

Lodo de esgoto em revegetação de área degradada

Flávio Barbosa Bezerra⁽¹⁾, Maria Alice Cruz Lopes de Oliveira⁽²⁾, Daniel Vidal Perez⁽¹⁾,
Aluísio Granato de Andrade⁽¹⁾ e Neli do Amaral Meneguelli⁽¹⁾

⁽¹⁾Embrapa Solos, Rua Jardim Botânico, nº 1.024, CEP 22460-000 Rio de Janeiro, RJ. E-mail: flaviobezerra@cnpes.embrapa.br, daniel@cnpes.embrapa.br, aluisio@cnpes.embrapa.br, neli@cnpes.embrapa.br ⁽²⁾Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Instituto de Tecnologia, BR 465, Km 7, CEP 23851-970 Seropédica, RJ. E-mail: maoliveira@ufrj.gov.br

Resumo – O objetivo deste trabalho foi verificar a viabilidade da aplicação do lodo, produzido pela Estação de Tratamento de Esgoto do Aeroporto Internacional do Rio de Janeiro (Etar-Apoio), à revegetação de uma área degradada do aeroporto. A adição desse material ao solo causou o aumento significativo dos teores de carbono orgânico, nitrogênio, fósforo, magnésio, potássio e cálcio, bem como da capacidade de troca catiônica. Os teores dos micronutrientes Fe, Zn e Cu também aumentaram significativamente com a aplicação de lodo. Contudo, em princípio, esse comportamento não está relacionado ao decréscimo significativo verificado no pH do solo, mas sim ao incremento da capacidade de troca catiônica (pH 7) e da matéria orgânica. Não se observou efeito significativo da aplicação de lodo no desenvolvimento das espécies vegetais utilizadas (*Mimosa caesalpinifolia* – Sabiá – e *M. bimucronata* – Maricá). Verificou-se, no entanto, significância na interação entre as doses de lodo com as duas espécies vegetais implantadas. Esses resultados indicam que o processo de revegetação utilizado representa alternativa viável para a disposição final do lodo de esgoto.

Termos para indexação: matéria orgânica, micronutrientes, capacidade de troca catiônica.

Sewage sludge in the revegetation of degraded area

Abstract – The objective of this work was to verify the viability of using the sludge produced by Estação de Tratamento de Esgoto do Aeroporto Internacional do Rio de Janeiro (Etar-Apoio), in the revegetation process of a degraded area located in this airport. The addition of such material to the soil increased significantly the organic matter contents, nitrogen, phosphorus, magnesium, potassium and calcium, as well as the cation exchange capacity (pH 7). The micronutrients Fe, Zn, and Cu increased with the sewage sludge application. However, this behavior is not related to the soil pH decrease, but to the CEC increment and to the organic matter increase. No significant sewage sludge effect was observed in the development of the species used (*Mimosa caesalpinifolia* – Sabiá – and *M. bimucronata* – Maricá). However, it was observed a significant interaction between the rates of sewage sludge application and the plants. Those results have indicated that the revegetation process used was a feasible alternative to the final disposal of the sewage sludge.

Index terms: organic matter, micronutrients, cation exchange capacity.

Introdução

O surgimento de áreas degradadas, no Brasil, tem aumentado consideravelmente, ao longo dos anos, ocasionando inúmeros prejuízos ao meio ambiente. A degradação, na maioria das vezes, está relacionada às atividades antrópicas, como construção de estradas e barragens, mineração e áreas agrícolas mal manejadas (Duda et al., 1999). As áreas degradadas caracterizam-se pela remoção do horizonte superficial do solo, o que ocasiona perda de nutrientes e de matéria orgânica,

ausência de atividade biológica e propriedades físicas alteradas, fatores que favorecem a atuação dos processos erosivos e a acidificação do substrato (Marx et al., 1995).

O procedimento para recuperação dessas áreas é lento e está relacionado à capacidade de restabelecimento do solo. Para tanto, são empregadas técnicas de biorremediação, termo que designa uma série de processos de biotratamento, em que os microrganismos têm vital importância e assumem a função de biorremediadores, na degradação de agentes poluidores

(Siqueira et al., 1994), e de facilitadores de programas de revegetação e reflorestamento de solos degradados (Thorne et al., 1998).

Trannin et al. (2001) ressaltam a importância da presença de espécies vegetais nesses processos, principalmente de leguminosas arbóreas nodulíferas que promovem aumento na absorção e transformação de compostos orgânicos, acumulação de metais pesados (Obbard et al., 1993) e restabelecimento da comunidade rizosférica (Trindade et al., 1997). Além disso, há de se destacar a importância da formação de simbioses radiculares, destacando-se a fixação biológica de nitrogênio e a formação de micorrizas. Isto porque elas promovem o melhor desenvolvimento do sistema radicular (Estefanous et al., 1997) o que, por conseguinte, melhora o estado nutricional das plantas e faz aumentar sua fitomassa (Duda et al., 1999). Todavia, segundo Jorba & Andrés (2000), a aplicação de fertilizantes e condicionadores de solo é recomendada para garantir o sucesso da disseminação da proteção arbórea na área a ser restaurada.

