

7

Dinâmica da Mineralização de Nitrogênio de Lodos de Esgoto

Rita Carla Boeira e Viviane Cristina Bettanin Maximiliano

Introdução

Os recursos hídricos brasileiros eram considerados fartos até há pouco tempo, quase não havendo preocupação com a qualidade da água para consumo. Essa situação tem-se alterado na última década, frente à elevada degradação ambiental motivada pelas atividades produtivas nos meios rural e urbano.

Nas áreas urbanas, os principais agentes poluidores de águas são os esgotos, lançados, em geral, diretamente nos corpos de água. Esta prática é insustentável a médio prazo, em virtude de seus desastrosos efeitos ambientais. A qualidade de vida da população, que utiliza essa mesma água para seu abastecimento, tem sido diretamente afetada, razão pela qual seu tratamento tornou-se prioridade dos governos federal, estaduais e municipais brasileiros.

Assim, os esgotos de diversas cidades brasileiras começaram a ser tratados em estações de tratamento (ETEs) que operam com diferentes sistemas tecnológicos. Existe, porém, um ponto comum a todos os sistemas de tratamento de águas residuárias: a geração de lodo de esgoto (LE), resíduo semi-sólido, pastoso e de natureza predominantemente orgânica (SANEPAR, 1997).

A composição de lodos de esgoto varia em função da origem do esgoto (domiciliar ou industrial), ou das características das fontes geradoras, como época do ano e tipo de tratamento utilizado na estação. À medida que novas estações vêm sendo construídas, tem aumentado o volume de lodo de esgoto gerado, mantido em seus pátios ou em aterros sanitários.

Apenas na Região Metropolitana de São Paulo, cuja produção corresponde a 93% do total produzido no Estado de São Paulo, a geração de lodo de esgoto passará de 100 Mg dia⁻¹ (base seca) para 566 Mg dia⁻¹ em 2005, e 784 Mg dia⁻¹ em 2015 (Santos et al., 1997). Dessa forma, vem crescendo o problema da acumulação e disposição final, havendo necessidade de discussão quanto ao tratamento mais adequado e das formas de gestão dos resíduos gerados de maneira a garantir a sustentabilidade ambiental.

A pesquisa, em muitos países, tem buscado alternativas para a disposição final de lodo de esgoto, como sua utilização na agricultura, em cultivos florestais, ou na recuperação de áreas degradadas. Nos Estados Unidos, em 1998, 59% do lodo gerado foi aplicado na agricultura (EPA, 1999). No Brasil, o uso agrícola ainda é restrito em escala comercial, e há resultados positivos, relativos à produtividade, obtidos em pesquisas nos Estados do Paraná, Distrito Federal e São Paulo (Vanzo et al., 2001).

A utilização agrícola de LE pode ser inviabilizada quando ocorrem restrições referentes à sua composição em metais pesados, compostos tóxicos ou presença de patógenos ou ainda em seu potencial de salinização ou de acidificação do solo. Não ocorrendo tais problemas, o cálculo de doses de aplicação a solos normalmente leva em consideração o fornecimento de N e de P, por serem os elementos encontrados em maior quantidade no lodo e por serem poluentes potenciais de águas.

A quantidade de aplicação baseada em limites de N é um fator de difícil determinação, devido às várias formas de N no lodo e sua dinâmica no solo.

Nas transformações e armazenamento de N no solo ocorrem diversos processos, como mineralização, desnitrificação, volatilização, absorção pelas plantas, fixação de N-NH₄⁺ pelos minerais de argila, retenção de N-NH₄⁺ como cátion trocável, imobilização de N-inorgânico na matéria orgânica do solo e imobilização microbiana. Como a capacidade de retenção de nitrato no solo é, geralmente, baixa, este íon pode ser lixiviado além da zona radicular, se não for absorvido pelas plantas, contaminando águas subsuperficiais (Gangbazo et al., 1995; Pawar & Shaiki, 1995). O nitrato, uma vez ingerido, pode ocasionar

intoxicações graves em animais e no homem. O valor de 10 mg L^{-1} de N-NO_3^- é adotado em vários países como limite máximo tolerável para padrão de potabilidade de água. Valores superiores podem levar uma pessoa, particularmente crianças, à metahemoglobinemia, doença que pode ser fatal nos primeiros anos de vida. Animais jovens podem também desenvolver essa doença, ingerindo N em concentrações de 5 mg L^{-1} de N-NO_3^- na água que bebem; em animais adultos, com longo período de exposição, pode ocorrer queda na produção de leite, deficiência de vitamina A, distúrbios da tireóide, problemas reprodutivos e abortos (Pimentel, 1996). Os problemas de contaminação de corpos de água com nitrato são intensos em países desenvolvidos, onde são pesquisadas soluções alternativas para a descontaminação de aquíferos.

