

# VIABILIDADE DA DISPOSIÇÃO DE LODO SECUNDÁRIO DA ETE DE ARARAQUARA (SP) EM ARGISSOLO VERMELHO

Ana Paula Ferreira de BRITO <sup>1</sup>; Lucas Tadeu FUESS <sup>1</sup>; Amauri Antônio MENEGÁRIO <sup>2</sup>;  
Jairo Roberto JIMÉNEZ-RUEDA <sup>3</sup>; Marcelo Loureiro GARCIA <sup>3</sup>

(1) Instituto de Geociências e Ciências Exatas, UNESP – Universidade Estadual Paulista, Programa de Pós-Graduação em Geociências e Meio Ambiente.

(2) Centro de Estudos Ambientais, UNESP – Universidade Estadual Paulista.

(3) Instituto de Geociências e Ciências Exatas, UNESP – Universidade Estadual Paulista, Departamento de Petrologia e Metalogenia Avenida 24-A, 1515 – Bela Vista, CEP: 13.506-900, Rio Claro, SP, Endereços eletrônicos: apfbrito@yahoo.com.br; lt\_fuess@hotmail.com; amenega@rc.unesp.br; jairorjr@rc.unesp.br; mlgarcia@rc.unesp.br.

Introdução  
Material e Métodos  
    Amostragem de Lodo  
    Amostragem de Solo  
    Arranjos Experimentais  
        Análises Químicas e Microbiológicas  
Resultados e Discussão  
    Caracterização do Lodo e do Solo  
        Influência do pH nas Propriedades do Meio  
    Caracterização das Gramíneas Germinadas  
        Análise Química das Águas Infiltradas  
Conclusões  
Agradecimentos  
Referências Bibliográficas

**RESUMO** – No tratamento de águas residuárias o acúmulo de materiais sólidos (lodo) é comumente verificado ao final dos processos, cuja disposição apresenta-se como problemática e dispendiosa. Dentre as formas de reaproveitamento do lodo ou biossólido gerado nas estações de tratamento de esgotos (ETEs), destaca-se a aplicação agrícola, permitindo a reciclagem de matéria orgânica e nutrientes ao meio. Baseando-se nos potenciais impactos associados ao descarte do biossólido em solos, os efeitos da aplicação do lodo da ETE do Município de Araraquara (SP) em solo do tipo argissolo vermelho foram avaliados. Desta forma, tanques (lisímetros) com o solo estudado foram construídos e doses distintas de lodo – 500 e 1500 gramas de sólidos totais (ST) por m<sup>2</sup> – foram aplicadas em cada tanque. Os lisímetros ficaram expostos às condições ambientes e foram monitorados por aproximadamente quatro meses. Cinco aplicações acumulativas de lodo foram realizadas durante 90 dias. As águas de chuva infiltradas nos tanques foram analisadas para detecção de metais e patogenicidade. A composição química de gramíneas eventualmente germinadas nos tanques também foi analisada para detecção de metais e seu poder nutricional. As análises indicaram a ausência de organismos patogênicos nas águas percoladas. Quanto aos teores de metais na água, os valores obtidos foram superiores ao limite de detecção do equipamento utilizado e inferiores aos limites máximos permitidos para classificação de águas doces classe I. Além disso, um acréscimo na fertilidade do solo ao final das aplicações foi observado. Assim, verificou-se que o lodo amostrado apresenta potencial para reuso agrícola, ressaltando-se a necessidade da aplicação das doses recomendadas pela legislação vigente e do monitoramento periódico das áreas aplicadas.