O lodo de esgoto tem sido utilizado, largamente, como condicionador e fertilizante para recuperação de áreas de mineração (Brofas et al., 2000). Vários autores (Ibáñez-Granell et al., 1993; Marx et al., 1995; Navas et al., 1999) ressaltam o efeito positivo da aplicação do lodo, no desenvolvimento da vegetação e na recuperação de solos degradados e ácidos, pois a incorporação de matéria orgânica restabelece a estrutura, melhora a circulação de ar e água e libera nutrientes essenciais ao desenvolvimento da vegetação.

Os ecossistemas florestais são altamente propícios à aplicação do lodo (Marx et al., 1995), pois esse material possibilita o fornecimento mais equilibrado de nutrientes, reduz as perdas por erosão e lixiviação, além de ser capaz de imobilizar grandes quantidades de nutrientes e de metais pesados (Rosselli et al., 2003). A grande quantidade de raízes perenes profundas permite a absorção desses elementos durante todo o ano, em regiões tropicais (Gonçalves & Ludovice, 2000).

Este trabalho teve como objetivo verificar a viabilidade da aplicação do lodo de esgoto, produzido pela Estação de Tratamento de Esgoto do Aeroporto Internacional do Rio de Janeiro Galeão/Antônio Carlos Jobim (Etar-Apoio), no processo de revegetação de uma área degradada, denominada Jazida do Itacolomi, situada na área patrimonial do aeroporto.

Material e Métodos

Com capacidade para tratar 55 L s⁻¹ de esgoto, o projeto da Etar-Apoio adotou, para o tratamento da fase líquida, o processo de lodos ativados convencional. A Estação opera com uma eficiência de aproximadamente 90%, DBO₅ (20°C), e gera um volume de lodo na faixa de 2,8 a 5,6 m³ por mês. O processo utilizado na estabilização e higienização desse lodo é o de digestão anaeróbia; depois disso é encaminhado para os leitos de secagem e passa por processo de adensamento natural. A disposição final do produto é sua utilização como adubo orgânico, em trabalhos de jardinagem do próprio aeroporto, ou seu envio para o Aterro Sanitário de Gramacho, RJ.

Foram coletadas amostras simples de lodo, em dez pontos diferentes, distribuídos aleatoriamente em cada um dos oito leitos de secagem da Estação, misturadas e homogeneizadas, formando uma única amostra composta de aproximadamente 40 kg. Em laboratório, o material foi levado à estufa para secagem a 40°C e, posteriormente, destorroado e passado em peneira de malha de 2 mm. A fim de obter as concentrações dos elementos Ca, Mg, Na, K, Fe, Al, Mn, Mo, Cu, Zn, Ni, Cr, Pb e Cd, no lodo utilizado, foi realizada digestão nitroperclórica em blocos digestores (Malavolta et al., 1989). A determinação analítica desses elementos foi realizada em um espectrômetro óptico, de emissão por plasma indutivamente acoplado (ICP-OES). As determinações de carbono orgânico (método indireto por dicromatometria), nitrogênio total (Método de Kjeldahl), relação C/N e pH em água (relação lodo:água de 1:2,5), seguiram a metodologia descrita para solos por Embrapa (1997).

A área degradada da Jazida do Itacolomi teve seu relevo bastante descaracterizado, em consequência da extração de material terroso para a construção do Terminal de Passageiros 2, do Aeroporto Internacional do Rio de Janeiro, o que gerou uma área de empréstimo de três hectares. Antes da exploração da jazida, a área era coberta por Latossolo Amarelo originado de sedimentos argiloarenosos, que se caracteriza pela baixa fertilidade natural, boa drenagem, permeabilidade e profundidade, com horizonte C de 4 a 5 m de profundidade.

Depois da exploração mineral, a superfície original do terreno foi rebaixada em até 10 m, tendo deixado exposto o horizonte C e ocasionado alterações na rede de drenagem, nas propriedades físicas, químicas e bio-

lógicas do solo e na biodiversidade local. De acordo com os percentuais das frações granulométricas (argila, silte e areia), observou-se que a área apresentava textura média arenosa, com baixas concentrações de C e N, que confirmaram o estado de degradação da região (Tabela 1). Entretanto, as altas concentrações de cátions básicos trocáveis e a baixa acidez demonstram um caráter alcalino do pH do solo, o que não condiz com a descrição inicial do solo original, que revela sua baixa fertilidade natural e, principalmente, pela condição de exposição do horizonte C. Esse fato pode ser explicado pela utilização dessa área, depois do encerramento da exploração da jazida, como depósito de lixo e entulhos de obra que continham altas concentrações desses elementos básicos.

O experimento foi instalado em delineamento fatorial 2x5, em blocos ao acaso, com três repetições. Os tratamentos utilizados foram duas espécies vegetais (*Mimosa caesalpinifolia* – Sabiá – e *M. bimucronata* – Maricá), que passaram por inoculação de bactérias fixadoras de nitrogênio do gênero *Rhizobium* e de fungos micorrízicos, e 5 doses de lodo (0, 2,85, 5,70, 11,40 e 22,80 t ha⁻¹, base seca). Cada unidade experimental foi composta por 16 covas de dimensões de 0,3x0,3x0,3 m e espaçadas entre si por 2 m, numa área total de 64 m². Todas as aplicações de lodo foram incorporadas à cova, com uma complementação de fertilizantes minerais constituída de 80 g de fosfato de Araxá e 30 g de sulfato de potássio.