Portanto, as doses de lodo de esgoto aplicadas ao solo devem ser estabelecidas levando-se em conta as necessidades de nitrogênio das plantas, evitando-se a geração de nitrato em excesso e minimizando perdas por volatilização ou desnitrificação.

Gilmour & Skinner (1999) definem N disponível às plantas como a soma de N na forma de nitrato (N-NO_3^-), de N na forma de amônio (N-NH_4^+), quando não são perdidos por desnitrificação ou volatilização, e de N orgânico que é mineralizado em dado tempo. Assim, a disponibilidade de N do lodo de esgoto é função da fração líquida de mineralização do N orgânico do lodo (parcela do N-orgânico aplicado que foi mineralizada no tempo t), por meio dos processos de amonificação e de nitrificação, reações que ocorrem pela ação de bactérias e, portanto, influenciadas pela temperatura, umidade, pH e outras condições ambientais. A maior parte do N presente em lodos de esgoto encontra-se na forma orgânica, sendo as proteínas as principais formas, que constituem uma fração lábil da matéria orgânica (Lerch et al., 1992), de fácil degradação pelos microrganismos do solo (Lerch et al., 1993), possibilitando rápida liberação de N mineral à solução do solo.

A fração de mineralização pode ser estimada por várias metodologias. Incubações aeróbias ou anaeróbias são comumente utilizadas, avaliando-se a produção de N mineral *versus* tempo. Nas estimativas da fração

de mineralização de lodos, considera-se que não ocorre efeito de *priming* (Hsieh et al., 1981), ou seja, que a adição de lodo ao solo não aumenta a mineralização do N orgânico originalmente presente no solo, conforme resultados de Sikora & Yakovchenko (1996). A secagem do solo pode superestimar a fração de mineralização, em função da grande quantidade de biomassa microbiana morta que é imediatamente mineralizada ao se re-umedecer o solo (Kieft et al., 1987). Outro fator que contribui para que a avaliação da mineralização seja superestimada é a homogeneização do solo em peneira, pois há exposição de matéria orgânica lábil que em condições naturais (campo) encontrava-se protegida nos agregados (Ross et al., 1985). Por outro lado, perdas por desnitrificação e/ou volatilização podem subestimar esta mineralização, embora Terry et al. (1981) tenham encontrado perdas inferiores a 0,1% quando o lodo foi incorporado ao solo.

Há uma larga faixa de resultados, obtidos com incubações aeróbias, para o valor da fração de mineralização de lodos digeridos anaerobiamente (DEHNR, 1994): 4 a 48%, em 112 dias de incubação (Ryan et al., 1973); 14 a 25% de mineralização, em 91 dias (Magdoff & Chromec, 1977); 2 a 27%, em 13 lodos durante 112 dias (Parker & Sommers, 1983).

Stanford & Smith (1972) mostraram que a mineralização de N orgânico nativo em solos pode ser descrita por uma equação cinética de primeira ordem e, desde então, diversos trabalhos têm mostrado que a mineralização de N de lodos aplicados a solos pode ser descrita da mesma forma. Com este comportamento, nem todo o N orgânico aplicado via lodo de esgoto é prontamente mineralizado; quantidades decrescentes estarão sendo disponibilizadas à solução do solo ao longo do tempo, após a aplicação inicial. Este efeito residual é causado principalmente por moléculas orgânicas de lenta decomposição (Ryan et al., 1973; Premi & Cornifield, 1969). Segundo EPA (1995), após o primeiro ano, a taxa de mineralização decresce até estabilizar em cerca de 3% após alguns anos, valor freqüentemente observado em frações de N orgânico estáveis em solos.

