esgoto de Barueri mostrou maior potencial de geração de N mineral (No) do que o de Franca, de acordo com os intervalos de confiança apresentados para No (Quadro 5). Tal resultado reflete o efeito da origem do esgoto bruto e dos diferentes processos a que é submetido nas estações de tratamento, resultando em materiais com propriedades distintas e, por isso, com comportamentos diversos no solo.

Conforme as estimativas do potencial de mineralização de N, com a menor dose aplicada do lodo de esgoto de Franca (tratamento 1N), que representa a dose agronômica máxima recomendada, a mineralização foi equivalente a 214 kg ha^{-1} ou 107 mg kg^{-1} (Quadro 5), e no tratamento F 8N foi de 448 kg ha^{-1} . De forma similar, a acumulação de N

na forma mineral prevista pelo modelo utilizado alcançou valores de 264 a 728 kg ha^{-1} para o Latossolo tratado com as doses crescentes do lodo de esgoto de Barueri. Tais valores equivalem a adubações bastante pesadas, ou até excessivas, com fertilizantes nitrogenados prontamente solúveis. No entanto, a aplicação das quantidades agronomicamente recomendadas de N ao solo via fertilizante químico em geral é feita de forma parcelada, em função das épocas em que há absorção mais intensa pelas raízes. Se a aplicação de N ao solo for via lodo de esgoto, é importante observar que, embora a liberação seja contínua por longo tempo, a geração de N disponível às plantas ocorre em grande parte logo após a aplicação (Figura 2). Nessa figura, pode-se ainda observar que a liberação de N nas primeiras semanas foi subestimada pelo modelo utilizado, para todos os tratamentos, problema que se intensificou com o aumento das doses estudadas. Segundo Cabrera et al. (2005), estudos de modelagem da mineralização de N de resíduos requerem novas formas de abordagem no tratamento dos dados, como o procedimento utilizado para o ajuste a modelos não lineares e para a fixação da constante da taxa de mineralização.

Para o cálculo da fração de mineralização potencial (Quadro 5), utilizou-se para a variável [No_{tratamento sem lodo}] o valor de No = 73 mg kg^{-1} obtido para o tratamento F 0N, apesar de se dispor também da estimativa para o tratamento B 0N. Como o cálculo de FM é muito afetado pelo valor mineralizado pelo solo, considerou-se mais apropriada a utilização do maior valor estimado, já que não houve diferença estatística significativa entre as determinações de N nos tratamentos F 0N e B 0N (Quadros 3 e 4). Na figura 3, apresenta-se a evolução da fração de mineralização de N dos resíduos durante a incubação. A FM estimada foi decrescente com o aumento das doses para os dois tipos de lodo, mas o lodo de esgoto de Barueri apresentou maior mineralização de N que o de Franca, quando se aplicou mesma quantidade de N orgânico (Quadro 5).

Houve correlação significativa entre a quantidade aplicada de N orgânico e a quantidade mineralizada durante o experimento, obtendo-se $r = 0,78^{**}$ e $r = 0,73^{**}$ para o lodo de Franca e de Barueri, respectivamente. A partir desses resultados, a influência das doses do lodo de esgoto sobre a mineralização do N orgânico pode ser observada na figura 4, em que se apresentam os resultados encontrados neste trabalho de forma comparativa aos do trabalho de Boeira et al. (2002), que utilizaram os mesmos resíduos (porém lotes diferentes) e o mesmo solo em incubação sem lixiviação. Nos resultados obtidos com os dois métodos, houve tendência de diminuição da mineralização líquida quando se aumentaram as doses do lodo de esgoto (Figura 4). Dobrando-se a quantidade do N orgânico aplicado, o potencial de mineralização (No) não duplicou nos dois tipos de lodo de esgoto. Observa-se também que houve