**Palavras-chave:** Lodo, aplicação agrícola, detecção de metais, patogenicidade, fertilidade do solo.

**ABSTRACT** – A.P.F. de Brito, L.T. Fuess, A.A. Menegário, J.R. Jiménez-Rueda, M.L. Garcia – Assessment of secondary sludge disposal of the Araraquara (SP) DWTP on red argisil. In wastewater treatment the accumulation of solid materials (sludge) is commonly verified at the end of the processes, whose disposal is characterized as problematic and costly. Among the reuse forms of the sludge or biosolid generated in domestic wastewater treatment plants (DWTPs) land application is highlighted, as it recycles organic matter and nutrients to the environment. Based on the potential impacts associated to the biosolid disposal in soils, the objective of this paper was to assess the effects of the land application of the biosolid resulting from a DWTP located in the City of Araraquara (SP, Brazil). Thus, containers (lismeters) containing the studied soil were built and distinct doses of sludge – 500 and 1500 grams of total solids (TS) per m<sup>2</sup> – were applied in each tank. The lismeters were exposed to ambient conditions and were monitored for four months. Five accumulative sludge applications were carried out. Rainwater infiltrated in the tanks were tested for the detection of metals and pathogenicity. The chemical composition of grasses eventually grown in the tanks was also analyzed for the detection of metals and their nutritional power. The analyses indicated the absence of pathogenic organisms in the percolated water. Regarding to the metal content in the water, the values obtained were above the detection limit of the equipment used and below the maximum allowable limits to classify freshwaters class I. In addition, it was observed an increase in soil fertility by the end of the applications. Thus, it was verified that the sampled sludge has potential for agricultural reuse, highlighting the need for implementing the recommended doses by the current legislation and the periodic monitoring of the applied areas.

**Keywords:** Sludge, land application, detection of metals, pathogenicity, soil fertility.

## INTRODUÇÃO

Atualmente apresenta-se crescente a demanda por métodos e práticas consideradas sustentáveis em atividades dos mais variados setores. O termo permacultura enquadra-se nesse contexto, particularmente no setor agrícola, surgindo com a premissa de investigar formas de tecnologia voltadas para a criação de ambientes produtivos e simultaneamente equilibrados. A permacultura pode ser utilizada como uma eficiente ferramenta capaz de mitigar impactos ambientais, sobretudo ao meio físico (Holmgren, 2007).

Considerando os centros urbanos, uma das principais fontes de poluição do meio compreende os esgotos sanitários (ou esgotos domésticos), caracterizados como efluentes líquidos ricos em matéria orgânica, sais e nutrientes, gerados a partir das mais diversas atividades humanas. Em geral, os esgotos são coletados e encaminhados a estações de tratamento (ETEs), sendo posteriormente retornados a corpos d'água com uma carga poluidora reduzida. Independentemente dos tipos de processos e operações utilizadas nas plantas de tratamento, ao final deste verifica-se o acúmulo de materiais sólidos, também denominados de lodo ou biossólido, cuja disposição apresenta-se como problemática e dispendiosa. A disposição do lodo em aterros sanitários normalmente caracteriza-se como a alternativa de gerenciamento mais comum empregada na solução das limitações descritas anteriormente.

Contudo, o lodo de esgoto apresenta composição predominantemente orgânica, além de concentrar nutrientes prontamente assimiláveis pelas culturas agrícolas. Este potencial para o reuso agrícola pode ser evidenciado a partir de instruções normativas específicas do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama), tais como as resoluções n. 375, de 29 de agosto de 2006, e n. 380, de 31 de outubro de 2006 (Brasil, 2006a; Brasil, 2006b), que definem os critérios para o reuso agrícola do lodo gerado em estações de tratamento de esgotos e o consideram “fonte de matéria orgânica e de nutrientes para as plantas [cuja]

aplicação no solo pode trazer benefícios à agricultura”. Práticas como a utilização de resíduos sólidos em solos podem ser amplamente utilizadas e economicamente vantajosas (Andreoli, 2001). Tecnologias de compostagem de dejetos humanos podem resultar na produção de adubo de excelente qualidade, dependendo da composição do material e do manejo aplicado (Legan, 2007).

