



Revista Brasileira de Ciência do Solo

ISSN: 0100-0683

revista@sbccs.org.br

Sociedade Brasileira de Ciência do Solo

Brasil

OLIVEIRA, F.C.; MATTIAZZO, M. E. MATTIAZZO; MARCIANO, C. R.; ROSSETTO, R.
EFEITOS DE APLICAÇÕES SUCESSIVAS DE LODO DE ESGOTO EM UM LATOSOLO AMARELO
DISTRÓFICO CULTIVADO COM CANA-DE-AÇÚCAR: CARBONO ORGÂNICO, CONDUTIVIDADE
ELÉTRICA, pH E CTC

Revista Brasileira de Ciência do Solo, vol. 26, núm. 2, 2002, pp. 505-519

Sociedade Brasileira de Ciência do Solo

Viçosa, Brasil

Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=180218325026>

- ▶ 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

EFEITOS DE APLICAÇÕES SUCESSIVAS DE LODO DE ESGOTO EM UM LATOSOLO AMARELO DISTRÓFICO CULTIVADO COM CANA-DE-AÇÚCAR: CARBONO ORGÂNICO, CONDUTIVIDADE ELÉTRICA, pH E CTC⁽¹⁾

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

RESUMO

Aplicações sucessivas de lodo de esgoto em solos agrícolas podem promover alterações significativas em alguns atributos químicos dos solos. Tendo em vista essa possibilidade, o presente trabalho objetivou avaliar os efeitos de duas aplicações sucessivas de doses crescentes de lodo de esgoto sobre os teores de carbono orgânico, condutividade elétrica, pH e CTC ao pH atual de um Latossolo Amarelo distrófico cultivado com cana-de-açúcar. O experimento foi realizado nos anos agrícolas 1996/97 e 1997/98: no primeiro ano, além dos tratamentos calagem + adubação mineral e testemunha, foram aplicadas em área total doses equivalentes a 33, 66 e 99 Mg ha⁻¹ (base seca) de lodo de esgoto. Em 1997/98, o lodo foi reaplicado em doses equivalentes a 37, 74 e 110 Mg ha⁻¹ (base seca). As aplicações de lodo de esgoto promoveram, em ambos os anos agrícolas, aumentos imediatos nos teores de C-orgânico, condutividade elétrica e pH do solo. A partir deste ponto, foram observados decréscimos de C-orgânico no decorrer dos dois anos agrícolas, cujos dados ajustaram-se a um modelo de cinética de primeira ordem. A redução na taxa de decréscimo, por ocasião da segunda aplicação do lodo de esgoto, evidenciou o acúmulo relativo de C-orgânico no solo, decorrente das aplicações sucessivas do resíduo. Não houve indícios de efeitos cumulativos

⁽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” – ESALQ/USP. Financiado pela FAPESP. Recebido para publicação em junho de 2000 e aprovado em outubro de 2001.

⁽²⁾ Engenheiro-Agrônomo, Doutor, Biossolo Agricultura & Ambiente S.C. Ltda. Rua Edu Chaves 822, 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” – ESALQ/USP. Caixa Postal 09, CEP 13418-900 Piracicaba (SP). E-mail: mmattiazo@carpa.ciagri.usp.br

⁽⁴⁾ Professor Adjunto, 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⁾ Pesquisadora Científica, Centro de Cana-de-Açúcar, Instituto Agronômico de Campinas – IAC. Caixa Postal 28, CEP 13400-970 Piracicaba (SP). E-mail: rossetto@merconet.com.br

sobre a condutividade elétrica em decorrência da segunda aplicação de lodo, o que evidencia estreita relação, em função do tempo, entre o comportamento dessa variável na camada de incorporação do lodo, a ocorrência de chuvas e a lixiviação de sais, demonstrada pelos aumentos na CE nas camadas subsuperficiais do solo. Para o pH, por ocasião da segunda aplicação do lodo, os incrementos foram menores do que os observados em 1996/97, evidenciando o poder de tamponamento do solo. O lodo de esgoto aumentou a capacidade de troca de cátions do solo, porém esse aumento não foi proporcional à dose aplicada, tampouco devido à segunda aplicação. As alterações na CTC foram mais bem explicadas pelas variações no pH do que pelos acréscimos de C-orgânico.

Termos de indexação: Biossólidos, solo, atributos químicos.

SUMMARY: *ORGANIC CARBON, ELECTRIC CONDUCTIVITY, pH AND CEC CHANGES IN A TYPIC HAPLUOX, AFTER REPEATED SLUDGE APPLICATION*

Repeated sewage sludge application to soils can cause changes in some soil chemical properties. The goal of this paper was to evaluate changes in soil organic carbon content, electric conductivity, pH and CEC after sewage sludge application during two years in a row. The soil used was as a Typic Hapludox and, after the sludge application, was planted with sugarcane. The experiment had five treatments: lime + inorganic fertilization, control and sewage sludge in three levels: 33, 66 and 99 Mg ha⁻¹ (dry weight basis) in the first cultivation year (1996/1997) and 37, 74 and 110 Mg ha⁻¹ in the following year (1997/1998). There was an increase in soil organic carbon content, electric conductivity, pH and CEC values, measured 360 days after the sludge application each year. The decrease in soil organic carbon level in the period was adjusted to a first order model kinetics. Soil organic carbon accumulation was also observed and was due to repeated sludge application. There was no cumulative effect on soil electric conductivity for the second sewage sludge application. This allows to conclude that rainfall played an essential role over ion leaching during that period. Increased electric conductivity could be observed in the lower soil depth. The increase in soil pH, after the second sludge application, was lower than that observed after the first one, what indicated the buffer capacity of the soil and alkalinity of the waste. There was an increase in soil CEC, but it was not related to the sludge level applied or to the second application. The changes in CEC were explained based on changes in pH rather than in organic carbon.

Index terms: Biosolids, soil, chemical attributes.

INTRODUÇÃO

Alguns dos efeitos causados pela aplicação de lodo de esgoto em solos agrícolas estão diretamente relacionados com a persistência da carga orgânica do resíduo nestes solos. Se parte do carbono orgânico presente no lodo for resistente à degradação, seu teor no solo aumentará ao longo de sucessivas aplicações, podendo proporcionar alterações significativas em algumas propriedades químicas e físicas desse solo (Clapp et al., 1986; Metzger & Yaron, 1987).

Os incrementos e a conservação do teor de carbono orgânico de solos, em decorrência dessa prática, podem ser atribuídos às taxas de degradação do lodo e aos fatores que as determinam. Em solos

sob clima temperado, tais incrementos são possíveis e têm sido comprovados por diversos trabalhos (Epstein et al., 1976; Logan et al., 1997).

Trabalhos efetuados em solos tropicais mostraram que efeitos do lodo de esgoto sobre o C-orgânico dos solos, quando ocorrem, são temporários (Melo et al., 1994; Silva, 1995). Resultados obtidos por Marques(1996) revelaram que somente em taxas elevadas de aplicações seria possível uma ação mais prolongada do lodo de esgoto sobre os teores de C-orgânico dos solos. Esse autor observou efeito crescente sobre os teores de C-orgânico de um Latossolo Vermelho-Escuro, até um ano após a aplicação de 40, 80 e 160 Mg ha⁻¹ (74 % de umidade) de lodo de esgoto.

O simples aumento no teor de C-orgânico pode não significar benefícios ao sistema solo-planta. Hohla et al. (1978) observaram, num solo que recebeu, durante seis anos, aplicações sucessivas de lodo de esgoto anaeróbio, que os teores de C-orgânico aumentaram de 9,5 para 22,9 g kg⁻¹; entretanto, estudos de fracionamento revelaram que do C-orgânico presente no solo tratado, 10,9 % correspondia a C-carboidrato e 11,9 % a óleos e graxas, enquanto, no solo-testemunha, estas frações eram, respectivamente, de 18,9 e 1,67 %. Isto demonstra que é preciso conhecer melhor a qualidade do carbono orgânico persistente e principalmente seus efeitos a longo prazo sobre as características químicas e físicas do solo que são de interesse para fins agronômicos e ambientais.

Medidas da condutividade elétrica são freqüentemente utilizadas para avaliar a concentração de sais solúveis no solo. De acordo com a Sociedade Americana de Ciência de Solo (Richards, 1954), valores de condutividade elétrica, em extrato de saturação, maiores que 2.000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ caracterizam solos salinos. Nesses casos, o crescimento e o desenvolvimento das plantas são diretamente afetados pela ocorrência de toxidez de alguns íons, desequilíbrios nutricionais e, principalmente, pelas dificuldades na absorção de água e nutrientes ocasionadas pelo aumento da pressão osmótica da solução do solo (Marschner, 1995).

A aplicação de lodo de esgoto em solos agrícolas pode aumentar a condutividade elétrica desses solos, considerando os altos teores de sais presentes no resíduo (Epstein et al., 1976; Stark & Clapp, 1980; Harding et al., 1985; Logan et al., 1997; Anjos, 1999). Dependendo das condições de clima, tipo de solo, da composição, taxa e freqüência de aplicações, o emprego do lodo de esgoto pode provocar efeitos sazonais de salinização, prejudicando, assim, o crescimento e o desenvolvimento das plantas (Bevacqua & Mellano, 1994).

