

**USO AGRÍCOLA DE COMPOSTO DE LIXO: EFEITO DO TEMPO DE INCUBAÇÃO
SOLO/RESÍDUO NA DISPONIBILIDADE DE METAL PESADO¹**Fábio César da Silva², Carlos Alberto Silva³, Alessandra Fabíola Bergamasco⁴, André Luiz Ramalho⁵**1. Resumo**

O uso agrícola dos compostos de lixo (CL) urbano constitui a alternativa de maior viabilidade técnico-científica-econômica, pois estes são fontes de nutrientes e de matéria orgânica. Entretanto, é importante esclarecer que o uso do CL deve ser regulamentado, disciplinado e orientado tecnicamente por protocolos que definam a sua disposição final prevista em legislação, pois estes materiais podem conter metais pesados, que podem acumular-se nos alimentos e serem ingeridos pelo homem. Dentro desse contexto o trabalho buscou suprir a deficiência de conhecimento relativo ao tempo que os metais pesados (Cádmio-Cd, Crômio-Cr, Cobalto-Co, Níquel-Ni e Chumbo-Pb), permanecem disponíveis nos solos após a adição do CL. A extração foi feita pelo método Mehlich-1, quando adicionado o CL incubado em cinco tipos de solos (Latosolo Vermelho-Amarelo, Podzólico Vermelho-Amarelo, Brunizem, Planossolo e Terra Roxa Estruturada) de duas profundidades (0-20 e 20-40cm), utilizando-se quatro doses de CL (0, 25, 50 e 100 t ha⁻¹, em base úmida) e quatro períodos de incubação: 16, 32, 64 e 150 dias. A maioria dos metais pesados teve sua disponibilidade reduzida nos primeiros tempos de incubação, sendo esse efeito dependente da textura, pH e teor de matéria orgânica do solo. Os dados relativos aos teores totais de metais pesados evidenciaram que o uso continuado de composto de lixo, principalmente nas doses mais elevadas, e em especial para o Cd, pode resultar riscos de contaminação do ambiente pelo efeito cumulativo.

Termos para indexação: Compostagem; Composto orgânico; Metal pesado; Fertilidade do solo; Cana-de-açúcar.
Index terms: Composts; Organic compounds; Heavy metal; Soil fertility; Sugar cane.

2. Introdução

Uma das preocupações atuais da humanidade é o grande aumento da geração de lixo domiciliar, agravado pela sua destinação inadequada. A região sudeste do Brasil, por sua alta densidade demográfica, é a responsável por grande parte da produção de resíduos industriais e urbanos, que podem acarretar problemas gravíssimos ao meio ambiente se forem descartados sem o tratamento e/ou cuidados técnicos adequados, provocando assim, risco de danos à saúde pública, facilitando a propagação de pragas e doenças.

A compostagem do material orgânico desse lixo poderá minimizar esse efeito negativo, podendo ser utilizado na adubação de culturas, melhorando a fertilidade do solo para a agricultura. Dessa forma, o uso de composto de lixo sólido domiciliar como insumo agrícola poderá reduzir o custo de fertilizantes, constituindo uma opção mais racional do que depositar em lixões ou nos aterros sanitários tão comuns no Brasil. As vantagens podem ser mensuradas pelo baixo custo operacional, uso do produto na fertilização agrícola e melhorando a fertilidade do solo para a agricultura e a subsequente redução da poluição do ar e da água subterrânea, evitando a poluição ambiental, reduzindo a carga orgânica e aumentando sua degradabilidade.

¹Projeto financiado pela Fapesp com os processos nº 98/06439-2 e 99/07431-9.

²Eng. Agr., Dr., Pesquisador da Embrapa Informática Agropecuária, Caixa Postal 6041, Barão Geraldo - 13083-970 - Campinas, SP.

³Eng. Agr., Dr., Pesquisador da Embrapa Solos, Rua Jardim Botânico 1024 - 22460-000 Rio de Janeiro, RJ.

⁴Zootecnista, Bolsista Fapesp, Embrapa Informática Agropecuária.

⁵Bolsista Iniciação Científica - CNPq, Embrapa Solos.

Utilizado em propriedade rurais como corretivo e/ou fertilizante, o composto de lixo aumenta o rendimento das culturas (Berton & Valadares, 1991), na medida em que melhora a estrutura do solo, supre de nutrientes às plantas e corrige a acidez (Berton, 1992). Por outro lado, o uso inadequado do composto de lixo não selecionado pode contaminar o solo com metais pesados e outros produtos potencialmente tóxicos aos seres vivos (Logan & Chaney, 1983; Xin et al., 1992).