Com o objetivo de se obter a definição de doses adequadas de lodo a serem aplicadas ao solo, evitando-se a geração de nitrato em quantidade

superior à capacidade de absorção das plantas, foram conduzidos dois ensaios em laboratório, com incubações aeróbias e anaeróbias de solo, para o estudo da dinâmica da mineralização de dois lodos de esgoto, um de origem domiciliar, produzido na ETE de Franca e outro de origem urbano-industrial, produzido na ETE de Barueri, ambas no Estado de São Paulo.

Material e métodos

Foram realizados dois experimentos de incubação para avaliação de quatro doses de dois tipos de lodo de esgoto. O solo utilizado foi Latossolo Vermelho distroférico coletado na profundidade de 0 a 20cm. Os lodos de esgoto utilizados foram obtidos nas estações de tratamento de esgotos sanitários das cidades de Franca, SP e de Barueri, SP. A estação de Franca recebe esgotos domiciliares, enquanto que a de Barueri recebe esgotos domiciliares e industriais. Nas duas estações utiliza-se como processo de tratamento a digestão anaeróbia de lodo ativado. Nos experimentos com os sistemas lodo-solo, a incubação aeróbia teve duração de 105 dias (Boeira et al., 2002) e a incubação anaeróbia, sete dias (Hungria & Araújo, 1994). Os experimentos foram conduzidos com três repetições, em condições controladas de temperatura e umidade do ar. As parcelas experimentais constituíram-se de microcosmos com capacidade para 100 g da mistura [lodo + solo]. Foram avaliadas doses equivalentes a 3, 6, 12 e 24 Mg ha⁻¹ de lodo de Franca, e 8, 16, 32 e 64 Mg ha⁻¹ de lodo de Barueri. Periodicamente, foram determinados os teores de N-(NO₃⁻ + NO₂⁻) e/ou de N-(NH₄⁺) pelo método de destilação-titulação (Tedesco et al, 1995), em amostras de solo. Com o ajuste das medidas de produção de N mineral ao longo do tempo de incubação ao modelo matemático exponencial simples (Equação 1), obteve-se a quantidade de N orgânico potencialmente mineralizável em cada dose de lodo aplicada ao solo. Utilizou-se a técnica de regressão linear destas estimativas para as doses de N orgânico aplicadas ao solo via lodo, obtendo-se a fração de mineralização potencial do N orgânico dos lodos de esgoto.

$$N_m = N_o(1 - e^{-kt}) \quad (\text{Equação 1}),$$

em que:

N_m = N mineral acumulado;

N_o = N orgânico potencialmente mineralizável no sistema lodo-solo;

k = constante de primeira ordem da taxa de mineralização de N orgânico e

t = tempo.

Resultados e discussão

No experimento com incubação aeróbia de sistemas lodo-solo, conduzidos sem lixiviação, houve nitrificação durante todo o período de incubação, obtendo-se correlação significativa entre $N\text{-NH}_4^+$ e $N\text{-(NO}_3^- + \text{NO}_2^-)$ produzidos. Nas doses menores (3 Mg ha⁻¹ de lodo de Franca e 8 Mg ha⁻¹ de lodo de Barueri), o teor de nitrato estabilizou-se a partir de 42 dias. No entanto, nas doses mais elevadas (24, 32 e 64 Mg ha⁻¹ de lodo), a nitrificação líquida intensificou-se somente mais tarde, após 42 dias. Nesses tratamentos, do início da incubação até 42 dias, houve permanência no solo de N inorgânico composto em grande parte pela forma amoniacal, fato desfavorável biologicamente, pois pode tornar os microrganismos menos ativos ou ocasionar maior demora na composição de suas comunidades (Premi & Cornifield, 1969; Terry et al., 1981).

O acúmulo de N inorgânico foi proporcional às quantidades de N orgânico adicionadas ao solo, com maior velocidade de mineralização no início da incubação. Este é o comportamento observado, em geral, com lodos de esgoto (Parker & Sommers, 1983; Banerjee et al., 1997; Lindemann & Cardenas, 1984), com decréscimo da taxa de mineralização à medida em que as formas nitrogenadas mais lábeis são decompostas e formas de difícil e/ou lenta mineralização passam a predominar no sistema lodo-solo.

