



Revista Brasileira de Ciência do Solo

ISSN: 0100-0683

revista@sbcs.org.br

Sociedade Brasileira de Ciência do Solo
Brasil

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E.; MARCIANO, C. R.; MORAES, S. O.
PERCOLAÇÃO DE NITRATO EM LATOSSOLO AMARELO DISTRÓFICO AFETADA PELA
APLICAÇÃO DE COMPOSTO DE LIXO URBANO E ADUBAÇÃO MINERAL
Revista Brasileira de Ciência do Solo, vol. 25, núm. 3, 2001, pp. 731-741
Sociedade Brasileira de Ciência do Solo
Viçosa, Brasil

Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=180218337024>

- 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

SEÇÃO IX - POLUIÇÃO DO SOLO E QUALIDADE AMBIENTAL

PERCOLAÇÃO DE NITRATO EM LATOSSOLO AMARELO DISTRÓFICO AFETADA PELA APLICAÇÃO DE COMPOSTO DE LIXO URBANO E ADUBAÇÃO MINERAL⁽¹⁾

F. C. OLIVEIRA⁽²⁾, M. E. MATTIAZZO⁽³⁾,
C. R. MARCIANO⁽⁴⁾ & S. O. MORAES⁽⁵⁾

RESUMO

Em experimento de campo, avaliou-se a percolação de N-NO_3^- com a aplicação de fertilizante mineral nitrogenado e de doses crescentes de composto de lixo urbano em um Latossolo Amarelo distrófico cultivado com cana-de-açúcar. O experimento foi realizado nos anos agrícolas 1996/97 e 1997/98, tendo sido aplicadas, no primeiro ano, além dos tratamentos calagem + adubação mineral e testemunha, doses equivalentes a 20, 40 e 60 Mg ha^{-1} (base seca) de composto de lixo em área total. Em 1997/98, o composto foi reaplicado em doses equivalentes a 24, 48 e 72 Mg ha^{-1} (base seca). A aplicação de fertilizante mineral nitrogenado e do composto de lixo aumentou a concentração de N-NO_3^- na solução do solo a 0,3, 0,6 e 0,9 m de profundidade. As perdas de nitrogênio determinadas para a camada de 0-0,9 m evidenciaram o potencial poluente do fertilizante mineral e do composto de lixo. Nas aplicações sucessivas, verificou-se acúmulo de N-orgânico na camada superficial do solo e de $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$ até à camada de 0,9-1,2 m. Nas condições do experimento, doses anuais de até 24 Mg ha^{-1} de composto de lixo (305 kg ha^{-1} de N-total) não ofereceram riscos de contaminação de aquíferos, tendo como base o critério estabelecido pela Organização Mundial da Saúde. Os riscos devidos à percolação de N-NO_3^- devem ser considerados no planejamento de taxas e frequências de aplicações do resíduo em áreas agrícolas e, neste caso, o monitoramento do solo e de sua solução em profundidade é essencial para evitar riscos à qualidade das águas subterrâneas.

Termos de indexação: contaminação, nitrogênio, aquíferos.

⁽¹⁾ Parte da Tese de Doutorado do primeiro autor, apresentada ao Curso de Pós-graduação em Solos e Nutrição de Plantas da Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" – USP/ESALQ. Financiada pela FAPESP. Recebido para publicação em fevereiro de 2000 e aprovado em fevereiro de 2001.

⁽²⁾ Engenheiro-Agrônomo, Doutor, Biossolo Agricultura & Ambiente S.C. Ltda. Rua Edú Chaves, 822, São Dimas, CEP 13416-020 Piracicaba (SP). E-mail: fernando@biossolidos.com.br

⁽³⁾ Professora Associada, Departamento de Ciências Exatas, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" – USP/ESALQ. Caixa Postal 09, CEP 13418-900 Piracicaba (SP). E-mail: mmattiazzo@carpa.ciagri.usp.br

⁽⁴⁾ Professor Visitante, Centro de Ciências e Tecnologia Agropecuária, Universidade Estadual do Norte Fluminense - UENF. Av. Alberto Lamego, 2000, Horto, CEP 28015-620 Campos dos Goytacazes (RJ). E-mail: crmarcia@bol.com.br

⁽⁵⁾ Professor Doutor do Departamento de Ciências Exatas, USP/ESALQ. E-mail: somoraes@carpa.ciagri.usp.br

SUMMARY: NITRATE PERCOLATION IN A TYPIC HAPLUDOX AMENDED WITH URBAN COMPOST WASTE OR INORGANIC FERTILIZATION

The movement of nitrate in soil percolate was evaluated in a field experiment using a Typic Hapludox cultivated with sugarcane and amended with urban compost waste or inorganic fertilizer. The experiment, conducted during the years of 1996/97 and 1997/98, had the following treatments: lime + inorganic fertilization, and control and urban compost waste applied in three levels: 20, 40 and 60 Mg ha⁻¹ (dry weight basis). In the second year (1997/98), the urban compost waste was applied to soil in three levels: 24, 48 and 72 Mg ha⁻¹. The results showed an increased nitrate level in the soil percolate at the 0.3, 0.6 and 0.9 m soil depth as a result of inorganic fertilization and compost waste disposal. Nitrate losses evaluated in the 0-0.9 m soil depth showed pollution potential risks either for the inorganic fertilizer or the compost. In the compost treatments, there was an increase in soil organic N at the soil surface and also in the N-NO₃⁻ and N-NH₄⁺ levels at the 0.9-1.2 m soil depth. Annual rates of 24 Mg ha⁻¹ (305 kg ha⁻¹ of total N) did not show evidences of causing any groundwater pollution, according to the values established by the World Health Organization. The risks due to nitrate percolation must be considered when planning rate and frequency of application of this waste to soil, to avoid the possibility of nitrate groundwater pollution. In this case, the soil and soil solution monitoring play fundamental roles in preventing this type of pollution.

Index terms: pollution, nitrogen, groundwater.

INTRODUÇÃO

A intensificação do uso de compostos de lixo em solos agrícolas pode estimular a iniciativa de um tratamento adequado do lixo urbano, pela recuperação de materiais reprocessáveis e pela compostagem de sua fração orgânica. Além disso, o solo pode ser utilizado como meio para disposição dos resíduos orgânicos com potencial poluente.

O potencial agrônomo do composto de lixo urbano está fundamentado nos benefícios ao sistema, incluindo ganhos de produtividade e melhorias nas propriedades físicas, químicas e biológicas dos solos (Hortensine & Rothwell, 1972; Giordano et al., 1975; Mazur et al., 1983; Trindade et al., 1996; Alves et al., 1999; Marciano, 1999). Por outro lado, a utilização desta prática, continuamente, pode aumentar os riscos de contaminação do solo com nitrato, metais pesados e organismos patogênicos.

No Brasil, pesquisas com metais pesados e patógenos têm recebido relativa atenção (Escosteguy et al., 1993; Egreja Filho, 1993; Grossi, 1993; Costa et al., 1994; Cravo, 1995; Santos et al., 1998; Abreu Junior, 1999); no entanto, os riscos ao ambiente devidos à mineralização do nitrogênio orgânico e a possibilidade de percolação de nitratos não têm sido devidamente estudados.

