

Reação do solo e disponibilidade de micronutrientes, em solo de textura média, tratado com lodo de esgoto e cultivado com milho

Ana Tereza Jordão Pigozzo¹, Ervim Lenzi^{2*}, Jorge de Luca Júnior³, Carlos Alberto Scapim⁴, Pedro Soares Vidigal Filho⁴ e Antônio Carlos Saraiva da Costa⁴

¹Faculdade de Ciências Agrárias, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, São Paulo, Brasil. ²Departamento de Química, Universidade Estadual de Maringá, Av. Colombo, 5790, 87020-900, Maringá, Paraná, Brasil. ³Departamento de Engenharia Rural, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, São Paulo, Brasil.

⁴Departamento de Agronomia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Paraná, Brasil. *Autor para correspondência. E-mail: elenzi@uem.br

RESUMO. A avaliação da disponibilidade de micronutrientes pela aplicação de lodo de esgoto foi realizada em campo, para uma safra de milho, em um Latossolo Vermelho distrófico, LVd, de textura média. O delineamento experimental foi de blocos casualizados, com os tratamentos em esquema de parcelas subdivididas, no tempo, sorteados, na parcela, seis doses de lodo de esgoto e, nas subparcelas, as cinco épocas de coleta de solo, com quatro repetições. O lodo de esgoto foi aplicado e incorporado na superfície (0-20 cm). Foram determinados os micronutrientes Fe, Mn, Cu e Zn, nas amostras de solo, e das plantas de milho. No solo, foram extraídas as amostras com solução de DTPA (ácido dietilenotriaminopentaacético) e nas plantas, mediante a digestão nitro-perclórica. A leitura das concentrações foi realizada por espectrometria de absorção atômica, com atomização em chama. A aplicação de lodo de esgoto causou, no solo, aumento nos teores de Fe, Mn, Cu, Zn e na CTC (Capacidade de Troca Catiônica) e diminuição no pH. O aumento da disponibilidade de Fe, Mn, Cu e Zn, na solução, no solo, e seu respectivo aumento nas plantas foram proporcionais às doses aplicadas de lodo de esgoto e foram superiores ao controle.

Palavras-chave: lodo de esgoto, disponibilidade de micronutrientes, milho, solo tropical.

ABSTRACT. Soil reaction and micronutrient availability of a sandy soil treated with sewage sludge and cultivated with maize. The evaluation of micronutrient availability in agricultural soil treated with sewage sludge was developed in field with maize cultivation on a Dystrophic Red Latosol. The experiment used a randomized complete block design, with the treatments in a split-plot scheme, in time, with six doses of sewage sludge (main-plot treatment) in relation to the five sampling periods for the soil (subplot treatment), with four replications. The sewage sludge was applied in the superficial layer (0-20 cm). The micronutrients Fe, Cu, Mn and Zn were extracted from the soils using a DTPA (diethylenetriaminepentaacetic acid) solution. The same micronutrients were analyzed in the plant tissue after the nitric-perchloric decomposition of the maize samples by spectrometric atomic absorption. The results showed an increasing amount of Fe, Mn, Zn, Cu, Cation Exchange Capacity (CEC) and a decreasing pH in the soil. The increasing doses of sewage sludge increased the Fe, Mn, Cu and Zn availability in the soil solution, and the uptake amount by maize plants were always greater than the control values.

Key words: sewage sludge, micronutrient availability, maize, tropical soil.

Introdução

O crescimento populacional, nos centros urbanos, tende a aumentar a geração de resíduos industriais e domésticos, bem como de esgoto. O tratamento do mesmo, antes do retorno aos mananciais hídricos, leva à produção de um resíduo semi-sólido, o lodo de esgoto. O destino final do lodo de esgoto gerado nas Estações de Tratamentos de Esgotos (ETEs), requer soluções técnico-

científicas permanentes para não comprometer o meio ambiente, pois sua composição é variável. Quando devidamente higienizado, estabilizado e seco, o lodo de esgoto recebe o nome de biossólido (Melo e Marques, 2000). É, geralmente, rico em matéria orgânica, macro e micronutrientes, o que, em primeira instância, possibilita o seu uso na agricultura (McBride, 1995).

A reciclagem agrícola do lodo de esgoto, rico em

matéria orgânica, macro e micronutrientes, tem-se destacado pelos seguintes motivos: viabilizar nutrientes para os mais variados tipos de culturas, promover melhorias químicas, físicas e biológicas no solo (Barbosa *et al.*, 2004; Nascimento *et al.*, 2004; Rocha *et al.*, 2004; Souza *et al.*, 2005; Guedes *et al.*, 2006; Boeira e Souza, 2007; Bovi *et al.*, 2007) e por reduzir grandes quantidades de lodo de esgoto das Estações de Tratamento – ETEs, tornando-se uma das diferentes soluções para a disposição final deste subproduto do esgoto (EPA, 1999). No entanto, podem existir riscos associados ao conteúdo de metais pesados e agentes patogênicos (Andreoli e Fernandes, 1997; Borges e Coutinho, 2004a; Borges e Coutinho, 2004b; Galdos *et al.*, 2004; Rangel *et al.*, 2006; Silva *et al.*, 2006). Embora apresente dinâmica favorável de nutrientes no solo, também pode ocorrer lixiviação, principalmente de nitratos, e acúmulo de metais pesados no perfil do solo, causado pelo uso de material contaminado. Este resíduo, quando não-higienizado, pode constituir, ainda, veículo de doenças que podem ser disseminadas no meio. Portanto, dependendo da sua origem e modo de tratamento, os lodos de esgoto podem apresentar características que venham limitar seu emprego na agricultura (Andreoli e Fernandes, 1997). Por estes problemas, hoje, no Brasil, o uso agrônomo do lodo de esgoto, com finalidade agrícola, é regulado por normas federais no tocante: aos critérios e procedimentos para o uso (Resolução N^o 375/Conama do Ministério do Meio Ambiente) (Brasil, 2006); aos métodos analíticos oficiais destes materiais (Instrução Normativa N^o 28, 2007 e Instrução Normativa N^o 17, 2007, ambas do Ministério da Agricultura) (Brasil, 2007a e 2007b) e às definições, especificações etc. (Instrução Normativa N^o 23, 2005 do Ministério da Agricultura) (Brasil, 2005).

A permanente exportação de macro e micronutrientes do solo realiza-se de diversas formas, entre elas: a extração feita pelas plantas dos mais variados tipos de cultivos; a perda devida a fenômenos naturais de erosão, lixiviação e percolação; e pela má conservação do solo. Essa exportação de nutrientes, aliada à constante mineralização da matéria orgânica e ao uso continuado do solo, levam à perda de fertilidade do solo, que, com o passar dos anos, exige reposição dos referidos nutrientes para manter e ou melhorar sua fertilidade (Van Raij, 1991).

A matéria orgânica é de fundamental importância na melhoria dos atributos físicos, químicos e biológicos do solo, que se refletem em melhoria da fertilidade do mesmo, principalmente, nos solos

tropicais, altamente intemperizados (Fassbender e Bornemisza, 1994; Boeira e Souza, 2007).

A disponibilidade dos íons metálicos, entre eles, os nutrientes, na solução do solo, depende de uma série de fatores, tais como pH, CTC, teor de matéria orgânica, temperatura, textura e composição mineralógica do solo, competição por outros íons pelos sítios de adsorção etc. (Hooda e Alloway, 1996).