O comportamento dos sistemas lodo-solo pode ser visualizado na Figura 1, obtida com os parâmetros de ajuste dos dados ao modelo de Stanford & Smith (1972). Ao longo da incubação, o lodo de Barueri aplicado em doses elevadas (32 e 64 Mg ha⁻¹) apresentou crescimento mais lento das quantidades

Dinâmica da Mineralização de Nitrogênio de Lodos de Esgoto

recuperadas de N inorgânico. Este comportamento pode estar relacionado a possíveis perdas gasosas, que podem ter sido mais intensas nesses tratamentos. Por outro lado, supondo-se que não tenham ocorrido perdas gasosas, a lenta mineralização indicada pelo modelo para esses tratamentos poderia ser explicada, eventualmente, pela presença de compostos tóxicos e/ou metais pesados presentes no lodo de Barueri, dada sua origem industrial.

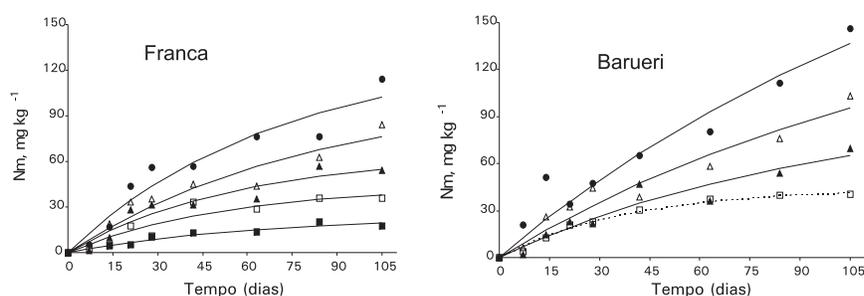


Fig. 1. Variação líquida de N inorgânico (Nm), com ajuste dos dados ao modelo exponencial simples em Latossolo Vermelho distroférrico incubado durante 105 dias com lodos de esgoto coletados em 1999, nas Estações de Tratamento de Esgoto de Franca, SP (■: testemunha; □: 3; ▲: 6; △: 12 e ●: 24 Mg ha⁻¹) e de Barueri, SP (□: 8; ▲: 16; △: 32 e ●: 64 Mg ha⁻¹).

A incubação anaeróbia foi testada visando avaliar a eficiência deste método, mais simples e mais rápido, em relação ao método de incubação aeróbia, de longa duração e alto custo, em sua capacidade de estimar o teor de nitrogênio potencialmente mineralizável em sistemas lodo-solo. Com os dois métodos, os resultados obtidos foram proporcionais às doses de N orgânico aplicadas no solo (Figura 2; 99% de significância estatística), segundo as equações: $No = 26,3 + 0,29 * N\text{-orgânico}$ ($R^2 = 0,94$; incubação aeróbia) e $No = 5,9 + 0,14 * N\text{-orgânico}$ ($R^2 = 0,91$; incubação anaeróbia), onde No é o teor estimado de N potencialmente mineralizável, em mg kg⁻¹, e N-orgânico é a dose aplicada ao solo de N orgânico, via lodo de esgoto, em mg kg⁻¹.

Os coeficientes de regressão destas retas representam a fração de mineralização estimada do N orgânico do lodo, que foi praticamente a metade (14%) no método de incubação anaeróbia durante sete dias, em relação aos 29% estimados no método aeróbio para o tempo de 105 dias. A não sobreposição das faixas de confiança (95%) obtidas para as médias de No, na Figura 2, é

uma indicação de diferenças, entre os dois métodos, nas quantidades estimadas de N potencialmente mineralizável dos sistemas lodo-solo. A associação significativa entre os teores recuperados de N mineral no método aeróbio e no método anaeróbio ($r = 0,91$) permitiu a obtenção da seguinte relação matemática entre os dois métodos: $No(aeróbia) = 21,6 + 1,93 * No(anaeróbia)$ ($R^2 = 0,84$). A equação permite que o potencial de mineralização (No) dos sistemas lodo-solo seja razoavelmente estimado apenas com os dados de $No(anaeróbia)$ obtidos na incubação anaeróbia de sete dias.

Por ser uma metodologia de relativa simplicidade operacional em relação às metodologias usuais que utilizam longas e caras incubações para avaliação da fração de mineralização de N orgânico de lodos, a incubação anaeróbia durante sete dias mostrou-se interessante. No entanto, avaliações neste sentido com maior diversidade de solos, doses e tipos de lodo de esgoto são necessárias, para respaldar estes resultados.