O plantio das mudas ocorreu na segunda quinzena do mês de março de 2001. Decorridos 180 dias do plantio, foram coletadas 12 subamostras da camada superficial do solo, para constituir uma amostra composta, dentro do raio de abrangência das covas, com profundidade até 20 cm, em todas as parcelas dos três blocos experimentais. As amostras coletadas foram secadas em estufa de circulação de ar forçado a 40°C, destorroadas e passadas em peneira de malha de 2 mm. Foram feitas as seguintes determinações químicas: pH em água,

capacidade de troca catiônica (CTC) total, C orgânico, P (Mehlich-1) e N total (Kjehldal) (Embrapa, 1997). Os elementos Fe, Mn, Zn e Cu foram extraídos por solução Mehlich-1 e determinados por espectrometria óptica de emissão por plasma indutivamente acoplado (ICP-OES). Depois do período de 210 dias do plantio das mudas, foram feitas medições da altura das plantas e do diâmetro de suas copas.

Os dados obtidos foram analisados, estatisticamente, utilizando-se o procedimento GLM, do SAS (SAS Institute, 1999). Para resultados significativos encontrados pelo teste F, em relação à dose de lodo aplicada, foram calculadas regressões com base nos desdobramentos desse fator, em componentes linear e quadrático. Depois, foram calculados os coeficientes correspondentes a todos os componentes da equação, linear ou quadrática, e foi escolhida a curva com maior significância desses componentes e maior R², pelo Sistema para Análise Estatística e Genética (Euclides, 2005).

Resultados e Discussão

De acordo com os resultados das análises químicas do lodo (Tabela 2), o material é de origem predominantemente orgânica e, em razão da composição em N, P, K, Ca e Mg, pode ser caracterizado como fonte de nutrientes. Sua baixa relação C/N demonstra que o material encontrava-se bem estabilizado. Com referência aos teores de metais traço, termo que engloba as concentrações de micronutrientes e metais tóxicos, observa-se que os valores encontrados no lodo (Tabela 2) estão bem abaixo dos limites estabelecidos pelas principais normas nacionais (Cetesb, 1999) e internacionais (Estados Unidos, 1996), que regulam a aplicação de biossólidos à agricultura (Tabela 3). Embora não constem das legislações citadas, os aparentemente elevados teores de Fe e Al, do lodo utilizado, são coerentes com outros lodos gerados no Brasil (Silva et al., 2002).

Tabela 1. Características químicas e físicas do solo da Jazida do Itacolomi, na área do Aeroporto Internacional do Rio de Janeiro, RJ.

Bloco	Profundidade (cm)	pH	C		Ca	Mg	Na			Al	P	Argila	Areia	Silte
			(g kg ⁻¹)				(mg kg ⁻¹)							
1	(0-20)	7,15	1,7	0,35	701,40	130,26	25,29	46,92	0	0,3	260	499	241	
	(20-40)	7,78	2,2	0,20	721,44	100,20	19,54	60,61	0	0,5	260	537	203	
2	(0-20)	7,31	2,1	0,15	641,28	90,18	29,89	54,74	0	1,1	280	547	173	
	(20-40)	7,04	1,2	0,15	581,16	90,18	37,94	35,19	0	1,0	280	535	185	
3	(0-20)	7,90	2,9	0,25	641,28	90,18	11,50	37,15	0	3,0	220	590	190	
	(20-40)	7,77	3,1	0,25	641,28	80,16	13,79	58,65	0	2,6	240	615	145	

A análise de variância indicou que somente o fator taxa de lodo aplicada (dose) exerceu efeito significativo, sobre as variações encontradas, para a maioria das variáveis de solo analisadas. Nessas situações, o efeito da dose de lodo foi verificado como se não existisse o efeito da espécie vegetal e de sua interação (Pimentel-Gomes, 1982). Além disso, como a dose de lodo é um tratamento quantitativo (Pimentel-Gomes, 1982), buscou-se calcular uma equação de regressão que correlacionasse a dose de lodo com as variáveis estudadas. Neste trabalho, só foi calculado esse desdobramento até a forma quadrática. As exceções foram as variáveis Cu e Fe que apresentaram, também, efeito da interação dos fatores dose de lodo e espécie implantada. Nesses casos, avaliações complementares foram, também, descritas, tendo sido realizados os desdobramentos do modelo de regressão linear e quadrático, para as doses de lodo em cada uma das duas espécies (Zimmermann, 2004).

Os resultados médios obtidos para os parâmetros de solo pH, C, N, P, Ca, Mg, Na, K e CTC, em função das doses crescentes de lodo de esgoto, 180 dias depois de sua aplicação, estão descritos na Tabela 4. De um modo geral, os coeficientes de variação foram altos, entre 25 e 65%, à exceção daquele encontrado para a análise referente ao pH do solo.

Tabela 2. Composição química do lodo de esgoto da Estação de Tratamento de Esgoto do Aeroporto Internacional do Rio de Janeiro (Etar-Apoio).