Outro aspecto importante quando da utilização agrícola de lodo de esgoto é seu efeito sobre o pH dos solos, cuja extensão é dependente do tipo de tratamento que o resíduo recebeu, taxa e freqüência de aplicação do lodo e das propriedades do solo, como textura e capacidade de tamponamento (Clapp et al., 1986).

Aumentos na capacidade de troca de cátions, em solos tratados com lodo de esgoto, foram relatados por diversos autores, dentre eles, Epstein et al. (1976), Melo et al. (1994) e Silva (1995). No entanto, nesses trabalhos, a CTC foi avaliada pela soma de bases, o que pode levar, dependendo da taxa de aplicação, a valores superestimados graças às elevadas concentrações de cálcio que, freqüentemente, ocorrem no lodo de esgoto.

Atualmente, para determinação da CTC em solos, tem sido recomendado pela American Society of Agronomy (Sumner & Miller, 1996) o método

proposto por Gillman & Sumpter (1986), por possibilitar a quantificação da CTC ao pH atual do solo, que é a forma mais próxima das condições naturais de campo. Esse procedimento é visto como o mais adequado para os solos intemperizados das regiões tropicais, onde a CTC é altamente dependente do pH (Rodella, 1996).

O objetivo deste trabalho foi avaliar os efeitos causados por aplicações sucessivas de doses crescentes de lodo de esgoto sobre os teores de carbono orgânico, condutividade elétrica, pH e CTC ao pH atual de um Latossolo Amarelo distrófico cultivado com cana-de-açúcar.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado nos anos agrícolas de 1996/97 e 1997/98, em condições de campo, numa área plana de Latossolo Amarelo distrófico, selecionada no setor mais elevado da paisagem da Estação Experimental do Instituto Agronômico de Campinas, em Piracicaba (SP). O clima, de acordo com a classificação de Köppen, é do tipo Cwa: subtropical com inverno seco (Setzer, 1966). Os parâmetros climáticos 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. As principais características químicas e físicas do solo são apresentadas no quadro 1.

Foram empregadas duas remessas de lodo de esgoto anaeróbio semidesidratado, obtidas junto à Estação de Tratamento de Esgotos de Barueri – SABESP, Barueri (SP). Algumas características químicas dos resíduos, determinadas de acordo com Eaton et al. (1995), encontram-se no quadro 2.

Estabeleceram-se cinco tratamentos distribuídos num delineamento em blocos casualizados com quatro repetições, os quais foram aplicados em parcelas experimentais de 100 m² cultivadas com cana-de-açúcar em ciclo anual. Tais tratamentos foram os seguintes: calagem + adubação mineral (CM); testemunha (T); lodo de esgoto nas doses A (La), B (Lb) e C (Lc).

O tratamento CM constou, além da calagem e adubação de plantio (70 kg ha⁻¹ de N) em 1996/97, da aplicação de 120 kg ha⁻¹ de nitrogênio em cobertura (Spironello et al., 1996) na 1^a soqueira, ano agrícola 1997/98. A dose B (Lb) de lodo de esgoto foi definida de acordo com a quantidade máxima de metais pesados possível de ser adicionada anualmente em solos agrícolas, conforme os critérios preconizados pela Norma 40 CFR (Code Federal Regulations) Part 503 da USEPA (1993); a dose A (La) foi a metade e a dose C (Lc), 1,5 vez Lb. Desta forma, em base seca, as respectivas doses do resíduo foram: (a) 1^a aplicação (1996/97): A = 33, B = 66 e

Quadro 1. 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	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.

C = 99 Mg ha⁻¹, o equivalente a 6,8; 13,7 e 20,6 Mg ha⁻¹ de C-orgânico; (b) 2^a aplicação (1997/98): A = 37, B = 74 e C = 110 Mg ha⁻¹, o equivalente a 6,8, 13,6 e 20,4 Mg ha⁻¹ de C-orgânico, respectivamente. Os resíduos foram aplicados na superfície do solo em área total, com distribuição manual dentro das parcelas e incorporação, após um período de sete dias de pré-secagem, na camada de 0-0,2 m, com enxada rotativa (1997/98, incorporação apenas nas entrelinhas da cultura).

Amostras compostas de solo, coletadas dentro da área útil (25,2 m² centrais) de cada parcela experimental, foram formadas por cinco amostras simples retiradas nas entrelinhas da cultura. Na camada de 0-0,2 m foram coletadas amostras, dentro de cada ano agrícola, 0, 30, 60, 90, 150, 210, 270 e 360 dias após a incorporação do lodo de esgoto (DAIL). Aos 360 DAIL, nos dois anos de experimentação, também foram coletadas amostras representativas das camadas de 0,2-0,4, 0,4-0,6 e 0,6-0,8 m. Todas as amostras foram secas em estufa de circulação forçada de ar a 60°C, destorreadas e passadas por peneira ABNT nº 16 (1,19 mm de malha) com objetivo principal de eliminar, ao máximo, a presença de pequenas raízes.

As avaliações de carbono orgânico (C-orgânico), condutividade elétrica (CE), pH e capacidade de troca de cátions (CTC) do solo foram realizadas nas amostras dos dois anos agrícolas. Os teores de C-orgânico foram determinados, na camada de 0-0,2 m, aos 0, 30, 60, 90, 150, 210, 270 e 360 DAIL. Tais determinações foram realizadas por método volumétrico de oxirredução em amostras de 3,00 g de solo, seguindo, em linhas gerais, o método proposto por Walkley & Black (1934). A taxa de degradação da carga orgânica do lodo de esgoto foi estimada pelo decréscimo do C-orgânico presente no solo, por meio

da aplicação de modelo cinético de primeira ordem (Rodella, 1996) aos dados médios dos chamados incrementos de carbono. A variável incremento de carbono expressa o teor de C-orgânico remanescente no solo devido ao tratamento e foi obtida, ao longo do período estudado, pela diferença entre o teor de C-orgânico nas parcelas tratadas com lodo de esgoto e o teor presente nas testemunhas. Tal procedimento pode ser resumido pela seguinte expressão:

$$iC = C_{\text{trat}} - C_{\text{test}}$$

em que

$$iC = \text{incremento de carbono em g kg}^{-1};$$

$C_{\text{trat}} = \text{teor de C-orgânico nas parcelas tratadas com lodo de esgoto};$

$C_{\text{test}} = \text{teor de C-orgânico nas parcelas-testemunhas.}$

As determinações de CE e pH foram realizadas nas amostras coletadas na camada de 0-0,2 m, aos 30, 60, 90, 150, 210, 270 e 360 DAIL. A CE também foi determinada nas amostras de solo, coletadas em profundidade, aos 360 DAIL. Tais determinações foram efetuadas em extrato solo-água, na relação 1:1(v/v), com leitura em condutivímetro com célula de 1 cm. As determinações de pH foram feitas em extratos de CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹, com relação solo-solução 1:2,5 (v/v). A CTC foi obtida nas amostras, coletadas na camada de 0-0,2 m, aos 30, 90, 150, 270 e 360 DAIL. Essas determinações foram realizadas pelo método proposto por Gillman & Sumpter (1986), utilizando soluções não tamponadas.

As análises estatísticas foram feitas, separadamente, para cada ano experimental, em delineamento com parcelas subdivididas, sendo as parcelas constituídas pelos tratamentos (T, La, Lb e Lc) e as

subparcelas, pelas épocas de coleta das amostras de solo (DAIL). Foi aplicado o teste F e, quando constatada interação significativa, as médias das variáveis C-orgânico, CE, pH e CTC foram testadas, dentro de épocas de amostragem e tratamentos, por modelos de regressão polinomial de 1º e 2º grau. Para a variável incremento de carbono, considerando os efeitos significativos das causas de variação, foram realizados ajustes de funções exponenciais do tipo $y = ae^{bx}$. Também foi feita análise de correlação linear simples entre valores de CTC e pH e entre CTC e C-orgânico. O tratamento CM foi considerado apenas nas análises de correlação entre CTC e pH.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Carbono orgânico do solo

Os teores de C-orgânico apresentaram, em todas as épocas de amostragem, nos dois anos agrícolas, aumentos lineares, dependendo das doses aplicadas de lodo de esgoto (Quadro 3). Tomando como base o tratamento T, verificou-se que, aos 360 DAIL, no ano agrícola 1996/97, houve aumentos de 13, 14 e 15 %

Quadro 2. Composição química parcial das duas remessas de lodo de esgoto utilizadas no experimento⁽¹⁾. Médias de três amostras compostas retiradas de cada remessa de lodo

