

DISPONIBILIDADE DE MICRONUTRIENTES EM CINCO SOLOS EM FUNÇÃO DO TEMPO DE INCUBAÇÃO DE UM COMPOSTO DE LIXO¹

FÁBIO C. DA SILVA², CARLOS A. SILVA³, ALESSANDRA F. BERGAMASCO⁴,
ANDRÉ L. RAMALHO⁵

RESUMO: O uso agrícola do composto de lixo (CL) nas lavouras constitui a alternativa econômica e ambiental viável, por ser fonte de nutrientes e matéria orgânica. Este estudo foi conduzido em casa de vegetação e teve o objetivo de avaliar a disponibilidade temporal de micronutrientes (Cu, Fe, Mn e Zn) por Mehlich-1, em cinco solos (Latosolo Vermelho-Amarelo distrófico: LVd; Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico: PVD; Chernossolo Háplico Órtico: MXo; Planossolo Hidromórfico distrófico: SGd, e Nitossolo Vermelho Eutroférico: Nvef) incubados com diferentes doses de CL (0; 25; 50 e 100 Mg ha⁻¹), em períodos de incubação (0; 16; 32; 64 e 150 dias). A maioria dos metais pesados teve sua disponibilidade reduzida nos primeiros períodos de incubação, sendo esse efeito dependente de textura, pH e teor de matéria orgânica do solo. O uso continuado de CL, principalmente nas doses mais elevadas, pode resultar em riscos de contaminação do ambiente pelo efeito cumulativo, em especial para o Mn e Zn nos solos Chernossolo e Nitossolo, cujo tempo de decaimento de sua disponibilidade é acima de seis meses.

PALAVRAS-CHAVE: resíduo sólido urbano, matéria orgânica, metais pesados.

THE EFFECT OF TIME OF INCUBATION OF GARBAGE COMPOST IN THE AVAILABILITY OF MICRONUTRIENTS IN FIVE SOILS

ABSTRACT: The agricultural use of urban waste compost (WC) is an alternative for a better environmental-economic viability, because this organic residue is a source of nutrients and organic matter. This study was carried out in a greenhouse at the Brazilian Agricultural Research Corporation/National Soil Research Center. It had the objective of evaluating the effect of WC doses (0; 25; 50 and 100 Mg ha⁻¹) and incubation periods (16; 32; 64 and 150 days) on micronutrients availability Cu, Fe, Mn and Zn by Mehlich-1, in Rio de Janeiro and Sao Paulo soils (Red-yellow Latosol, Red-yellow Podzol, Chernossolo Háplico Órtico, Planosol and Red Dusky Podzol). Most of the micronutrients had their availability reduced at the beginning of incubation, which was dependent of the texture, pH and organic matter content in the soil. Continued use of WC, mainly in the highest doses, and especially for the Mn and Zn, can result in risks of soil contamination, in periods more than 6 months with reduction of availability of the elements.

KEYWORDS: urban solid residue, organic matter, heavy metals.

¹ Projeto financiado pela FAPESP com os processos No. 98/06439-2 e 99/07341-9. Trabalho apresentado no CONBEA 2004.

² Eng^o Agr^o, Dr., Pesquisador da Embrapa Informática Agropecuária e Professor da Divisão de Saneamento Ambiental, CESET/UNICAMP, Caixa Postal 6041, Campinas - SP.

³ Eng^o Agr^o, Dr., Professor Associado, Universidade Federal de Lavras, Caixa Postal 37, Lavras - MG, csilva@ufla.br

⁴ Zootecnista, Embrapa Informática Agropecuária, Caixa Postal 6041, Campinas - SP, Bolsista FAPESP.

⁵ Embrapa Solos, R. Jardim Botânico, 1024, Rio de Janeiro - RJ, Bolsista de Iniciação Científica - CNPq.

Recebido pelo Conselho Editorial em: 20-9-2004

Aprovado pelo Conselho Editorial em: 16-11-2005

INTRODUÇÃO

Existem várias opções para a destinação de resíduos urbanos, destacando-se a simples deposição em aterros, a incineração, o bombeamento para os oceanos e a descarga em rios. Entretanto, nenhuma dessas alternativas é indicada sob a óptica ambiental (MELO et al., 1997). Uma alternativa de solução para esse problema poderá ser a compostagem do lixo domiciliar, do qual se origina o composto de lixo (CL), e seu posterior uso na agricultura, como fertilizante e/ou condicionador das propriedades físicas e a fertilidade do solo (EGREJA FILHO, 1993).

Quase toda a parte orgânica é reaproveitada quando o lixo é compostado. Trata-se de uma forma de reciclagem (CRAVO, 1995; SILVA et al., 2004) que ainda pode fornecer nitrogênio (N) às plantas em quantidades suficientes, além de outros elementos não totalmente disponíveis no primeiro ano, como o Mn, Fe, Zn e Cu (BERTON & VALADARES, 1991; BERTON, 1992 e 1995). Em solos ácidos e com elevados teores de Al, além de elevar o valor do pH, o composto de lixo forma complexos estáveis com esse íon, diminuindo sua disponibilidade para as plantas (BERTON, 1989 e 1992).