Dada a importância do assunto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a variação da disponibilidade de metais pesados (Cd, Co, Cr, Ni e Pb) em cinco tipos de solos e em duas profundidades (0-20 e 20-40cm) após vários períodos de incubação e adição de composto de lixo. Com isso, espera-se tornar possível estabelecer critérios para o uso desses resíduos, já que no Brasil ainda não há uma legislação a respeito de sua qualidade para fins de comercialização e tampouco, normas que orientem a sua adequada aplicação no solo.

3. Experimento: instalação, condução e análises

O experimento foi conduzido em casa de vegetação na Embrapa Solos, no Rio de Janeiro, RJ, utilizando-se amostras de cinco tipos de solos (Latosolo Vermelho-Amarelo-LV, Podzólico Vermelho-Amarelo-PV, Brunizem-B, Planossolo-PL e Terra Roxa Estruturada-TR), em duas profundidades (0-20 e 20-40cm), sendo 0-30 e 30-60cm para o solo TR, e incubadas com quatro diferentes doses de CL (0, 25, 50 e 100t/ha em base úmida), em cinco períodos de incubação (0, 16, 32, 64 e 100 dias). O composto de lixo foi proveniente da Estação de Vila Leopoldina, na cidade de São Paulo.

O objetivo de se empregar duas profundidades de perfil do solo foi de checar o efeito da matéria orgânica nativa de cada um dos solos, que é mais concentrada no horizonte superficial. Essa preocupação é muito importante, pois existem metais que possuem uma maior afinidade por essa fração do solo.

Como recipientes de incubação foram utilizados copos de plásticos com capacidade para 100g. Tanto os solos quanto o CL foram passados previamente por uma peneira de 2mm. A montagem do experimento se deu em ambiente fechado a uma temperatura média de 23°C, com os copos tampados para evitar contaminação pelo meio exterior. Com cada tratamento já preparado e enumerado, iniciou-se o experimento adicionando-se uma certa quantidade de água a cada parcela, tomando cuidado para não encharcar o solo. O cálculo do volume de água foi baseado no valor total de poros (VTP) de cada solo, usando-se a expressão:

$$VTP = 100 (dp - ds / dp); \text{ onde:}$$

dp = densidade das partículas e ds = densidade do solo

3.1 Análises laboratoriais das amostras 300de solos e de CL

Preliminarmente foram executadas análises químicas e físicas dos solos e dos compostos de lixo separadamente (Tabelas 1 e 2).

Para a comparação química de cada tratamento foram realizadas as seguintes determinações laboratoriais nas amostras de solo (Embrapa, 1979):

- pH em CaCl₂ (0,01 mol.L⁻¹);
- teor disponível de metais pesados (Cd, Co, Cr, Ni e Pb), usando-se o extrator Mehlich-1 e determinação feita por espectrometria de plasma de emissão atômica ICP;
- teor total de metais pesados (Cd, Co, Cr, Ni e Pb), pelo uso de extrator "água régia" (Nieuwenhuize et al., 1991) e determinação feita em espectrometria de plasma de emissão atômica ICP.

TABELA 1. Características químicas originais dos solos utilizados no ensaio.

Tipo solo	Prof. (cm)	pH em H ₂ O	Ca	Mg	K	Na	Al	H	T	V	C	N
						mmolc.dm ⁻³			%			
LV	0-20	5,0	0,6	0,7	0,17	0,01	0,6	4,8	6,9	22	2,84	0,25
	20-40	4,9		0,8	0,05	0,01	1,0	4,2	6,1	15	1,28	0,14
PV	0-20	5,4	1,6	0,9	0,08	0,01	0	2,5	5,1	51	0,91	0,11
	20-40	5,6	0,9	0,7	0,03	0,01	0	1,3	2,9	55	0,55	0,08
B	0-20	6,0	7,8	3,4	0,26	0,15	0	4,2	15,8	73	1,04	0,13
	20-40	5,5	7,0	6,1	0,17	0,21	0	3,1	16,6	81	0,54	0,08
PL	0-20	4,9		0,8	0,12	0,05	0,1	2,5	3,6	28	0,79	0,06
	20-40	4,9		0,2	0,03	0,03	0	1,2	1,5	20	0,33	0,04
TR	0-20	8,4	6,1	0,6	0,08	0,13	0	0,1	9,0	99	0,56	0,10
	20-40	8,1	4,4	0,3	0,02	0,02	0	0,3	5,0	94	1,59	0,14

TABELA 2. Características químicas do composto de lixo urbano utilizado no ensaio.