Os efeitos da incorporação do lodo ao solo estão diretamente relacionados ao tipo deste, especialmente no que se refere ao conteúdo de matéria orgânica e à mobilidade dos íons (nutrientes) no meio. Solos do tipo argissolo vermelho, caracterizados pelo horizonte B textural, vinculam atributos que podem evidenciar uma baixa ou alta atividade da fração argila. Esta característica está conjugada com uma saturação por bases ( $V$ ) relativamente baixa (caráter alítico), com evolução avançada e atuação incompleta do processo de fertilização (Embrapa, 2006). Distrofia e eutrofia são propriedades do estado do solo em relação à saturação por bases, e referem-se à proporção de cátions básicos trocáveis em relação à capacidade de troca catiônica (CTC) (Oliveira, 1992; Ronquim, 2010). São denominados solos eutróficos aqueles cuja saturação por bases é alta ( $V > 50\%$ ) (Oliveira, 1992). Solos com baixa saturação por bases e CTC relativamente alta apresentam atividade de argila mais elevada, e conseqüentemente alto poder degradante de material poluente. Esses solos tendem a ter menor perda por lixiviação (Resende, 1988).

O objetivo geral deste trabalho consistiu em avaliar os efeitos da disposição de biossólido oriundo da ETE do Município de Araraquara (SP) em argissolo vermelho, de modo a se verificar se este tipo de solo oferece condições apropriadas para tal prática de reuso. A investigação baseou-se [i] na análise temporal da composição do solo; [ii] da caracterização química da água percolada e de seu potencial patogênico; e, [iii] na análise das plantas eventualmente germinadas.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Amostragem de lodo

O lodo utilizado nos experimentos foi amostrado na ETE “Manoel Ferreira Leão Neto”, localizada no Município de Araraquara (SP) – 21°47’40” S e 48°10’32” O, a 277 km da Capital do Estado. O processo central de tratamento da vazão de esgotos domésticos afluyente na ETE, aplicado posteriormente a etapas de remoção de constituintes sólidos grosseiros, compreende basicamente lagoas de aeração e de sedimentação, com tempos de detenção hidráulica médios de 3,0 e 1,7 dias, respectivamente. O lodo foi amostrado na lagoa de sedimentação, na qual os sólidos suspensos presentes no efluente da lagoa de aeração acumulam-se. O lodo foi armazenado em coletores de polipropileno com tampa e conservados em temperatura variando na faixa de 2 a 4°C.