A definição de uma regulamentação estatutária sobre critérios de uso e aplicação de compostos orgânicos utilizados como fertilizantes no solo é de grande importância (HOGG et al., 2002), para que sejam garantidas a qualidade e a sanidade dos produtos utilizados no Brasil. A legislação brasileira considera o composto resultante de processos de compostagem como um fertilizante, porém, atualmente, não existe regulamentação estatutária sobre o máximo teor para substâncias contaminantes e tóxicas (MELO et al., 1997).

HOGG et al. (2002) citam que as estruturas legais nos países em que a compostagem é atividade regulamentada, variam conforme o grau de desenvolvimento político e industrial de cada nação. As regulamentações são baseadas no controle de substâncias perigosas que podem estar presentes nos compostos, como, por exemplo, os metais pesados. Na adoção de limites para metais pesados, atualmente predominam duas filosofias seguidas pelos países europeus:

- adoção de valores muito baixos e restritivos, mas com faixa de tolerância considerável, como, por exemplo, em países como a Áustria e Dinamarca, e

- adoção de limites moderados, mas que permite divergências relativamente pequenas, como no caso da Alemanha.

Nos países desenvolvidos, como os Estados Unidos e alguns países da Europa, já existe legislação definindo, ainda de maneira relativamente grosseira, as características de um composto de lixo urbano para fins de comercialização (MELO et al., 1997; SILVA et al., 2004). Dispõe ainda de legislação regulamentando suas formas de aplicação no solo. No Brasil, e em outros países em desenvolvimento, ainda não há legislação completa a respeito da qualidade do CL para fins de comercialização e tampouco normas que orientem sua taxa de aplicação como fertilizante do solo. Na prática, existe uma legislação do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, na Portaria nº 49/2005, publicada no Diário Oficial da União (DAS/MAPA, 2005), na Seção 1, nº 79, de 27 de abril de 2005, na forma de Instrução Normativa, que estabeleceu os limites máximos de agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados tóxicos onde se incluem alguns micronutrientes, pragas e ervas daninhas admitidos nos fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes, onde se inclui o composto de lixo. Além disso, existem dificuldades para o estabelecimento de estratégias de controle de resíduos urbanos no Brasil, decorrentes, entre outros motivos, da escassez de estudos técnicos sobre o assunto, que se encontram muito dispersos e pouco divulgados, dificultando a obtenção de novas soluções para esse assunto. Essa situação torna oportuno este estudo, cujo objetivo principal é encontrar soluções para disposição de CL no solo, em especial

como fonte de micronutrientes, construindo base mais segura de conhecimentos para o seu melhor aproveitamento agrícola, sem causar riscos ambientais.

METODOLOGIA EXPERIMENTAL

O experimento foi realizado em condições controladas, na Embrapa, no Rio de Janeiro, utilizando-se de amostras de cinco solos (Latosolo Vermelho-Amarelo distrófico: LVd; Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico: PVd; Chernossolo Háplico Órtico: MXo; Planossolo Hidromórfico distrófico: SGd, e Nitossolo Vermelho Eutroférico: Nvef), em duas profundidades (0-20 e 20-40 cm), sendo 0-30 e 30-60 cm para o solo Nvef, e incubadas com quatro doses de CL (0; 25; 50 e 100 Mg ha⁻¹, em base úmida), em cinco períodos de incubação (0; 16; 32; 64 e 100 dias). O CL foi proveniente da Estação de Vila Leopoldina, situada na cidade de São Paulo.

Como recipientes de incubação, foram utilizados copos plásticos com capacidade para 100 g. Tanto os solos quanto o CL foram passados previamente por uma peneira de 2 mm. A montagem do experimento deu-se em ambiente fechado à temperatura média de 23 °C. O volume de água adicionado a cada parcela baseou-se no valor total de poros (VTP) de cada solo, usando-se a expressão: $VTP = 100 (dp - ds / dp)$; em que, dp é a densidade das partículas e ds a densidade do solo. Preliminarmente, foram executadas análises químicas e físicas dos solos, segundo os métodos da EMBRAPA (1979 e 1999), sendo os resultados observados na Tabela 1. Os teores dos óxido de Fe e de Al, e de argila, por tipo de solo, na camada de 0 a 40 cm foram, respectivamente: LVd = 50 e 128 g kg⁻¹ e 42%; PVd = 33 e 81 g kg⁻¹ e 18%; Mxo = 90 e 67 g kg⁻¹ e 25%; SGd = 8 e 15 e 8%, e Nvef = 96 e 28 g kg⁻¹ e 32%.

O CL utilizado no ensaio foi passado previamente em peneira de 4 mm, tendo os seguintes resultados das análises químicas, em g kg⁻¹: 440,0 de umidade (secagem a 65 °C); 108,8 de C; 10,6 de N; 24,5 de Ca; 1,45 de Mg; 2,33 de K; 1,71 de Na; e em mg kg⁻¹: 51,6 de Cr; 165,7 de Mn; 13.467 de Fe; 2,67 de Co; 16,47 de Ni; 222 de Cu; 944 de Zn; 5.913 de Al; 6,03 de Cd; 342 de Pb; e valor de pH em água igual a 8,0. Comparando-se os valores obtidos no CL com os limites máximos para os metais pesados nos fertilizantes orgânicos, estabelecidos na Portaria nº 79 do DAS/MAPA (2005), que são: Cd = 3 mg kg⁻¹; Pb = 150 mg kg⁻¹; Hg = 1 mg kg⁻¹; Ni = 70 mg kg⁻¹ e Cr = 200 mg kg⁻¹, em que apenas os valores de Pb e Cd se encontraram acima do limite.