Variável	Lodo da Etar-Apoio
Umidade (g kg ⁻¹)	8,2
pH H ₂ O (1:2,5)	5,6
C orgânico (g kg ⁻¹)	224,1
N total (g kg ⁻¹)	26,7
Relação C/N	8,4
P (g kg ⁻¹)	4,8
K (g kg ⁻¹)	1,0
Mg (g kg ⁻¹)	3,4
Ca (g kg ⁻¹)	15,4
Na (mg kg ⁻¹)	400,0
Fe (g kg ⁻¹)	19,2
Al (g kg ⁻¹)	13,1
Mn (mg kg ⁻¹)	200,0
Mo (mg kg ⁻¹)	8,3
Cu (mg kg ⁻¹)	362,7
Zn (g kg ⁻¹)	1,5
Ni (mg kg ⁻¹)	39,2
Cr (mg kg ⁻¹)	72,7
Pb (mg kg ⁻¹)	185,3
Cd (mg kg ⁻¹)	3,1

Tabela 3. Limites nacionais e internacionais de metais pesados, para a aplicação de biossólidos na agricultura.

Fonte ⁽¹⁾	Zn	Cu	Cd	Mo	Ni	Pb
	----- (mg kg ⁻¹ biossólido, base seca) -----					
Cetesb	7.500	4.300	85	75	420	840
Estados Unidos	7.500	4.300	85	75	420	840
União Européia	2.500–4.000	1.000–1.750	20–40	-	300–400	750–1.200

⁽¹⁾Cetesb (1999); Estados Unidos (1996); Europa (2001).

A aplicação do lodo influenciou, significativamente, as concentrações de quase todas essas variáveis analisadas, à exceção do Na (Tabela 4). Nota-se, ainda, que para as maiores doses, houve uma certa equivalência para as médias, provavelmente porque o tempo de amostragem foi muito curto, para que houvesse tempo hábil para a completa estabilização do lodo. Além disso, o forte déficit hídrico, à época, pode ter contribuído para retardar o processo de mineralização da matéria orgânica e, conseqüentemente, a liberação de nutrientes. Este efeito mostrou-se mais evidente para as maiores doses de lodo, em virtude de elas apresentarem maiores teores de matéria orgânica. Provavelmente, por isso, a maioria das variáveis apresentou o ajuste quadrático como o melhor modelo de regressão.

As doses crescentes de lodo aplicadas exerceram efeitos significativos sobre o teor de carbono orgânico, tendo contribuído com o seu aumento no solo. Nesse sentido, o modelo de regressão que melhor se ajustou foi o linear (Tabela 5). Vale observar, contudo, que a contribuição do carbono oriundo do lodo, propriamente dito, sem se considerar nenhuma mineralização, foi entre 11 e 20% do total de incremento de carbono medido

Tabela 4. Valores de pH, C, N, P, Ca, Mg, Na, K e CTC, das amostras de solo, em função das doses de lodo aplicadas, e significância das componentes linear e quadrática no modelo de regressão aplicado ao tratamento dose.

Dose de lodo (t ha ⁻¹)	pH	C (g kg ⁻¹)	N (g kg ⁻¹)	P (g kg ⁻¹)	Ca (g kg ⁻¹)	Mg (g kg ⁻¹)	Na (g kg ⁻¹)	K (g kg ⁻¹)	CTC (cmol kg ⁻¹)
0,00	7,98	4,69	0,37	5,37	790,19	61,43	18,79	88,28	4,75
2,85	7,70	7,62	0,64	18,22	878,59	70,68	32,76	123,97	5,43
5,70	7,32	7,93	0,76	18,12	744,55	71,68	34,32	141,72	5,09
11,40	6,44	16,75	1,72	29,02	961,57	108,84	29,71	177,31	8,03
22,80	7,06	19,93	2,08	20,98	1059,94	82,15	30,31	111,03	7,10
Linear	**	**	**	**	*	ns	ns	ns	**
Quadrática	**	**	ns	**	ns	ns	ns	*	ns
CV (%)	7,70	48,50	56,20	52,10	26,30	36,90	64,30	39,30	27,90

^{ns}Não-significativo. * e **Significativo a 5 e 1% de probabilidade, respectivamente.

no solo (Tabela 6). Ou seja, a maior parte do aumento de carbono orgânico verificado está, provavelmente, ligado à melhoria das condições de desenvolvimento das plantas, o que levou ao aumento do aporte de resíduos vegetais no solo. Com referência às concentrações médias de nitrogênio total (N), o modelo linear foi o que apresentou melhor ajuste (Tabela 5), como já era esperado, em função de sua estreita relação com o carbono orgânico do solo. Resultados similares foram obtidos por Marx et al. (1995) e Planquart et al. (1999).

As doses de lodo também influenciaram, significativamente, a redução do pH do solo, proporcionalmente ao aumento da dose aplicada (Tabela 4). Este comportamento, que seguiu o ajuste quadrático (Tabela 5), pode ser atribuído, principalmente, à presença de ácidos orgânicos produzidos durante a decomposição microbiológica da matéria orgânica presente no lodo (Brofas et al., 2000) e às características químicas peculiares do solo estudado, notadamente seu pH mais alcalino, o que não é comum em solos degradados tropicais. Moreno et al. (1996) e Walter et al. (2002) também observaram esse comportamento em seus estudos. Todos trabalharam com solos alcalinos (pH 8 a 9), que receberam diferentes doses de lodo estabilizado aerobica e anaerobicamente, respectivamente. As diminuições observadas encontraram-se na faixa de 0,4 a 1,7 unidade de pH. É interessante observar que outros trabalhos em solos mais ácidos também apresentaram declínio do pH, pela aplicação de lodo não sanitizado com cal. Obbard (2001) trabalhou com dois grupos de solos, um de pH baixo (4,8–5,8) e outro de pH maior (5,4–7,0), ambos com a mesma textura. Nesses dois grupos, encontrou diminuição de pH pelo uso de lodo, e justificou tal comportamento pelo processo de

nitrificação dos resíduos orgânicos. Udom et al. (2004) estudaram um solo, na Nigéria, que sofreu aplicação por 40 anos de um lodo parcialmente tratado. Verificaram, também, um declínio do pH em relação ao mesmo solo não tratado, na ordem de uma unidade de pH na camada de 0–15 cm.