A grande mobilidade do íon NO₃⁻ no solo, aliada à crescente utilização de fertilizantes minerais nitrogenados, e a necessidade cada vez maior de disposição de resíduos urbanos, principalmente

composto de lixo e lodo de esgoto, estão contribuindo para o agravamento, em diversas regiões do planeta, dos problemas de eutrofização de águas de superfície, como lagos e rios, e de contaminação de águas subterrâneas, as quais, muitas vezes, são a principal ou a única fonte de água potável de grandes populações (Muchovej & Rechcigl, 1995; Hue, 1995).

Este trabalho teve como objetivos avaliar os efeitos da aplicação de fertilizante mineral nitrogenado e doses crescentes de composto de lixo urbano sobre a percolação de nitrato e sobre o acúmulo de formas nitrogenadas em um Latossolo Amarelo distrófico cultivado com cana-de-açúcar.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado nos anos agrícolas 1996/97 e 1997/98, em condições de campo, numa área plana de Latossolo Amarelo distrófico selecionada na cota mais elevada da paisagem da Estação Experimental do Instituto Agrônomo de Campinas, em Piracicaba (SP). As principais características químicas e físicas do solo são apresentadas no quadro 1. O clima, de acordo com a classificação de Köppen, é do tipo Cwa: subtropical com inverno seco (Setzer, 1966). As características climáticas apresentam as seguintes médias anuais: (a) precipitação: 1.253 mm; (b) temperatura: 21,1°C; (c) umidade relativa do ar: 74%; (d) velocidade do vento: 2,2 m s⁻¹.

Quadro 1. Principais características químicas e físicas do Latossolo Amarelo distrófico antes da instalação do experimento

Profundidade	pH	C-org	P	K	Ca	Mg	H + Al	Al	SB	T	V
m	CaCl ₂	g kg ⁻¹	mg dm ⁻³	mmol _c dm ⁻³						%	
0-0,20	4,1	9,29	3	0,3	11	5	47	10	16,3	63,3	27,7
0,20-0,40	4,1	8,13	2	0,3	14	5	47	10	19,3	66,3	29,1
0,40-0,60	4,1	6,38	1	0,1	11	3	47	12	14,1	61,1	23,1
	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	SiO ₂	Areia grossa ⁽¹⁾		Areia fina		Silte	Argila	Densidade	
	g kg ⁻¹									kg m ⁻³	
0-0,20	108	71,5	121	195		329		141	335	1.316	
0,20-0,40	144	85,8	148	194		248		116	442	1.292	
0,40-0,60	150	88,7	155	211		218		90	481	1.277	

⁽¹⁾ 2 mm ≥ areia grossa > 0,5 mm ≥ areia fina > 0,05 mm ≥ silte > 0,002 mm ≥ argila.

As duas remessas de composto de lixo urbano utilizadas foram obtidas junto à Usina de Tratamento de Lixo da Cidade de São Jorge – Prefeitura Municipal de Santo André, Santo André (SP). A caracterização química parcial em amostras dos resíduos (Quadro 2) foi realizada de acordo com o método de Eaton et al. (1995).

Foram aplicados cinco tratamentos num delineamento em blocos casualizados, com quatro repetições, em parcelas experimentais de 100 m², cultivadas com cana-de-açúcar em ciclo anual. Os tratamentos foram: calagem + adubação mineral (AM), testemunha absoluta (T), composto de lixo nas doses A (CLa), B (CLb) e C (CLc). O tratamento AM constou, além da aplicação de 2 Mg ha⁻¹ de calcário dolomítico (PRNT = 90) e adubação de plantio (70 kg ha⁻¹ de N-uréia, 180 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 150 kg ha⁻¹ de K₂O) em 1996/97, da aplicação de 120 kg ha⁻¹ de N-uréia, 30 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 150 kg ha⁻¹ de K₂O em cobertura (Spironello et al., 1996) na 1ª soqueira, ano agrícola 1997/98. As respectivas doses de composto de lixo (base seca) foram: 1ª aplicação, 1996/97, 20 (A), 40 (B) e 60 Mg ha⁻¹ (C), equivalentes a 202, 405 e 607 kg ha⁻¹ de N-total; 2ª aplicação, 1997/98, 24 (A), 48 (B) e 72 Mg ha⁻¹ (C), equivalentes a 305, 610 e 915 kg ha⁻¹ de N-total. As aplicações do resíduo foram feitas na superfície do solo em área total, com distribuição manual nas parcelas e incorporação, na camada de 0-0,2 m, com enxada rotativa. No ano agrícola 1997/98, a incorporação foi realizada entre as linhas da cultura.

As avaliações da percolação do nitrogênio foram feitas somente no ano agrícola 1997/98, com base nas determinações de N-NO₃⁻ e N-NH₄⁺ em amostras de solução do solo coletadas periodicamente. Após a incorporação do resíduo (2ª aplicação), foram instaladas vinte baterias de três unidades extratoras de solução do solo, uma por parcela experimental, a

0,40 m da linha central e nas profundidades de 0,3, 0,6 e 0,9 m. A unidade extratora de solução do solo foi essencialmente a mesma descrita por Reichardt et al. (1977), exceto por apresentar um manômetro de mercúrio pelo qual se monitorava a tensão aplicada durante a coleta. Também foram instaladas cinco baterias de quatro tensiômetros de manômetro de mercúrio, uma em cada tratamento de um dos blocos, nas profundidades de 0,20, 0,45, 0,75 e 0,95 m, a 0,40 m da linha central das parcelas.

As extrações de solução do solo foram realizadas de acordo com a ocorrência das chuvas, a partir da incorporação da 2ª aplicação do composto de lixo, realizada em 13/11/1997. O volume extraído variou com a umidade do solo e, por esta razão, as amostras analisadas foram formadas por uma, duas ou três extrações em seqüência. Assim, no período de 408 dias de monitoramento, foi considerada a composição das extrações realizadas de 33 a 45 (39), 91 a 96 (94), 174 a 175 (175), 208 a 209 (209), 312 a 313 (313), 341 a 342 (342) e 395 a 396 (396) dias após a incorporação do composto de lixo (DAIC).

As determinações do N-NO₃⁻ e do N-NH₄⁺ presentes na solução do solo foram obtidas por espectroscopia de absorção molecular num sistema de análise de injeção em fluxo contínuo. O procedimento para determinação de N-NO₃⁻, proposto em Gine-Rosias (1979), é baseado na redução do N-NO₃⁻ a N-NO₂⁻ através de um reator (coluna) de Cd⁰. Os íons NO₂⁻ formam com sulfanilamida, em meio ácido, um composto chamado diazônio. Este composto, reagindo com N-(1-naphthyl)ethylenodiamina dicloridrato, forma outro composto de coloração vermelho/violeta. A intensidade da cor, diretamente proporcional à concentração de N-NO₃⁻ na amostra, é medida ao comprimento de ondas de 555 nm. Ressalta-se que, na hipótese da presença de N-NO₂⁻ na amostra, estas formas também são quantificadas.