Para a comparação química de cada tratamento, foram realizadas as seguintes determinações laboratoriais nas amostras da mistura solo/CL (EMBRAPA, 1979): pH em H₂O; teores disponíveis de micronutrientes (Cu, Fe, Mn e Zn), usando-se Mehlich 1 (relação solo:solução de 1:5) e a determinação por espectrometria de plasma de emissão atômica ICP; teor total de micronutrientes (Cu, Fe, Mn e Zn), pela água régia como extrator (NIEUWENHUIZE et al., 1991).

Os dados obtidos foram submetidos às seguintes análises estatísticas com o uso do *software* SAS (STATISTICAL ANALYSIS SYSTEM INSTITUTE, 1990): teste de Tukey para as variáveis qualitativas, ou seja, tipo de solo e profundidade, conduzido para cada metal e para teores disponíveis e totais, com 5% de significância, no teste F; análise de regressão para as variáveis quantitativas; dose de CL, e tempo de incubação do CL no solo, resultando modelos de regressão para teores disponíveis de metais pesados no solo, estudo de regressão do teor de metais disponíveis em relação ao tempo de incubação (X) do CL para cada solo, profundidade e dosagem estudadas. A partir desses modelos, calculou-se o tempo de decaimento da disponibilidade do metal, mediante modelos de regressão obtidos no estudo da interferência do tempo de incubação sobre a disponibilidade dos nutrientes. A partir dessas equações, buscou-se identificar o tempo necessário para o metal atingir metade do teor que estava disponível no momento da incubação. O termo “meia-vida” corresponde, aqui, ao tempo de decaimento da metade da disponibilidade do metal no solo, após adicionado como CL, cujo valor é de grande importância para a determinação do tempo mínimo de carência nos diferentes solos a ser respeitado antes da nova aplicação desse composto.

TABELA 1. Características químicas dos cinco solos utilizados no estudo de incubação.

Profundidade (cm)	pH (H ₂ O)	Ca	Mg	K	Na	Al	H	T	V	C	N
mmol _c dm ⁻³						(%)					
Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico											
0-20	5,0	6	7	1,7	0,1	6	48	69	22	28,4	2,5
20-40	4,9	6	3	0,5	0,1	10	42	62	17	12,8	1,4
Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico											
0-20	5,4	16	9	0,8	0,1	0	25	51	51	9,1	1,1
20-40	5,6	9	7	0,3	0,1	0	13	29	55	5,5	0,8
Chernossolo Háplico Órtico											
0-20	6,0	78	34	2,6	1,5	0	42	158	73	10,4	1,3
20-40	5,5	70	61	1,7	2,1	0	31	166	81	5,4	0,8
Planossolo Hidromórfico Distrófico											
0-20	4,9	6	2	1,2	0,5	1	25	36	28	7,9	0,6
20-40	4,9	2	1	0,3	0,3	0	12	15	20	3,3	0,4
Nitossolo Vermelho Eutroférico											
0-30	8,4	61	6	0,8	1,3	0	2	92	97	5,6	1,0
30-60	8,1	44	3	0,2	0,2	0	3	50	94	15,9	1,4

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Efeito do tipo de solo

Os resultados do teste de Tukey de médias dos metais totais e disponíveis, nas condições iniciais, estão apresentados na Tabela 2, expressos em mg kg⁻¹. Pode-se verificar que os teores de micronutrientes totais e disponíveis foram dependentes do tipo de solo, mas a influência da profundidade não foi observada no teor de micronutrientes totais, apenas no disponível. As maiores concentrações totais dos micronutrientes foram encontradas nos solos Chernossolo Háplico Órtico (MXo) e Nitossolo Vermelho Eutroférico (Nvef). Quando se observam os teores de micronutrientes disponíveis, esses dois solos demonstram baixa disponibilidade para o Zn e Fe. Para o Zn e Mn, o solo MXo apresentou o maior teor disponível na camada de solo de 0-20 cm, e sua disponibilidade diminuiu na camada mais profunda (20-40cm), onde seu teor de argila é maior (46%) e de óxido de ferro e alumínio também (10,0% e 12,8%, respectivamente). O solo PVd apresentou maior disponibilidade dos micronutrientes Cu, Mn e Zn, e o solo SGd o fez para o Fe, em ambas as profundidades.

Comparando-se os teores totais médios dos micronutrientes extraídos dos experimentos após as aplicações de CL, com os teores totais máximos de elementos considerados admissíveis no solo, estabelecidos pela ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - EPA (1983) verifica-se que os teores de Zn em dois solos estão acima dos níveis recomendados (Zn < 60 mg kg⁻¹, CETESB, 2001; KABATAS & PENDIAS, 1992 e EPA, 1983), destacando-se maiores riscos para o uso de maiores doses de CL nos solos MXo e Nvef. Apesar de esses elementos limitarem o uso do CL no solo, segundo BERTON (1995), existem várias formas de diminuir a concentração de elementos no composto de lixo urbano. Dentre as mais usadas, destaca-se a adoção de coleta seletiva eficiente. Na Holanda, além de haver uma lei que limita as quantidades máximas de elementos presentes no CL, há também uma legislação que impede a continuação de aplicação do composto de lixo no solo agrícola se a concentração de um determinado metal ultrapassar um valor preestabelecido. No Brasil, ainda não existe legislação completa para a qualidade de composto de lixo, muito menos um controle da aplicação de resíduos urbanos na agricultura e o monitoramento da área após adição (SILVA et al., 2004).