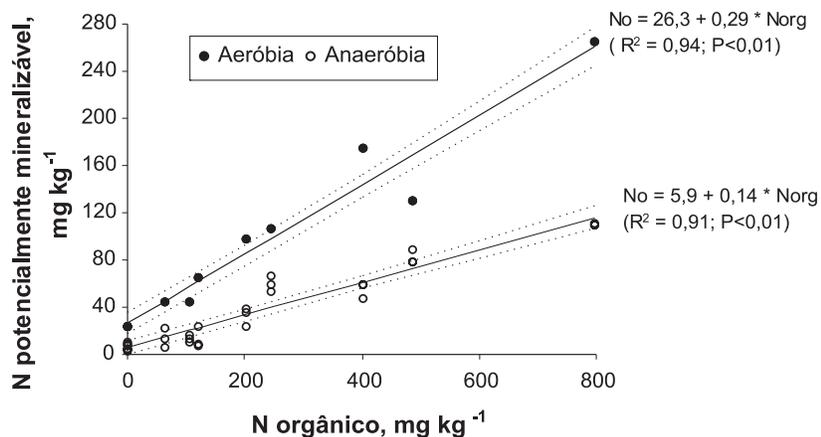


Fig. 2. Doses de N orgânico aplicadas e N potencialmente mineralizável estimado (No) em 105 dias de incubação aeróbia e em sete dias de incubação anaeróbia, com ajuste dos dados ao modelo linear e respectivos intervalos de confiança a 95%, em Latossolo Vermelho distroférico tratado com lodos de esgoto coletados em 1999, nas Estações de Tratamento de Esgoto de Franca, SP e de Barueri, SP.

Considerações finais

Considerando-se os dados obtidos em laboratório associados às avaliações efetuadas em experimento que está sendo conduzido em campo, no mesmo tipo de solo, verifica-se que a fração de mineralização de N orgânico dos lodos de esgoto estimada foi adequada para a determinação da dose máxima a ser aplicada em campo, utilizando-se como critério a necessidade de N da cultura e com o objetivo de evitar geração excessiva de nitrato. Dados experimentais mostram que não houve diferença entre os tratamentos testemunha (sem adubação), com aplicação da dose agronômica ideal de lodo de esgoto ou com adubação completa NPK, quanto aos teores de nitrato no perfil do solo após duas e após três aplicações sucessivas dos resíduos produzidos em Franca ou em Barueri (Capítulo 5).

No entanto, a aplicação continuada de lodo de esgoto numa mesma área pode resultar, a curto ou médio prazo, em expressiva lixiviação de nitrato no solo, em função do efeito residual de compostos nitrogenados remanescentes no solo, cuja mineralização torna-se mais lenta, porém contínua, como também é relatado no Capítulo 5, considerando-se as coletas de solução do solo a 1 m de profundidade do solo. Este efeito residual de adubações com lodos de esgoto deve ser convenientemente avaliado e considerado no cálculo de doses agronômicas ideais de adubos nitrogenados, seja em termos de nutrição de plantas, seja em termos de sustentabilidade ambiental, tanto em sistemas de manejo de solo com aplicação única quanto em sistemas com aplicações seqüenciais.

A avaliação da fração de mineralização de N orgânico dos lodos estudados, pela metodologia de incubação anaeróbia, mostrou forte associação entre este método, mais rápido e barato, e o método usual de incubação aeróbia por várias semanas, de maior complexidade operacional e maiores custos.

Referências

BANERJEE, M. R.; BURTON, D. L.; DEPOE, S. Impact of sewage sludge application on soil biological characteristics. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.66, p.241-249, 1997.

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, n.9, p.1639-1647, set. 2002.

DEHNR. Department of Environment, Health and Natural Resources - Division of Environmental Management, North Carolina, USA. **Land application of residual solids**. [S.l.]:Division of Environmental Management, 1994. (Form LARS 06/94).

EPA. **Land application of sewage sludge and domestic septage: process design manual**. Washington, DC, 1995.

EPA. **Biosolids generation, use, and disposal in the United States**. Washington, DC, Sept. 1999. 74p.

GANGBAZO, G.; PESANT, A. R.; BARNETT, G. M.; CHARUEST, J. P.; CLUIS, D. Water contamination by ammonium nitrogen following the spreading of hog manure and mineral fertilizers. **Journal of Environmental Quality**, v.24, n.3, p.420-425, 1995.