Quadro 2. Composição química parcial das amostras das duas remessas de composto de lixo urbano utilizadas no experimento⁽¹⁾ (médias de três amostras compostas retiradas de cada remessa de composto de lixo urbano)

Atributo analisado	Composto de lixo	
	1996	1997
pH (H ₂ O, 1:2,5)	4,77	8,00
Carbono orgânico (g kg ⁻¹)	341,99	281,63
N-total (g kg ⁻¹)	10,12	12,71
N-NO ₃ ⁻ + N-NH ₄ ⁺ (g kg ⁻¹)	1,15	2,53
Relação C/N-total	33,79	22,15
Cd-total (mg kg ⁻¹)	nd	nd
Cr-total (mg kg ⁻¹)	41,4	81,0
Cu-total (mg kg ⁻¹)	222,7	403,0
Ni-total (mg kg ⁻¹)	26,2	34,0
Pb-total (mg kg ⁻¹)	91,6	196,0
Zn-total (mg kg ⁻¹)	386,9	496,0

⁽¹⁾ Exceto o pH, cuja determinação foi feita a partir do material úmido, os demais resultados são expressos com base no material seco; nd: não-detectado, valores abaixo do limite de determinação do método analítico empregado (< 9 mg kg⁻¹ na amostra).

Para determinação de N-NH₄⁺, o procedimento adotado é baseado na sua conversão para N-NH₃ livre após alcalinização da amostra com solução de NaOH 0,1 mol L⁻¹. As formas N-NH₃ difundem através de uma membrana de polipropileno dentro de uma solução indicadora (púrpura de bromocresol), formando um composto colorido, cuja intensidade de cor é medida ao comprimento de ondas de 605 nm. Maiores detalhes são dados em Oliveira (2000).

Considerando que as perdas por percolação de N-NO₃⁻ e N-NH₄⁺ ocorreram apenas por fluxo de massa, sua estimativa foi obtida, para cada período e profundidade estudada, pelas equações:

$$q \text{ N-NO}_3^- = q \text{ H}_2\text{O} \cdot [\text{N-NO}_3^-] \quad (1)$$

e

$$q \text{ N-NH}_4^+ = q \text{ H}_2\text{O} \cdot [\text{N-NH}_4^+] \quad (2)$$

em que $q \text{ N-NO}_3^-$ e $q \text{ N-NH}_4^+$ são, respectivamente, o fluxo de nitrogênio nítrico e nitrogênio amoniacal no solo (mg m⁻²); $q \text{ H}_2\text{O}$ é o fluxo de água no solo (mm ou L m⁻²); $[\text{N-NO}_3^-]$ e $[\text{N-NH}_4^+]$ são, respectivamente, as concentrações médias de nitrogênio nítrico e nitrogênio amoniacal na solução do solo (mg L⁻¹).

O fluxo de água no solo q (mm) foi estimado por meio da equação do balanço hídrico:

$$P + I + \text{ETr} + q + \text{ES} - \Delta A = 0 \quad (3)$$

em que P é a precipitação pluvial (mm); I é a irrigação (mm), neste caso, nula; ETr é a evapotranspiração

real da cultura da cana-de-açúcar (mm); ES , o escoamento superficial (mm), considerado nulo por causa da baixa declividade da área experimental (< 0,03 m m⁻¹); ΔA , a variação de armazenamento de água no solo na camada considerada.

Os dados de precipitação (P) foram coletados no posto meteorológico próximo à área experimental. A ETr da cultura foi considerada igual à evapotranspiração máxima (ETm), quando o armazenamento de água no solo estava acima dos limites críticos citados por Doorenbos et al. (1979). Quando ficaram abaixo desses limites, considerou-se que a ETr variou linearmente com o armazenamento. A ETm da cultura foi calculada como o produto da evapotranspiração potencial da grama (ET_0) pelos coeficientes de cultura (k_c), descritos por Doorenbos & Pruitt (1975). Para o cálculo de ET_0 , utilizou-se o método de Penman, sugerido por Doorenbos & Pruitt (1975), tendo sido os dados necessários obtidos junto ao posto meteorológico do Departamento de Ciências Exatas da USP/ESALQ.

A variação do armazenamento de água no solo foi obtida por meio de leituras periódicas dos tensiômetros calibrados a partir das curvas de retenção de água no solo. Estas curvas foram determinadas em laboratório por Ghiberto (1999), a partir de amostras indeformadas coletadas numa trincheira ao lado da área experimental. Os períodos para a estimativa do fluxo de água foram definidos arbitrariamente, levando em conta a data de amostragem da solução do solo e a ocorrência e distribuição das chuvas. Assim, para as respectivas datas de amostragem, foram considerados os seguintes períodos: 39 DAIC – 13/11/97 a 14/01/98; 94 DAIC – 15/01 a 24/03/98; 175 DAIC – 25/03 a 25/05/98; 209 DAIC – 26/05 a 31/07/98; 313 DAIC – 01/08 a 02/10/98; 342 DAIC – 03/10 a 25/11/98; 396 DAIC – 26/11 a 25/12/98.

No solo, os acúmulos de N-total e N-NO₃⁻ + N-NH₄⁺ foram avaliados em amostras com umidade original, coletadas ao final do ano agrícola 1996/97 (antes da 2ª aplicação do resíduo) e ao final do ano agrícola 1997/98. Com base nestas determinações foram estimados, por diferença, os teores de N-orgânico. Antes da segunda aplicação do composto de lixo, as amostras foram retiradas das camadas de 0-0,3, 0,3-0,6, 0,6-0,9 m e, ao final de 1997/98, foram incluídas amostras da camada de 0,9-1,2 m. As determinações de N-total foram feitas de acordo com o método proposto por Alcarde & Chitolina (1991). Os teores de N-NO₃⁻ + N-NH₄⁺ foram determinados por extração com solução 2 mol L⁻¹ de KCl, seguido de destilação em meio alcalino com liga de Devarda (Bremner, 1965).

Os teores de nitrogênio no solo para os tratamentos AM e T foram analisados estatisticamente, considerando, além do delineamento em blocos ao acaso, um esquema com parcelas subdivididas, sendo os tratamentos (AM e T) as parcelas e as profundidades,

as subparcelas. Quando a interação foi significativa pelo teste F, as médias foram testadas dentro de profundidades pelo teste de Tukey a $P \leq 0,05$. Para os tratamentos com doses de composto de lixo, o esquema de análise foi o mesmo: os tratamentos (T, CLa, CLb e CLc) constituíram as parcelas e as profundidades, as subparcelas. No caso de interação significativa, as médias foram testadas dentro de profundidades por modelos de regressão polinomial de 1º e 2º grau.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Concentração de nitrato e amônio

Os componentes do balanço hídrico e a estimativa do fluxo de água (q) nos vários tratamentos (Quadro 3) indicam que os maiores fluxos descendentes ocorreram aos 39 e 94 DAIC, época de

maiores precipitações, com volumes de chuvas atípicos e acima das médias regionais dos últimos 82 anos. Nos períodos correspondentes a 175, 209 e 313 DAIC, ocorreram fluxos ascendentes de água em decorrência da baixa precipitação, da evapotranspiração e do estágio de desenvolvimento da cultura. Com as chuvas de primavera-verão na região de Piracicaba (SP), observaram-se, novamente, fluxos descendentes aos 342 e 396 DAIC.