TABELA 2. Comparação de médias¹ dos teores totais e disponíveis de metais pesados nos solos em condições iniciais após a incubação composto/solo.

Metal	Profundidade ² (cm)									
	0 - 20 cm					20 - 40 cm				
	Teores Totais ³									
	LVD	PVD	MXo	SGd	Nvef	LVD	PVD	MXo	SGd	Nvef
Cu ⁵	9,00cd	10,12c	22,02b	6,07d	42,37a	7,78d	10,75c	23,85b	6,87d	52,57a
Fe	21,71c	11,60d	38,93a	2,09e	24,98b	23,82c	13,89d	47,55a	1,64e	31,49b
Mn	68,16c	237,90b	970,20a	42,12c	102,80a	44,27d	242,80c	502,20b	36,75d	106,90a
Zn ⁵	19,15c	21,06c	61,63a	11,19d	54,28b	12,367d	26,408c	55,63a	8,06d	49,55b
	Teores Disponíveis ⁴									
	LVD	PVD	MXo	SGd	Nvef	LVD	PVD	MXo	SGd	Nvef
Cu	2,14c	3,00ab	3,26a	3,11ab	2,41bc	2,03c	2,90b	2,54bc	3,24b	6,30a
Fe	113,69b	51,65c	60,61c	172,47a	16,38d	103,81b	43,67c	55,21c	128,19a	40,18c
Mn	17,12c	101,06a	109,90a	4,968c	81,49b	19,899c	95,278a	41,992b	4,02c	101,51a
Zn	6,69c	11,98a	13,11a	9,19b	5,18c	5,89c	10,66a	7,15bc	8,40ab	5,89c

Médias seguidas de mesma letra minúscula na linha (dentro da mesma profundidade) são estatisticamente iguais, pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade; ² exceto para o solo Nvef, com 0-30 e 30-60 cm; ³ extraído por água régia (NIEUWENHUIZE et al., 1991) e determinados em ICP; ⁴ extraídos por Mehlich 1 e determinados por ICP. ⁵ Limites máximos totais nos solos: A - níveis críticos de KABATAS & PENDIAS (1992): Cu = 60-125 mg kg⁻¹ e Zn = 70 - 400 mg kg⁻¹; B - nível de alerta da CETEST (2001) : Cu = 60 mg kg⁻¹ e Zn = 300 mg kg⁻¹.

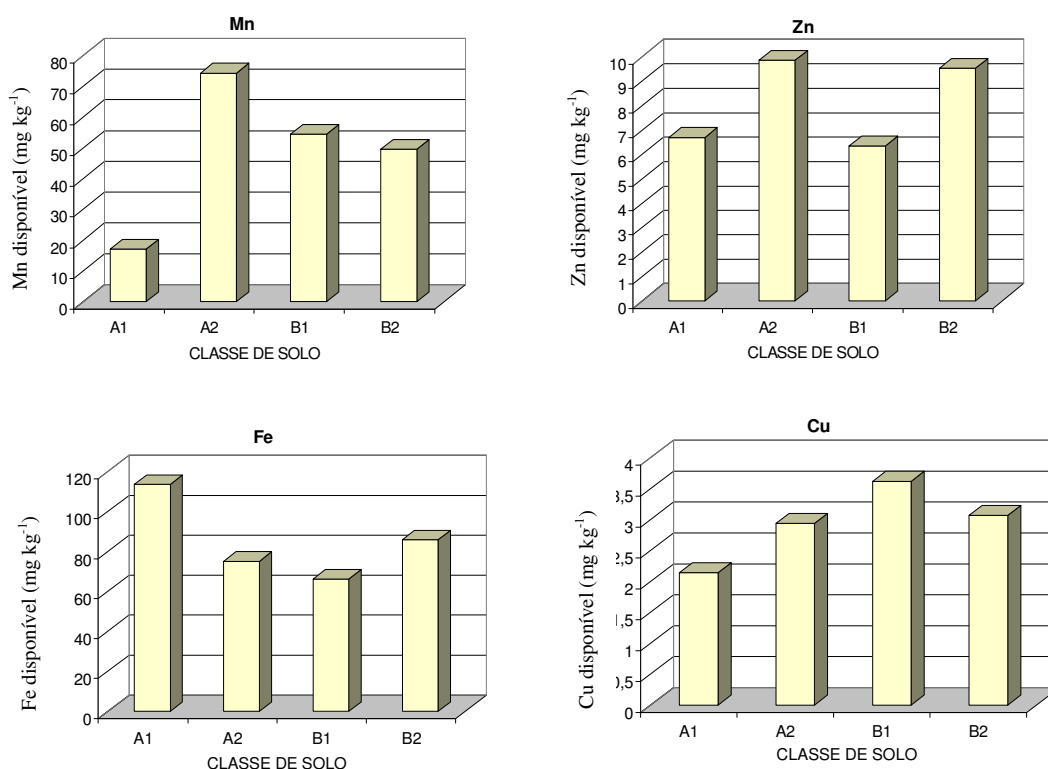


FIGURA 1. Teores médios disponíveis dos micronutrientes Mn (a), Cu (b), Fe (c) e Zn (d) nas classes de solo A (argila < 35%, óxidos de Fe/Al < 12% e pH água < 5,3) e B (argila > 35%, óxidos de Fe/Al > 12% e pH água > 5,3), nas profundidades de 0-20 cm (A₁ e B₁) e 20-40 cm (A₂ e B₂).