Elemento μ (mg/kg)	Ca 24500	Mg 1450	K 2330	Na 1703	Cr 51,6	Mn 165,7	Fe 13467	Co 2,67	Ni 16,47
Elemento μ (mg/kg)	Cu 222	Zn 944	Al 5913	Pb 342	Cd 6,03	C(%) 10,88	N(%) 1,06	C:N 10,0	pH 8,06

3.2 Análise matemática e estatística dos resultados

Os dados obtidos foram submetidos às seguintes análises estatísticas com o uso do software SAS (Statistical Analysis System):

- teste de Tukey para as variáveis qualitativas, ou seja, tipo de solo e profundidade, feitas para cada metal e para teores disponíveis e teores totais separadamente, com significância ao nível de 5%;
- análise de regressão para as características quantitativas. Primeiro para dosagem de composto de lixo, para cada metal, cada tipo de solo e cada profundidade separadamente (variáveis fixas). Em seguida, para tempo de incubação do CL no solo, fixando solo, profundidade e dosagem de CL, de cujas análises resultaram modelos de regressão para teores disponíveis de cada metal.

Através dos modelos de regressão polinomial obtidos no estudo da interferência do tempo de incubação sobre a disponibilidade do metal, foi realizado um estudo de simulação. Buscou-se, com isso, identificar o tempo necessário para o metal atingir metade do teor que estava disponível no momento da incubação. Esse tempo, denominado meia-vida, é chamado de tempo de decaimento do metal, cujo estudo é de grande importância para a determinação do tempo mínimo a ser respeitado antes de nova aplicação do CL.

A determinação da meia-vida de um resíduo é muito importante, pois o conhecimento desses valores vai definir a dose de resíduo a ser adicionada ao solo e o tempo que deve ser respeitado antes da adição de novas doses. Dessa forma, se pode avaliar as diferentes capacidades dos solos para a degradação do composto de lixo em questão. Convém salientar que essa velocidade de degradação em solos sob condições de clima tropical é maior, embora poucos são os trabalhos existentes sobre isso no Brasil, podendo ser citado o trabalho de Oliveira (1995), que evidencia que a maior parte da carga orgânica de resíduo sólido urbano não permanece no solo por mais de 60 dias, mas seus efeitos podem ser verificados durante toda a safra agrícola (Silva, 1999).

4. Resultados

4.1 Efeito do tipo de solo

A Tabela 3 mostra os resultados obtidos nos cinco tipos de solo, analisados pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância, expressos em mg/kg, para os teores de metais pesados totais e disponíveis nas duas profundidades.

TABELA 3. Comparação de médias dos teores de metais pesados totais e disponíveis entre os solos.

Metal	Profundidade									
	0-20cm					20-40cm ²				
	LV	PV	B	PL	TR	LV	PV	B	PL	TR
Teores totais ³										
Cd	1,145c ¹	0,794d	2,138a	0,135e	1,479b	1,29c	0,958d	2,75a	0,12e	1,85b
Co	2,42c	2,508c	34,02a	1,48c	13,098b	2,39cd	2,585c	22,573a	0,79d	12,167b
Cr	23,301b	13,94d	28,56b	2,485e	40,23a	27,56c	17,15d	32,25b	2,017e	46,01a
Ni	6,753c	7,838c	21,61b	1,025d	29,44a	5,943c	6,672c	17,04b	0,659d	28,59a
Pb	6,183d	13,14b	13,31b	9,14c	21,69a	4,016e	13,76b	10,873c	8,423d	20,12a
Teores disponíveis ⁴										
Cd	0,036b	0,0596a	0,0445b	0,039b	0,058a	0,034bc	0,055a	0,026c	0,0367b	0,062a
Co	0,028c	0,344b	1,694a	0,065c	0,4253b	0,024c	0,322b	0,779a	0,044c	0,764b
Cr	0,171a	0,106bc	0,127b	0,145ab	0,0799c	0,184a	0,114bc	0,078c	0,149ab	0,088c
Ni	0,282d	0,944a	0,682b	0,284d	0,393c	0,242c	0,954a	0,374b	0,259c	0,463b
Pb	0,984b	1,25ab	0,165c	1,43a	0,055c	0,946b	1,032b	0,118c	1,389a	0,113c

¹ 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 TR, com 0-30 e 30-60cm. ³ Extraído por água régia (Nieuwenhuize et al., 1991) e determinados em ICP. ⁴ Extraídos por Mehlich-1 e determinados por ICP.