Atributo analisado	Lodo de esgoto	
	1996	1997
pH (H ₂ O, 1:2,5)	12,25	8,50
Poder de neutralização (% CaCO ₃ eq.)	40,36	31,44
Carbono orgânico (g kg ⁻¹)	207,88	184,85
N-total (g kg ⁻¹)	25,58	21,71
N-NO ₃ ⁻ + N-NH ₄ ⁺ (g kg ⁻¹)	3,19	2,60
Relação C/N-total	8,13	8,51
CTC a pH 7,0 (mmol kg ⁻¹)	436,55	375,25
P-total (g kg ⁻¹)	11,20	11,16
K-total (g kg ⁻¹)	1,06	0,97
Ca-total (g kg ⁻¹)	170,31	132,10
Mg-total (g kg ⁻¹)	10,63	2,70
S-total (g kg ⁻¹)	8,49	10,77
Na-total (g kg ⁻¹)	0,76	0,71
Cd-total (mg kg ⁻¹)	28,4	16,0
Cr-total (mg kg ⁻¹)	385,0	386,0
Cu-total (mg kg ⁻¹)	784,3	534,0
Ni-total (mg kg ⁻¹)	238,6	286,0
Pb-total (mg kg ⁻¹)	152,8	171,0
Zn-total (mg kg ⁻¹)	1.568,5	1.649,0

⁽¹⁾ Exceto o pH, cuja determinação foi feita a partir do material úmido, os demais resultados são expressos com base no material seco.

nos teores de C-orgânico, proporcionados, respectivamente, pelas doses de 33, 66 e 99 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto. Aos 360 DAIL, ano agrícola 1997/98, tais aumentos foram de 17, 25 e 43 %, respectivamente, para as doses de 37, 74 e 110 Mg ha⁻¹, cerca de 10, 17 e 33 % de acúmulo em relação aos teores de C-orgânico observados ao final do ano anterior. Estes dados revelam, de maneira geral, que o lodo de esgoto foi capaz de proporcionar aumentos significativos nos teores de C-orgânico do solo, indicando a possibilidade de incrementos maiores por ocasião de aplicações sucessivas do resíduo.

Tais incrementos também foram observados por autores que desenvolveram seus experimentos em solos sob clima temperado (Epstein et al., 1976; Logan et al., 1997). Por outro lado, com base nos resultados apresentados por Melo et al. (1994), Silva (1995) e Marques (1996), é possível que, no presente trabalho, os efeitos observados sejam devidos às doses e à freqüência das aplicações. Dessa forma, em doses menores que 33-37 Mg ha⁻¹ (6,8 Mg ha⁻¹ de C-orgânico) provavelmente seriam necessárias várias aplicações anuais e sucessivas até que seus efeitos sobre o C-orgânico do solo fossem detectados por um período superior ou igual a um ano.

Os teores de C-orgânico foram influenciados pela interação de tratamentos e épocas de amostragem do solo. Esperava-se que esta interação fosse devida ao decréscimo dos teores de carbono em função do tempo ocorrido da aplicação, o que foi verdadeiro apenas para Lb e Lc, no ano agrícola 1997/98. No entanto, pode-se observar (Quadro 3), no decorrer das épocas de amostragem do solo, um comportamento crescente dos teores de C-orgânico no tratamento T. Esses acréscimos foram mais expressivos para o primeiro ano agrícola. O teor de C-orgânico apresentado originalmente pelo Latossolo Amarelo distrófico, antes da instalação do experimento, era de 9,29 g kg⁻¹ (Quadro 1).

Dessa forma, o menor valor observado para esta variável no tempo zero do ano agrícola 1996/97 é justificado pelas operações de preparo do solo antes da aplicação do lodo de esgoto. Tais operações, que constaram de subsolagem, uma aração e uma gradagem, promoveram uma inversão de camadas, aflorando o solo da camada abaixo de 0,2 m, com menor teor de C-orgânico (Quadro 1). Outra possibilidade a ser considerada é o estímulo à degradação de parte do C-orgânico nativo do solo pela aeração proporcionada por tais operações. É importante notar que os teores de C-orgânico da testemunha retornaram aos seus valores originais somente aos 24 meses do preparo inicial do solo.

Em virtude destas observações, foi calculada a variável incremento de carbono (iC) que permitiu melhor comparação do decréscimo do carbono subsequente às aplicações de lodo nos dois anos agrícolas, da sua taxa de degradação e consequente potencial de acúmulo no solo.

Quadro 3. Carbono orgânico do solo, determinado nos tratamentos com doses crescentes de lodo de esgoto, em diversas épocas de amostragem, nos anos agrícolas 1996/97 e 1997/98

DAIL ⁽¹⁾	Dose de lodo de esgoto			Termo de regressão (R ²)		
	T ⁽²⁾	La	Lb	Lc	Linear	
g kg ⁻¹						
Ano agrícola 1996/97						
0	7,16	9,12	10,67	12,37	0,99**	ns
30	7,09	8,48	9,14	9,90	0,97**	ns
60	6,94	8,29	8,84	9,61	0,96**	ns
90	7,58	8,77	9,61	10,67	0,99**	ns
150	8,74	10,03	10,49	11,70	0,97**	ns
210	8,39	9,89	9,99	10,34	0,79**	ns
270	8,86	9,95	9,98	10,41	0,83**	ns
360	8,86	10,04	10,07	10,19	0,69*	ns
Termo de regressão (R ²)						
Linear	0,79**	0,63**	ns	ns	-	-
Quadrático	0,85*	ns	ns	ns	-	-
Ano agrícola 1997/98						
0	8,57	11,79	12,88	15,95	0,97**	ns
30	8,86	11,83	12,81	14,97	0,97**	ns
60	8,72	11,00	11,68	14,10	0,96**	ns
90	8,87	11,06	11,85	14,00	0,97**	ns
150	8,98	11,33	11,65	14,01	0,94**	ns
210	8,99	11,03	11,72	14,33	0,96**	ns
270	9,42	11,37	12,05	13,82	0,97**	ns
360	9,48	11,06	11,84	13,53	0,98**	ns
Termo de regressão (R ²)						
Linear	0,87*	ns	0,28*	0,56**	-	-
Quadrático	ns	ns	0,62*	0,68 *	-	-

⁽¹⁾ Dias após a incorporação do lodo de esgoto. ⁽²⁾ T = 0, La = 33, Lb = 66, Lc = 99 Mg ha⁻¹ em 1996/97 e T= 0, La = 37, Lb = 74, Lc = 110 Mg ha⁻¹ em 1997/98. *, **, ns indicam, respectivamente, que os termos de regressão linear ou quadrática foram significativos a P ≤ 0,05, P ≤ 0,01 ou não-significativos pelo teste F.

A análise de variância para incremento de carbono apontou, no ano agrícola 1996/97, interação significativa de doses de lodo de esgoto e épocas de amostragem, evidenciando o comportamento diferenciado entre doses. Para o segundo ano, foram verificados efeitos significativos de doses e épocas de amostragem, não havendo interação desses fatores.

De maneira geral, para os dois anos agrícolas, verificou-se que o decréscimo do C-orgânico ajustou-se a um modelo de cinética de primeira ordem (Figura 1). Em 1997/98, verificou-se melhor ajuste para um modelo composto por duas etapas que foram delimitadas entre os 150 e 210 DAIL (Figura 1), período de inverno e condições de seca. A relação entre as constantes mostrou que, na primeira etapa, a velocidade de degradação foi 42 vezes maior que na segunda.

Com base no modelo matemático adotado, pôde-se inferir, portanto, que o lodo de esgoto teria apresentado uma fase inicial de degradação mais

rápida, seguida por outra de estabilização progressiva. A maior velocidade de degradação no período inicial seria explicada pelo ataque microbiano àquelas substâncias orgânicas mais facilmente degradáveis que restaram do tratamento biológico dos esgotos, como a biomassa microbiana composta de proteínas e carboidratos, ao passo que, na fase final, a menor velocidade de degradação seria atribuída às substâncias recalcitrantes.

Miller (1974) e Terry et al. (1979ab) observaram este mesmo comportamento para lodos anaeróbios em ensaios de respirometria em condições de laboratório. Em condições de campo, utilizando método semelhante ao do presente trabalho, esse comportamento também foi verificado por Logan et al. (1997).