A aplicação do lodo de esgoto, em solo de região tropical, mais quente, diferencia-se da aplicação em solos de regiões temperadas. Em temperaturas mais elevadas, as reações químicas e bioquímicas são mais rápidas. A atividade da biota autotrófica e heterotrófica é mais intensa, tendo como consequência maior consumo de matéria orgânica do solo, conduzindo, muitas vezes, a solos ácidos, com baixa CTC e baixos teores de matéria orgânica, características estas favoráveis à liberação dos metais na solução do solo e consequente disponibilidade para as plantas. Contudo, surge a necessidade de devolver a matéria orgânica ao solo para manter as suas propriedades (Barbosa *et al.*, 2004; Nascimento *et al.*, 2004; Rocha *et al.*, 2004; Souza *et al.*, 2005; Guedes *et al.*, 2006; Boeira e Souza, 2007; Bovi *et al.*, 2007).

Trabalhos recentes estudaram o cultivo de milho, em diferentes solos, tratados com diferentes lodos de esgoto, destacando vantagens no uso do biossólido (Galdos *et al.*, 2004; Nascimento *et al.*, 2004; Souza *et al.*, 2005; Lemainski e Silva, 2006; Rangel *et al.*, 2006; Silva *et al.*, 2006). Contudo, as peculiaridades de cada região, em termos de solo, clima e características de cada tipo de lodo de esgoto produzido, recomendam mais estudos sobre o assunto.

Nesse intuito, o presente trabalho teve como objetivo avaliar o pH, a CTC (capacidade de troca catiônica) e os teores disponíveis de Fe, Mn, Cu e Zn, em solo tratado com lodo de esgoto e seu efeito na cultura de milho.

Material e métodos

Características do local, solo e lodo: o experimento foi instalado e conduzido em condições de campo, em outubro de 2000, na Fazenda Experimental da Universidade Estadual de Maringá, distrito de Iguatemi, município de Maringá, Estado do Paraná. O solo utilizado no experimento, coletado na camada de 0-20 cm de profundidade, pertence ao grande grupo do Latossolo Vermelho distrófico, com textura média. A caracterização granulométrica da camada superficial, em g kg⁻¹, apresentou os seguintes valores: areia, 850 (grossa, 280 e fina, 570); silte, 20 e argila 130, respectivamente.

O lodo de esgoto, utilizado no experimento, foi obtido junto à Estação de Tratamento de Esgoto, ETE-1, da Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar), Regional de Maringá, Estado do Paraná. O lodo de esgoto utilizado não foi submetido a nenhum tratamento prévio (ação térmica, calagem etc.). Estava estocado ao ar livre, isto é, ao sol, à chuva, ao vento, ao ar ambiente, por muito tempo, sem cheiro e estabilizado. No ato da coleta, estava sólido, com sua umidade natural e sem adição de cal. Foi transportado por caminhão basculante até o local do experimento, onde foi coletada uma amostra composta e representativa do mesmo para determinação da umidade e caracterização química.

Para a determinação do pH, foram utilizadas alíquotas de 10 g de lodo de esgoto recém-coletado *in natura*, em 50 mL de solução de CaCl_2 0,01 mol L^{-1} , com agitação a cada 10 min. e leitura do pH aos 30 min. Para a determinação da umidade, foram retiradas três alíquotas de massa conhecida e secadas, em estufa a 65°C, por 24 horas, até peso constante, segundo Andreoli e Bonnet (1998), que corresponde à metodologia prescrita, na Instrução Normati-VA N° 28 (Brasil, 2007b) em seu Anexo. Pelas diferenças das massas foi determinada a umidade do material que permitiu calcular as quantidades de lodo de esgoto úmido necessárias a ser distribuídas em cada unidade experimental, para se obter as doses correspondentes aos diferentes tratamentos aplicados ao solo.

Para a caracterização química do lodo de esgoto, as alíquotas coletadas, que haviam sido secadas para determinação da umidade, foram misturadas, moídas, homogeneizadas, peneiradas, e a amostra resultante levada à massa constante na mesma temperatura de 65°C. Desta amostra, para a determinação dos metais, alíquotas de 0,5 g foram digeridas por via úmida com a mistura nitro-perclórica, em bloco digestor e pelo método da absorção atômica, modalidade chama, determinou-se a concentração dos metais (Welz e Sperling, 1999). Para a determinação do nitrogênio (N), utilizou-se a digestão sulfúrica, e leitura, pelo método semi-micro-Kjeldahl e para a matéria orgânica (MO), o método gravimétrico da

decomposição térmica da mesma (Horwitz, 1980). Os resultados encontram-se na Tabela 1.

O experimento foi realizado antes da publicação da Resolução N° 375/Conama (Brasil, 2006), que, em seu Artigo 11, apresenta os limites máximos de concentração dos componentes inorgânicos e de patógenos permitidos no lodo a ser aplicado. Os metais pesados foram analisados e todos estavam em concentrações permitidas pela Resolução citada. Os patógenos não foi objeto do presente estudo.

Condução do experimento: o experimento, realizado em campo, foi conduzido no delineamento de blocos casualizados, com os tratamentos dispostos no esquema de parcelas subdivididas no tempo, com quatro repetições. Nas parcelas, com área de 115 m², foram sorteadas as seguintes doses de lodo de esgoto, 0 (zero), 6, 20, 40, 60 e 80 t ha⁻¹. As doses de 60 e 80 t ha⁻¹ foram aplicadas com o objetivo de observar melhor o comportamento e os efeitos possíveis dos metais. A dose 0 (zero) foi usada como testemunha. Nas subparcelas, foram feitas avaliações sucessivas, nos seguintes tempos 0, 30, 60, 90 e 120 dias, após a incorporação do lodo de esgoto, com área útil de 60 m². Nessa subparcela, foram feitas as amostragens de solo e plantas de milho.

O lodo de esgoto foi aplicado superficialmente na área, e o espalhamento foi realizado a lanço, manualmente, com auxílio de pás e enxadas e depois foi incorporado na camada arável de 0 a 20 cm de profundidade, por aração e gradagem, visando-se à uniformidade e à homogeneização da camada.

Coleta, preparação e análise das amostras de solo: nos períodos de 0, 30, 60, 90 e 120 dias após à incorporação com lodo de esgoto, foram coletadas amostras de solo de cada parcela. Essas coletas foram feitas na camada 0-20 cm de profundidade, originando, para cada unidade experimental, uma amostra composta de quatro amostras simples. As amostras compostas obtidas foram devidamente identificadas, secadas ao ar na temperatura ambiente, que variou de 19 a 32°C no período, tamisadas em peneiras de polipropileno, com malha de 2 mm de diâmetro, homogeneizadas e estocadas como TFSA - Terra Fina Seca ao Ar (Silva, 1999).

Tabela 1. Valores médios da caracterização química do lodo de esgoto(†) utilizado no experimento (‡).

Resíduo	N	C	MO	C:N	Mn	← mg kg ⁻¹ →			pH (*)
						Cu	Zn	Fe	
Lodo de esgoto	37,0	264	405	7:1	274	376	1,32 10 ³	4,28 10 ⁴	4,68

(†) – As análises foram realizadas com duas repetições no Laboratório de Agroquímica e Meio Ambiente da UEM. (‡) – Os parâmetros referentes aos patógenos (Resolução Conama n° 375, 2006) não foram objeto de estudo. (*) - Os valores de pH foram medidos no material original e os demais expressos no material seco a 65°C. MO – Matéria Orgânica.