Para demonstrar a interferência da argila, óxidos e pH na disponibilidade de micronutrientes, os solos foram agrupados em duas classes, A e B. De acordo com seus teores de argila, óxidos e pH presentes, foi determinado o comportamento dos micronutrientes Cu, Fe, Mn e Zn nas duas classes e nas duas profundidades (Figura 1). Pôde-se concluir que as interferências desses fatores são menores para o Zn, que possui comportamento bem semelhante nas duas classes, mas sofre grande interferência do fator profundidade, cujos teores foram maiores na camada de 20-40 cm.

Comportamento dos micronutrientes nos solos após incubação de CL

Ferro

Foram observados maiores teores de Fe total no solo Chernossolo Háplico Órtico (MXo), sendo que esse solo já possui taxa elevada desse elemento (na dosagem zero), e depois no solo Nitossolo Vermelho Eutroférico, que apresentou comportamento crescente em relação à dosagem de CL. Todos os solos demonstraram diferença significativa para os teores de Fé, pelo teste de Tukey, em ambas as profundidades (Tabela 2), sendo que o solo MXo merece atenção especial devido ao seu alto teor total. Quanto ao efeito das doses de CL, os aumentos de concentrações de ferro disponíveis, nos diferentes solos estudados em relação à adição de diferentes doses de CL, foram observados e mensurados por meio de modelos ajustados por regressão (Tabela 3).

TABELA 3. Efeito da dose de composto de lixo no teor de Fe disponível nos solos, na profundidade de 0 a 40 cm.

Solo	Profundidade	Modelo Ajustado	R ²
Todos ¹	0 - 40 cm	$Y = 72,6 + 0,325 X$	65,20*
LVd	0 - 40 cm	$Y = 112,3 - 0,083 X$	78,17**
PVd	0 - 40 cm	$Y = 43,6 + 0,092 X$	60,82*
SGd	0 - 40 cm	$Y = 171,2 - 0,478 X$	65,93**
Nvef	0 - 40 cm	$Y = 1,6 + 0,689 X$	89,61**

¹ Média de todos os solos. * e ** Significativo a 1% e 5%, pelo teste F, respectivamente.

Observou-se que a disponibilidade de Fe nos solos foi influenciada pelo tipo de solo e menos pela profundidade. Na camada superficial do solo, que já possui matéria orgânica, a adição de CL promoveu aumento inicial um pouco maior de disponibilidade de Fe (Tabela 2). Uma possível explicação é a existência de interação entre os teores de ferro originais e a matéria orgânica existente para definir o comportamento da disponibilidade de Fe face a adição de CL. Analisando-se as equações de regressão ajustadas aos solos para a variável dosagem de CL, nota-se comportamento linear em todos eles, sendo que, para os solos LVd e SGd, essa reta é decrescente com o aumento da dosagem, o que é explicado pelos teores nativos dos solos serem elevados. No caso dos solos PVd e Nvef, esse comportamento é crescente. Utilizando-se dos modelos de regressão ajustados para a variável tempo de incubação em alguns solos específicos, considerando a dose média de CL na profundidade de 0 a 40 cm, fornecendo assim a meia-vida do Fe, baseado no decaimento de sua disponibilidade para as plantas. Na Tabela 4, são encontradas algumas simulações utilizando-se apenas dos modelos que foram significativos, que podem fornecer dados importantes, como o tempo necessário para reaplicação do CL em cada tipo de solo e para cada dosagem utilizada, que, na prática de aplicação do resíduo, se faz na superfície do solo. Como pode ser observado, a reaplicação do CL nos solos LVd e PVd pode ser feita em torno de um ano, quando o Fe atinge a meia-vida. Mas, no solo SGd, esse tempo de meia-vida é muito elevado. Para não causar danos ambientais com a acumulação de ferro no solo e danos às plantas, o uso de CL, nesse solo, fica inviabilizado, mesmo tendo esse solo apresentado o menor teor total de ferro, comparado aos demais.

TABELA 4. Estimativa de decaimento da disponibilidade de ferro em alguns solos específicos para dosagem de composto de lixo (CL) na profundidade de 0 a 40 cm.