O aumento proporcional do conteúdo de matéria orgânica, em função das doses de lodo, apresentou reflexos diretos na CTC do solo a pH 7 (Tabela 4). A maior influência da matéria orgânica nas propriedades químicas do solo está na alteração do seu complexo coloidal. Ela se reflete, diretamente, na CTC e promove o aumento de cargas superficiais negativas e, conseqüentemente, a maior retenção de cátions (Abreu Junior et al., 2001). Como as médias de pH mantiveram-se próximas à neutralidade (Tabela 4) e superiores ao valor correspondente à matéria orgânica em seu ponto isoelétrico (pH₀), que é de aproximadamente dois (Uehara, 1988), justifica-se o aumento considerável de cargas superficiais negativas, medidas pela CTC, em razão das doses de lodo aplicadas (Tabela 4). O modelo linear, apesar do baixo valor de R², foi o que melhor se adequou aos dados (Tabela 5), de forma similar ao que ocorreu para o carbono orgânico. Esse resultado corrobora os trabalhos de Marx et al. (1995) e Gaskin et al. (2003), que já tinham observado, em condições experimentais bem variadas, um significativo aumento da CTC, pela aplicação de lodo de esgoto em solo, mesmo em um período curto de tempo de avaliação (Wang, 1997).

As doses influenciaram significativamente os teores de Ca²⁺, Mg²⁺ e K⁺, e aumentaram suas concentrações no solo. Rocha et al. (2004) também encontraram resultados semelhantes, quando estudaram a aplicação de lodo em plantio de eucalipto. Nesse sentido, o ajuste linear, para o Ca²⁺, e quadrático, para o Mg²⁺ e K⁺, foram os mais adequados (Tabela 5). Contudo, pode-se observar que os coeficientes obtidos indicam pequeno incremento pelo aumento da dose. Isto, provavelmente,

Tabela 5. Equações de regressão, linear ou quadrática, de melhor ajuste para a relação das variáveis medidas em solo (y), com relação às doses de lodo aplicadas (x).

Variável	Equação	R ²
pH	$y = 0,007x^2 - 0,204x + 8,130$	0,93
Carbono orgânico	$y = 0,659x + 5,450$	0,91
Nitrogênio	$y = 7,500x + 0,440$	0,91
P	$y = -0,101x^2 + 3,027x + 6,556$	0,92
Ca	$y = 11,574x + 782,758$	0,74
Mg	$y = -0,200x^2 + 5,981x + 55,819$	0,77
K	$y = -0,512x^2 + 13,324x + 86,893$	0,98
CTC	$y = 0,111x + 5,081$	0,55
Zn	$y = 3,799x + 23,254$	0,91
Fe (Sabiá)	$y = -0,244x^2 + 5,943x + 41,742$	0,82
Fe (Maricá)	$y = 2,152x + 35,262$	0,94
Cu (Sabiá)	$y = -0,032x^2 + 0,924x + 3,189$	0,70
Cu (Maricá)	$y = 0,502x + 2,469$	0,99

Tabela 6. Participação do carbono oriundo do lodo (CL), sem se considerar a taxa de mineralização para o carbono determinado no solo (CS)⁽¹⁾.

Dose de lodo (t ha ⁻¹)	Carbono oriundo do lodo	Carbono orgânico do solo	Contribuição do CL para CS (%)
0,00	0,00	9,38	0
2,85	0,64	15,24	11
5,70	1,28	15,86	20
11,40	2,50	33,50	11
22,80	5,12	39,86	17

⁽¹⁾Calculado com base na relação entre o CL e a diferença entre o CS do solo adubado com lodo e a testemunha.

é decorrente dos altos teores desses elementos, já observados na análise preliminar do solo da área (Tabela 1). As alterações nos teores de Na^+ não foram significativas, tendo-se mantido praticamente inalteradas, em função das doses de lodo.

As doses influenciaram, também, significativamente, os teores de fósforo, tendo aumentado sua disponibilidade no solo (Tabela 4), o que já era esperado, pois o teor original no solo era muito baixo (Tabela 1), o que corrobora os trabalhos de Oliveira et al. (1995) e Rocha et al. (2004). Nesse sentido, como a maioria das variáveis estudadas, o incremento dos teores de P no solo se ajustou ao modelo quadrático (Tabela 5).

A Tabela 7 mostra que os teores de Fe, Cu e Zn foram dependentes das doses crescentes de lodo. Os teores de Mn mantiveram-se praticamente invariáveis, independentemente da quantidade de matéria orgânica aplicada, em razão, provavelmente, de sua concentração inicial no solo, em torno de 25 mg kg^{-1} , e da baixa concentração no lodo (Tabela 2). De acordo com Ross (1994) e Silveira et al. (2003), a disponibilidade de metais traço no solo é afetada, entre outros motivos, pela interação

de vários fatores como pH, matéria orgânica, textura, minerais de argila, umidade, potencial de oxi-redução, interação com outros nutrientes e temperatura. Em função da variação na quantidade de matéria orgânica adicionada ao solo, pelo uso do lodo de esgoto, e das condições de realização do experimento, é possível particularizar o efeito de alguns desses fatores sobre a disponibilidade dos micronutrientes.