Durante o período experimental, para todos os tratamentos e profundidades estudados, as concentrações determinadas de N-NH_4^+ (dados não apresentados) foram baixas ($< 0,6 \text{ mg L}^{-1}$), representando, em média, para os tratamentos com composto de lixo, menos de 1,5% das perdas totais de N-NO_3^- por percolação, abaixo de 0,3 m de profundidade. Observações semelhantes foram feitas por Oliveira (2001) neste mesmo solo, quando tratado com lodo de esgoto, atribuídas à rápida oxidação da forma amoniacal a nitrato encontrado em solos bem drenados (Victoria et al., 1992).

Quadro 3. Balanço hídrico estimado no ano agrícola de 1997/98 para as camadas de 0-0,3, 0-0,6 e 0-0,9 m⁽¹⁾

DAIC ⁽¹⁾	P	ETm	z	A. Mineral (AM)		Testemunha (T)		C. Lixo d. A (CLa)		C. Lixo d. B (CLb)		C. Lixo d. C (CLc)	
				ΔA_{AM}	q_{AM}	ΔA_T	q_T	ΔA_{CLa}	q_{CLa}	ΔA_{CLb}	q_{CLb}	ΔA_{CLc}	q_{CLc}
		mm	m	mm									
39	576,1	-218,2	0-0,3	-15,3	-373,2	-14,6	-372,5	-8,3	-366,1	-16,0	-373,8	-11,1	-368,9
			0-0,6	-25,5	-383,4	-23,9	-381,8	-20,5	-378,4	-23,9	-381,8	-25,1	-383,0
			0-0,9	-18,9	-376,8	-23,4	-381,3	-21,5	-379,3	-30,0	-387,9	-29,4	-387,3
			0-0,3	34,0	-277,2	28,9	-282,4	29,8	-281,4	19,0	-292,2	18,6	-292,6
94	602,2	-291,0	0-0,6	38,0	-273,2	32,3	-278,9	31,8	-279,4	22,5	-288,7	20,7	-290,5
			0-0,9	35,4	-275,8	35,1	-276,1	38,1	-273,1	24,1	-287,1	19,7	-291,5
			0-0,3	-22,0	40,7	-19,0	43,7	-51,3	11,4	18,0	80,7	-32,5	30,2
175	174,6	-237,3	0-0,6	-22,7	40,0	-19,0	43,7	-55,3	7,4	15,8	78,5	-34,4	28,3
			0-0,9	-26,7	36,1	-19,9	42,8	-62,9	-0,2	12,7	75,4	-35,3	27,5
			0-0,3	-17,0	76,6	-12,0	81,6	-7,3	86,3	-39,9	53,7	2,3	95,9
209	106,4	-200,0	0-0,6	-21,5	72,1	-16,3	77,3	-9,6	84,0	-45,8	47,8	0,8	94,4
			0-0,9	-24,2	69,4	-19,9	73,6	-13,6	80,0	-49,3	44,3	-3,6	90,0
			0-0,3	35,3	80,3	29,6	74,6	56,0	101,1	28,0	73,0	35,0	80,0
313	142,0	-187,0	0-0,6	47,5	92,5	40,5	85,6	73,0	118,1	41,2	86,3	50,5	95,6
			0-0,9	51,4	96,4	41,4	86,5	80,1	125,1	51,4	96,5	60,1	105,2
			0-0,3	-33,2	-93,2	-32,8	-92,8	-48,9	-109,0	-27,3	-87,3	-33,4	-93,4
342	174,6	-114,6	0-0,6	-43,1	-103,1	-43,3	-103,3	-65,9	-125,9	-38,5	-98,5	-48,7	-108,7
			0-0,9	-45,4	-108,3	-41,9	-112,3	-70,1	-147,1	-45,9	-108,3	-55,6	-123,4
			0-0,3	68,2	-100,1	54,3	-114,0	60,2	-108,1	35,8	-132,5	39,6	-128,7
396	266,6	-98,3	0-0,6	95,2	-73,1	85,5	-82,8	101,9	-66,4	57,1	-111,3	71,7	-96,6
			0-0,9	127,7	-40,6	113,7	-54,6	154,2	-14,1	113,5	-54,8	91,1	-77,2
Total	2.042,5	-1.346,4		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

⁽¹⁾ DAIC: Dias após a incorporação do composto de lixo; P = precipitação pluvial; ETm = evapotranspiração máxima da cultura; z = profundidade; ΔA = variação de armazenamento de água no solo; q = fluxo de água no solo. Fluxos com sinal negativo são descendentes e com sinal positivo, ascendentes.

Em todas as profundidades, houve aumento na concentração de N-NO_3^- nas amostras de solução do solo, conforme as doses crescentes de composto de lixo, explicadas pelas quantidades de N-total aplicadas via resíduo (Quadro 4). Variações de acordo com as épocas de amostragens provavelmente estão relacionadas com a mineralização do N-orgânico do resíduo, com a percolação de águas de chuvas e com a ação do sistema radicular das plantas de cana-de-açúcar na absorção do nitrogênio.

Na profundidade de 0,3 m, nos tratamentos AM e T, as maiores concentrações médias de N-NO_3^- foram observadas em 39 DAIC, com teores médios e desvio-padrão (entre parênteses) de, respectivamente, 27,66 (5,09) mg L^{-1} e 2,75 (0,81) mg L^{-1} . Estas concentrações caíram para praticamente zero a partir de 175 DAIC e assim permaneceram até o final das avaliações (Quadro 4). Nos tratamentos CLa, CLb e CLc, para essa mesma profundidade, as concentrações de nitrato variaram, respectivamente, entre os seguintes valores médios e desvio-padrão (entre parênteses): 0,70 (0,18) a 31,13 (16,03) mg L^{-1} ; 1,8 (0,85) a 24,28 (9,53) mg L^{-1} ; 11,88 (2,23) a 56,87 (13,61) mg L^{-1} . Em CLa e CLb, as maiores concentrações médias foram observadas aos 342 DAIC, enquanto, em CLc, estas foram observadas aos 175 e 209 DAIC (Quadro 4).

Sabe-se que a mineralização do nitrogênio contido em compostos orgânicos predomina em situações onde o material está maturado e com relação $\text{C/N} < 15$ (Hue, 1995; Stratton et al., 1995). Neste contexto, os teores de N-NO_3^- no decorrer das coletas das amostras evidenciam que a mineralização do N-orgânico presente no composto de lixo foi lenta, já que as maiores concentrações não foram observadas nas primeiras amostragens e a relação C/N do resíduo no momento da aplicação era > 22 .