Tipo de Solo	Y quando X = 0	Y* (50% de Y quando X = 0)	Modelo Ajustado (X = tempo de incubação)	Tempo de Incubação para Y* (aproximado)
LVd	136,574	68,287	$Y = 116,2 - 0,141 X$	340 dias
PVd	62,458	31,229	$Y = 50,5 - 0,056 X$	344 dias
SGd	174,058	87,029	$Y = 152,3 - 0,037 X$	1.764 dias

Manganês

Foram observadas maiores concentrações de Mn nos solos MXo e Nvef, em ambas as profundidades (0-20 cm e 20-40 m), tendo como máximo a dosagem zero, isto é, o solo já tinha alto teor original de Mn. Com as outras aplicações, houve diluição desse teor, diminuindo a quantidade total desse micronutriente no solo. Para o estudo do efeito da dose de CL na disponibilidade de manganês, foram ajustados modelos de regressão descritos na Tabela 5. Verifica-se que o teor inicial de Mn disponível é maior na camada de 0-20 cm, sendo que o efeito da adição de CL é reduzir a sua disponibilidade, sendo ainda maior no horizonte superficial. O comportamento desse metal, face à adição de crescentes dosagens de CL, é linear, ocorrendo decaimento constante de Mn com o aumento da dosagem de CL quando estudada a média dos solos, e nos solos PVd, MXo e Nvef, os quais demonstraram modelos significativos. Foram também ajustados modelos de regressão para estudo da interferência do tempo de incubação, fornecendo o tempo de decaimento da disponibilidade do Mn, que variou de 170 a 210 dias.

TABELA 5. Efeito da dose de composto de lixo no teor de Mn disponível no solo, em diferentes profundidades.

Solo	Profundidade	Modelo Ajustado	R ²
Todos ¹	0 - 40 cm	$Y = 64,9 - 0,165 X$	67,99**
Todos ¹	0 - 20 cm	$Y = 73,9 - 0,251 X$	84,47**
Todos ¹	20 - 40 cm	$Y = 56,0 - 0,079 X$	80,00**
PVd	0 - 40 cm	$Y = 106,2 - 0,183 X$	95,31**
Mxo	0 - 40 cm	$Y = 132,1 - 1,284 X$	90,62**
Nvef	0 - 40 cm	$Y = 68,3 - 1,529 X$	99,60**

¹ Média de todos os solos. ** Significativo a 1%, no teste F.

Zinco

Foi observado maior concentração de Zn total nos solos MXo e Nvef, em ambas as profundidades, onde seus teores ultrapassaram o limite máximo estipulado pela EPA (1983), e menor concentração de Zn nos solos SGd e LVd (Tabela 2). Nesses últimos, o comportamento dos teores totais é crescente com o aumento da dosagem (Tabela 6), isto é, a presença desse metal no solo, antes da aplicação de CL, é baixa, sendo esse um metal importante ao crescimento das plantas quando em doses adequadas. Para o estudo do efeito da dose de composto de lixo na disponibilidade de zinco, foram ajustados modelos de regressão, descritos na Tabela 6. Houve efeito marcante da disponibilidade de Zn à medida que se aplicou o CL, destacando-se a maior resposta nos solos PVd e SGd, onde o fator matéria orgânica foi importante para diferenciar o comportamento distinto de resposta da camada superficial (linear positiva) e da subsuperficial (quadrática). Tais solos possuem em comum textura mais para franco-arenosa (média). Pode-se observar nos modelos de regressão para o Zn, que nos solos onde foi estudada a média das profundidades, houve resposta linear com comportamento crescente do teor de Zn disponível em todos os solos, com exceção do MXo. Esse solo

apresentou reta decrescente com o aumento da dose de CL. Entretanto, não se pode esquecer que o fator profundidade mostrou interferência significativa no teor de Zn disponível. Na Tabela 7, são descritas simulações realizadas a partir de modelos ajustados para a variável tempo de incubação, fornecendo meia-vida do Zn. Esse valor é muito importante, pois esse metal apresentou teores acima do limite estipulado pelo EPA (1983), podendo trazer contaminação às culturas e ao solo.

TABELA 6. Efeito da dose de composto de lixo no teor de Zn disponível no solo.

Solo	Profundidade	Modelo Ajustado	R ²
Todos ¹	0 - 40 cm	$Y = 7,21 + 0,028 X$	69,48**
Todos ¹	0 - 20 cm	$Y = 8,27 + 0,022 X$	79,19**
Todos ¹	20 - 40 cm	$Y = 11,03 - 0,369 X + 0,0040 X^2$	99,28**
LVd	0 - 40 cm	$Y = 4,41 + 0,043 X$	86,57**
LVd	0 - 20 cm	$Y = 1,12 + 0,352 X - 0,0030 X^2$	78,11**
LVd	20 - 40 cm	$Y = 7,89 + 0,283 X - 0,0032 X^2$	96,83**
PVd	0 - 40 cm	$Y = 9,56 + 0,041 X$	81,49**
PVd	0 - 20 cm	$Y = 6,11 + 0,401 X - 0,0035 X^2$	81,50**
PVd	20 - 40 cm	$Y = 13,77 - 0,381 X + 0,0041 X^2$	97,96**
SGd	0 - 40 cm	$Y = 5,89 + 0,067 X$	90,35**
SGd	0 - 20 cm	$Y = 2,10 + 0,422 X - 0,0035 X^2$	87,56**
SGd	20 - 40 cm	$Y = 11,03 - 0,401 X + 0,0046 X^2$	97,36**
Mxo	0 - 40 cm	$Y = 13,57 - 0,079 X$	72,60**
Mxo	0 - 20 cm	$Y = 11,34 + 0,371 X - 0,0044 X^2$	88,67**
Mxo	20 - 40 cm	$Y = 16,89 - 0,618 X + 0,0053 X^2$	95,67**
Nvef	0 - 40 cm	$Y = 2,66 + 0,067 X$	88,06**
Nvef	0 - 20 cm	$Y = 2,65 + 0,058 X$	78,65**
Nvef	20 - 40 cm	$Y = 2,67 + 0,076 X$	61,61**

¹Média de todos os solo. ** Significativo a 1% , no teste F.