A redução significativa verificada no pH do solo, em função das doses de lodo, não foi suficiente, neste trabalho, para promover a disponibilidade de quantidades apreciáveis de Mn, Fe, Zn e Cu, pois mesmo os valores médios de pH, relativos às maiores doses, não se apresentaram baixos o suficiente para promover a solubilização de maiores quantidades desses elementos. O que se observa é que, de forma geral, os teores desses elementos estão bem abaixo dos valores críticos no solo e que os valores de pH encontram-se próximos à neutralidade, o que pode favorecer a retenção de cátions pelo aumento de espécies hidrolisadas com a formação de complexos metálicos (Silveira et al., 2003), tornando sua disponibilidade dependente do tipo de ligação química que se realiza no solo (Silveira et al., 2003).

O cobre e o ferro mostraram-se dependentes da dose de lodo aplicada, contudo, o modelo de regressão variou em função da significância da interação dose de lodo com espécie (Tabela 8). Ou seja, para Sabiá, o comportamento do Fe e do Cu, no solo, com relação às doses de lodo aplicadas, seguiu o modelo quadrático, enquanto para a Maricá, o comportamento foi linear (Tabela 5). Essa diferenciação entre as duas espécies pode ter ocorrido em função das interações diferenciadas de suas rizosferas com os microrganismos e o próprio solo, o que interfere na disponibilidade de íons metálicos, principalmente, micronutrientes (Manthey et al., 1994). Com

Tabela 7. Teores de Mn, Fe, Zn e Cu, em função das doses de lodo aplicadas, e significância das componentes linear e quadrática, no modelo de regressão aplicado ao tratamento dose⁽¹⁾.

Dose de lodo (t ha ⁻¹)	Mn	Fe	Zn	Cu
	(mg kg ⁻¹)			
0,00	24,54	39,97	15,86	3,30
2,85	26,32	44,46	34,63	5,10
5,70	21,54	58,18	42,83	4,92
11,40	27,62	75,76	88,50	10,13
22,80	25,22	62,86	105,41	10,72
Linear	ns	**	**	**
Quadrática	ns	**	ns	ns
CV (%)	30,70	32,70	48,70	37,20

^{ns}Não-significativo. ^{**}Significativo a 1% de probabilidade.

Tabela 8. Teores de Fe e Cu e altura e diâmetro de copa, em função da interação dos fatores espécie vegetal e doses de lodo aplicadas, e significância das componentes linear e quadrática, no modelo de regressão aplicado à interação⁽¹⁾.

Dose de lodo (t ha ⁻¹)	Fe		Cu		Altura		Diâmetro de copa	
	Sabiá	Maricá	Sabiá	Maricá	Sabiá	Maricá	Sabiá	Maricá
	(mg kg ⁻¹)				(cm)			
0,00	48,65	31,30	3,51	3,08	60	77	66	178
2,85	51,10	37,82	6,65	3,54	101	55	93	144
5,70	61,17	55,20	5,02	4,82	97	67	110	140
11,40	86,22	65,30	11,23	9,03	76	72	62	134
22,80	42,18	83,53	6,95	14,48	125	57	125	132
Linear	ns	**	ns	**	ns	ns	ns	ns
Quadrática	**	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns
CV (%)	32,7		37,2		50,09		37,32	

^{ns}Não-significativo. * e ^{**}Significativo a 5 e 1% de probabilidade, respectivamente.

o aumento da dose de lodo houve incremento de Fe e Cu, comportamento já esperado, em consequência da afinidade desses dois elementos pela matéria orgânica do solo (Qiao et al., 2003; Silveira et al., 2003), que também aumentou com a aplicação de doses crescentes de lodo (Tabela 5). O Zn mostrou-se dependente somente da dose de lodo aplicada, seguindo um modelo de regressão linear (Tabela 5). É provável que esse comportamento esteja relacionado ao incremento concomitante da CTC e matéria orgânica do solo, visto que é reconhecida a afinidade desse metal pelos sítios de troca das superfícies coloidais (Nyamangara, 1998; Han et al., 2001).

Os resultados referentes à altura e diâmetro de copas foram analisados, tendo-se considerado as medidas individuais das quatro plantas da parcela útil (Zimmermann, 2004). Em princípio, a análise de variância mostrou que as espécies vegetais, introduzidas na área, apresentaram diferenças significativas em seu desenvolvimento, em função de suas próprias características morfológicas. Ou seja, a Sabiá apresentou as maiores alturas, média de 92 cm, até um máximo de 125 cm, enquanto a Maricá formou maiores copas, média de 145 cm, até um máximo de 178 cm, o que possibilitou a ambas as espécies obter boa produção de fitomassa e cobertura do solo, condições essenciais para o processo de recuperação de áreas degradadas. Quanto ao efeito do lodo de esgoto, nenhuma das duas espécies apresentou diferença significativa de crescimento com base na altura e no diâmetro de copa medido. A interação dose de lodo e espécie foi significativa, contudo o seu desdobramento não confirmou tendência linear ou quadrática (Tabela 8).