Para o primeiro ano agrícola, as taxas de decréscimo foram estimadas em 65 e 73 %, respectivamente, para Lb e Lc. Estas taxas podem ser consideradas como uma estimativa da taxa de degradação da carga orgânica do lodo de esgoto. É

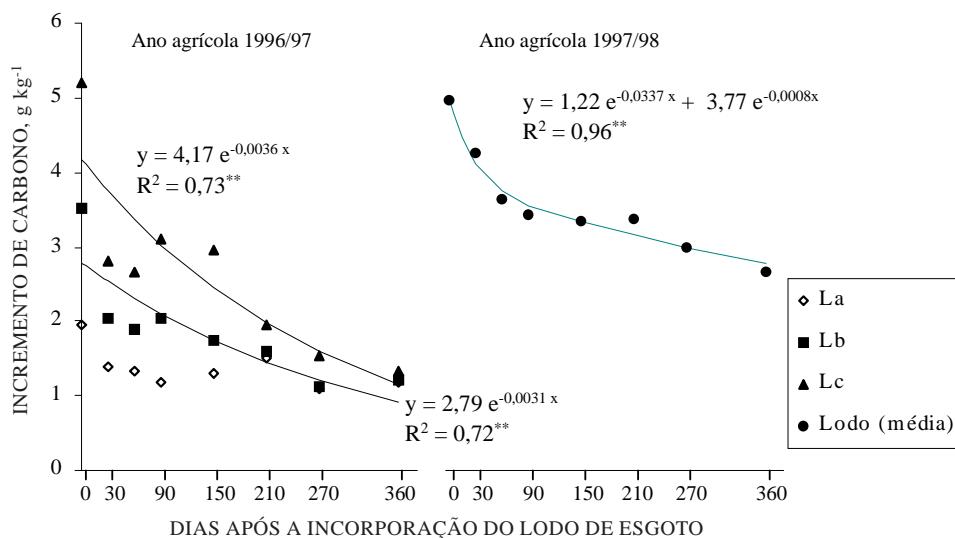


Figura 1. Decréscimo do incremento de carbono (iC) do solo em função do tempo, nos anos agrícolas de 1996/97 e 1997/98. () significativo a $P \leq 0,01$ pelo teste F.**

La = lodo dose A; Lb = lodo dose B; Lc = lodo dose C e Lodo = média de La, Lb e Lc.

importante salientar que, neste ano, para diminuir ao máximo a interferência de plantas invasoras, foram necessárias três operações de cultivo mecânico. Assim, as altas taxas de degradação estimadas para o lodo de esgoto podem ser justificadas por um aumento na oxidação do C-orgânico, estimulado pelo revolvimento e consequente oxigenação do solo na sua camada superficial. Para La, não houve ajuste significativo ao modelo matemático adotado.

Após a segunda aplicação do resíduo, ano agrícola 1997/98, a taxa média de decréscimo do carbono foi estimada em 44 %. Entretanto, não foi possível confirmar uma diminuição na taxa de degradação do resíduo, uma vez que a taxa de decréscimo obtida nesta ocasião incluiu o carbono recalcitrante acumulado no solo devido à aplicação anterior. O fato de não ter havido, neste ano, operação mecânica que revolvesse o solo certamente colaborou para diminuir o decréscimo do carbono. Entretanto, não devem ser descartadas as possibilidades da ocorrência de efeitos inibitórios sobre microrganismos organotróficos, causados pelo possível acúmulo de metais pesados e substâncias orgânicas recalcitrantes e tóxicas presentes no lodo de esgoto. Tais possibilidades devem ser avaliadas cuidadosamente em outros estudos.

As taxas de decréscimo do carbono encontradas no presente trabalho podem ter sido superestimadas basicamente por duas razões: possibilidade de perdas, por meio da lixiviação, de substâncias orgânicas solúveis da camada de incorporação do resíduo; aumento da degradação do C-orgânico nativo do solo com a aplicação do lodo de esgoto,

fenômeno conhecido como “efeito priming”, observado por diversos autores, dentre eles Terry et al. (1979a).

Nas condições do presente trabalho, considerando as taxas e a freqüência das aplicações do lodo de esgoto, evidenciou-se que parte do C-orgânico presente no lodo foi resistente à degradação no solo. Essa observação é concordante com diversos estudos realizados em condições controladas de laboratório, os quais evidenciaram a relativa resistência à degradação no solo da carga orgânica de lodos anaeróbios (Miller, 1974; Agbin et al., 1977; Terry et al., 1979a). Esta resistência, por sua vez, é atribuída essencialmente ao tratamento de estabilização biológica que o lodo de esgoto recebe nas estações de tratamento de esgotos (Demuyck et al., 1985), o que confere presença significativa na sua fração orgânica de compostos estáveis, tais como: lignina, celulose, lipídeos, substâncias húmicas, graxas, ceras, óleos e resinas (Pagliai et al., 1981; Clapp et al., 1986).

Condutividade elétrica e pH

Nos dois anos agrícolas, a CE do solo foi influenciada significativamente pela interação de tratamentos e épocas de amostragem. De maneira geral, a aplicação de lodo de esgoto aumentou a CE do solo (Quadro 4).

No ano agrícola 1996/97, na maioria das épocas de amostragem, as doses empregadas do resíduo proporcionaram efeito quadrático sobre a variável em questão. No ano seguinte, após a segunda aplicação, com exceção dos valores determinados aos 30 DAIL, foi constatado que a CE aumentou linearmente com as doses empregadas. Este

Quadro 4. Condutividade elétrica do solo, determinada na camada de 0-0,2 m, nos tratamentos com doses crescentes de lodo de esgoto, em diversas épocas de amostragem, nos anos agrícolas 1996/97 e 1997/98

DAIL ⁽¹⁾	Dose de lodo de esgoto			Termo de regressão (R ²)		
	T ⁽²⁾	La	Lb	Lc	Linear	
$\mu\text{S cm}^{-1}$						
					Ano agrícola 1996/97	
30	101,6	1112,5	1022,0	1272,8	0,70**	0,88**
60	79,4	464,3	516,0	606,0	0,82**	0,96**
90	115,4	670,5	586,8	749,0	0,68**	0,84**
150	107,0	517,0	484,8	600,8	0,73**	0,88**
210	116,9	497,3	407,0	556,3	0,66**	0,78**
270	62,9	246,0	280,5	368,3	0,91**	ns
360	73,9	294,8	336,0	370,5	0,81**	0,97**
Termo de regressão (R²)						
Linear	ns	0,59**	0,61**	0,62**	-	-
Quadrático	ns	0,67**	0,78**	0,73**	-	-
Ano agrícola 1997/98						
30	127,3	530,5	569,5	716,3	0,86**	0,94*
60	79,7	309,0	336,0	454,0	0,90**	ns
90	89,8	468,5	555,8	712,8	0,91**	ns
150	92,2	454,8	499,3	800,0	0,93**	ns
210	61,8	289,5	280,0	534,8	0,96**	ns
270	80,0	379,5	472,8	672,8	0,96**	ns
360	70,8	156,3	252,6	301,1	0,99**	ns
Termo de regressão (R²)						
Linear	ns	0,55**	0,35**	0,27**	-	-
Quadrático	ns	0,59*	ns	0,52**	-	-

⁽¹⁾ Dias após a incorporação do lodo de esgoto. ⁽²⁾ T = 0, La = 33, Lb = 66, Lc = 99 Mg ha⁻¹ em 1996/97 e T = 0, La = 37, Lb = 74, Lc = 110 Mg ha⁻¹ em 1997/98. *, **, ns indicam, respectivamente, que os termos de regressão linear ou quadrática foram significativos a P ≤ 0,05, P ≤ 0,01 ou não-significativo pelo teste F.

comportamento diferenciado entre os dois anos agrícolas deve estar relacionado com a dinâmica da degradação da carga orgânica do lodo de esgoto e, principalmente, com a distribuição das precipitações pluviométricas ocorridas dentro de cada ano, nas respectivas épocas de amostragem do solo.

Os maiores acréscimos observados para esta variável foram, no ano agrícola 1996/97, aos 30 DAIL e, no ano agrícola 1997/98, aos 150 DAIL. No primeiro ano, nos tratamentos La e Lc, os respectivos acréscimos na CE foram de 995 e 1.153 % em relação à T. Em 1997/98, tais acréscimos variaram de 393 a 768 %. Aumentos na CE de solos tratados com lodo de esgoto também foram observados por Epstein et al. (1976), Stark & Clapp (1980), Bevacqua & Mellano (1994), Logan et al. (1997) e Anjos (1999).

O lodo de esgoto utilizado no presente trabalho foi condicionado, no seu processo de tratamento, com FeCl₃ e CaO. Dessa forma, apresentou em sua composição elevados teores de Ca²⁺. Isto posto, considerando que foram adicionadas ao solo, via lodo

de esgoto, quantidades anuais de Ca variando de 4,8 a 16,9 Mg ha⁻¹, parece razoável atribuir os aumentos na CE à presença deste íon no solo. Entretanto, a contribuição de NH₄⁺ e NO₃⁻ oriundos da mineralização do N-orgânico do resíduo não deve ser desconsiderada.

Epstein et al. (1976) atribuíram os aumentos na CE de solos tratados com lodo de esgoto à grande concentração de Ca²⁺, Mg²⁺ e Cl⁻ presentes na camada de incorporação do resíduo. De forma concordante, Anjos (1999) encontrou correlações significativas entre a CE de solos tratados sucessivamente com lodo de esgoto e teores de Ca²⁺, Mg²⁺ e K⁺.

Considerando o comportamento da CE dentro das doses de lodo de esgoto no decorrer das amostragens, verificou-se que, nos dois anos agrícolas, à medida que aumentava o tempo da incorporação do resíduo, percebia-se uma tendência significativa de queda em seus valores (Quadro 4). Este decréscimo na concentração salina da superfície do solo provavelmente deveu-se à lavagem de íons solúveis

ou em suspensão, proporcionado pelo movimento descendente da água de precipitações pluviométricas.