De um modo geral pode-se verificar que os teores de metais pesados total e disponível foram dependentes do tipo de solo, mas a influência da profundidade foi observada apenas no teor de metais disponível. As maiores concentrações totais dos metais em geral foram encontradas nos solos Brunizem (B) e Terra Roxa Estruturada (TR). Quando se observa os teores de metais disponíveis, esses dois solos (B e TR) demonstram baixa disponibilidade, apenas para o metal Cobalto. O solo B apresentou o maior teor tanto total com disponível. Para os outros metais pode-se ainda observar que a disponibilidade no solo B diminui 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 Latossolo varia muito com o metal, se apresentando em extremos, sendo o solo de menor disponibilidade para o Cd, Co e Ni, e o de maior disponibilidade para o Cr, tanto na camada 0-20 como na 20-40cm, onde em ambas ele apresenta alto teor de argila (42 e 49% respectivamente). Conforme estudos feitos por Berton (1989) e Berton (1992), em solos ácidos e com elevados teores de Al, além de elevar o pH, o composto de lixo forma complexos estáveis com esse íon, diminuindo sua disponibilidade para as plantas.

O aumento no teor disponível de Cd nos solos PV, TR e B comparados ao LV, indicam uma diferença estatística que pode estar associada a um diferencial de mobilidade do metal nos distintos solos. O aumento da quantidade de Pb no solo PL parece relacionar-se com uma maior afinidade desse metal à matéria orgânica, mas sobretudo aos óxidos de ferro, conforme constataram Marchiori et al. (1998).

Comparando-se os teores totais médios dos metais extraídos dos experimentos, após aplicação de CL com os teores totais máximos de metais pesados considerados admissíveis no solo estabelecidos pela EPA - Environmental Protection Agency (1983), verifica-se que os teores de cádmio estão acima dos níveis recomendados, destacando-se um risco vincular metais na cadeia trófica vegetal no uso de maior dosagem de CL para esse metal nos solos LV, B e TR. Os outros metais apresentaram teores abaixo do estabelecido pela EPA em todos os tipos de solos estudados. Entretanto, além de no Brasil esse aspecto não estar ainda determinado, essa questão de valores máximos admitidos não é apenas na sua composição, mas também merece uma análise global dos resultados alterados nas concentrações totais máximas de metais pesados encontrados nos solos após serem incubados com o CL.

Ross & Kaye (1989), citados por de Silva (1999), observaram que nas plantas os metais podem causar alterações em processos biológicos, como a inibição de fotossíntese e respiração, redução na absorção de água, alteração da permeabilidade de raízes e efeitos adversos nas atividades enzimáticas. Por outro lado, alguns metais pesados são nutrientes essenciais aos vegetais (Cu, Fe, Mn, Mo, Zn), outros benéficos ao crescimento das plantas (Co, Ni) e outros não são essenciais ou não apresentam função definida (Al, Cd, Cr, Hg, Pb), embora exerçam algum papel quando em concentrações muito baixas (Malavolta, 1980).

Não pode ser negligenciado que existe uma diferença marcante em comportamento nos diferentes solos para cada metal pesado, e que tem uma forte influência do pH ao longo do tempo, assim como atuação dos teores de argila e óxidos de ferro e alumínio sobre essa disponibilidade. Os metais Pb e Cr são menos solúveis, enquanto que Ni e Cd são relativamente mais móveis, apresentando esse último, maior risco de contaminação do meio.

Através do estudo de fatores de argila, óxidos e pH, pode-se concluir que a interferência destes são menores para o Cr, e influenciam altamente os teores disponíveis do Co, Pb e Cd. Além disso, o comportamento do Co é inverso ao comportamento do Pb sob ação desses mesmos fatores, e o Cd segue o mesmo comportamento do Co, isto é, em solos com baixos valores de argila, óxidos e pH, reflete na maior disponibilidade de Pb e baixa concentração de Co e Cd.