As amostras de TFSA, sem outras operações de secagem, foram submetidas à análise de rotina para determinar as características químicas: pH, acidez potencial e a concentração de C, N, P, K, Ca, Mg e S, segundo as técnicas descritas em Pavan *et al.* (1992). Os resultados para as amostras de solo sem tratamento se encontram na Tabela 2. A determinação dos teores totais dos metais, no solo, foi realizada por espectrometria de absorção atômica, após a decomposição das amostras por via úmida, utilizando-se a mistura de HNO₃ e HClO₄ (Horwitz, 1980; Welz e Sperling, 1999). A determinação dos teores, disponíveis no solo, foi realizada pela leitura por espectrometria de absorção atômica, com atomização em chama da solução obtida na extração de 20,00 g de TFSA, com 40 mL da mistura extratora formada com DTPA (ácido dietilenotriami-nopentaacético) 0,005 mol L⁻¹ + TEA (trietanolamina) 0,1 mol L⁻¹ + CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹ corrigida a pH 7,3 (Lindsay e Norvell, 1978).

Tabela 2. Caracterização química do solo utilizado no experimento.

Solo	pH	P	S	N	C	K _T	Ca	Mg	K	H ⁺ +Al ³⁺	CTC	SB	C:N	V
CaCl ₂		← mg dm ⁻³ →	← g kg ⁻¹ →							← cmol, kg ⁻¹ →				(%)
Lvd	5,0	1,8	6,6	0,6	7,6	0,10	3,58	0,88	0,08	3,42	7,96	4,54	12:1	57,0

Lvd - Latossolo Vermelho distrófico; K_T - potássio total; [H⁺ + Al³⁺] - acidez potencial; CTC - Capacidade de Troca Catiônica; SB - Soma das bases; V - Saturação por bases; Os resultados tabelados são médias de análises feitas com duas repetições.

Coleta, preparação e análise das amostras de plantas: aos 30, 60, 90 e 120 dias após a semeadura do milho, AG 405, foram coletadas aleatoriamente cinco plantas de cada tratamento, que foram, posteriormente, lavadas, secadas, trituradas, homogeneizadas e levadas a peso constante e estocadas, formando a amostra composta e representativa daquele tratamento e período de coleta. A determinação do teor de cada metal foi realizada pela leitura das respectivas concentrações, pela técnica da absorção atômica na solução obtida na decomposição de cada amostra composta por via úmida pela mistura nítrico-perclórica (Horwitz, 1980).

Análise estatística: para a análise em parcelas, sub-divididas no tempo, adotou-se o modelo convencional. Para a análise de regressão, adotou-se a metodologia de superfície de resposta, a partir do modelo polinomial quadrático, com duas variáveis independentes.

$$Y_i = B_0 + B_1N_i + B_2T_i + B_3N_i^2 + B_4T_i^2 + B_5N_iT_i + E_i$$

em que:

Y_i = variáveis respostas;

N_i = doses de lodo de esgoto;

T_i = época de avaliação;

E_i = erro aleatório;

B_i com i = 0,1,...,5 = parâmetros a serem estimados.

A partir do modelo completo apresentado acima, a escolha da equação que melhor se ajustou aos dados baseou-se no coeficiente de determinação, (R²), na significância do coeficiente de regressão pelo teste “t” de Student (até 10% de probabilidade) e pela análise de resíduos.

Resultados e discussão

CTC e pH: a análise de variância dos dados experimentais da CTC do solo não apresentada aqui, indica diferenças significativas devido às doses utilizadas de lodo de esgoto. O aumento da CTC em função das doses de lodo apresentou resposta linear crescente em que foram adicionadas ao solo 0,0272 cmol_c dm⁻³ a cada dose de 1 t ha⁻¹ do resíduo aplicado (Figura 1a). Vários estudos tem constatado aumentos da CTC, em função da aplicação do lodo de esgoto (Melo *et al.*, 1994; Cavallaro *et al.*, 1993). Estes autores observaram um aumento crescente da CTC em função da aplicação de lodo de esgoto em doses que variaram de 0 a 240 t ha⁻¹ (base seca). As cargas elétricas das micelas, presentes no solo, podem ser cargas permanentes e ou cargas dependentes da solução do solo. Entre as cargas das micelas que são dependentes da solução do solo, encontram-se as cargas originadas de grupos funcionais orgânicos pela modificação, principalmente, do pH da solução. Entre os principais, tem-se os grupos: carboxílicos, fenólicos, amínicos e carbonílicos. Dependendo do pH, originam sítios de troca iônica, responsáveis pela CTC (Bolan *et al.*, 1999). O pH estabilizou-se num valor de ± 4,7 unidades com o aumento das doses (Figura 1b). Este pH não é muito favorável à desprotonização dos sítios, porém, dependendo do tipo de grupo funcional, seu maior ou menor caráter ácido e das cadeias ligadas a estes grupos, apesar do pH, formam-se sítios ativos de troca de cátions, porém, em menor percentagem. A baixa relação C:N do lodo utilizado (Tabela 1) demonstra o elevado grau de humificação deste material. Nestas condições e com pH constante, doses crescentes de lodo, aplicadas ao solo, aumentam, proporcionalmente, o teor de matéria orgânica e, conseqüentemente, sua CTC.

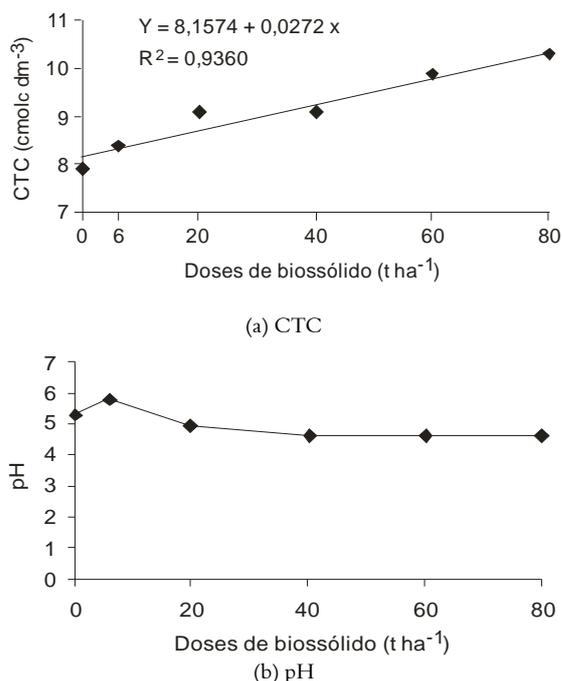


Figura 1. (a) - Capacidade de troca catiônica, CTC; (b) - Valores médios do pH no solo, no decorrer do ano agrícola 2000/01, em função de doses crescentes de lodo de esgoto.