Comportamentos semelhantes foram obtidos por Epstein et al. (1976) e Harding et al. (1985). Esses autores explicaram que o decréscimo verificado na CE do solo no decorrer do tempo foi atribuído à lixiviação de Ca^{2+} , Mg^{2+} e Cl^- causada pelas chuvas no período de estudo.

A hipótese da lixiviação de íons foi comprovada, neste trabalho, pelas determinações realizadas em amostras de solo coletadas em profundidade, 360 DAIL, nos dois anos agrícolas (Quadro 5). Com base nestes dados, verificou-se que as doses empregadas de lodo de esgoto proporcionaram aumentos significativos da CE até 0,8 m de profundidade, evidenciando a lixiviação de íons pelo perfil do solo. Comparando a CE para profundidades, dentro de cada dose do resíduo, observou-se que, ao final de 1996/97, os maiores valores foram para as camadas superficiais de 0-0,2 e 0,2-0,4 m e, para 1997/98, estes ocorreram na camada de 0,2-0,4 m. Todavia, os resultados mostraram a movimentação de íons para as camadas abaixo de 0,8 m, possibilitando, assim, aumentos prováveis e expressivos na CE de camadas mais profundas.

A lixiviação de Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Cl^- , NH_4^+ e NO_3^- , devida à aplicação de lodo de esgoto e que apresenta potencial para aumentar a CE em subsuperfície, foi verificada por Medalie et al. (1994) e Anjos (1999).

O acúmulo de sais na camada de incorporação do lodo em decorrência da segunda aplicação não foi evidenciado (Quadro 4). Quando comparados os dados de CE obtidos aos 360 DAIL, verificou-se, no ano agrícola 1997/98, que os valores determinados foram menores do que aqueles apresentados no ano anterior. Esta observação foi reforçada pela proximidade verificada entre os demais valores de cada ano agrícola, nas respectivas épocas de amostragem. A não-ocorrência de efeito cumulativo pode ser devida ao fato de que, no ano agrícola 1997/98, houve precipitações acumuladas em 1.655 mm, ao passo que, no ano anterior, estas foram acumuladas em 1.480 mm.

Considerando a média local de 1.275 mm anuais (período de retorno de 82 anos), verificou-se, também, que as quantidades de chuvas ocorridas no período experimental foram atípicas. O efeito das precipitações sobre a CE do solo pode ser exemplificado pela comparação entre os valores obtidos 30 dias após cada incorporação de lodo de esgoto. Em 1996/97, nos tratamentos La, Lb e Lc, foram detectados valores aproximadamente duas vezes maiores do que aqueles verificados em 1997/98. Assim, enquanto, no primeiro ano, a precipitação acumulada no período foi de 107,4 mm, no ano seguinte foi observado um total de 386,7 mm.

Embora a CE do solo, para todas as doses de lodo de esgoto e durante todo o período experimental, tenha se apresentado abaixo de $2.000 \mu\text{S cm}^{-1}$, valor

Quadro 5. Condutividade elétrica do solo, determinada nas camadas de 0-0,2, 0,2-0,4, 0,4-0,6 e 0,6-0,8 m, 360 dias após incorporação de doses crescentes de lodo de esgoto, nos anos agrícolas 1996/97 e 1997/98

Profundidade	Dose de lodo de esgoto				Termo de regressão (R^2)	
	T ⁽¹⁾	La	Lb	Lc	Linear	Quadrático
m	$\mu\text{S cm}^{-1}$					
	Ano agrícola 1996/97					
0-0,2	73,9 a	294,8 a	336,0 a	370,5 a	0,81**	0,97*
0,2-0,4	73,8 a	250,9 a	376,0 a	309,0 a	0,68**	0,98**
0,4-0,6	68,8 a	160,6 b	196,8 b	207,8 b	0,86 *	ns
0,6-0,8	61,2 a	153,2 b	199,7 b	218,6 b	0,91**	ns
	Ano agrícola 1997/98					
0-0,2	70,7 a	156,3 b	252,6 b	301,1 c	0,98**	ns
0,2-0,4	54,1 a	231,0 a	330,3 a	460,8 a	0,99**	ns
0,4-0,6	46,5 a	144,2 b	227,5 b	387,0 b	0,98**	ns
0,6-0,8	53,7 a	128,9 b	228,2 b	283,1 c	0,99**	ns

⁽¹⁾ T = 0, La = 33, Lb = 66, Lc = 99 Mg ha^{-1} em 1996/97 e T = 0, La = 37, Lb = 74, Lc = 110 Mg ha^{-1} em 1997/98.

*, **, ns indicam, respectivamente, 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. Médias seguidas por letras distintas, em colunas, diferem entre si a $P \leq 0,05$ pelo teste de Tukey - D.M.S. 5 % = 63,3 (ano agrícola 1996/97) D.M.S. 5 % = 69,9 (ano agrícola 1997/98).

acima do qual os solos são considerados salinos (Richards, 1954), deve-se ressaltar que a adoção deste valor não fornece uma indicação segura quanto ao grau de salinização do solo no presente experimento, haja vista que este critério foi elaborado com base em determinações da CE em extratos de saturação.

Não obstante, dependendo do tipo de solo e do regime pluviométrico do local, existe a possibilidade de as doses de lodo empregadas no presente trabalho ocasionarem, mesmo que temporariamente, problemas de salinidade e seus conseqüentes efeitos no crescimento e desenvolvimento das plantas. De acordo com os dados apresentados (Quadro 5), pode-se supor que, em condições de déficit hídrico, onde predominariam movimentos ascendentes da água do solo, haveria o afloramento dos sais que se encontram nas camadas subsuperficiais, podendo, assim, causar situações de salinidade, agravando, ainda mais, os problemas de deficiência hídrica.

Bevacqua & Mellano (1994) encontraram efeitos sazonais do lodo de esgoto sobre a CE do solo, que foram prejudiciais às culturas do alho e alface. Convém salientar que eles aplicaram, durante dois anos, o total acumulado de 74 Mg ha^{-1} de um composto à base de lodo, taxas e freqüência de aplicações bem inferiores às do presente trabalho, tendo, graças à combinação com os efeitos climáticos, a CE, em extrato de saturação, chegado a picos temporários de $2.440 \mu\text{S cm}^{-1}$.

Diante dos fatos discutidos, verifica-se a possibilidade de salinização temporária dos solos, dada a utilização pouco cuidadosa do lodo de esgoto; no entanto, ressalta-se que, sobre as plantas de cana-de-açúcar cultivada no experimento, não se observou nenhum efeito de salinidade. De qualquer maneira, é imprescindível que esta variável seja monitorada e considerada em estratégias de manejo do resíduo.

Quadro 6. Valores pH do solo, determinados nos tratamentos com doses crescentes de lodo de esgoto, em diversas épocas de amostragem, nos anos agrícolas 1996/97 e 1997/98

DAIL ⁽¹⁾	Dose de lodo de esgoto				Termo de regressão (R ²)	
	T ⁽²⁾	La	Lb	Lc	Linear	Quadrático
Ano agrícola 1996/97						
30	4,3	5,8	6,5	6,7	0,89**	0,99**
60	4,2	5,5	6,7	6,9	0,94**	0,99**
90	4,2	6,7	7,0	7,4	0,79**	0,95**
150	4,3	6,2	6,7	6,9	0,82**	0,99**
210	4,2	6,2	6,6	7,0	0,84**	0,97**
270	4,2	6,0	6,7	6,8	0,83**	0,99**
360	4,1	6,5	6,7	6,5	0,61**	0,96**
Termo de regressão (R ²)						
Linear	ns	0,21**	ns	0,22*	-	-
Quadrático	ns	ns	ns	0,57**	-	-
Ano agrícola 1997/98						
30	4,3	6,9	7,1	7,4	-	-
60	4,3	6,6	6,9	7,0	-	-
90	4,2	6,4	7,1	7,3	-	-
150	4,2	6,8	7,2	7,4	-	-
210	4,2	6,8	7,3	7,5	-	-
270	4,2	7,0	7,2	7,5	-	-
360	4,1	6,8	7,2	7,5	-	-
Regressão para níveis de tratamentos	4,2	6,8	7,1	7,4	0,77**	0,97**
DAIL						
Regressão para níveis de dias	30	60	90	150	210	270
	6,3	6,3	6,3	6,4	6,4	6,4
					6,5	-
						0,20*

⁽¹⁾ Dias após a incorporação do lodo de esgoto. ⁽²⁾ T = 0, La = 33, Lb = 66, Lc = 99 Mg ha⁻¹ em 1996/97 e T = 0, La = 37, Lb = 74, Lc = 110 Mg ha⁻¹ em 1997/98. *, **, ns indicam, respectivamente, 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.

Os valores de pH do solo (Quadro 6) mostraram interação significativa de tratamentos e épocas de aplicação, para 1996/97, e efeito de épocas, para 1997/98. As variações do pH, conforme as épocas de amostragem do solo, foram pouco expressivas e apresentaram baixos coeficientes de determinação. Por outro lado, conforme as doses aplicadas do resíduo, a variável apresentou aumentos de acordo com modelo quadrático, para ambos os anos.