Pode-se verificar também, em relação à textura dos solos, que os mais tamponados resistiram mais às perdas de nutrientes. Esse conceito se estende aos metais pesados, devido à sua adsorção iônica ser pertinente ao maior teor de argila. Ao contrário, os solos mais arenosos que não resistem bem às perdas de nutrientes e metais, não resistem igualmente aos ganhos (mantendo-se disponíveis para as plantas). Tal fato ficou evidente nos resultados obtidos no estudo de incubação dos solos com as doses de CL. Verificou-se que os teores disponíveis de metal no solo relacionaram taxas de absorção de metais pelas plantas de cana diferenciado pelo tipo de solo. (Silva, 1999).

4.2. Comportamento temporal dos metais pesados nos solos após incubação de CL

Chumbo

A variação da concentração de metais disponíveis nos solos em relação à adição de doses de CL (t/ha), foi mensurada através de modelos de regressão. Em ambas as profundidades, um crescimento do teor desse metal disponível com o aumento da dosagem de CL aplicado como adubo. Até a aplicação da dosagem de 100t/ha de CL na cultura da cana-de-açúcar, o teor de Pb total não atingiu o limite estabelecido pela Environmental Protection Agency (1983), mas requer cuidados na aplicação de doses mais elevadas, podendo para esse estudo ser utilizado os modelos de regressão aqui propostos para estimativas.

Comparando-se o comportamento dos metais que apresentaram ajustes lineares, pode ser notado que o Pb é o que apresenta um crescimento mais acentuado com o aumento da dose de CL, em ambas as camadas do solo, necessitando assim, de controle rigoroso quanto à quantidade aplicada. Enquanto isso, o Cd e o Ni, apresentam comportamento quase estável com o aumento da dosagem nas camadas de 0-20 e 20-40cm.

Quanto ao efeito do tempo de incubação sobre a concentração de Pb disponível nos solos e sob adubação de diferentes dosagens de CL, foram ajustados modelos de regressão. Apenas quando considerou a média de todos os solos, os modelos foram significativos, não podendo, portanto, serem preditas concentrações para tempos de incubação em cinco solos específicos. Realizou-se algumas simulações, utilizando-se os modelos de regressão descritos a seguir, onde a variável em questão é o tempo de incubação (Tabela 4).

TABELA 4. Efeito do tempo de incubação (X) no teor de Pb disponível (Y) no solo (mg/dm³) e estimativa de decaimento da disponibilidade do Pb em algumas dosagens específicas.

Dose (T/ha)	Y quando X = 0	Y* (50% de Y qdo X = 0)	Modelo ajustado ¹ (X = tempo de incubação)	T. Inc. para Y* (aproximado)
0	0,4213	0,2107	$Y = 0,574 + 0,001X - 0,00001X^2$	247 dias
25	0,3353	0,1677	$Y = 0,455 + 0,005X - 0,00005X^2$	141 dias
50	0,9660	0,483	$Y = 0,93 + 0,0023X - 0,00001X^2$	194 dias
100	0,6967	0,3484	$Y = 0,89 + 0,008X - 0,00005X^2$	211 dias

¹ Modelos com R² mínimo de 0.68 e significativos a 1% de probabilidade no teste F.

Níquel

Através dos modelos ajustados, pôde-se concluir que os teores de Ni disponíveis nos solos variaram em função da sua concentração original nas camadas superficial (0-20 cm) e subsuperficial (20-40cm) dos diferentes solos e do CL adicionado. O valor "b" da equação de regressão linear mostrou uma variação considerável (0,001 a 0,0074), indicando um potencial aumento de disponibilidade de Ni no solo em função da adição de doses de CL, o que depende do poder tampão do solo. Nota-se, ainda, um comportamento crescente do Ni disponível no solo TR com o aumento da dose de CL, e um alto coeficiente de determinação, indicando um ótimo ajustamento da reta, isto é, ocorrerá sempre aumento do teor disponível de Ni no solo TR quanto maior for a dosagem de CL aplicado à ele.

Foram ajustados também, modelos de regressão para explicar o comportamento da disponibilidade do Ni sob efeito do tempo de incubação (X) nos cinco solos, nas duas profundidades e nas quatro dosagens de CL (Tabela 5).

TABELA 5. Efeito do tempo de incubação (X) no teor de Ni disponível (Y) no solo (mg/dm³).