Assim, a maior parte do N-NO_3^- presente na solução do solo, nas duas primeiras amostragens, poderia ser atribuída ao N-inorgânico adicionado via resíduo. Nos períodos em que foram realizadas as duas primeiras amostragens, foram registradas grandes quantidades de chuvas (Quadro 3), bem como o estágio de crescimento exponencial das plantas de cana-de-açúcar, as quais poderiam ter reduzido as concentrações de N-NO_3^- na camada superficial, considerando os efeitos de diluição, percolação e absorção pelas plantas.

A determinação de N-NO_3^- nas profundidades de 0,6 e 0,9 m, evidenciou a movimentação do nitrogênio em profundidade (Quadro 4). As concentrações verificadas a 0,6 m não apresentaram, considerando as épocas de amostragem, um comportamento crescente ou decrescente definido; estas, por sua vez, variaram, respectivamente, nos tratamentos CLa, CLb e CLc, entre os seguintes valores: 1,05 a 19,24 mg L^{-1} , 4,44 a 13,39 mg L^{-1} e 18,76 a 41,80 mg L^{-1} . Na profundidade de 0,9 m, as concentrações verificadas durante o período

experimental para CLa apresentaram pequena variação no tempo, oscilando entre 1,42 e 5,45 mg L^{-1} . No tratamento CLb, os teores de N-NO_3^- variaram de 10,51 a 20,93 mg L^{-1} de 39 a 209 DAIC e foram de 4,63 mg L^{-1} , aos 396 DAIC. No CLc, de 39 a 209 DAIC, os teores variaram de 24,31 a 46,25 mg L^{-1} e foram de 18,46 mg L^{-1} , aos 396 DAIC.

Considerando que o N-NO_3^- , presente a 0,9 m de profundidade, está fora do alcance da quase totalidade das raízes absorventes das plantas de cana-de-açúcar (Bacchi, 1983) e que o limite máximo para qualidade da água potável, estabelecido pela Organização Mundial da Saúde (OMS), é de 10 mg L^{-1} (Muchovej & Rechcigl, 1995), verifica-se que tanto o tratamento AM quanto os tratamentos CLb e CLc apresentaram potencial para contaminação das águas subterrâneas.

Por outro lado, com base nos referidos critérios, aplicações anuais do resíduo de até 24 Mg ha^{-1} , equivalentes a 305 kg ha^{-1} de N-total, não representaram riscos ao ambiente. Iglesias-Jimenes & Alvarez (1993) verificaram, em amostras de um Inceptissol, que os riscos de poluição de águas subterrâneas por N-NO_3^- são significativos apenas para aplicações maiores que 50 Mg ha^{-1} (base seca) de composto de lixo, equivalentes a 1,5 Mg ha^{-1} de N-total. No entanto, é preciso considerar que esses autores realizaram aquele estudo em vasos, durante sete meses e em condições de casa de vegetação com temperaturas variando de 16 a 24°C.

Percolação de nitrato

As quantidades percoladas de N-NO_3^- , nas camadas do solo de 0-0,3, 0-0,6 e 0-0,9 m, para todos os tratamentos (Quadro 4), mostram que as maiores perdas por percolação ocorreram aos 39 e 94 DAIC, chegando a representar, em algumas situações, mais de 70% dos totais percolados. Embora as maiores concentrações de N-NO_3^- não tenham sido observadas nestes períodos, foram neles que se verificaram os maiores fluxos descendentes de água, evidenciando a estreita relação entre o movimento da água e do N-NO_3^- , conforme relatado por Libardi & Reichardt (1978) e Reichardt et al. (1979).

No tratamento AM, na camada de 0-0,3 m, a quase totalidade das perdas de nitrogênio ocorreu nos dois primeiros períodos, representando apenas no primeiro 77,3% do total percolado durante o experimento. Considerando a aplicação de 120 kg ha^{-1} de N por ocasião da adubação e as perdas de N-NO_3^- na testemunha (T), verifica-se que, praticamente, todo o nitrogênio aplicado foi percolado para as camadas subsuperficiais nos dois primeiros períodos, mostrando a rápida perda do N da camada onde se situa a maior parte das raízes absorventes das plantas de cana-de-açúcar. Nas camadas de 0-0,6 e 0-0,9 m, foram verificados movimentos ascendentes de N-NO_3^- entre 175 e 313 DAIC. No entanto, para a camada de 0-0,6 m, o balanço final sugeriu que as

Quadro 4. Fluxo de água (q), concentração média de N-NO₃⁻ na solução do solo (C) e lixiviação de N-NO₃⁻ (L) nas camadas de 0-0,3, 0-0,6 e 0-0,9 m

DAIC ⁽¹⁾	Fluxo de água			Conc. média de N-NO ₃ ⁻			Lixiviação de N-NO ₃ ⁻		
	q _{0-0,3}	q _{0-0,6}	q _{0-0,9}	C _{0,3}	C _{0,6}	C _{0,9}	L _{0-0,3}	L _{0-0,6}	L _{0-0,9}
	mm			mg L ⁻¹			kg ha ⁻¹		
Adubação Mineral (AM)									
39	-373,2	-383,4	-376,8	27,66	30,16	10,08	-103,2	-115,6	-38,0
94	-277,2	-273,2	-275,8	9,82	27,75	19,97	-27,2	-75,8	-55,1
175	40,7	40,0	36,1	0,25	39,70	18,75	0,1	15,9	6,8
209	76,6	72,1	69,4	0,09	37,73	28,02	0,1	27,2	19,4
313	80,3	92,5	96,4	0,23	9,11	8,08	0,2	8,4	7,8
342	-93,2	-103,1	-108,3	3,22	2,25	14,69	-3,0	-2,3	-15,9
396	-100,1	-73,1	-40,6	0,11	0,45	2,50	-0,1	-0,3	-1,0
Total	-646,1	-628,2	-599,6	-	-	-	-133,1	-142,5	-76,0
Testemunha (T)									
39	-372,5	-381,8	-381,3	2,75	2,74	1,47	-10,2	-10,5	-5,6
94	-282,4	-278,9	-276,1	0,02	0,01	nd ⁽²⁾	-0,1	-	-
175	43,7	43,7	42,8	0,01	nd	nd	-	-	-
209	81,6	77,3	73,6	nd	0,04	0,01	-	-	-
313	74,6	85,6	86,5	nd	nd	nd	-	-	-
342	-92,8	-103,3	-112,3	0,21	nd	nd	-0,2	-	-
396	-114,0	-82,8	-54,6	nd	nd	nd	-	-	-
Total	-661,8	-640,2	-621,4	-	-	-	-10,5	-10,5	-5,6
Composto de Lixo dose A (CLa)									
39	-366,1	-378,4	-379,3	3,08	2,64	2,20	-11,3	-10,0	-8,3
94	-281,4	-279,4	-273,1	2,25	2,72	3,02	-6,3	-7,6	-8,2
175	11,4	7,4	-0,2	2,63	4,51	2,95	0,3	0,3	-
209	86,3	84,0	80,0	1,59	3,98	3,06	1,4	3,3	2,4
313	101,1	118,1	125,1	0,70	1,05	3,07	0,7	1,2	3,8
342	-109,0	-125,9	-147,1	31,13	19,24	5,45	-33,9	-24,2	-8,0
396	-108,1	-66,4	-14,1	5,57	1,63	1,42	-6,0	-1,1	-0,2
Total	-665,8	-640,6	-608,7	-	-	-	-55,1	-38,1	-18,5
Composto de lixo dose B (CLb)									
39	-373,8	-381,8	-387,9	1,80	4,44	11,16	-6,7	-16,9	-43,3
94	-292,2	-288,7	-287,1	11,69	11,19	10,51	-34,2	-32,3	-30,2
175	80,7	78,5	75,4	13,38	11,93	12,25	10,8	9,4	9,2
209	53,7	47,8	44,3	13,72	9,21	20,93	7,4	4,4	9,3
313	73,0	86,3	96,5	4,38	5,46	6,68	3,2	4,7	6,4
342	-87,3	-98,5	-108,3	24,28	13,39	9,02	-21,2	-13,2	-9,8
396	-132,5	-111,3	-54,8	7,08	8,82	4,63	-9,4	-9,8	-2,5
Total	-678,4	-667,7	-621,9	-	-	-	-50,1	-53,7	-60,9
Composto de Lixo dose C (CLc)									
39	-368,9	-383,0	-387,3	24,26	28,25	24,31	-89,5	-108,2	-94,2
94	-292,6	-290,5	-291,5	19,03	20,19	24,39	-55,7	-58,7	-71,1
175	30,2	28,3	27,5	52,55	38,03	46,25	15,9	10,8	12,7
209	95,9	94,4	90,0	56,87	40,43	43,56	54,5	38,2	39,2
313	80,0	95,6	105,2	11,88	18,76	32,96	9,5	17,9	34,7
342	-93,4	-108,7	-123,4	35,33	41,80	37,47	-33,0	-45,4	-46,2
396	-128,7	-96,6	-77,2	15,15	18,87	18,46	-19,5	-18,2	-14,2
Total	-677,5	-660,5	-656,7	-	-	-	-117,8	-163,6	-139,1