No ano agrícola 1996/97, o pH apresentou acréscimos médios, em relação a T, de 1,9, 2,5 e 2,7 unidades, respectivamente, para as doses de 33, 66 e 99 Mg ha⁻¹ de lodo de esgoto. Em 1997/98, tais acréscimos foram de 2,6, 2,9 e 3,2 unidades, observados após a reaplicação de 37, 74 e 110 Mg ha⁻¹ do resíduo. Para as três doses aplicadas, os acréscimos de pH, em decorrência da segunda aplicação, foram de 0,7, 0,4 e 0,5 unidade. Dessa forma, observa-se que a reaplicação do resíduo proporcionou aumentos relativamente pequenos, quando comparados àqueles do primeiro ano, o que mostra efeito de tamponamento do solo.

A ação neutralizante do lodo de esgoto empregado no presente trabalho é essencialmente devida à sua alcalinidade intrínseca (pH em média > 10). No processo de tratamento do lodo são adicionadas elevadas quantidades de CaO, uma base forte, com o objetivo de eliminar patógenos e facilitar o processo de desidratação. Trabalhos como os de Barreto (1995), Silva (1995), Sloan & Basta (1995) e Anjos (1999) mostraram resultados semelhantes, os quais também foram atribuídos à alcalinidade do material.

A literatura apresenta diversos trabalhos que demonstram a capacidade de lodos de esgoto, sem tratamento prévio com cal, em elevar o pH de solos (Epstein et al., 1976; Stark & Clapp, 1980; Logan et al., 1997). Nestes casos os autores atribuíram o efeito neutralizante às reações envolvidas na degradação da carga orgânica do resíduo. Por outro lado, trabalhos relatados por Simeoni et al. (1984), Pietz et al. (1989) e Dowdy et al. (1991) revelaram, em solos cultivados, efeitos acidificantes desses resíduos, os quais foram atribuídos às reações de nitrificação, à provável oxidação de sulfitos e à produção de ácidos orgânicos durante a degradação do resíduo.

Capacidade de troca de cátions

Foram verificados, nos dois anos agrícolas, efeitos significativos de doses de lodo de esgoto e épocas de amostragem sobre a CTC do solo, porém não houve interação desses fatores. O aumento da CTC, considerando as doses do resíduo, seguiu, dentro de todas as amostragens, nos dois anos agrícolas, um comportamento quadrático ($R^2 = 0,92^{**}$). Análises de regressão apontaram uma tendência crescente nos valores desta variável de acordo com as épocas de amostragem do solo. Embora este comportamento tenha apresentado significância estatística, graças à precisão alcançada nas determinações da CTC, as

diferenças verificadas para as médias da variável, no decorrer das amostragens em cada ano agrícola, foram extremamente pequenas, de alguns décimos, razão por que não foram consideradas na interpretação e discussão dos resultados.

Examinando o comportamento da CTC no decorrer do período experimental (Figura 2), verificou-se, durante os dois anos agrícolas, uma proximidade muito grande entre os valores determinados para os tratamentos La, Lb e Lc. No ano agrícola 1996/97, obteve-se, entre doses, um valor médio (\pm erro-padrão) de CTC de $44,62 \pm 0,17 \text{ mmol}_c \text{ kg}^{-1}$, ao passo que, em 1997/98, tal valor foi de $44,78 \pm 0,16 \text{ mmol}_c \text{ kg}^{-1}$. O acréscimo médio proporcionado pelo lodo de esgoto em relação a T foi, em 1996/97, de $12,91 \pm 0,19 \text{ mmol}_c \text{ kg}^{-1}$ e, em 1997/98, de $13,52 \pm 0,10 \text{ mmol}_c \text{ kg}^{-1}$. Portanto, após a segunda aplicação do lodo, obteve-se um incremento de apenas $0,60 \pm 0,23 \text{ mmol}_c \text{ kg}^{-1}$, o que pode ser considerado desprezível considerando a quantidade de lodo aplicada. Diante destas constatações, é interessante ressaltar que os efeitos do lodo de esgoto sobre a CTC a pH atual do solo, os quais se manifestaram logo aos 30 DAIL em 1996/97, não refletiram alteração expressiva, mesmo aos 360 DAIL, no ano agrícola 1997/98.

Outro aspecto importante a ser considerado diz respeito à CTC a pH 7,0 do próprio lodo de esgoto (Quadro 2). Estimativas de acréscimos à CTC do solo, feitas com base nesses valores, da taxa de aplicação do resíduo e da densidade do solo na camada de incorporação revelaram acréscimos potenciais ao redor de 5,4, 10,8 e 16,1 $\text{mmol}_c \text{ kg}^{-1}$, respectivamente, em cada ano agrícola, para La, Lb e Lc. Tendo em vista que os valores de pH observados nos tratamentos com lodo de esgoto variaram, na maior parte do período experimental, de 6,0 a 7,4 (Quadro 6), conclui-se que a estimativa de incrementos para CTC não foi observada no solo em nenhum momento (Figura 2). Portanto, considerando que a CTC a pH 7,0 do lodo de esgoto é devida essencialmente à sua carga orgânica, é possível que esta não seja a principal responsável pelas alterações determinadas na CTC a pH atual do solo.

De maneira geral, os resultados observados no presente trabalho não são concordantes com os verificados por Epstein et al. (1976), Simeoni et al. (1984) e Cavallaro et al. (1993). Esses autores encontraram um comportamento crescente da CTC com a aplicação de lodo de esgoto em doses que variaram de 0 a 240 Mg ha⁻¹ (base seca). Em todos esses trabalhos, o comportamento da CTC foi atribuído aos acréscimos de C-orgânico nos solos proporcionados pelas aplicações do resíduo.

Todavia, é necessário ponderar que Epstein et al. (1976) estimaram a CTC do solo pela soma de bases, o que pode ter ocasionado valores superestimados, essencialmente porque o lodo de esgoto utilizado

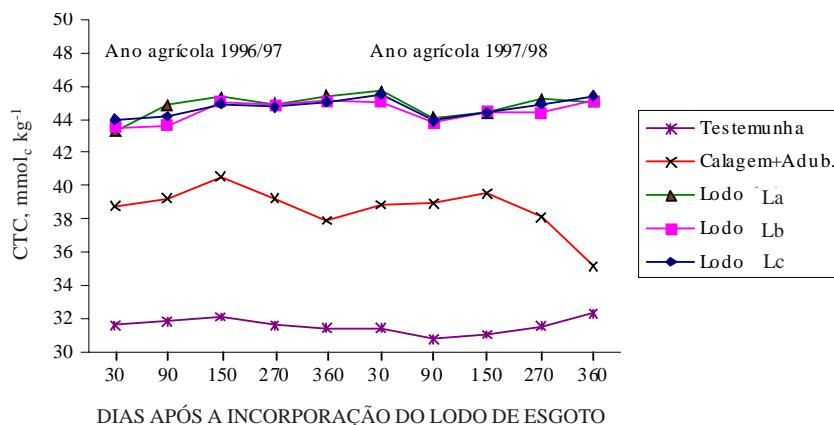


Figura 2. Capacidade de troca de cátions do solo, nos anos agrícolas 1996/97 e 1997/98, para os tratamentos com doses de lodo de esgoto e calagem + adubação mineral.

La = lodo dose A; Lb = lodo dose B; Lc = lodo dose C e Lodo = média de La, Lb e Lc.

apresentava elevados teores de Ca e Mg. Já no trabalho de Simeoni et al. (1984), verificou-se que o resíduo empregado não proporcionou alterações significativas no pH do solo e, além disso, as determinações da CTC foram efetuadas com solução alcalina tamponada (pH = 8,2). Dessa forma, é provável que os resultados observados não sejam reais, mas, sim, potenciais. Cavallaro et al. (1993) determinaram os valores CTC a pH atual, utilizando o mesmo método empregado no presente trabalho. Dessa forma, a discordância observada entre os resultados pode ser atribuída às diferenças entre lodos de diferentes origens, as quais são devidas aos processos de tratamento e, principalmente, à origem dos esgotos. Esta, por sua vez, define os tipos de compostos orgânicos que prevalecerão na composição do resíduo.

Sabe-se que, em solos sob climas tropicais, o complexo de cargas negativas é essencialmente pH-dependente (Helling et al., 1964), sendo a matéria orgânica o componente principal desse complexo (Fassbender, 1975). Assim, na tentativa de esclarecer melhor a participação das principais variáveis envolvidas na geração de cargas negativas no solo, foram estabelecidas relações entre CTC e pH e entre CTC e teores de C-orgânico do solo (Figura 3).