Prof (cm)	Tipo Solo	Dose T/ha	Modelo ajustado ¹ (Y = a + bx + cx ²)	R ² (%)	Valores observados				
					0	16	32	64	150
0-20	Geral	00	$Y = 0,506 - 0,0035X + 0,000021X^2$	61,31	0,54	0,45	0,39	0,37	0,45
		25	$Y = 0,567 - 0,0046X + 0,000028X^2$	72,78	0,61	0,49	0,39	0,40	0,50
		50	$Y = 0,844 - 0,0076X + 0,000042X^2$	89,22	0,86	0,69	0,67	0,53	0,65
		100	$Y = 0,506 - 0,003X + 0,00002X^2$	75,76	0,51	0,48	0,44	0,38	0,51
20-40		00	$Y = 0,628 - 0,0034X + 0,000019X^2$	83,62	0,61	0,58	0,57	0,55	0,47
		25	$Y = 0,374 - 0,0018X + 0,00002X^2$	65,57	0,38	0,39	0,30	0,28	0,45
		50	$Y = 0,324 - 0,0014X + 0,00001X^2$	65,40	0,32	0,31	0,30	0,24	0,32
		100	$Y = 0,659 - 0,0036X + 0,000024X^2$	66,72	0,68	0,63	0,54	0,50	0,65

¹Significativo a 5% de probabilidade no teste F.

Crômio

As equações de regressão para disponibilidade de Cr nos solos mostram que os teores de Cr inicial com dosagem zero de CL (onde a curva corta o eixo X), foram maiores, na maioria dos solos, na camada de 20-40cm, o que em parte relaciona-se à sua afinidade específica pela matéria orgânica, reduzindo a sua disponibilidade no horizonte devido ao seu maior teor.

Para os solos LV e B o comportamento dos teores disponíveis de Cr mostraram-se em forma de curva, isto é, possuem um ponto de máxima ou de mínima disponibilidade ao longo das diferentes aplicações de CL, assim como o solo PV em maior profundidade. Quanto aos demais, o melhor ajuste foi através de uma reta, mostrando um comportamento com queda ou aumento constante no teor de Cr disponível. Nos modelos, nota-se um comportamento inverso nas profundidades 0-20 e 20-40cm. Por exemplo, nos solos LV e B, na profundidade 0-20cm, o ponto máximo, está próximo à dosagem 50 t/ha de CL. Nesses mesmos solos, na profundidade 20-40cm, neste ponto, está, aproximadamente, a menor disponibilidade de Cr.

Os coeficientes de determinação (R^2) obtidos, indicam que, com exceção dos modelos ajustados para o solo PL, os demais estão se ajustando bem aos dados, podendo explicar o comportamento do Cr disponível no solo com diferentes dosagens de CL, podendo assim, servir para previsões de dosagens não estudadas para os solos e condições experimentadas.

Quanto a modelos de regressão para explicar o comportamento da disponibilidade do Cr nos cinco solos (PV, PL, LV, B e TR) e nas profundidades estudadas (0-20 e 20-40cm), os resultados estatísticos não foram significativos no teste F, não permitindo, portanto, simulações do tempo de decaimento da concentração do metal Cr disponível com o uso do composto de lixo.

Cobalto

A disponibilidade de Co no solo (mg/dm^3) sob efeito de dosagens de CL, indicou uma influência diretamente proporcional à quantidade de metal no próprio substrato, pois a concentração original no CL era da ordem de 2,7mg/kg de produto. Nestas condições de concentração de Co no sistema solo-CL, seria possível que ocorresse uma diluição do Co em alguns solos em função da dose de CL.

Os modelos ajustados para a disponibilidade de Co, mostraram que, com exceção do solo TR na profundidade 20-40cm, os demais valores foram significativos, descrevendo os dados através de curvas. Nota-se que na profundidade 0-20cm, quando se incluem todos os solos, o ponto máximo está aparentemente bem próximo ao teor de Co disponível já existente no solo (dosagem zero de CL), ocorrendo queda nesses teores com o aumento da dosagem de CL. Esse fato pode ser explicado pela diluição da concentração desse metal do solo com grande quantidade de CL o qual possui baixos teores desse metal. Mas, quando se observa a camada mais profunda dos solos, nota-se um aumento considerável da disponibilidade próximo a dosagem de 40t/ha de CL.

O comportamento do Co no solo TR cresce com o aumento da dosagem de CL em ambas as profundidades, e os coeficientes de determinação indicaram um bom ajuste dos dados observados nos modelos.