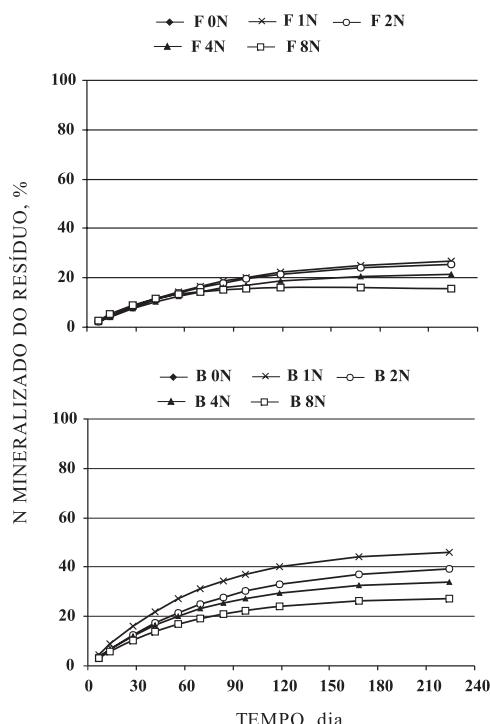


Figura 3. Percentagem de mineralização do N orgânico aplicado via lodo de esgoto de Franca (F) ou de Barueri (B) em Latossolo incubado em colunas de lixiviação. 1N: dose de lodo calculada para fornecer ao solo o equivalente a 100 kg ha^{-1} de N disponível; 0N, 2N, 4N e 8N representam múltiplos desse tratamento. Valores estimados pelo modelo exponencial simples.

relação linear entre as variáveis até uma certa quantidade aplicada do lodo, próxima de pouco mais de 200 mg kg^{-1} de N orgânico aplicado. Acima dessa dose houve leve decréscimo da produção esperada de No, mais intenso para o lodo de Franca. Na incubação com lixiviação, nas doses maiores, a ausência de linearidade possivelmente indica a ocorrência de reações de desnitrificação concomitantemente com a nitrificação, pois apesar do solo ter sido mantido com capacidade de campo, há microporos que podem permanecer cheios de água, sem aeração. Também o excesso de carga orgânica, fonte de energia para a microflora, aumenta a respiração microbiana, liberando CO_2 , tornando menos disponível o O_2 do solo.

Parker & Sommers (1983) avaliaram 24 diferentes tipos de lodo, obtendo para a maioria ajuste curvilinear entre N mineralizado pelo lodo e o tempo, tanto no método sem lixiviação como no com lixiviação, indicando que a mineralização de N pode ser aproximada por cinética de primeira ordem. Esses autores encontraram maiores estimativas de mineralização do N de lodo com o processo experimental de incubação sem lixiviação.

enumerando vantagens como maior facilidade de instalação, menos vidraria, e condução experimental mais fácil, comparado ao processo de incubação com lixiviação. Comparando-se esses dois métodos (Figura 4), observa-se que foram estimadas quantidades similares de No para cada lodo. Esse resultado favorece a adoção da técnica de incubação sem lixiviação para estimativas da FM, considerando-se que as vantagens citadas resultam em menor custo das análises. Os resultados obtidos por Parker & Sommers (1983) também mostram a necessidade do estabelecimento da FM para cada tipo de lodo, dada a larga faixa de resultados obtidos. Sugeriram o uso de FM de 15 % para lodo com digestão anaeróbica. Mais tarde, com respaldo de maior número de trabalhos experimentais, em USEPA (1996) estipulou-se 20 % para solos de clima temperado. Atualmente, há autores que sugerem o uso de 25 % (Barbarick & Ippolito, 2007), baseados em avaliações da mineralização obtida em campo.

Corrêa et al. (2006) aplicaram um lodo de esgoto digerido contendo mesma quantidade de substrato mineralizável que os tratamentos F 2N e B 2N (258 mg kg^{-1} de N orgânico) a um Latossolo e obtiveram fração de mineralização de 25 %, em experimento sem lixiviação, após 161 dias de incubação. Boeira et al. (2002) obtiveram FM potencial de 34 % para o lodo de Franca, e de 37 % para o lodo de Barueri (aplicando em torno de 250 mg kg^{-1} de N orgânico). Neste trabalho, nos tratamentos F 1N, F 2N e F 4N, os valores da FM situaram-se próximos de 25 %, contudo, nos tratamentos B 1N, B 2N e B 4N foram mais elevados: 43, 39 e 34 %, respectivamente (Quadro 5). A ampla faixa de variação de valores de FM, obtidas neste trabalho ou encontrada na literatura, reforçam a importância de se avaliar o lodo de esgoto nos solos e nas doses que se pretende utilizar e com calibrações adequadas aos cultivos em campo.