GILMOUR, J. T.; SKINNER, V. Predicting plant available nitrogen in land-applied biosolids. **Journal of Environmental Quality**, v.28, n.4, p.1122-1126, 1999.

HSIEH, Y. P.; LOWELL, A. D.; MOTTO, H. L. Modeling sewage sludge decomposition in soil: II. Nitrogen transformations. **Journal of Environmental Quality**, v.10, n.1, p.59-64, 1981.

HUNGRIA, M.; ARAÚJO, R. S. **Manual de métodos empregados em estudos de microbiologia agrícola**. Brasília: EMBRAPA-SPI CNPAF-CNPSOJA, 1994. 542p.

KIEFT, T. L.; SOROKER, E.; FIRESTONE, M. K. Microbial biomass response to a rapid increase in water potential when dry soil is wetted. **Soil Biology and Biochemistry**, v.19, p.119-126, 1987.

LERCH, R. N.; AZARI, P.; BARBARICK, K. A.; SOMMERS, L. E.; WESTFALL, D. G. Sewage sludge proteins: II. Extract characterization. **Journal of Environmental Quality**, v.22, n.3, p.625-629, 1993.

Dinâmica da Mineralização de Nitrogênio de Lodos de Esgoto

LERCH, R. N.; BARBARICK, K. A.; SOMMERS, L. E.; WESTFALL, D. G. Sewage sludge proteins as labile carbon and nitrogen sources. **Soil Science Society of America Journal**, v.56, n.5, p.1470-1476, 1992.

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

MAGDOFF, F. R.; CHROMECH, F. W. Nitrogen mineralization from sewage sludge. **Journal of Environmental Science and Health. Part A**, v. A12, p. 191-201, 1977.

PARKER, C. F.; SOMMERS, L. E. Mineralization of nitrogen in sewage sludges. **Journal of Environmental Quality**, v.12, n.1, p.150-156, 1983.

PAWAR, N. J.; SHAIKI, I. J. Nitrate pollution of groundwaters from shallow basaltic aquifers of Deccan Trap Hydrologic Province, India. **Environmental Geology**, v.25, n.3, p. 197-204, 1995.

PIMENTEL, D. Green revolution agriculture and chemical hazards. **Science of the Total Environment**, v.188, n.1, p.586-598, 1996.

PREMI, P. R.; CORNIFIELD, A. H. Incubation study of nitrification of digested sewage sludge added to soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v.1, n.1, p.1-4, 1969.

ROSS, D. J.; SPEIR, T. W.; TATE, K. R.; ORCHARD, V. A. Effects of sieving on estimations of microbial biomass, and carbon and nitrogen mineralization, in soil under pasture. **Australian Journal of Soil Research**, v.23, p.319-324, 1985.

RYAN, J. A.; KEENEY, D. R.; WALSH, L. M. Nitrogen transformations and availability of anaerobically digested sewage sludge in soil. **Journal of Environmental Quality**, v.2, p. 240-243, 1973.

SANEPAR. COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARANÁ. **Manual técnico para utilização agrícola do lodo de esgoto no Paraná**. Curitiba, 1997. 96p.

SANTOS, H. F.; TSUTIYA, M. T.; MIKI, M. K.; EBERT, R.; DELATORRE, C.; FURUKAWA, N. A.; MAYOR, M. S.; KAMIYAMA, H.; MACEDO, L. S.; MORAES, I. P. S. **Crítérios para o uso agrícola dos biossólidos de ETEs da SABESP: relatório interno**. São Paulo: SABESP, 1997.

SIKORA, L. J.; YAKOVCHENKO, V. Soil organic matter mineralization after compost amendment. **Soil Science Society of America Journal**, v. 60, n. 5, p. 1401-1404, 1996.

Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura

STANFORD, G.; SMITH, S. J. Nitrogen mineralization potentials of soils. **Soil Science Society of America Journal**, v.36, n.2, p. 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:UFRGS, 1995. (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 Science Society of America Journal**, v.45, n.3, p. 506-513, 1981.

VANZO, J. E.; MACEDO, L. S.; TUSTIYA, M. T. Registros da produção de biossólidos. O caso da ETE Franca. In: TSUTIYA, M.T.; COMPARINI, J.B.; SOBRINHO, P.A.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P.C.T.; MELFI, A.J.; MELO, W.J.; MARQUES, M.O.(Ed.). **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - SABESP, 2001. p.227-242.