⁽¹⁾ DAIC: Dias após a incorporação do composto de lixo. ⁽²⁾ nd: Não-detectado – abaixo do limite de determinação do método analítico empregado (< 0,01 mg L⁻¹).

perdas foram equivalentes ao total do N aplicado via fertilizante. Na camada de 0-0,9 m, a quantidade total percolada foi de 76 kg ha⁻¹, valor este que,

descontando a quantidade movimentada no tratamento T, representou cerca de 59% do total aplicado ao solo.

O movimento de N-NO_3^- nas camadas do solo foi crescente de acordo com as doses aplicadas de composto de lixo (Quadro 4). Apesar dos fluxos ascendentes de nitrogênio, observados aos 175, 209 e 313 DAIC, o balanço final de perdas apontou para a camada de 0-0,9 m, respectivamente, nos tratamentos CLa, CLb e CLc, percolações de 18,5, 60,9 e 139,1 kg ha⁻¹, correspondentes a 4,2, 9,1 e 14,6% do N-total aplicado no segundo ano agrícola (1997/98), considerando as perdas naturais do solo (testemunha absoluta).

É importante ressaltar que essas perdas de N-NO_3^- possivelmente tenham sido influenciadas por efeitos residuais da primeira aplicação (ano agrícola 1996/97), embora esta tenha sido feita 14 meses antes da segunda. O volume atípico de chuvas, ocorrido no período experimental, deve ter expressado um potencial máximo de percolação.

Sobre estes aspectos é importante considerar o experimento realizado no campo, por Mamo et al. (1999), que, aplicando, anualmente, num Entissol, 90 Mg ha⁻¹ (base seca) de composto de lixo (783 kg ha⁻¹ de N-total), durante três anos sucessivos, verificaram que as perdas de N-NO_3^- por percolação, a 1,2 m de profundidade, foram de 86, 23 e 43 kg ha⁻¹, respectivamente, no primeiro, segundo e terceiro ano de monitoramento. Para uma única aplicação de composto, equivalente a 270 Mg ha⁻¹ (2.349 kg ha⁻¹ de N-total), as respectivas perdas foram de 117, 61 e 62 kg ha⁻¹. Em ambas as doses, é evidenciado, naquele trabalho, o potencial poluente do composto de lixo, principalmente considerando que as quantidades de chuvas ocorridas durante cada período de monitoramento (seis meses após aplicação do composto) foram, respectivamente, de 636, 377 e 412 mm, quantidades estas bem menores do que as médias ocorridas na área experimental do presente trabalho. Além disso, o experimento de Mamo et al. (1999) foi realizado sob clima temperado, onde ocorreram longos períodos de congelamento da camada superficial do solo.

Tendo em vista que, no presente trabalho, os tratamentos CLa e CLb proporcionaram produtividades equiparáveis às do tratamento AM (Oliveira, 2000) e que as perdas estimadas de N-NO_3^- , devidas ao resíduo, foram menores do que a proporcionada pela adubação convencional, acredita-se que a utilização de fertilizantes minerais nitrogenados possa oferecer maiores riscos de poluição por nitratos do que as referidas doses do composto.

No entanto, a exemplo de outros resíduos orgânicos, é importante considerar em sua utilização agrícola a taxa de mineralização do nitrogênio e a capacidade de absorção da cultura instalada, sem desconsiderar, entretanto, o monitoramento do nitrogênio no solo, visando, em última instância, à disposição segura do composto. Estudos de Oliveira (2000), durante dois anos consecutivos, indicaram que, a curto prazo, a percolação de nitratos, devida à

aplicação de composto de lixo, apresenta maior risco ao ambiente do que os metais pesados contidos no resíduo.

Acúmulo de nitrogênio no solo

Para os tratamentos AM e T, nos dois anos agrícolas, as concentrações das várias formas de nitrogênio, dentro de cada camada de solo analisada, foram praticamente iguais, não apresentando interação significativa (Quadro 5). No tratamento AM, os resultados revelaram que grande parte do nitrogênio adicionado foi perdida por lixiviação para profundidades maiores que 1,2 m e, ou, absorvida pela cultura.

As formas orgânicas do nitrogênio corresponderam a mais de 98% do N-total determinado no solo. Ao final de 1996/97, na camada de 0-0,3 m, observou-se, para os tratamentos com doses de composto de lixo, um comportamento quadrático dos teores de N-orgânico. Os teores médios apresentados nos tratamentos CLa, CLb e CLc representaram, respectivamente, aumentos de 18,1, 24,4 e 28,2% em relação à T. Em 1997/98, esses teores tiveram comportamentos lineares e crescentes com as doses aplicadas do resíduo, apresentando teores médios correspondentes a acréscimos de 22,9, 34,3 e 35,9% em relação à T.

Comparando os teores médios determinados ao final dos dois anos agrícolas, percebe-se que, por ocasião da segunda aplicação de composto de lixo, houve incrementos de 4, 8 e 6%, dependendo das doses aplicadas. No entanto, é preciso considerar que estes incrementos poderiam ser maiores, visto que, em 1997/98, foram verificados aumentos lineares significativos de N-orgânico na camada de 0,3-0,6 m, sugerindo percolação de compostos nitrogenados orgânicos e solúveis.