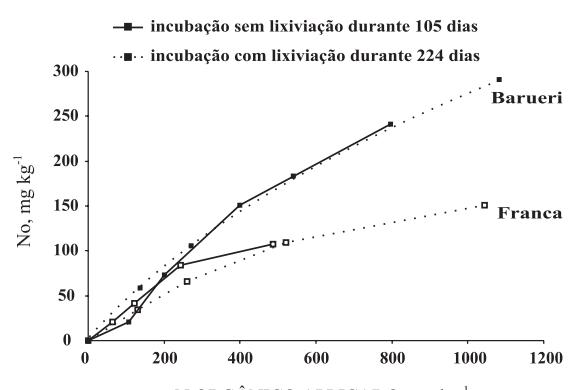


Figura 4. N potencialmente mineralizável (No) de lodo de esgoto de Franca (□) e de Barueri (■) aplicado em Latossolo, estimado por duas metodologias. Os dados referentes à incubação sem lixiviação foram obtidos em Boeira et al. (2002).

Como as perdas de N estão relacionadas às quantidades de N potencialmente lixiviáveis do solo, o risco de lixiviação de nitrato avaliado neste experimento pode ser considerado máximo, pois propiciou uma situação ideal de temperatura e de umidade, minimizou perdas por volatilização ou desnitrificação, em razão das frequentes lixiviações, com ausência de plantas que absorvessem N. Considerou-se, ainda, a possibilidade de todo o amônio gerado ser transformado em nitrato. As condições empregadas no método de incubação com lixiviação podem ser consideradas aproximadas das condições de campo; no entanto, é importante salientar que as quantidades de solução percolada foram equivalentes a 9.500 mm de precipitação pluviométrica (cerca de 790 mm a cada lixiviação efetuada), o que ultrapassa mais de 10 vezes as condições pluviométricas anuais locais. Além disso, na preparação dos tratamentos, as operações de secagem, correção de pH, umedecimento, peneiragem, armazenamento e moagem alteram a dinâmica da mineralização do N em relação à situação em campo. Porém, podem-se comparar os tratamentos entre si, considerando-se N como o potencial máximo de lixiviação, supondo-se que as condições foram ideais, e que não houve perdas do N gerado. Dessa forma, o potencial de lixiviação do Latossolo sem aplicação de lodo de esgoto foi de 73 mg kg⁻¹, e aumentou de 1,5 a 3,1 vezes (46 a 207 %) com a aplicação das doses crescentes do lodo de Franca, e de 1,8 a 5,0 vezes (81 a 399 %), utilizando-se as doses do lodo de Barueri. O efeito de doses crescentes de lodo de esgoto na intensificação dos riscos de lixiviação de N também foi constatado em campo por Oliveira et al. (2001) e Dynia et al. (2006).

No solo tratado com o lodo de Franca, a quantidade lixiviada de N mineral estimada pelo modelo nos primeiros 30 dias, no tratamento F 1N, foi de 25 mg kg⁻¹ [Nm = 107 x (1-e^{-0,009x30})], e no tratamento F 8N foi de 112 mg kg⁻¹. Transformando-se essas quantidades para kg ha⁻¹ (considerando-se uma camada do solo de 0,2 m e densidade do solo igual a 1,0 kg dm⁻³), verifica-se que, no primeiro mês após a incorporação dos resíduos, o solo apresentou potencial de geração de N mineral crescente de 51 a 223 kg ha⁻¹ nas quatro doses do lodo de Franca. Para o lodo de Barueri, cálculos similares mostram potencial de geração de 74 a 264 kg ha⁻¹ de N na forma mineral nos primeiros 30 dias. Isso sugere que as aplicações de doses menores desse lodo de esgoto são mais convenientes quando forem feitas em épocas anteriores à semeadura, pois haverá menor liberação de N mineral no solo no período em que não há raízes, diminuindo-se o risco potencial de lixiviação de N.

Verifica-se também que, nos tratamentos 1N, 2N, 4N ou 8N, o lodo de esgoto de Barueri sempre teve maiores taxas de mineralização do que o de Franca, apresentando maior risco de lixiviação de N. Diferenças na taxa de mineralização de lodo de esgoto também foram observadas por Smith et al. (1998), trabalhando com 12 materiais incubados em solos, as

quais foram atribuídas a diferenças de estabilidade do N orgânico contido nos resíduos.

No final do experimento, os teores de N amoniacal nos solos dos tratamentos, determinados após agitação com solução extratora concentrada, apresentaram-se entre 0 e 5 mg kg⁻¹ e entre 0 e 4 mg kg⁻¹ de N-NO₃⁻ + NO₂⁻, evidenciando a continuação da liberação de N nos tratamentos.