Os resultados da aplicação de doses crescentes de lodo de esgoto sobre o pH do solo mostraram efeito significativo. O teste de comparação de médias mostrou que o pH aumentou até o nível de 6 t ha⁻¹ e estabilizou no decorrer da safra. O efeito do resíduo sobre o pH do solo tende a diminuir com o tempo, sugerindo que a nitrificação, um dos fenômenos responsáveis pelo decréscimo do pH, foi paralisada por causa da baixa relação C:N. Logan *et al.* (1997) observaram decréscimo no valor de pH para as menores doses de lodo 7,5 e 15 t ha⁻¹, em solo, derivado de rochas calcárias, no primeiro ano de aplicação do lodo não-tratado com cal. Os autores atribuíram a acidificação às reações de nitrificação do nitrogênio amoniacal; e a elevação do pH nas maiores doses, às reações envolvidas na mineralização da matéria orgânica do resíduo. Contudo, Oliveira (2000) e Bertoncini e Mattiazzi (1999) constataram acréscimos nos valores de pH com a adição de doses crescentes de lodo de esgoto. Estes pesquisadores atribuíram a elevação do pH à alcalinidade do material utilizado. A discrepância destes resultados está associada às diferentes características dos lodos de esgoto utilizados.

Avaliação dos teores de micronutrientes no solo e nas plantas de milho: a Figura 2 apresenta os resultados dos teores de metais extraídos do solo, pela solução do DTPA-TEA, e a Figura 3 apresenta os teores encontrados nas plantas. As quantidades de

Fe, Mn, Cu e Zn, obtidas das amostras de solo com a solução extratora (Figura 2) foram crescentes e ocorreram na seguinte sequência: Fe > Mn > Zn > Cu refletindo para o Fe, Zn e Cu os teores presentes no lodo de esgoto que foi aplicado (Tabela 1) (4,28 10⁴, 1,32 10³, 376 mg kg⁻¹, respectivamente) e as respectivas doses que foram incorporadas ao solo. O Mn, que apresenta menor concentração que o cobre e o zinco no lodo aplicado (Tabela 1), encontra-se em maior concentração, no solo, conforme observação no tratamento com dose 0 (zero) t ha⁻¹ (Figura 2). Este comportamento explica as maiores concentrações extraídas deste metal, quando comparadas ao cobre e ao zinco. Foram observados acréscimos médios dos teores de micronutrientes disponíveis em relação à testemunha, variando da menor para a maior dose aplicada, para o Fe de 33 a 249%, e o Zn de 53 a 1007%, respectivamente (Figura 2). Este fato, também, foi observado por Simonete (2001) que, aplicando lodo de esgoto em solo cultivado com milho, em casa-de-vegetação, observou aumento para os teores de ferro e zinco. Oliveira (2000), aplicando lodo de esgoto em solo cultivado com cana-de-açúcar, verificou maior aumento nos teores de zinco, em relação a outros metais, atribuindo este aumento à elevada quantidade do metal no resíduo. No entanto, neste contexto, o cobre também contribuiu com esses acréscimos, variando de 50 a 280%, respectivamente, atribuindo-se o aumento dos teores do metal à elevada quantidade do mesmo, no lodo de esgoto (Figura 2), bem como o pH do solo, indicando o meio ácido, favorável à solubilização (Figura 1b). Considerando-se as quantidades aplicadas desses metais ao solo, é possível estimar que a extração média de Fe, Mn, Cu, e Zn, nos tratamentos com doses de lodo de esgoto, foi 6, 99, 20 e 17%, respectivamente, para o extrator DTPA (Figura 2).

Quanto ao manganês, a solução de DTPA extraiu 99% das quantidades adicionadas via resíduo (Figura 2). Com relação à remoção de Mn, Anjos (1999) constatou, ao comparar os teores de Mn, nos tratamentos com e sem lodo de esgoto, diferença significativa com o extrator DTPA pH 7,3, sendo que os menores teores de Mn foram obtidos dos tratamentos que receberam lodo de esgoto. Este comportamento também foi observado por Silva (1995) e pode estar relacionado ao pH final destes tratamentos, o qual foi superior (pH 7,4) ao do tratamento-testemunha (pH 4,8). Oliveira (1995), trabalhando com Areia Quartzosa e um Latossolo Vermelho, com níveis de pH ajustados para 3,9 e 4,9, e, posteriormente, tratados com 0; 13,5; 29,7 e 40,5 t ha⁻¹, constatou que as soluções de HCl

0,1 mol L⁻¹ e DTPA extraíram quantidades maiores de Mn do que aquelas adicionadas, no solo, via lodo de esgoto. Valores de pH altos favorecem a formação de complexos orgânicos mais estáveis. A atividade dos microrganismos que oxidam o manganês solúvel a formas indisponíveis atinge o máximo próximo de valores de pH 7,0 (Tisdale *et al.*, 1985).

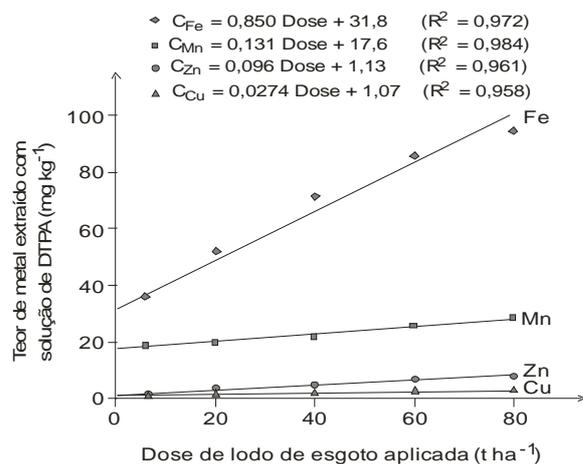


Figura 2. Valores médios dos teores de Fe, Mn, Cu e Zn extraídos pelo extrator DTPA-TEA obtidos pela média dos resultados analíticos das 5 amostras compostas de terra coletada nos períodos de 0, 30, 60, 90 e 120 dias da incorporação do lodo de esgoto, em função das doses crescentes de lodo de esgoto no ano 2000/01.

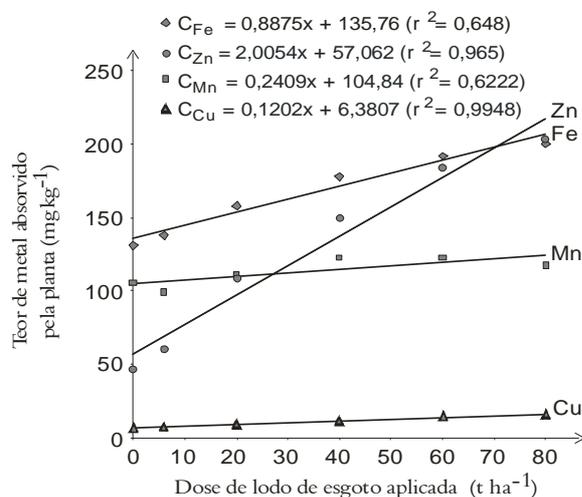


Figura 3. Valores médios dos teores de Fe, Mn, Cu e Zn absorvidos pelas plantas, em mg kg⁻¹, obtidos pela média dos valores analíticos das amostras coletadas nos períodos de 30, 60, 90 e 120 dias após a semeadura, no ano agrícola 2000/01, com doses crescentes de lodo de esgoto.

Resultados significativos para DTPA-TEA e Mehlich-3, na previsão da disponibilidade de Cu e Zn, para as plantas cultivadas em solos acrescidos de lodo de esgoto, tem sido encontrados por diversos autores (Mulchi *et al.*, 1991; Anjos, 1999; Oliveira,

2000) podendo, entretanto, existir variações no comportamento dos extratores em função das espécies de plantas consideradas (Roca e Pomares, 1991). Os teores de Fe, Mn, Cu e Zn dos solos foram influenciados pela interação entre as doses e pelos tempos (Figuras 3(a), 4(a), 5(a) e 6(a), respectivamente). No caso dos metais Fe, Mn e Zn, a interação foi positiva com a variável dose. No caso da variável tempo, as correlações foram negativas, com os metais Fe e Mn, e positiva, com os metais Zn e Cu.