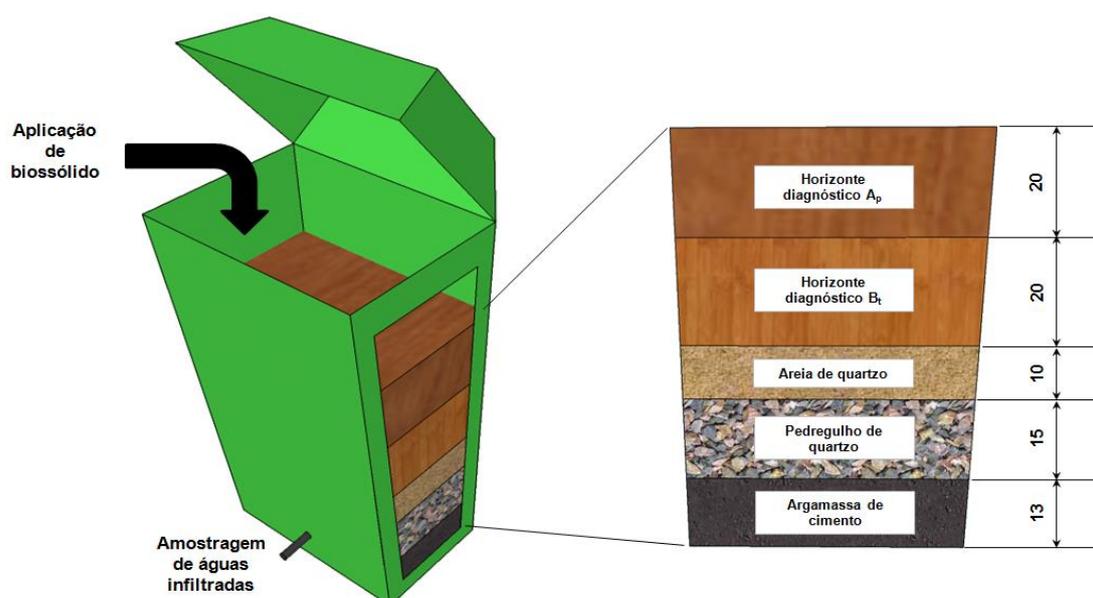
### Amostragem de solo

A escolha do solo experimental iniciou-se com a realização de trabalhos de campo nas proximidades das instalações do Centro de Estudos Ambientais (CEA) da UNESP *Campus* de Rio Claro. Levando-se em consideração [i] o material de origem do solo; [ii] a orientação das fraturas; [iii] a análise de perfis, da declividade do terreno, do relevo e da paisagem, juntamente com o auxílio da carta de cor para solos de

Munsell (1975) e literatura para referência, o *sólum* ( $A$  e  $B_t$ ) amostrado foi caracterizado geologicamente como Cobertura de Alteração Intempérica Ribeirão Preto e pedologicamente como Argissolo Vermelho Distrófico (Embrapa, 2006).

### Arranjos experimentais

Os lisímetros foram construídos após a identificação do solo de interesse. As amostras de solo foram coletadas em blocos e alocadas na camada superior dos tanques. Na confecção dos lisímetros os materiais foram dispostos segundo cinco camadas distintas: primeira camada ou camada inferior constituída de argamassa de cimento para a nivelção de fundo, com altura de 13 cm; segunda camada ou camada drenante constituída de pedregulhos de quartzo, com altura de 15 cm; terceira camada ou camada intermediária constituída de areia média a fina de quartzo, com altura de 10 cm; quarta camada ou horizonte diagnóstico  $B_t$  constituída de *sólum* coletado em campo, com altura de 20 cm; e, quinta camada ou horizonte diagnóstico  $A_p$ , constituída de *sólum* coletado em campo, com altura de 20 cm. Na Figura 1 apresenta-se um esquema simplificado dos lisímetros confeccionados. Três lisímetros em corpo de polipropileno foram construídos, cada um com capacidade volumétrica de 260 L.



**Figura 1.** Representação esquemática simplificada dos lisímetros confeccionados (medidas em centímetros).

Os ensaios foram constituídos de três tratamentos, denominados L15, L5 e L0. Os módulos L15 e L5 receberam periodicamente taxas de aplicações de 15 toneladas de sólidos secos por hectare (tST/ha) ou 1500 g de sólidos totais por metro quadrado (gST/m<sup>2</sup>) e 5 tST/ha (500 gST/m<sup>2</sup>), respectivamente. Não houve aplicação de sólidos no módulo L0.

Os lisímetros foram monitorados por aproximadamente quatro meses, sendo as aplicações de lodo realizadas a cada 18 dias. As cargas acumuladas de sólidos em L5 e L15 compreenderam, respectivamente, 2,5 e 7,5 kgST/m<sup>2</sup>. Amostras brutas de solo e de lodo foram utilizadas como referência de comparação com as amostras do ensaio.

Os lisímetros foram alocados em uma área aberta cedida pelo CEA, de modo que os tanques ficaram expostos às condições ambientes de temperatura e precipitação. Dependendo da ocorrência dos eventos de precipitação, amostras compostas de água foram coletadas e a saturação dos lisímetros não foi permitida. Em geral, a aplicação do lodo se dava em seguida à coleta das amostras de água infiltrada.