CONCLUSÕES

1. O lodo de esgoto de Barueri causou maior lixiviação de N do que o de Franca no Latossolo estudado, e as quantidades de N mineral lixiviadas foram proporcionais às quantidades aplicadas dos resíduos.

2. Doses elevadas do lodo de esgoto causaram intensa lixiviação de nitrato, potencializando riscos de impactos ambientais negativos.

3. A fração de mineralização de N orgânico do lodo de esgoto (FM) foi decrescente com o aumento das doses utilizadas.

4. Considerando-se que os valores estimados da FM, nas doses agronômicas máximas recomendadas, foram superiores (Franca: 26 %; Barueri: 43 %) ao valor da FM estipulado na norma brasileira para uso agrícola de lodo de esgoto anaeróbio (20 %), essa regulamentação deve ser reavaliada à luz dos resultados de pesquisas brasileiras já publicados.

5. Considerando-se a grande diferença observada entre as FM obtidas nos dois resíduos, conclui-se que, para o cálculo de doses ambientalmente seguras de lodo de esgoto, em relação ao N, deve-se determinar a fração de mineralização do N orgânico de cada resíduo no solo em que será aplicado.

AGRADECIMENTOS

À Viviane Cristina Bettanin Maximiliano, Assistente da Embrapa Meio Ambiente responsável pela condução e análises químicas do experimento; ao Instituto Agronômico de Campinas, pelas colunas cedidas para utilização no experimento.

LITERATURA CITADA

- ADANI, F. & TAMBONE, F. Long-term effect of sewage sludge application on soil humic acids. *Chemosphere*, 60:1214-1221, 2005.
- BARBARICK, K.A. & IPPOLITO, J.A. Nutrient assessment of a dryland wheat agroecosystem after 12 years of biosolids applications. *Agron. J.*, 99:715-722, 2007.