Por meio da estimativa, inserida na Tabela 7, foi determinado que a dose com maior tempo de decaimento é justamente a dosagem zero, isto é, o próprio solo sem CL demora mais tempo para a disponibilidade do Zn chegar à metade, enquanto, nos outros casos estudados, esses apresentaram períodos de decaimento muito próximos, ficando todos em torno de 200 dias para que possa ser possível a reaplicação de CL.

TABELA 7. Estimativa de decaimento da disponibilidade do Zn em algumas doses de composto de lixo e nas profundidades específicas, de forma geral para tipo de solo.

Prof. (cm)	Dose (t ha ⁻¹)	Y quando X = 0	Y* (50% de Y quando X = 0)	Modelo Ajustado (X = tempo de incubação)	Tempo de Incubação para Y*(aproximado)
0 - 40	Dose Média	10,544	5,272	$Y = 9,32 - 0,017 X$	238 dias
0 - 20	00	6,987	3,493	$Y = 5,92 - 0,008 X$	303 dias
0 - 20	25	10,314	5,157	$Y = 9,39 - 0,021 X$	202 dias
0 - 20	50	20,335	10,167	$Y = 17,94 - 0,043 X$	181 dias
20 - 40	00	13,887	6,944	$Y = 12,00 - 0,024 X$	211 dias
20 - 40	100	16,151	8,076	$Y = 14,60 - 0,031 X$	210 dias

Cobre

Foi observada maior concentração de cobre total nos solos MXo e Nvef, onde seus teores ultrapassaram o limite máximo estipulado pelo EPA (1983), e menor concentração de Cu nos solos

SGd e LVd. Nesses, o comportamento dos teores totais é crescente com o aumento da dose, isto é, a presença desse metal no solo antes da aplicação de CL é baixa, sendo esse um metal importante para o crescimento das plantas, quando em doses adequadas. Para o estudo do efeito da dose de composto de lixo na disponibilidade de cobre, foram ajustados modelos de regressão, descritos na Tabela 8. Observa-se que os teores de Cu disponíveis nos solos variaram em função da sua concentração original nas camadas superficial (0-20 cm) e subsuperficial (20-40 cm) dos diferentes solos e do composto de lixo adicionado. O valor de “b” das equações (Tabela 8) mostrou variação considerável (0,002 a 0,031) em modelos lineares, isto é, existe potencial de aumento de disponibilidade de Cu no solo atribuída à adição de doses de CL como fonte, mas o aumento de teores de Cu disponíveis no solo vai depender do poder tampão do solo associado à matéria orgânica.

TABELA 8. Efeito da dose de composto de lixo no teor de Cu disponível no solo.

Solo	Profundidade	Modelo Ajustado	R ²
Todos ¹	0 - 40 cm	$Y = 1,74 + 0,031 X$	99,48**
Todos ¹	0 - 20 cm	$Y = 1,42 + 0,031 X$	82,66**
Todos ¹	20 - 40 cm	$Y = 2,07 + 0,031 X$	74,40**
LVd	0 - 40 cm	$Y = 1,31 + 0,018 X$	93,85**
LVd	0 - 20 cm	$Y = 0,32 + 0,106 X - 0,0009 X^2$	85,00**
LVd	20 - 40 cm	$Y = 2,53 - 0,090 X - 0,0011 X^2$	97,63**
PVd	0 - 40 cm	$Y = 2,16 + 0,018 X$	93,95**
PVd	0 - 20 cm	$Y = 1,08 + 0,115 X - 0,0009 X^2$	85,04*
PVd	20 - 40 cm	$Y = 3,30 - 0,008 X + 0,001 X^2$	96,14*
SGd	0 - 40 cm	$Y = 1,87 + 0,030 X$	96,56**
SGd	0 - 20 cm	$Y = 0,05 + 0,172 X - 0,0014 X^2$	84,82*
SGd	20 - 40 cm	$Y = 4,10 - 0,147 X + 0,0002 X^2$	92,83**
Mxo	0 - 40 cm	$Y = 2,81 + 0,002 X$	56,10**
Mxo	0 - 20 cm	$Y = 2,07 + 0,094 X - 0,0009 X^2$	99,98**
Mxo	20 - 40 cm	$Y = 3,57 - 0,093 X + 0,0009 X^2$	83,76**
Nvef	0 - 40 cm	$Y = 0,58 + 0,087 X$	95,35**
Nvef	0 - 20 cm	$Y = 0,37 - 0,066 X + 0,0015 X^2$	99,10**
Nvef	20 - 40 cm	$Y = 0,92 + 0,228 X - 0,0014 X^2$	91,46**

¹Média de todos os solos. ** Significativo a 1%, no teste F.

Para o estudo do efeito do tempo de incubação na disponibilidade de cobre, foram ajustados modelos de regressão (Tabela 9). Entretanto, os modelos encontrados não são confiáveis para simulações do tempo de decaimento dos micronutrientes, pois possuem faixa de erro muito grande que pode estar associada a um conjunto de dados pequeno ou ainda a erros de extração dos micronutrientes por meio do método Mehlich 1.

TABELA 9. Efeito do tempo de incubação no teor de Cu disponível nos solos, nas diferentes doses de composto de lixo urbano (CL).