Para tanto, foram realizadas análises de correlação entre os valores de CTC ao pH atual e valores pH do solo, considerando as determinações efetuadas separadamente, dentro de cada ano agrícola e para todo o período experimental. Nestas análises foram incluídos os tratamentos CM, T, La, Lb e Lc. Verificou-se (Figura 3) que as alterações na CTC apresentaram, de maneira geral, elevada correlação positiva ($r = 0,91^{**}$) com as alterações de pH do solo. Este fenômeno já era esperado, uma vez que, conforme comentado anteriormente, a quase totalidade das cargas negativas em solos tropicais é dependente do pH. No entanto, este comportamento

só foi evidenciado porque o método utilizado para determinar a CTC o fez ao pH natural do solo.

As correlações entre CTC e carbono orgânico do solo foram positivas, embora com coeficientes inferiores aos verificados em relação ao pH. Convém salientar que, neste caso, não foi considerado o tratamento CM já que este não causou alterações nos teores originais de carbono orgânico.

Esses resultados são concordantes com Barreto (1995), o qual verificou que os efeitos de doses de lodo de esgoto sobre a CTC determinada a pH atual de uma Areia Quartzosa foram mais bem explicados pelas alterações no pH desse solo.

Diante das relações estabelecidas para o conjunto de dados obtidos, nos anos agrícolas de 1996/97 e 1997/98 (Figura 3), é possível verificar alguns fenômenos interessantes. O primeiro deles evidencia que os valores de CTC atingiram um patamar máximo a partir de valores de pH próximos a 6,0 e não apresentaram variações expressivas acima deste valor. Ressalta-se que, logo no primeiro ano agrícola, mesmo para a menor dose aplicada de lodo de esgoto, os valores de pH observados foram próximos ou superiores a 6,0, o que comprova a manifestação do potencial máximo de geração de cargas negativas variáveis do solo.

Com relação ao C-orgânico, é fundamental observar que seus teores nos tratamentos La, Lb e Lc variaram, no decorrer dos dois anos agrícolas, de 8,0 a 16,0 g kg⁻¹, uma variação, portanto, de 100 %. Apesar desta variação, considerando que os valores de pH do solo foram favoráveis à intensa manifestação de cargas variáveis da matéria orgânica, é estranho que nenhuma alteração expressiva na CTC tenha sido determinada. Diante dessas observações, fica evidente que os aumentos de CTC, verificados nos tratamentos com lodo de esgoto, não foram predominantemente proporcionados pela carga orgânica do resíduo, mas estiveram diretamente relacionadas com o pH do solo.

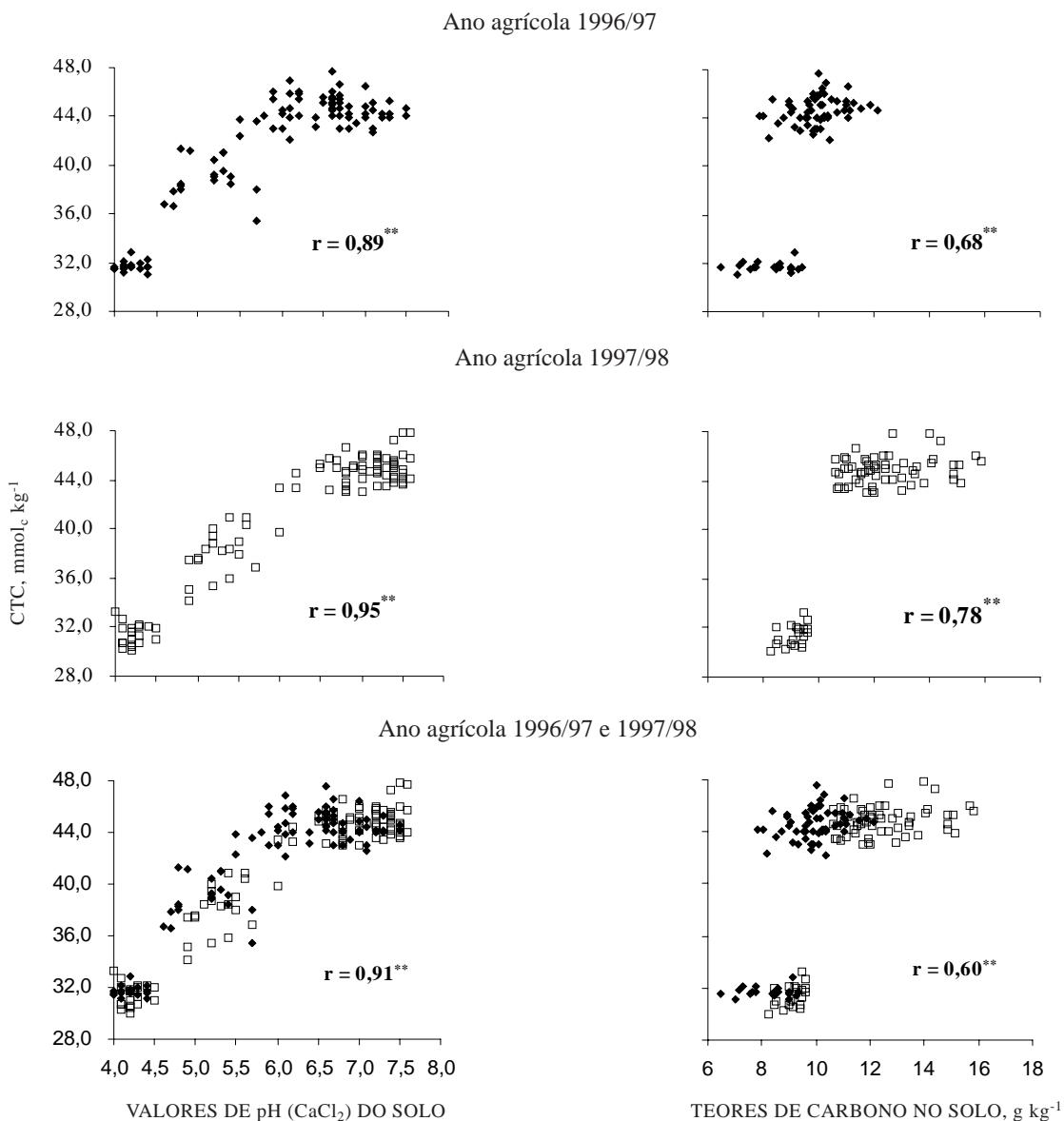


Figura 3. Relações entre CTC e pH, CTC e teores de carbono orgânico do solo, nos anos agrícolas de 1996/97 (●) e 1997/98 (□). (** Coeficientes de correlação significativos a $P \leq 0,01$ pelo teste t).

Neste contexto, algumas hipóteses podem ser consideradas para explicar os fenômenos observados. A primeira delas parte do princípio de que a contribuição de resíduos orgânicos à CTC dos solos depende primariamente da natureza dos compostos orgânicos que os constituem (Rodella, 1996). Assim, conforme discutido anteriormente, sabe-se que o lodo de esgoto contém uma gama variada de substâncias orgânicas que são recalcitrantes, sendo várias delas substâncias apolares, tais como: óleos, graxas, resinas e ceras que, consequentemente, por serem insolúveis em água, não geram cargas. Ademais, existem estudos que confirmam o acúmulo dessas substâncias no solo em decorrência de aplicações

sucessivas do lodo de esgoto (Hohla et al., 1978). É possível, também, que a CTC a pH 7,0 determinada no resíduo seja devida a uma pequena fração orgânica degradável rapidamente no solo. Dessa forma, considerando que a degradação da carga orgânica do lodo de esgoto ocorre de acordo com um modelo cinético de primeira ordem, tal fração teria sido rapidamente degradada, antes mesmo das primeiras amostragens do solo.

Outra possível explicação está diretamente relacionada com o efeito neutralizante do lodo de esgoto. Neste caso, a maior parte do aumento manifestado pela CTC poderia ser atribuída às cargas variáveis da matéria orgânica nativa e da

fração mineral do solo. Pela difratometria de raios-X, verificou-se que a fração argila do Latossolo Amarelo distrófico da área experimental era constituída basicamente por caulinita, goethita e hematita (dados não apresentados). Dessa forma, os incrementos de cargas negativas observados com o aumento do pH deveram-se, provavelmente, à desprotonação de grupamentos silanol e aluminol da caulinita e de grupamentos hidroxila das superfícies dos óxidos.

O tratamento CM apresentou valores médios de CTC, durante os dois anos agrícolas, de $38,62 \pm 0,45 \text{ mmol}_{\text{c}} \text{ kg}^{-1}$, o que representou um acréscimo em relação a T de $7,06 \pm 0,52 \text{ mmol}_{\text{c}} \text{ kg}^{-1}$ (Figura 2). O valor do pH médio nos dois anos foi de 5,2, no tratamento CM, e de 4,2, em T. Considerando que nenhuma fonte de C-orgânico foi adicionada a este tratamento, verificou-se que apenas a elevação do valor de pH do solo foi capaz de aumentar sua CTC.

CONCLUSÕES

1. As aplicações de doses crescentes de lodo de esgoto promoveram, em ambos os anos agrícolas, aumentos lineares nos teores de C-orgânico do solo.