- BEAUCHAMP, E.G.; SOON, Y.K. & MOYER, J.R. Nitrate production from chemically treated sewage sludges in soil. *J. Environ. Qual.*, 8:557-560, 1979.
- BERTONCINI, E.I.; D'ORAZIO, V.; SENESI, N. & MATTIAZZO, M.E. Fluorescence analysis of humic and fulvic acids from two Brazilian Oxisols as affected by biosolid amendment. *Anal. Bioanal. Chem.*, 381:1281-1288, 2005.
- BOEIRA, R.C.; LIGO, M.A.V. & DYNIA, J.F. Mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodos de esgoto. *Pesq. Agropec. Bras.*, 37:1639-1647, 2002.
- CABRERA, M.L.; KISSEL, D.E. & VIGIL, M.F. Nitrogen mineralization from organic residues: Research opportunities. *J. Environ. Qual.*, 34:75-79, 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 de Campinas, 1986. 95p. (Boletim Técnico, 106)
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas: Critérios para projeto e operação. São Paulo, 1999. 32p. (Manual Técnico, 230)
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução n. 375, de 29 de agosto de 2006. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, 2006.
- CORRÉA, R.S.; WHITE, R.E. & WEATHERLEY, A.J. Effect of compost treatment of sewage sludge on nitrogen behavior in two soils. *Waste Manag.*, 26:614-619, 2006.
- DYNIA, J.F.; SOUZA, M.D. & BOEIRA, R.C. Lixiviação de nitrato em Latossolo cultivado com milho após aplicações sucessivas de lodo de esgoto. *Pesq. Agropec. Bras.*, 41:855-862, 2006.
- EPSTEIN, E.; KEANE, D.B.; MEISINGER, J.J. & LEGG, J.O. Mineralization of nitrogen from sewage sludge and sludge compost. *J. Environ. Qual.*, 7:217-221, 1978.
- GARAU, M.A.; FELIPÓ, M.T. & VILLA, M.C.R.D. Nitrogen mineralization of sewage sludges in soils. *J. Environ. Qual.*, 15:225-228, 1986.
- GILMOUR, J.T. & SKINNER, V. Predicting plant available nitrogen in land-applied biosolids. *J. Environ. Qual.*, 28:1122-1126, 1999.
- GILMOUR, J.T.; COGGER, C.G.; JACOBS, L.W.; EVANYLO, G.K. & SULLIVAN, D.M. Decomposition and plant-available nitrogen in biosolids: Laboratory studies, field studies and computer simulation. *J. Environ. Qual.*, 32:1498-1507, 2003.
- HERNÁNDEZ, T.; MORAL, R.; PEREZ-ESPINOSA, A.; MORENO-CASELLES, J.; PEREZ-MURCIA, M.D. & GARCÍA, C. Nitrogen mineralization potential in calcareous soils amended with sewage sludge. *Biores. Technol.*, 83:213-219, 2002.
- HSEU, Z. & HUANG, C. Nitrogen mineralization potentials in three tropical soils treated with biosolids. *Chemosphere*, 59:447-454, 2005.
- JONSSON, C.M. & MAIA, A.H.N. Avaliação da toxicidade do lodo de esgoto de duas estações de tratamento para o invertebrado aquático *Daphnia similis*. *Pesticidas R. Ecotoxicol. Meio Amb.*, 17:1-8, 2007.
- LERCH, R.N.; AZARI, P.; BARBARICK, K.A.; SOMMERS, L.E. & WESTFALL, D.G. Sewage sludge proteins: II. Extract characterization. *J. Environ. Qual.*, 22:625-629, 1993.
- OLESZCZUK, P. Persistence of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sewage sludge-amended soil. *Chemosphere*, 65:1616-1626, 2006.
- OLIVEIRA, F.C.; MATTIAZZO, M.E.; MARCIANO, C.R. & MORAES, S.O. Lixiviação de nitrato em um Latossolo Amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar. *Sci. Agric.*, 58:171-180, 2001.
- PARKER, C.F. & SOMMERS, L.E. Mineralization of nitrogen in sewage sludges. *J. Environ. Qual.*, 12:150-156, 1983.
- RAIJ, B.van; ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H. & QUAGGIO, J.A. Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas, Instituto Agronômico de Campinas, 2001. 285p.
- RÉVEILLÉ, V.; MANSUY, L.; JARDE, E. & GARNIER-SILLAM, E. Characterization of sewage sludge-derived organic matter: Lipids and humic acid. *Org. Geochem.*, 34:615-627, 2003.
- ROWELL, D.M.; PRESCOTT, C.E. & PRESTON, C.M. Decomposition and nitrogen mineralization from biosolids and other organic materials: Relationship with initial chemistry. *J. Environ. Qual.*, 30:1401-1410, 2001.
- RYAN, J.A.; KEENEY, D.R. & WALSH, L.M. Nitrogen transformations and availability of anaerobically digested sewage sludge in soil. *J. Environ. Qual.*, 2:240-273, 1973.
- SAITO, M.L. O uso do lodo de esgoto na agricultura: Precauções com os contaminantes orgânicos. Jaguariúna, Embrapa Meio Ambiente, 2007. 36p. (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 64) Disponível em: <http://www.cnpma.embrapa.br/download/documentos_64.pdf>. Acesso em: 15 jan. 2009.
- SCHNAAK, W.; KÜCHLER, T.; KUJANA, M.; HENSCHEL, K.P.; SÜBENBACH, D. & DONAU, R. Organic contaminants in sewage sludge and their ecotoxicological significance in the agricultural utilization of sewage sludge. *Chemosphere*, 35:5-11, 1997.
- SILVA, C.A.; VALE, F.R. & GUILHERME, L.R.G. Efeito da calagem na mineralização do nitrogênio em solos de Minas Gerais. *R. Bras. Ci. Solo*, 18:471-476, 1994.
- 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 Sci. Soc. Am. J.*, 44:996-1000, 1980.
- SMITH, S.R.; WOODS, V. & EVANS, T.D. Nitrate dynamics in biosolids-treated soils. I. Influence of biosolids type and soil type. *Biores. Technol.*, 66:139-149, 1998.
- STANFORD, G. & SMITH, S.J. Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 36:465-471, 1972.
- TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H. & VOLKWEISS, S.J. Análise de solo, plantas e outros materiais. 2.ed. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p. (Boletim Técnico, 5)

TERRY, R.E.; NELSON, D.W. & SOMMERS, L.E. Nitrogen transformation in sewage sludge-amended soils as affected by soil environmental factors. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 45:506-513, 1981.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. Standards for the use and disposal of sewage sludge. Washington, 1996. (Code of Federal Regulations 40 CFR Part 503)