Conclusões

1. A aplicação de lodo melhora os aspectos de fertilidade do solo degradado.
2. As doses de lodo testadas não afetam o crescimento (altura e diâmetro de copa) das duas espécies vegetais implantadas (*Mimosa caesalpinifolia* – Sabiá – e *M. bimucronata* – Maricá).

Agradecimentos

Ao CNPq e à Faperj, pela bolsa concedida; à Infraero pelo suporte financeiro da pesquisa; ao pesquisador da Embrapa Solos, José Carlos Polidoro, pela orientação no uso do programa SAEG.

Referências

- ABREU JUNIOR, C.H.; MURAOKA, T.; OLIVEIRA, F.C. Cátions trocáveis, capacidade de troca de cátions e saturação por bases em solos brasileiros adubados com composto de lixo urbano. **Scientia Agricola**, v.58, p.813-824, 2001.
- BROFAS, G.; MICHPOULOS, P.; ALIFRAGIS, D. Sewage sludge as an amendment for calcareous bauxite mine spoils reclamation. **Journal of Environment Quality**, v.29, p.811-816, 2000.
- CETESB (São Paulo, SP). **Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas: critérios para projeto e operação: manual técnico, norma P4230**. São Paulo, 1999. 32p.
- DUDA, G.P.; CAMPELLO, E.F.C.; MENDONÇA, E.S.; LOURES, J.L.; DOMINGOS, M. Avaliação de frações de matéria orgânica do solo para a caracterização de áreas degradadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.23, p.723-728, 1999.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Manual de métodos de análise de solo**. 2.ed. rev. atual. Rio de Janeiro, 1997. 212p.
- ESTADOS UNIDOS. Environmental Protection Agency. **Standards for the use and disposal of sewage sludge: 40 CFR part 503: final**. Washington: The Agency, 1996. 25p.
- ESTEFANOUS, A.N.; MIKHAEEL, F.T.; ANTOUN, G.G. Effect of mycorrhizal inoculation and organic fertilization on microbial activity and nutrient release in soil. **Bulletin of the Faculty of Agriculture, University of Cairo**, v.48, p.187-200, 1997.
- EUCLYDES, R. **SAEG: sistema para análise estatística e genética**. v.9. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 2005. Disponível em: <<http://www.ufv.br/saeg/download.htm>>. Acesso em: 15 abr. 2005.
- EUROPA. **Disposal and recycling routes for sewage sludge: regulatory report, part 2**. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2001. p.64-137. Disponível em: http://europa.eu.int/comm/environment/waste/sludge/sludge_disposal2a.pdf. Acesso em: 15 abr. 2005.
- GASKIN, J.W.; BROBST, R.B.; MILLER, W.P.; TOLLNER, E.W. Long-term biosolids application effects on metal concentrations in soil and Bermudagrass forage. **Journal of Environmental Quality**, v.32, p.146-152. 2003.
- GONÇALVES, R.F.; LUDUVICE, M. Alternativas de minimização da produção e desaguamento de lodo de esgoto. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p.25-44.
- HAN, F.X.; KINGERY, W.L.; SELIM, H.M. Accumulation, redistribution, transport and bioavailability of heavy metals in waste-amended soils. In: ISKANDAR, I.K.; KIRKHAM, M.B. (Ed.). **Trace elements in soil: bioavailability, flux, and transfer**. Boca Raton: Lewis Publishers, 2001. p.145-173.
- IBÁÑEZ-GRANELL, A.; SANCHÍS, A.; GARCÍA CAMARERO, J.; INGELMO-SÁNCHEZ, F. Reclamation of abandoned land with sewage sludge and plant cover. **Studia Oecológica**, v.10, p.101-108, 1993.
- JORBA, M.; ANDRÉS, P. Effects of sewage sludge on the establishment of the herbaceous ground cover after soil restoration. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.55, p.322-327, 2000.

- MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. de. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. Piracicaba: Potafos, 1989. 201p.
- MANTHEY, J.A.; LUSTER, D.G.; CROWLEY, D.E. Biochemistry of metal micronutrients in the rhizosphere: an introduction. In: MANTHEY, J.A.; CROWLEY, D.E.; LUSTER, D.G. **Biochemistry of metal micronutrients in the rhizosphere**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1994. p.1-13.
- MARX, D.H.; BERRY, C.R.; KORMANIK, P.P. Application of municipal sewage sludge in forest and degraded land. In: SYMPOSIUM SPONSORED BY DIVISIONS S-6 AND S-7 OF THE SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA AND A-5 OF THE AMERICAN SOCIETY OF AGRONOMY, 1993, Cincinnati, Ohio. **Agricultural utilization of urban and industrial by-products: proceedings**. Madison: American Society of Agronomy: Crop Science Society of America: Soil Science Society of America, 1995. p.275-295. (ASA special publication, 58). Editors, D. L. Karlen, R. J. Wright, and W. D. Kemper.
- MORENO, J.L.; GARCÍA, C.; HERNÁNDEZ, T.; PASCUAL, J.A. Transference of heavy metals from a calcareous soil amended with sewage-sludge compost to barley plants. **Bioresource Technology**, v.55, p.251-258, 1996.
- NAVAS, A.; MACHÍN, J.; NAVAS, B. Use of biosolids to restore the natural vegetation cover on degraded soils in the badlands of Zaragoza (NE Spain). **Bioresource Technology**, v.69, p.199-205, 1999.
- NYAMANGARA, J. Use of sequential extraction to evaluate zinc and copper in a soil amended with sewage sludge and inorganic metal salts. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.69, p.135-141. 1998.
- OBARD, J.P. Ecotoxicological assessment of heavy metals in sewage sludge amended soils. **Applied Geochemistry**, v.16, p.1405-1411, 2001.
- OBARD, J.P.; SAUERBECK, D.R.; JONES, K.C. *Rhizobium leguminosarum* bv. *trifolii* in soils amended with heavy metal contaminated sewage sludges. **Soil Biology and Biochemistry**, v.25, p.227-231, 1993.
- OLIVEIRA, F.C.; MARQUES, M.O.; BELLINGIERI, P.A.; PERECIN, D. Lodo de esgoto como fonte de macronutrientes para a cultura do sorgo granífero. **Scientia Agricola**, v.52, p.360-367, 1995.
- PIMENTEL-GOMES, F. **Curso de estatística experimental**. 10.ed. Piracicaba: Nobel, 1982. 468p.
- PLANQUART, P.; BONIN, G.; PRONE, A.; MASSIANI, C. Distribution, movement and plant availability of trace metals in soils amended with sewage sludge composts: application to low metal loadings. **Science of the Total Environment**, v.241, p.161-179, 1999.
- QIAO, X.L.; LUO, Y.M.; CHRISTIE, P.; WONG, M.H. Chemical speciation and extractability of Zn, Cu and Cd in two contrasting biosolids-amended clay soils. **Chemosphere**, v.50, p.823-829, 2003.
- ROCHA, G.N.; GONÇALVES, J.L.M.; MOURA, I.M. Mudanças da fertilidade do solo e crescimento de um povoamento de *Eucalyptus grandis* fertilizado com biossólido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, p.623-639, 2004.
- ROSS, S.M. Retention, transformation and mobility of toxic metals in soils. In: ROSS, S.M. (Ed.). **Toxic metals in soil-plant systems**. New York: Wiley, 1994. p.63-152.
- ROSSELLI, W.; KELLER, C.; BOSCHI, K. Phytoextraction capacity of trees growing on metal contaminated soil. **Plant and Soil**, v.256, p.265-272, 2003.
- SAS INSTITUTE (Cary, Estados Unidos). **SAS System for Windows**. v.8. Cary, 1999. 1 CD-ROM.
- SILVA, J.E. da; RESCK, D.V.S.; SHARMA, R.D. Alternativa agrônômica para o biossólido produzido no Distrito Federal. II. Aspectos qualitativos, econômicos e práticos de seu uso. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.26, p.497-503, 2002.
- SILVEIRA, M.L.A.; ALLEONI, L.R.F.; GUILHERME, L.R.G. Biosolids and heavy metals in soils. **Scientia Agricola**, v.60, p.793-806, 2003.
- SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M. de S.; GRISI, B.M.; HUNGRIA, M.; ARAÚJO, R.S. **Microorganismos e processos biológicos do solo: perspectiva ambiental**. Brasília: Embrapa-SPI, 1994. 142p. (Embrapa-CNPAC. Documentos, 5).
- THORNE, M.E.; ZAMORA, B.A.; KENNEDY, A.C. Sewage sludge and mycorrhizal effects on sear bluebunch wheatgrass in mine spoil. **Journal of Environmental Quality**, v.27, p.1228-1233, 1998.
- TRANNIN, I.C.B.; MOREIRA, F.M. de S.; SIQUEIRA, J.O. Crescimento e nodulação de *Acacia mangium*, *Enterolobium contortisiliquum* e *Sesbania virgata* em solo contaminado com metais pesados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.25, p.743-753, 2001.
- TRINDADE, A.V.; DIAS, A.C. de P.; JUCKSCH, I. Efeito de resíduos urbanos e de fungos micorrízicos arbusculares no crescimento de capim-gordura *Melinis minutiflora* e cedro *Cedrela fissilis* em rejeito de mineração. **Revista Árvore**, v.21, p.575-582, 1997.
- UDOM, B.E.; MBAGWU, J.S.C.; ADESODUN, J.K.; AGBIM, N.N. Distributions of zinc, copper, cadmium and lead in a tropical ultisol after long-term disposal of sewage sludge. **Environment International**, v.30, p.467-470, 2004.
- UEHARA, G. Acric properties and their significance to soil classification. In: INTERNATIONAL SOIL CLASSIFICATION WORKSHOP, 8., 1986, Rio de Janeiro, RJ. **Classification, characterization and utilization of oxisols: proceedings**. Rio de Janeiro: Embrapa-SNCLS/SMSS/USDA/SCS/UPR, 1988. v.1, p.19-22. Editors, F.H. Beinroth, M.N. Camargo, and H. Eswaran.
- WALTER, I.; MARTÍNEZ, F.; ALONSO, L.; GRACIA, J. de; CUEVAS, G. Extractable soil heavy metals following the cessation of biosolids application to agricultural soil. **Environmental Pollution**, v.117, p.315-321, 2002.
- WANG, M.J. Land application of sewage sludge in China. **Science of the Total Environment**, v.197, p.149-160, 1997.
- ZIMMERMANN, F.J.P. (Ed.). **Estatística aplicada à pesquisa agrícola**. Santo Antonio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, 2004. 402p.

Recebido em 29 de dezembro de 2004 e aprovado em 31 de outubro de 2005