Tipo Solo	Profundidade (cm)	Dose CL	Modelo Ajustado ($Y = a + b X + c X^2$)	R ² (%)	Valores Observados (dias)				
					00	16	32	64	150
Todos ¹	0- 20	50	$Y = 5,12 - 0,043 X + 0,0002 X^2$	62,72*	5,48	4,45	3,70	4,01	3,36
Todos ¹	0 - 20	100	$Y = 4,48 - 0,026 X + 0,0002 X^2$	60,53*	4,66	4,14	3,70	3,44	4,16
Todos ¹	20 - 40	100	$Y = 6,43 - 0,036 X + 0,0002 X^2$	51,55*	6,83	6,16	4,92	4,96	6,00

¹Média de todos os solos. * Significativo a 5%, no teste F.

CONCLUSÕES

Os teores de Mn e Zn ultrapassaram os limites totais estipulados pela EPA (1983) na mistura CL/solo, destacando-se risco à cadeia trófica vegetal o uso de maior dosagem de CL nos solos Chernossolo Haplíco Órtico e Nitossolo Vermelho Eutroférico, sendo as maiores concentrações médias dos micronutrientes encontradas nos solos Chernossolo Haplíco Órtico e Nitossolo Vermelho Eutroférico.

Houve interferência dos fatores óxidos de ferro e alumínio, teor de argila e pH do solo quanto à disponibilidade dos micronutrientes Fe, Mn e Cu, e grande interferência do fator profundidade do solo em todos os micronutrientes estudados.

Quanto ao tempo necessário para haver nova aplicação de composto de lixo como adubo ao solo, o ferro mostrou-se um elemento limitante por apresentar meia-vida superior a um ano, especialmente para o solo SGd.

REFERÊNCIAS

- BERTON, R.S. Especificação iônica da solução do solo - metodologia e aplicações. In: SIMPÓSIO AVANÇADO DE SOLOS E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 2., 1989, Piracicaba. *Anais...* Campinas: Fundação Cargill, 1989. p.17-41.
- BERTON, R.S. Fertilizantes e poluição. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 20., 1992, Piracicaba. *Anais...* Campinas: Fundação Cargill, 1992. 425 p.
- BERTON, R.S. *Utilização agrícola do composto de lixo urbano*. (s.l.): Secretaria de Ciência, Tecnologia e Desenvolvimento Econômico, 1995, 76 p. (Relatório Final)
- BERTON, R.S.; VALADARES J.M.A.S. Potencial agrícola do composto de lixo urbano no Estado de São Paulo. *O Agrônomo*, Campinas, v.43, n.2/3, p.87-93, 1991.
- CETESB. Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo. São Paulo, 2001. Disponível em:<www.cetesb.sp.gov.br/solo/solo.geral.htm>. Acesso em: 12 nov. 2002.
- CRAVO, M.S. *Composto de lixo urbano como fonte de nutrientes e metais pesados para alface*. 1995. 135 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1995.
- EGREJA FILHO, F.B. *Avaliação da ocorrência de distribuição química de metais pesados na compostagem de lixo domiciliar urbano*. 1993. 176 f. Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1993.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação do Solo. *Manual de métodos de análises de solo*. Rio de Janeiro, 1979. 227 p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. *Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes*. Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia; Embrapa Solos; Embrapa Informática Agropecuária, 1999. 370 p.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - EPA. *Land application of municipal study*. Cincinnati, 1983. 432 p.
- HOOG, D.; BARTH, J.; FAVOINO, E.; CENTEMERO, M.; CAIMI, V.; AMLINGER, F.; DEVLIEGHER, W.; BRINTON, W.; ANTLER, S. *Comparison of compost standards within the E.U, North America and Australasia*. England: The Waste Resource Action Programme, 2002. 410 p.

KABATA-PENDIAS, A.K.; PENDIAS, H. *Trace elements in soils and plants*. Boca Raton: CRC Press, 1992. 315 p.

MELO, W.J.; SILVA, F.C.; MARQUES, M.O.; BOARETTO, A.E. Critérios para o uso de resíduos sólidos urbanos na agricultura e impactos ambientais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., 1997, Rio de Janeiro. *Anais....* Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1997. 1 CD-ROM.

NIEUWENHUIZE, J.; POLEY-VOS, C.H.; AKKER, van den A. Comparison of microwave and convention extraction techniques for the determination of metals in soil, sediment and sludge samples by atomic spectrometry. *Analyst*, Cambridge, v.116, p.347-51, 1991.

SECRETARIA DA DEFESA AGROPECUÁRIA. Ministério da Agricultura, Pecuária e do Abastecimento (SDA/MAPA). Portaria nº49, de 25 de abril de 2005. Instrução Normativa da SDA. Diário Oficial da União, Seção 1, nº79, de 27 de abril de 2005. p.20-21. Disponível em: <<http://www.in.gov.br>>. Acesso em: 6 maio 2005.

STATISTICAL ANALYSIS SYSTEM INSTITUTE. *SAS User's Guide: Statistics Version 6*. Cary: SAS Institute, 1990. 168 p.

SILVA, F.C.; CHITOLINA, J.C.; BALLESTERO, R. *Reciclagem do lixo orgânico: uso agrícola do composto como uma alternativa viável*. Disponível em: <<http://www.compostagem.com.br>>. Acesso em: 6 nov. 2004.