De qualquer maneira, os resultados evidenciam uma tendência de acúmulo de N-orgânico, considerando as disposições sucessivas do resíduo no solo. A implicação imediata deste fato é que, mesmo para CLa, onde não houve indícios de potencial poluente por nitratos, na possibilidade de número maior de aplicações, as quantidades mineralizadas e passíveis de percolação oriundas do N-orgânico acumulado podem passar a ser significativamente maiores e causar preocupação do ponto de vista ambiental.

Segundo Cravo (1995), em diversas regiões hortícolas localizadas na periferia de médias e grandes cidades, usam-se, habitualmente, taxas anuais de 40 a 60 Mg ha⁻¹ (base seca) de composto de lixo e de outros resíduos orgânicos. O autor cita que, somente na grande São Paulo, tal prática é realizada há mais de 20 anos.

Com base nas informações obtidas neste trabalho, é provável que, nas citadas áreas agrícolas, venham ocorrendo significativas percolações de N-NO_3^- com

Quadro 5. Teores de nitrogênio total, nitrogênio orgânico e $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$ determinados no solo, nas várias profundidades, ao final dos anos agrícolas 1996/97 e 1997/98, para os tratamentos calagem + adubação mineral e doses de composto de lixo urbano

Profundidade m	Tratamento					Termo de regressão (R^2)	
	AM	T	CLa	CLb	CLc	Linear	Quadrático
Nitrogênio total (mg kg^{-1})							
Ano agrícola 1996/97							
0-0,3	603,73	609,49	721,61	760,05	783,90	0,88**	0,99**
0,3-0,6	556,18	544,24	549,71	556,00	569,15	ns	ns
0,6-0,9	458,17	455,65	452,11	450,58	456,63	ns	ns
Ano agrícola 1997/98							
0-0,3	608,08	616,91	751,76	819,61	831,23	0,87**	0,99*
0,3-0,6	540,85	556,96	583,62	597,35	628,01	0,98*	ns
0,6-0,9	456,46	445,97	459,38	467,80	437,90	ns	ns
0,9-1,2	360,75	364,27	370,86	390,55	386,26	ns	ns
Nitrogênio orgânico (mg kg^{-1})							
Ano agrícola 1996/97							
0-0,3	591,87	599,40	708,95	746,04	769,04	0,88**	0,99**
0,3-0,6	549,71	537,85	542,85	548,46	561,29	ns	ns
0,6-0,9	452,37	450,28	446,70	445,42	451,23	ns	ns
Ano agrícola 1997/98							
0-0,3	596,00	606,14	737,59	805,71	815,17	0,87**	1,00**
0,3-0,6	535,38	551,24	576,77	587,93	618,64	0,97*	ns
0,6-0,9	450,15	439,62	452,16	458,66	429,08	ns	ns
0,9-1,2	359,39	363,29	369,19	386,50	374,17	ns	ns
$\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$ (mg kg^{-1})							
Ano agrícola 1996/97							
0-0,3	11,87	10,09	12,66	14,01	14,86	0,94**	0,99**
0,3-0,6	6,47	6,39	6,86	7,54	7,86	0,98**	ns
0,6-0,9	5,81	5,37	5,41	5,16	5,40	ns	ns
Ano agrícola 1997/98							
0-0,3	12,08	10,77	14,17	13,90	16,06	0,84**	ns
0,3-0,6	5,48	5,72	6,85	9,42	9,37	0,89**	ns
0,6-0,9	6,31	6,35	7,22	9,14	8,82	0,83*	ns
0,9-1,2	1,37	0,98	1,67	4,05	12,09	0,82**	0,99**

*, **, ns: Indicam, respectivamente, para os tratamentos com doses de composto de lixo urbano, que os termos de regressão linear ou quadrática foram significativos a $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ ou não-significativo pelo teste F.

grande potencial poluente, graças a três particularidades dos chamados cinturões verdes: cultivo intenso durante o ano todo; localização geográfica normalmente em áreas de baixadas próximas a cursos d'água, e, conseqüentemente, com lençol freático pouco profundo, e prática intensiva da irrigação. Desse modo, acredita-se que estas áreas mereçam estudos mais detalhados a este respeito.

Confirmando as tendências observadas pelas análises da solução, os teores de $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$ determinados nas várias camadas de solo, ao final dos dois anos agrícolas, comprovaram a movimentação dessas formas nitrogenadas (Quadro 5). Nas camadas de 0-0,3 e 0,3-0,6 m, ao final de 1996/97, assim como nas camadas avaliadas

ao final de 1997/98, houve aumentos lineares significativos nos teores de nitrogênio inorgânico, dependendo da aplicação de composto de lixo. Na camada de 0,9-1,2 m, no segundo ano agrícola, CLa, CLb e CLc apresentaram teores médios de respectivamente, 1,7; 4,0 e 12,1 mg kg^{-1} , significando no tratamento com a maior dose, em média, 12 vezes a concentração da testemunha.

Essas quantidades são praticamente perdidas para o sistema agrícola, representado, aqui, pela zona radicular absorvente das plantas de cana-de-açúcar. Por outro lado, tais informações reforçam a afirmativa de que doses de até 24 Mg ha^{-1} , para o solo estudado, não ofereceram riscos ao ambiente, quanto às variáveis avaliadas.

CONCLUSÕES

1. A aplicação de fertilizante mineral nitrogenado e de composto de lixo urbano no ano agrícola 1997/98 aumentou a concentração de N-NO_3^- na solução do solo a 0,3, 0,6 e 0,9 m de profundidade.

2. As perdas de nitrogênio determinadas na camada de 0-0,9 m evidenciaram o potencial poluente tanto do fertilizante mineral nitrogenado como do composto de lixo urbano.

3. As aplicações sucessivas do composto de lixo urbano resultaram em acúmulo de N-orgânico na camada superficial do solo e movimentação de $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$ até à camada de 0,9-1,2 m.

4. Doses anuais de até 24 Mg ha^{-1} de composto de lixo (305 kg ha^{-1} de N-total) não ofereceram riscos de contaminação das águas subterrâneas, tendo como base o critério estabelecido pela OMS.

AGRADECIMENTOS

À Fundação de Amparo à Pesquisa do estado de São Paulo, pelo financiamento do projeto que deu origem a este trabalho; à Estação Experimental de Agronomia do IAC, em Piracicaba (SP), pelo apoio e concessão de uso da área experimental; ao Prof. Dr. Arnaldo Antonio Rodella pelos ensinamentos na utilização do sistema FIAS.