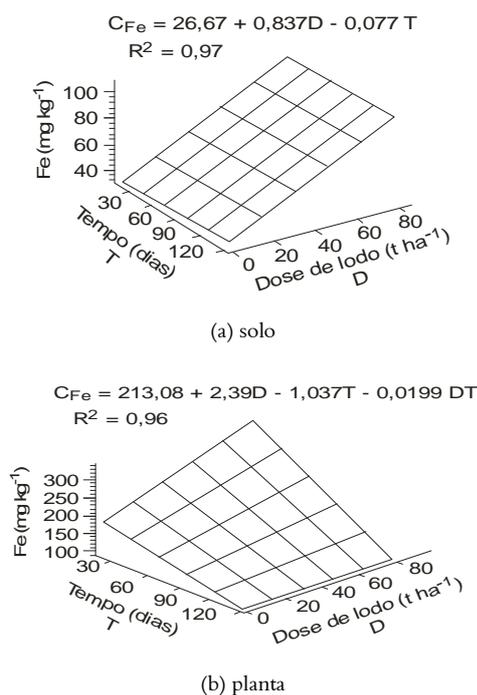


Figura 4. (a) - Variação nos teores médios de Fe do solo pelo extrator DTPA pH 7,3; (b) - Variação nos teores de Fe, nas plantas de milho, em função dos tratamentos e do tempo.

Os teores de ferro foram influenciados pela interação entre doses crescentes de lodo e no tempo (épocas de amostragem do solo). Observou-se aumento significativo da disponibilidade do metal no solo (Figura 4a). O pH afeta a solubilidade dos compostos de ferro. Segundo Pigozzo *et al.* (2000), os valores médios de ferro, no material seco de diferentes resíduos, revelaram capacidade de aumentar a disponibilidade do nutriente em função do pH do solo, pois, em solos ácidos, a disponibilidade do ferro é maior do que em pH elevado. A redução de até 0,5 unidades de pH pode ser significativa na disponibilidade de metais em solo (Hooda e Alloway, 1996). Este comportamento pode explicar o aumento da disponibilidade de Fe, com o decréscimo do pH, obtido neste trabalho.

O ferro absorvido pelas plantas foi influenciado

pelas doses de lodo aplicado ao solo, pois, verifica-se que o metal apresentou resposta linear crescente, Figura 3. No entanto, o fator tempo de aplicação do resíduo apresentou resposta linear decrescente (Figura 4b). É importante destacar que a absorção de Fe, pela incorporação do lodo, foi relativamente maior, em função da dose e do tempo de desenvolvimento da cultura avaliada, o que, provavelmente, justifica o acúmulo e lenta mineralização da matéria orgânica, aplicada via resíduo. Delfelipo *et al.* (1991) para diferentes Latossolos, observaram aumento na absorção de Fe até a dose de 45 e 112,5 t ha⁻¹.

A disponibilidade do manganês no solo cresceu linearmente, com o tempo e com o aumento das doses de lodo, Figura 5(a). A disponibilidade de Mn no solo depende principalmente do pH, do potencial de oxirredução, do teor de matéria orgânica e do equilíbrio com outros cátions. A calagem induz a oxidação do Mn²⁺ a um estado de maior valência e menor solubilidade, pela elevação do pH. A complexação com a matéria orgânica pode também explicar a diminuição na disponibilidade do elemento pela calagem (Borkert *et al.*, 2001).

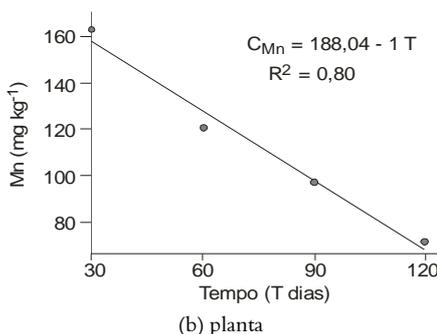
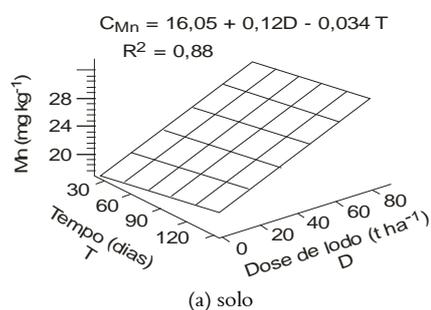


Figura 5. (a) - Variação nos teores médios de Mn do solo, pelo extrator DTPA pH 7,3; e (b) - Variação nos teores de Mn, nas plantas de milho, em função das aplicações de lodo de esgoto e o tempo.

Na análise de regressão não se observou efeito significativo das doses de lodo aplicado, em relação ao manganês absorvido pela cultura do milho.

Porém, em relação ao fator tempo de desenvolvimento da cultura, observou-se tendência linear decrescente (Figura 5b). A pequena contribuição do lodo, no fornecimento do manganês, para culturas em trabalhos com menores doses de aplicação, tem sido relatada, em vários estudos, como os de Oliveira (2000) e Simonete (2001).

O teor médio máximo de Mn, observado nas plantas de milho, aos 30 dias, foi de 163,32 mg kg⁻¹ (Tabela 3), valor considerado não-tóxico à planta (Van Raij e Camargo, 1996). Segundo Anjos (1999), com relação à preferência de ocorrência desse metal no milho, constatou-se que, tanto na testemunha como nos tratamentos que receberam doses do lodo de esgoto, teores significativos de Mn foram encontrados na folha, ao final do ciclo da cultura, seguido pelo verificado na bainha e folha diagnose.

Verificou-se que a disponibilidade de cobre, por meio da análise de regressão, apresentou efeitos significativos crescentes, com as doses de lodo de esgoto e épocas de amostragem, não havendo interação entre esses fatores (Figuras 6a).

Tabela 3. Valores médios dos teores de Mn absorvido pelas plantas, em mg kg⁻¹.

Período da coleta (dias)	Dose de lodo de esgoto aplicada (t ha ⁻¹)						média (mg kg ⁻¹)
	0	6	20	40	60	80	
30	129,00	118,25	164,30	196,02	197,12	175,25	163,32
60	117,63	116,14	121,63	127,35	117,23	125,32	120,88
90	92,32	98,05	93,03	92,59	103,00	101,75	96,79
120	82,02	64,06	66,58	74,36	73,66	67,96	71,44
Média	105,24	99,13	111,39	122,58	122,75	117,57	

O aumento do teor de cobre, em função das doses do resíduo, seguiu, dentro das amostragens, comportamento linear. A ligação principal do cobre com a matéria orgânica está nos sítios ativos dos ácidos húmicos e fúlvicos, os quais formam complexos de esfera interna com o cobre. Conforme Mattiazzo-Prezzoto (1994), o cobre, em alguns solos, está associado a materiais orgânicos insolúveis e, nessa forma, apresenta baixa mobilidade.