2. Os decréscimos de C-orgânico observados no decorrer dos dois anos agrícolas ajustaram-se a um modelo de cinética de primeira ordem. Houve reduções na taxa de decréscimo por ocasião da segunda aplicação do lodo de esgoto, evidenciando o acúmulo de C-orgânico no solo, devido às aplicações sucessivas do resíduo.

3. As aplicações de doses crescentes de lodo de esgoto promoveram, em ambos os anos agrícolas, aumentos na condutividade elétrica do solo, porém não houve indícios de efeitos cumulativos sobre esta variável, em decorrência da segunda aplicação de lodo.

4. Houve aumentos no pH do solo com as aplicações de doses crescentes de lodo de esgoto. Por ocasião da segunda aplicação, os incrementos foram menores do que os observados em 1996/97, evidenciando o poder de tamponamento do solo.

5. O lodo de esgoto aumentou a capacidade de troca de cátions do solo, porém não foram verificados aumentos proporcionais às doses aplicadas. As alterações na CTC foram mais bem explicadas pelas variações no pH do que pelos acréscimos de C-orgânico.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fundação de Amparo à Pesquisa do estado de São Paulo, pelo financiamento do projeto que deu origem a este trabalho; à Estação Experimental do IAC de Piracicaba (SP), pelo apoio

e concessão de uso da área experimental; ao Prof. Dr. Arnaldo Antonio Rodella e aos técnicos de laboratório Lenita M. C. Pacheco e Oliveira e Janaína Truffi, do Depto de Ciências Exatas da USP/ESALQ, pela orientação e colaboração nos procedimentos analíticos.

LITERATURA CITADA

- AGBIN, N.N.; SABEY, B.R. & MARKSTROM, D.C. Land application of sewage sludge: V. Carbon dioxide production as influenced by sewage sludge and wood waste mixtures. *J. Environ. Qual.*, 6:446-451, 1977.
- ANJOS, A.R.M. Lixiviação de espécies químicas em Latossolos sucessivamente tratados com biossólido e disponibilidade de metais pesados para plantas de milho. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 1999. 191p. (Tese de Doutorado)
- BARRETO, M.C.V. Degradação da fração orgânica de diferentes resíduos e efeitos em algumas propriedades químicas e físicas de dois solos. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 1995. 106p. (Tese de Doutorado)
- BEVACQUA, R.F. & MELLANO, V.J. Cumulative effects of sludge compost on crop yields and soil properties. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.*, 25:395-406, 1994.
- CAVALLARO, N.; PADILLA, N. & VILLARRUBIA, J. Sewage sludge effects on chemical properties of acid soils. *Soil Sci.*, 156:63-70, 1993.
- CLAPP, C.E.; STARK, S.A.; CLAY, D.E. & LARSON, W.E. Sewage sludge organic matter and soil properties. In: CHEN, Y. & AVNIMELECH, Y., eds. *The role of organic matter in modern agriculture*. Dordrecht, Martinus Nijhoff, 1986. p.209-253.
- DEMUYNCK, M.; NYNS, E.J. & NAVEAU, H. Use of digested effluents in agriculture. In: WILLIAMS, J.H.; GUIDI, G. & L'HERMITE, P., eds. *Long-term effects of sewage sludge and farm slurries applications*. London, Elsevier Applied Science, 1985. p.2-13.
- DOWDY, R.H.; LATTERELL, J.J.; HINESLY, T.D.; GROSSMAN, R.B. & SULLIVAN, D.L. Trace metal movement in an Aeris Ochraqualf following 14 years of annual sludge applications. *J. Environ. Qual.*, 20:119-123, 1991.
- 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.
- EPSTEIN, E.; TAYLOR, J.M. & CHANEY, R.L. Effects of sewage sludge and sludge compost applied to soil on some soil physical and chemical properties. *J. Environ. Qual.*, 5:422-426, 1976.
- FASSBENDER, H.W. *Química de suelos, com ênfase em suelos de América Latina*. Turrialba, IICA, 1975. 398p.
- GILLMAN, G.P. & SUMPTER, E.A. Modification to the compulsive exchange method for measuring exchange characteristics of soils. *Aust. J. Soil Res.*, 24:61-66, 1986.

- HARDING, S.A.; CLAPP, C.E. & LARSON, W.E. Nitrogen availability and uptake from field soils five years after addition of sewage sludge. *J. Environ. Qual.*, 14:95-100, 1985.
- HELLING, C.S.; CHESTERS, G. & COREY, R.B. Contribution of organic matter and clay to soil cation-exchange capacity as affected by the pH of the saturating solution. *Soil Sci. Am. Proc.*, 23:517-520, 1964.
- HOHLA, G.N.; JONES, R.L. & HINESLY, T.D. The effect of anaerobically digested sewage sludge on organic fractions of blount silt loam. *J. Environ. Qual.*, 7:559-563, 1978.
- LOGAN, T.J.; LINDSAY, B.J.; GOINS, L.E. & RYAN, J.A. Field assessment of sludge metal bioavailability to crops: sludge rate response. *J. Environ. Qual.*, 26:534-550, 1997.
- MARSCHNER, H. *Mineral nutrition of higher plants*. London, Academic Press, 1995. 889p.
- MARQUES, M.O. Incorporação de lodo de esgoto em solo cultivado com cana-de-açúcar. Jaboticabal, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 1996. 111p. (Tese de Livre Docência)
- MEDALIE, L.; BOWDEN, B. & SMITH, C.T. Nutrient leaching following land application of aerobically digested municipal sewage sludge in a northern hardwood forest. *J. Environ. Qual.*, 23:130-138, 1994.
- MELO, W.J.; MARQUES, M.O.; SANTIAGO, G.; CHELLI, R.A. & LEITE, S.A.S. Efeito de doses crescentes de lodo de esgoto sobre frações da matéria orgânica e CTC de um Latossolo cultivado com cana-de-açúcar. *R. Bras. Ci. Solo*, 18:449-455, 1994.
- METZGER, L. & YARON, B. Influence of sludge organic matter on soil physical properties. *Adv. Soil Sci.*, 7:141-163, 1987.
- MILLER, R.H. Factors affecting the decomposition of an anaerobically digested sewage sludge in soil. *J. Environ. Qual.*, 3:376-380, 1974.
- PAGLIAI, M.; GUIDI, G.; LAMARCA, M.; GIACHETTI, M. & LUCAMANTE, G. Effects of sewage sludge and composts on soil porosity and aggregation. *J. Environ. Qual.*, 10:556-561, 1981.
- PIETZ, R.I.; CARLSON, C.R.; PETERSON Jr., J.R.; ZENS, D.R. & LUE-HING, C. Application of sewage sludge and other amendments to coal refuse material: III. Effects on percolate water composition. *J. Environ. Qual.*, 18:174-179, 1989.
- RICHARDS, L.A. *Diagnosis improvements of saline and alkaline soils*. Washington, Departament of Agriculture, 1954. 160p.
- RODELLA, A.A. *Métodos de avaliação de materiais orgânicos e efeitos de sua incorporação ao solo sobre a mobilização de macronutrientes*. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 1996. 148p. (Tese de Livre Docência)
- SETZER, J. *Atlas climático e ecológico do Estado de São Paulo*. São Paulo, Comissão Interestadual da Bacia Paraná-Uruguai, 1966. 61p.
- SILVA, F.C. *Uso agronômico de lodo de esgoto: efeitos em fertilidade do solo e qualidade da cana-de-açúcar*. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 1995. 170p. (Tese de Doutorado)
- SIMEONI, L.A.; BARBARICK, K.A. & SABEY, B.R. Effect of small-scale composting of sewage sludge on heavy metal availability to plants. *J. Environ. Qual.*, 13:264-268, 1984.
- SLOAN, J.J. & BASTA, N.T. Remediation of acid soils by using alkaline biosolids. *J. Environ. Qual.*, 24:1097-1103, 1995.
- SPIRONELLO, A.; RAIJ, B.van.; PENATTI, C.P.; CANTARELLA, H.; MORELLI, J.L.; ORLANDO FILHO, J.; LANDELL, M.G.A. & ROSSETTO, 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 Agronômico de Campinas, 1996. p.237-239.
- STARK, S.A. & CLAPP, C.E. Residual nitrogen availability from soils treated with sewage sludge in a field experiment. *J. Environ. Qual.*, 9:505-512, 1980.
- SUMNER, M.E. & MILLER, W.P. Cation exchange capacity and exchange coefficients In: SPARKS, D.L., ed. *Methods of soil analysis: chemical methods*. Madison, Soil Science Society of America, 1996. p.1201-1230.
- TERRY, R.E.; NELSON, D.W. & SOMMERS, L.E. Carbon cycling during sewage sludge decomposition in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 43:494-499, 1979a.
- TERRY, R.E.; NELSON, D.W. & SOMMERS, L.E. Decomposition of anaerobically digested sewage sludge as affected by soil environmental conditions. *J. Environ. Qual.*, 8:342-347, 1979b.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. Title 40 CFR - Part 503. Final rules: Standards for the use or disposal of sewage sludge. *Federal Register*, 58:9387-9415, 1993.
- WALKLEY, A. & BLACK, I.A. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37:29-38, 1934.