LITERATURA CITADA

- ABREU JUNIOR, C.H. Propriedades químicas e disponibilidade de nutrientes e de metais em diferentes solos adubados com composto de resíduo urbano. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 1999. 159p. (Tese de Doutorado)
- ALCARDE, J.C. & CHITOLINA, J.C. Determinação do nitrogênio total em solos pelo método da liga de Raney. R. Agric., 66:97-106, 1991.
- ALVES, W.L.; MELO, W.J. & FERREIRA, M.E. Efeito do composto de lixo urbano em um solo arenoso e em plantas de sorgo. R. Bras. Ci. Solo, 23:729-736, 1999.
- BACCHI, O.O.S. Botânica da cana-de-açúcar. In: ORLANDO FILHO, J. Nutrição e adubação da cana-de-açúcar no Brasil. Piracicaba, IAA/Planalsucar, 1983. p.25-37.
- BREMNER, J.M. Inorganic forms of nitrogen In: BLACK, C.A., ed. Methods of soil analysis: chemical methods. Part 2. Madison, American Society of Agronomy / Soil Science Society of America, 1965. p.1179-1237.
- COSTA, C.A.; CASALI, V.W.D.; LOURES, E.G.; CECON, P.R. & JORDÃO, C.P. Teor de metais pesados em alface (*Lactuca sativa* L.) adubada com composto orgânico de lixo urbano. R. Ceres, 41:629-640, 1994.
- CRAVO, M.S. Composto de lixo urbano como fonte de nutrientes e metais pesados para alface. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 1995. 148p. (Tese de Doutorado)
- DOORENBOS, J. & PRUIT, W.O. Guidelines for predicting crop water requirements. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1975. 179p.
- DOORENBOS, J.; KASSAN, A.H.; BENTVELSEN, C.L.M.; BRANSCHIED, V.; PLUSJÉ, J.M.G.A.; SMITH, M.; UITTENBOGAARD, G.O. & van der WAL, H.K. Yield response to water. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1979. 193p.
- EATON, A.D.; CLESCERI, L.S. & GRENNBERG, A.E. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19.ed. Washington, APHA/AWWA/WEF, 1995. 1082p.
- EGREJA FILHO, F.B. Avaliação da ocorrência e distribuição química de metais pesados na compostagem do lixo domiciliar urbano. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa, 1993. 176p. (Tese de Mestrado)
- ESCOSTEGUY, P.A.V.; PARCHEN, C.A.P. & SELBACH, P.A. Bactérias enteropatogênicas em compostos de lixo domiciliar, solo e planta. R. Bras. Ci. Solo, 17:365-369, 1993.
- GINE-ROSIAS, M.F.G. Determinação espectrofotométrica simultânea de nitrato e nitrito em águas e solos por injeção em fluxo contínuo. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 1979. 70p. (Tese de Mestrado)
- GIORDANO, P.M.; MORTVEDT, J.J. & MAYS, D.A. Effect of municipal wastes on crop yields and uptake of heavy metals. J. Environ. Qual., 4:394-399, 1975.
- GHIBERTO, P.J. Metodologias para a obtenção de parâmetros utilizados em modelos de infiltração da água no solo. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 1999. 79p. (Tese de Mestrado)
- GROSSI, M.G.L. Avaliação da qualidade dos produtos obtidos de usina de compostagem brasileiras de lixo doméstico através da determinação de metais pesados e substâncias orgânicas tóxicas. São Paulo, Universidade de São Paulo, 1993. 222p. (Tese de Doutorado)
- HORTENSTINE, C.C. & ROTHWELL, D.F. Use of municipal compost in reclamation of phosphate-mining sand tailings. J. Environ. Qual., 1:415-418, 1972.
- HUE, N.V. Sewage sludge. In: RECHCIGL, J.E., ed. Soil amendments and environmental quality. Boca Raton, Lewis Publishers, 1995. p.199-247.
- IGLESIAS-JIMENES, E. & ALVAREZ, C.E. Apparent availability of nitrogen in composted municipal refuse. Biol. Fertil. Soils, 16:313-318, 1993.
- LIBARDI, P.L. & REICHARDT, K. Destino de uréia aplicada a um solo tropical. R. Bras. Ci. Solo, 2:40-44, 1978.
- MAMO, M.; ROSEN, C.J. & HALBACH, T.R. Nitrogen availability and leaching from soil amended with municipal solid waste compost. J. Environ. Qual., 28:1074-1082, 1999.
- MARCIANO, C.R. Incorporação de resíduos urbanos e as propriedades físico-hídricas de um Latossolo Vermelho-Amarelo. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 1999. 93p. (Tese de Doutorado)

- MAZUR, N.; VELLOSO, A.C.X. & SANTOS, G.A. Efeito do composto de resíduo urbano no pH e alumínio trocável em solos ácidos. *R. Bras. Ci. Solo*, 7:157-159, 1983.
- MUCHOVEJ, R.M.C. & RECHCIGL, J.E. Nitrogen fertilizers In: RECHCIGL, J.E., ed. *Soil amendments and environmental quality*. Boca Raton, Lewis Publishers, 1995. p.1-64.
- OLIVEIRA, F.C. Disposição de lodo de esgoto e composto de lixo urbano num Latossolo Vermelho-Amarelo cultivado com cana-de-açúcar. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2000. 247p. (Tese de Doutorado)
- 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.
- REICHARDT, K.; LIBARDI, P.L.; MEIRELLES, N.M.F.; FERREYRA, F.F.H.; ZAGATTO, E.A.G. & MATSUI, E. Extração e análise de nitratos em solução de solo. *R. Bras. Ci. Solo*, 1:130-132, 1977.
- REICHARDT, K.; LIBARDI, P.L.; VICTÓRIA, R.L. & VIEGAS, G.P. Dinâmica do nitrogênio num solo cultivado com milho. *R. Bras. Ci. Solo*, 3:17-20, 1979.
- SANTOS, I.C.; CASALI, V.W.D. & MIRANDA, G.V. Comportamento de dez cultivares de alface adubadas com composto de lixo urbano. *Pesq. Agropec. Bras.*, 33:157-161, 1998.
- SETZER, J. Atlas climático e ecológico do Estado de São Paulo. São Paulo, Comissão Interestadual da Bacia Paraná-Uruguai, 1966. 61p.
- SPIRONELLO, A.; RAIJ, B.van.; PENATTI, C.P.; CANTARELLA, H.; MORELLI, J.L.; ORLANDO FILHO, J.; LANDELL, M.G.A. & ROSSETO, R.; Cana-de-açúcar. In: RAIJ, B.van.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. & FURLANI, A.M.C., eds. *Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo*. Campinas, Instituto Agrônomo de Campinas, 1996. p.237-239.
- STRATTON, M.L.; BARKER, A.V.; & RECHCIGL, J.E. Compost. In: RECHCIGL, J.E., ed. *Soil amendments and environmental quality*. Boca Raton, Lewis Publishers, 1995. p.249-310.
- TRINDADE, A.V.; VILDOSO, C.I.A.; MUCHOVEJ, R.M.C. & COSTA, L.M. Interação de composto de lixo urbano e fungos micorrízicos na nutrição e crescimento do milho. *R. Bras. Ci. Solo*, 20:199-208, 1996.
- VICTORIA, R.L.; PICCOLO, M.C. & VARGAS, A.A.T. O ciclo do nitrogênio In: CARDOSO, E.J.B.N.; TSAI, S.M. & NEVES, M.C.P., eds. *Microbiologia do solo*. Campinas, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992. p.105-120.