A interação do cobre com os ácidos húmicos diminui com o aumento da quantidade aplicada do cobre (Goodman e Cheshire, 1976); aumenta com o grau de humificação (Stevenson e Fitch, 1981) e com o pH (Yonebayashi *et al.*, 1994). Contudo, nem todo cobre orgânico do solo está na forma insolúvel (Stevenson e Fitch, 1981). Conforme McLaren e Crawford (1973), o cobre da solução do solo,

disponível para as plantas, é reabastecido pelas formas fracamente associadas à matéria orgânica. Em condições de campo, após 15 anos de aplicação de lodo (McBride *et al.*, 1997) verificaram que parte do cobre solúvel aparecia na forma organicamente complexada. A disponibilidade do cobre é influenciada pelo pH do solo, tendendo a diminuir com a sua elevação. Redente e Richards (1997) verificaram que a calagem diminuiu a disponibilidade desse elemento.

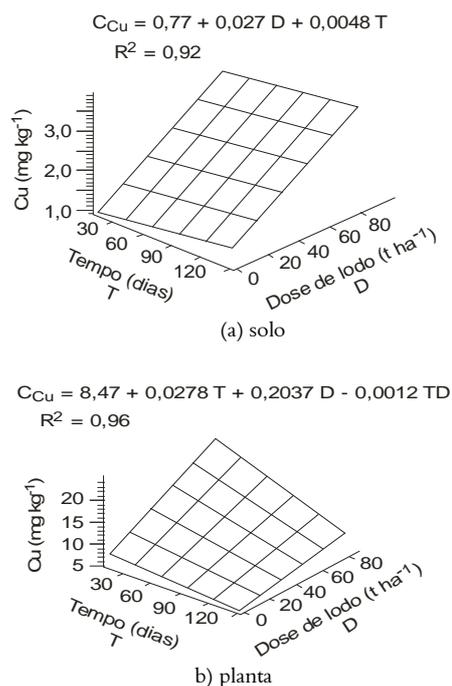


Figura 6. (a) Variação nos teores médios de Cu do solo, pelo extrator DTPA pH 7,3; (b) – Variação nos teores de Cu, nas plantas de milho, em função das aplicações de lodo de esgoto e o tempo.

Para o cobre, observa-se diferença significativa entre os tratamentos em relação aos teores do cobre nas plantas, bem como em seus respectivos tempos de coletas, fato comprovado estatisticamente pela análise de variância. Verifica-se que o teor do metal apresentou resposta linear crescente com os tratamentos e decrescente com os tempos, sendo representadas por superfícies de resposta e seus respectivos coeficientes de determinação (Figura 6b), e variaram, da menor para a maior dose aplicada, em relação à testemunha, de 10 a 150% (Figura 3). As altas quantidades de Cu, adicionadas via lodo (376,2 mg kg⁻¹, com a incorporação), contribuíram para aumentar os teores de Cu nas plantas de milho. Tal comportamento também foi constatado por Oliveira (1995), Pierrisnard (1996), Logan *et al.* (1997) e Anjos (1999), o que evidencia a biodisponibilidade do

elemento, aplicado via lodo de esgoto.

Os teores médios de Cu encontrados nas plantas de milho desenvolvidas nos tratamentos com e sem lodo de esgoto (Figura 4) encontram-se nos limites de 6-20 mg kg⁻¹, considerados adequados por Van Raij e Camargo (1996).

Para o zinco, verifica-se que o metal apresentou resposta linear crescente, em função do tempo e das doses de lodo de esgoto aplicadas (Figura 7a). A disponibilidade do elemento foi intensificada com o decréscimo do pH. Existe decréscimo na disponibilidade desse elemento, quando o pH aumenta (Matos *et al.*, 1996). Machado e Pavan (1987) avaliaram a adsorção de zinco, em solos do Paraná, com diferentes valores de pH e concluíram que a capacidade máxima de adsorção dos solos e a energia de ligação entre o solo e o íon zinco aumentaram com a elevação do pH, e essa adsorção foi correlacionada positivamente com o pH e com a CTC.

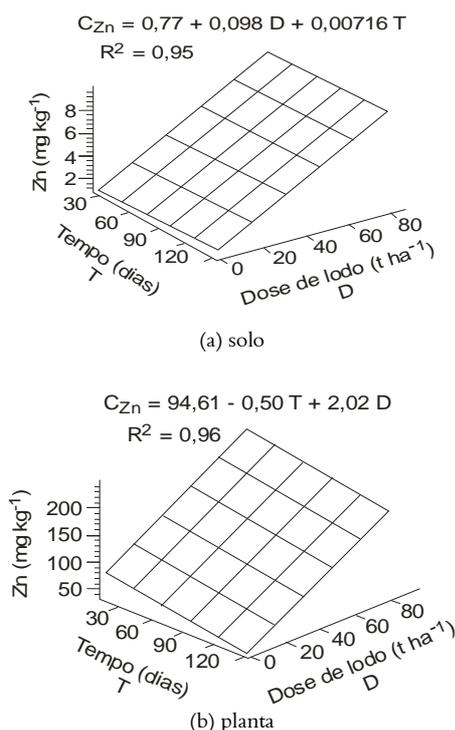


Figura 7. (a) - Variação nos teores médios de Zn do solo, pelo extrator DTPA pH 7,3; (b) - Variação nos teores de Zn, nas plantas de milho, em função das aplicações de lodo de esgoto e o tempo.

Em solos do Estado de São Paulo, Cunha *et al.* (1994) concluíram que o pH e a CTC do solo foram as propriedades que melhor explicaram a adsorção máxima do zinco adsorvido à fração orgânica, via aumento da CTC e especialmente à fração residual. A adição de lodo de esgoto resultou em aumentos significativos de Zn, conforme detectado com o

extrator DTPA-TEA a pH 7,3. Este aumento foi observado por Roca e Pomares (1991) com o mesmo e outros extratores.

A análise estatística evidenciou que os teores de zinco, nas plantas analisadas, apresentaram tendência linear crescente, nos tratamentos, e decrescentes, no tempo (Figura 7b).

Os incrementos de zinco nas plantas, proporcionados pela adição do resíduo, variaram da menor para a maior dose aplicada, em relação à testemunha, de 29 a 331% (Figura 3). Isso confirma os teores disponíveis destes elementos, no solo, com a adição do resíduo, como visto anteriormente neste trabalho. Incrementos no acúmulo de Zn pelas plantas, com a aplicação de lodo de esgoto são demonstrados em vários estudos (Berton *et al.*, 1989; Oliveira, 1995; Anjos 1999; Oliveira, 2000; Simonete, 2001; Galdos *et al.* 2004; Rangel *et al.*, 2006). Anjos (1999), trabalhando com dois tipos de solos, nos tratamentos com lodo de esgoto, observou que os teores médios de Zn, encontrados nos grãos e na palha, bem como as quantidades presentes nos grãos e nas bainhas foram maiores nas plantas que se desenvolveram no Latossolo Vermelho do que no Latossolo Roxo. Isso evidencia que o referido solo apresenta menor disponibilidade de Zn, sendo este comportamento mantido ao se adicionar Zn, via lodo. Esse fato está relacionado à maior CTC, teor de argila e óxidos de Fe e Al do Latossolo Roxo.