Foram também ajustados modelos de regressão para o Co disponível em relação ao tempo de incubação do composto de lixo no solo para cada um de seus tipos, em cada dosagem de CL nas duas profundidades. A partir daí foram realizadas simulações, onde a variável em questão é o tempo de incubação, fornecendo assim o tempo de decaimento da disponibilidade do metal. Nota-se que para o solo PV o tempo de decaimento é o dobro do observado para o solo Brunizem (Tabela 6).

TABELA 6. Estimativa de decaimento da disponibilidade de Cobalto (Co).

Solo	Prof. (cm)	Dose (T/ha)	Y qdo X = 0	50% de Y qdo X = 0	Modelo ajustado ¹ (X = tempo de inc.)	T. Inc. p/ 50%
Geral	0-20	0	0,7929	0,3965	$Y = 0,868 - 0,009X + 0,00004 X^2$	141 dias
		25	0,7267	0,3634	$Y = 0,691 - 0,0027X$	121 dias
		50	0,8165	0,4083	$Y = 0,867 - 0,01X + 0,000045 X^2$	157 dias
Geral	20-40	0	0,7299	0,365	$Y = 0,768 - 0,0035X$	115 dias
B	geral	0	2,8833	1,4417	$Y = 3,3 - 0,032X + 0,0001X^2$	76 dias
		25	1,558	0,779	$Y = 1,62 - 0,016X + 0,00006 X^2$	72 dias
		50	1,7257	0,8629	$Y = 1,784 - 0,033X$	28 dias
		100	0,3158	0,1579	$Y = 0,331 - 0,0042X$	41 dias
PV	geral	0	0,4315	0,2158	$Y = 0,453 - 0,0016X$	148 dias
		25	0,426	0,213	$Y = 0,4 - 0,0013X$	144 dias
		50	0,4357	0,2179	$Y = 0,392 - 0,0014X$	124 dias
		100	0,432	0,216	$Y = 0,384 - 0,0015X$	112 dias

¹Modelos com R^2 mínimo de 0,70 e significância de 5% de probabilidade no teste F.

Cádmio

Foram ajustados modelos de regressão para o Cd disponível em relação à dose de CL utilizada no experimento (X), cujos resultados estão descritos na Tabela 7.

TABELA 7. Cd disponível no solo pela aplicação de composto de lixo através de regressão polinomial (mg/dm³).

Solo	Profundidade	Modelo	R ² (%)
Geral	0 - 20	$Y = 0,03 + 0,0012X$	92,47**
Geral	20 - 40	$Y = 0,053 - 0,0013X + 0,000014 X^2$	55,49*

*e **Significativo a 5 e 1% de probabilidade no teste F.

Os teores de Cd disponíveis mostraram variabilidade e dificuldade de ajuste de modelos separando-se os efeitos dos solos para prever-se a resposta em metal face à adição de CL, não apresentando modelos significativos.

Observou-se que a disponibilidade desse metal é crescente com o aumento das doses de CL, cujo movimento foi melhor descrito por uma reta ($R^2 = 92,47\%$), enquanto que na camada mais profunda do solo a curva ajustada mostra um decréscimo no teor de Cd disponível até seu ponto mínimo que está, aparentemente, em torno da dosagem de 50 t/ha de CL. A partir daí começa a crescer, tornando-se então, alvo de cuidados. Quanto aos modelos ajustados aos diferentes tipos de solos, nenhum deles foi significativo, indicando que não é confiável descrevermos o comportamento da disponibilidade desse metal ou serem realizadas estimativas com base nesses modelos.

O Cd foi o metal que ultrapassou o limite estipulado pela Environmental Protection Agency (1983), de teores totais de metais pesados nos solos. Por isso esses modelos são importantes para a análise de dosagens máximas permitidas, e comportamento deste metal no solo, permitindo cuidados necessários à não contaminação do solo. Foi, também, realizado o estudo de regressão do teor de Cd disponível em relação ao tempo de incubação (X) do CL para cada solo, profundidade e dosagem estudadas. A partir desses modelos foram, ainda, realizadas algumas simulações, fornecendo assim o tempo de decaimento da disponibilidade do Cd (Tabela 8).

TABELA 8. Estimativa de decaimento da disponibilidade do Cd em alguns solos adubados com composto de lixo.