Kalbasi *et al.* (1978) encontraram relações positivas e significativas entre os teores de argila, óxidos e hidróxidos de Fe e Al, com a adsorção de Zn. Em estudo conduzido por Logan *et al.* (1997), em solo franco argiloso, foram aplicadas doses de 0 a 300 t ha⁻¹ de lodo de esgoto, base seca, incorporado até a profundidade de 15 cm, com o cultivo de milho e alface. Os resultados indicaram, para o milho, as concentrações de Zn aumentaram as doses aplicadas. Comparando-se as médias dos tratamentos das plantas com e sem lodo de esgoto, verifica-se que os teores absorvidos de Zn (Figura 3), encontrados nas plantas do milho, foram maiores nas que receberam aplicação de lodo. Este comportamento pode evidenciar aumento da fitodisponibilidade do elemento adicionado via lodo. Ainda, embora o Zn tenha sido o micronutriente mais absorvido pelas plantas, nos tratamentos com o lodo, seus teores encontram-se abaixo do intervalo correspondente a níveis tóxicos, 200-400 mg kg⁻¹ (Malavolta, 1994).

Conclusão

A aplicação do lodo de esgoto no solo proporcionou diminuição do pH do solo e, também, aumentou a CTC.

Houve aumento dos teores disponíveis de Fe, Mn, Cu e Zn, no solo, devido ao uso de doses de lodo de esgoto.

Os teores de Fe, Mn, Cu e Zn, encontrados nas plantas de milho, foram diretamente proporcionais às doses de lodo de esgoto aplicado no solo, mas não alcançaram concentrações tóxicas.

Referências

- ANDREOLI, C.V.; BONNET, B.R.P. (Ed.). *Manual de métodos para análises microbiológicas e parasitológicas em reciclagem agrícola de lodo de esgoto*. Curitiba: Companhia de Saneamento do Paraná, 1998.
- ANDREOLI, C.V.; FERNANDES, F. Principais fatores limitantes: metais pesados e patógenos: para o uso agrícola do lodo de esgotos no Paraná. *Sanare*, Curitiba, v. 7, n. 7, p. 68-72, 1997.
- ANJOS, A.R.M. *Lixiviação de espécies químicas em Latossolos sucessivamente tratados com lodo de esgoto e disponibilidade de metais pesados para plantas de milho*. 1999. Tese (Doutorado)-Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1999.
- BARBOSA, G.M.C. *et al.* Condutividade hidráulica saturada e não-saturada de Latossolo Vermelho eutroférrico tratado com lodo de esgoto. *Rev. Bras. Cienc. Solo*, Campinas, v. 28, n. 2, p. 403-407, 2004.
- BERTON, R.S. *et al.* Absorção de nutrientes pelo milho em reposta à adição de lodo de esgoto a cinco solos paulistas. *Rev. Bras. Cienc. Solo*, Campinas, v. 13, n. 2, p. 187-192, 1989.
- BERTONCINI, E.I.; MATTIAZZO, M.E. Lixiviação de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. *Rev. Bras. Cienc. Solo*, Campinas, v. 23, n. 3, p. 737-744, 1999.
- BOEIRA, R.C.; SOUZA, M.D. Estoques de carbono orgânico e de nitrogênio, pH e densidade de um Latossolo, após três aplicações de lodos de esgoto. *Rev. Bras. Cienc. Solo*, Campinas, v. 31, n. 3, p. 581-590, 2007.
- BOLAN, N.S. *et al.* Surface charge and solute interactions in soils. *Adv. Agron.*, San Diego, v. 67, n. 1, p. 88-140, 1999.
- BORGES, M.R.; COUTINHO, E.L.M. Metais pesados do solo, após aplicação de biossólido. II. Disponibilidade. *Rev. Bras. Cienc. Solo*, Campinas, v. 28, n. 3, p. 557-568, 2004a.
- BORGES, M.R.; COUTINHO, E.L.M. Metais pesados do solo, após aplicação de biossólido. I. Fracionamento. *Rev. Bras. Cienc. Solo*, Campinas, v. 28, n. 3, p. 543-555, 2004b.
- BORKERT, C.M. *et al.* Disponibilidade e avaliação de elementos catiônicos: ferro e manganês. In: FERREIRA, M.E. *et al.* (Ed.). *Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura*. Jaboticabal: CNPq/Fapesp/Potafós, 2001. p. 151-185.
- BOVI, M.L. *et al.* Lodo de esgoto em produção de palmito em pupunheira. *Rev. Bras. Cienc. Solo*, Campinas, v. 31, n. 1, p. 153-166, 2007.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.

- Secretaria da Defesa da Agropecuária. Instrução normativa nº 23, de 31 de agosto de 2005. Disponível em: <<http://extranet.agricultura.gov.br/sislegisconsulta/consultarLegislacao.do?operacao=v...>>. Acesso em: 11 nov. 2007.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res_06/res37506.pdf>. Acesso em: 14 dez. 2007.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria da Defesa Agropecuária. Instrução normativa nº 17, de 21 de maio de 2007a. Disponível em: <<http://extranet.agricultura.gov.br/sislegisconsulta/consultarLegislacao.do?operacao=v...>>. Acesso em: 11 nov. 2007.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria da Defesa da Agropecuária. Instrução normativa nº 28, de 27 de julho de 2007b. Disponível em: <<http://extranet.agricultura.gov.br/sislegisconsulta/consultarLegislacao.do?operacao=v...>>. Acesso em: 11 nov. 2007.
- CAVALLARO, N. et al. Sewage effects on chemical properties of acid soils. *Soil Sci.*, Baltimore, v. 156, n. 2, p. 63-70, 1993.
- CUNHA, R.C.A. et al. Retenção de Zn em solos paulistas. *Bragantia*, Campinas, v. 53, n. 2, p. 291-301, 1994.
- DELFELIPO, B.V. et al. Eficiência agrônômica do lodo de esgoto proveniente de uma siderúrgica. *Rev. Bras. Cienc. Solo*, Campinas, v. 15, n. 3, p. 389-393, 1991.
- FASSBENDER H.W.; BORNEMISZA, E. *Química de suelos*. San José, Porto Rico: IICA-Instituto Interamericano de Cooperación para a Agricultura, 1994.
- GALDOS, M.V. et al. Atributos químicos e produção de milho em um Latossolo Vermelho eutroférico tratado com lodo de esgoto. *Rev. Bras. Cienc. Solo*, Campinas, v. 28, n. 3, p. 569-577, 2004.
- GOODMAN, B.A.; CHESHIRE, M.V. The occurrence of copper-porphyrin complexes in soil humic acids. *J. Soil Sci.*, Oxford, v. 27, n. 3, p. 337-347, 1976.
- GUEDES, M.C. et al. Propriedades químicas do solo e nutrição do eucalipto em função da aplicação de lodo de esgoto. *Rev. Bras. Cienc. Solo*, Campinas, v. 30, n. 2, p. 267-280, 2006.
- HOODA, P.S.; ALLOWAY, B.J. The effect of liming on heavy metal concentrations in wheat, carrots and spinach grown on previously sludge-applied soils. *J. Agric. Sci.*, Cambridge, v. 127, n. 2, p. 289-294, 1996.
- HORWITZ, W. *Official methods of analysis of the association of official analytical chemists*. 13. ed. Washington, D.C.: AOAC-Association of Official Analytical Chemists, 1980.
- KALBASI, M.G. et al. A mechanism of Zn adsorption by iron and aluminium oxides. *Soil Sci.*, Baltimore, v. 125, n. 3, p. 146-150, 1978.
- LEMAINSKI, J.; SILVA, J.E. Utilização do biossólido da CAESB na produção de milho no Distrito Federal. *Rev. Bras. Cienc. Solo*, Campinas, v. 30, n. 4, p. 741-750, 2006.
- LINDSAY, W.L.; NORVELL, W.A. Development of a DTPA test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, Madison, v. 26, n. 2, p. 534-550, 1978.
- LOGAN, T.J. et al. Field Assessment of sludge metal bioavailability to crops: sludge rate response. *J. Environ. Qual.*, Madison, v. 26, n. 2, p. 534-550, 1997.
- MACHADO, P.L.O.A.; PAVAN, M.A. Adsorção de zinco para alguns solos do Paraná. *Rev. Bras. Cienc. Solo*, Campinas, v. 11, n. 3, p. 253-297, 1987.
- MALAVOLTA, E. *Fertilizantes e seu impacto ambiental: micronutrientes e metais pesados: mitos, mistificação e fatos*. São Paulo: Produquímica e Comércio, 1994.
- MATOS, A.T. et al. Mobilidade e formas de retenção de metais pesados em Latossolo Vermelho Amarelo. *Rev. Bras. Cienc. Solo*, Campinas, v. 20, n. 3, p. 379-386, 1996.
- MATTIAZZO-PREZOTTO, M.E. *Comportamento do cobre, cádmio, cromo, níquel e zinco adicionados a solos de clima tropical em diferentes valores de pH*. 1994. Tese (Livre Docência)-Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1994.
- McBRIDE, M.B. Toxic metal accumulation from agriculture use of sludge: are USEPA regulations protective? *J. Environ. Qual.*, Madison, v. 24, n. 1, p. 5-18, 1995.
- McBRIDE, M.B. et al. Mobility and solubility of toxic metals and nutrients in soil fifteen years after sludge application. *Soil Sci.*, Baltimore, v. 162, n. 7, p. 487-500, 1997.
- McLAREN, R.G.; CRAWFORD, D.V. Studies on soil copper: I. The fractionation of copper in soils. *J. Soil Sci.*, Oxford, v. 24, n. 2, p. 172-181, 1973.
- MELO, W.J.; MARQUES, M.O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: BETIOL, W.; CAMARGO, O. (Ed.). *Impacto ambiental do uso de lodo de esgoto*. Jaguariúna: Embrapa, 2000. p. 109-141.
- MELO, W.J. et al. Efeito de doses crescentes de lodo de esgoto sobre frações na matéria orgânica e CTC de um latossolo cultivado com cana-de-açúcar. *Rev. Bras. Cienc. Solo*, Campinas, v. 18, n. 3, p. 449-455, 1994.
- MULCHI, C.L. et al. Residual heavy metal concentrations in sludge-amended coastal plain soils: I. Comparison of extractants. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, New York, v. 22, n. 9-10, p. 919-941, 1991.
- NASCIMENTO, C.W.A. et al. Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro, após aplicação de lodos de esgoto. *Rev. Bras. Cienc. Solo*, Campinas, v. 28, n. 2, p. 385-392, 2004.
- OLIVEIRA, F.C. *Metais pesados e formas nitrogenadas em solos tratados com lodo de esgoto*. 1995. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas)-Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1995.
- OLIVEIRA, F.C. *Disposição de lodo de esgoto e composto de lixo num Latossolo Vermelho Amarelo cultivado com cana-de-açúcar*. 2000. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)-Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000.
- PAVAN, M.A. et al. *Manual de análise química de solo e controle de qualidade*. Londrina: Iapar, 1992. (Circular

técnica, 76).

PIERRISNARD, F. *Impact de l'amendement des boues résiduaires de la ville de Marseille sur des sols a vocation agricole: comportement du Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, des hydrocarbures et des composés polaires*. 1996. These (Docteur)-Faculté des Sciences et Techniques de Saint-Jerome, Université de Droit d'Économie et des Sciences d'Aix-Marseille, Marseille, 1996.

PIGOZZO, A.T.J. *et al.* Effects of the application of sewage sludge and fowl manure on soils of Paraná State in maize plants (*Zea mays* L.) as a micronutrients source. *Braz. Arch. Biol. Technol.*, Curitiba, v. 43, n. 2, p. 151-157, 2000.

RANGEL, O.J.P. *et al.* Efeito de aplicações de lodos de esgoto sobre os teores de metais pesados em folhas e grãos de milho. *Rev. Bras. Cienc. Solo*, Campinas, v. 30, n. 3, p. 583-594, 2006.

REDENTE, E.F.; RICHARD A.J.L. Effects of lime and fertilizer amendments on plant growth in smelter impacted soils in Montana. *Arid Soil Res. Rehabil.*, v. 11, n. 4, p. 353-366, 1997.

ROCA, J.; POMARES, F. Prediction of available heavy metals by six chemical extractants in a sewage sludge-amended soil. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, New York, v. 22, n. 19-20, p. 2129-2136, 1991.

ROCHA, G.N. *et al.* Mudanças da fertilidade do solo e crescimento de um povoamento de *eucalyptus grandis* fertilizado com biossólido. *Rev. Bras. Cienc. Solo*, Campinas, v. 28, n. 4, p. 623-639, 2004.

SILVA, C.A. *et al.* Disponibilidade de metais pesados para milho cultivado em Latossolo sucessivamente tratado com lodos de esgoto. *Rev. Bras. Cienc. Solo*, Campinas, v. 30, n. 2, p. 353-364, 2006.

SILVA, F.C. *Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes*. Brasília: Embrapa-Comunicação para Transferência de Tecnologia, 1999.

SILVA, F.C. *Uso agrônomo de lodo de esgoto: efeitos em*

fertilidade do solo e qualidade da cana-de-açúcar. 1995. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)-Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1995.

SIMONETE, M.A. *Alterações nas propriedades químicas de um Argissolo adubado com lodo de esgoto e desenvolvimento e acúmulo de nutrientes em plantas de milho*. 2001. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)-Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

SOUZA, Z.M. *et al.* Estabilidade de agregados e resistência à penetração em Latossolo adubados por cinco anos com biossólido. *Rev. Bras. Cienc. Solo*, Campinas, v. 29, p. 117-123, 2005.

STEVENSON, F.J.; FITCH, A. Reactions with organic matter. In: LONEGRAN, J.F.; ROBSON, A.D. (Ed.). *Copper in soils and plants*. Sydney: Academic Press, 1981. p. 69-96.

TISDALE, S.L. *et al.* Soil fertility and fertilizers. 4. ed. New York: Macmillan, 1985.

VAN RAIJ, B. *Fertilidade do solo e adubação*. São Paulo: Agronômica Ceres; Piracicaba: Associação Brasileira para a Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1991.

VAN RAIJ, B.; CAMARGO, C.E.O. Cereais. In: VAN RAIJ, B. *et al.* (Ed.). *Recomendações para a adubação e calagem no Estado de São Paulo*. Campinas: Instituto Agrônomo, 1996. p. 45-49. (Boletim técnico, 100).

WELZ, B.; SPERLING, M. *Atomic absorption spectrometry*. 3. ed. rev. Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft mbH, 1999.

YONEBAYASHI, K. *et al.* Distribution of heavy metals among different bonding forms in tropical peat soils. *Soil Sci. Plant Nutr.*, Nishigara, v. 40, p. 425-434, 1994.

Received on May 14, 2007.

Accepted on January 11, 2008.