Metal	Solo	Prof cm	Dose T/ha	Y qdo X=0	50% de Y qdo X=0	Modelo ajustado ¹ {X=tempo de inc.}	T. Inc. p/ 50%
Cd	LV	geral	geral	0,031	0,0155	$Y = 0,031 - 0,00008X$	194 dias
	B	geral	geral	0,04	0,02	$Y = 0,04 - 0,00008X$	250 dias
	TR	geral	geral	0,066	0,033	$Y = 0,066 - 0,00011X$	300 dias

¹Valor de R² > 0,70 e significativo a 5% de probabilidade no teste F.

Nota-se que para esse metal, que ultrapassou os limites estipulados pelo EPA nos solos LV, B e TR, o tempo de decaimento é bem longo, entre seis meses e um ano, tornando o uso do CL mais perigoso nesses solos, exigindo cuidados maiores e análises complementares.

5. Conclusões

- O Cd é o metal, que ultrapassou os limites estipulados pelo EPA (1983) e adotados pela CETESB nos solos LV, B e TR. Seu tempo de decaimento é bem longo, entre seis meses e um ano, tornando o uso do CL nesses solos mais vulneráveis, necessitando de cuidados maiores e contínuo monitoramento pelas análises.
- As maiores concentrações totais dos metais ocorre nos solos Brunizem e Terra Roxa Estruturada
- Os teores de metais disponíveis nos solos B e TR demonstram baixa disponibilidade, apenas para o metal cobalto. O solo Brunizem apresentou o maior teor tanto total como disponível. Para os outros metais pode-se ainda observar que a disponibilidade no solo B diminui na camada mais profunda (20-40cm), onde seu teor de argila é maior, e de óxido de ferro e alumínio também.
- A disponibilidade de metais pesados diminui nos primeiros tempos de incubação, sendo esse efeito bastante dependente dos tipos de solo, nível de pH e teor de matéria orgânica.

6. Referências bibliográficas

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 E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 20., 1992, Piracicaba. *Anais*. Campinas: Fundação Cargill, 1992. p.299-313.

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.

EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação do Solo. *Manual de Métodos de Análises de Solo*. Rio de Janeiro, 1979. 227p.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (Estados Unidos). *Land Application of Municipal Sludge*. Cincinnati, 1983. 432p.

LOGAN, T.J.; CHANEY, L.R. Metals. In: Workshop on utilization of municipal wastewater and sludge on land, 1983, Riverside. *Proceedings*. Riverside: University of California, 1983. P.235-323.

MALAVOLTA, E. *Elementos de Nutrição Mineral de Plantas*. São Paulo: Agronômica Ceres, 1980. P.130-205.

MARCHIORI, A.C.C.; CHITOLINA, J.C.; GROSSI, D.B.M.; WEBER, O.L. dos S.; LAVORENTI, A. Extração sequencial de metais pesados de composto de lixo urbano de duas usinas de compostagem da grande São Paulo. In: Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas, 23, 1998, Caxambu, MG. *Anais*. [S.l.]: Universidade Federal de Lavras, 1998. P.830.

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.347-351, 1991.

OLIVEIRA, F.C. *Metais pesados e formas nitrogenadas em solos tratados com lodo de esgoto*. 1995. Tese (Mestrado em Solos e nutrição de plantas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

ROSS, S.M.; KAYE, K.J. The meaning of metal toxicity in soil-plant systems. In: ROSS, S. M. (Ed). *Toxic metals in soil-plant systems*. Chichester: John Wiley, 1994. p. 27-61.

SILVA, F.C. da. *Relatório final resumido*: Programa de Bolsas de Produtividade em Pesquisa, CNPq/DCT: fev. 1998 a fev. 1999. Brasília, DF: CNPq/DCT, 1999. 43 p. CNPq. Processo 520150/96-1 RE.

XIN, T.H.; TRAINA, S.J.; LOGAN, T.J. Chemical properties of Municipal Solid Waste composts. *Journal of Environmental Quality*, v.21, p.318-29, 1992.

IMPRESSO



*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Centro Nacional de Pesquisa Tecnológica em Informática para a Agricultura
Ministério da Agricultura e do Abastecimento
Rua Dr. André Tosello, s/nº Caixa Postal 6041 - Barão Geraldo
13083-970 - Campinas, SP
Fone (19) 3289-9800 Fax (19) 3289-9594
E-mail: sec@cnptia.embrapa.br
<http://www.cnptia.embrapa.br>*

**MINISTÉRIO DA AGRICULTURA
E DO ABASTECIMENTO**