#### *Análises Químicas e Microbiológicas*

As amostras de água percolada (saída dos lisímetros) foram armazenadas em frascos de polipropileno, sendo posteriormente submetidas a ensaios de caracterização. Após a coleta as amostras foram filtradas em filtros de 45 µm. Para fins de conservação do material amostrado, corrigiu-se o volume para 49 mL, acidificou-se a 1%, e refrigerou-se a temperatura de 2 a 4°C. As análises para detecção de metais foram realizadas por meio de espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP OES). Para tanto, as instalações do Laboratório de Espectrometria do CEA foram utilizadas, seguindo-se o método EPA 3010A (USEPA, 1992). Além disso, testes para determinação de indicativo biológico patogênico, denominado *E. coli*, foram realizados de acordo com o método industrial Colilert<sup>R</sup>.

Foram realizadas as seguintes análises químicas para amostras de lodo e de solo: densidade, umidade, matéria orgânica total, carbono orgânico total (orgânico e mineral),

resíduo mineral total, resíduo mineral solúvel e insolúvel, nitrogênio total (N<sub>total</sub>), relação carbono/nitrogênio, fósforo total (P<sub>total</sub>), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), enxofre (S), cobre (Cu), manganês (Mn), zinco (Zn) e ferro (Fe) (macro e micronutrientes). Neste caso, a análise foi realizada pelo Laboratório de Solos da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ), da Universidade de São Paulo (USP), *Campus* de Piracicaba, conforme metodologia proposta por Camargo et al. (1986). O teste de indicador biológico patogênico (Colilert<sup>R</sup>) também foi aplicado às amostras de lodo, sendo necessária a diluição prévia deste.

Adicionalmente às análises químicas, o lodo foi analisado por fluorescência de raios-X. O método utilizado compreendeu a Espectrometria de Fluorescência de Raios-X, empregando-se amostras fundidas em matriz de borato. Os procedimentos foram realizados no Laboratório de Geoquímica do Departamento de Petrologia e Metalogenia (DPM/IGCE/UNESP).

Durante o período de experimentação, eventuais vegetais germinados nos lisímetros também foram submetidos a análises químicas. Ao final dos quatro meses de experimentação os tecidos vegetais foram amostrados aleatoriamente dentro de cada tanque e submetidos à digestão nitroperclórica (Parkinson & Allen, 1975), em método adaptado pelo Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA/ESALQ/USP). Esta metodologia consiste na decomposição de materiais vegetais, secos e moídos, a partir da aplicação dos ácidos nítrico e perclórico concentrados, a alta temperatura. Por meio deste método pode-se determinar a presença de fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), enxofre (S), boro (B), ferro (Fe), manganês (Mn), alumínio (Al) e sódio (Na) nas amostras digeridas, submetendo as mesmas à leitura em ICP OES, conforme método EPA 3050B (USEPA, 1996). Para a análise do teor de matéria seca nas folhas das gramíneas, também realizou-se amostragem aleatória nos lisímetros, selecionando-se 16 exemplares em cada recipiente. As folhas foram secas por 24 horas a uma temperatura de 60°C e moídas em moinho de facas.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Caracterização do lodo e do solo

Baseando-se nas análises de séries de sólidos, as concentrações de sólidos totais, voláteis e fixos no lodo da lagoa de sedimentação foram, respectivamente, 93,3, 22,2 e 71,1 g/L. Estes valores não foram antecipados e indicam uma composição predominantemente inorgânica. A densidade do lodo foi de 0,93 g/mL. Os sólidos fixos compreendem material de origem amorfa que não foi comburido após exposição a alta temperatura. O elevado teor de sólidos fixos foi relacionado à presença de sílica, cuja composição atingiu 97% (em SiO<sub>2</sub>) do resíduo mineral total. A relação carbono/nitrogênio do lodo foi 10/1, indicando características moderadas e muito cálcicas (Duchaufour, 1960). Em relação à microflora, bactérias actinomicetes são normalmente encontradas em materiais com tais características (Duchaufour, 1960).

O potencial fertilizante dos solos está diretamente relacionado ao seu teor de matéria orgânica, cujas cargas negativas governam a

troca e a disponibilidade de nutrientes para o solo e conseqüentemente para as plantas. Os teores de matéria orgânica, carbono orgânico e umidade do solo controle e dos tratamentos são apresentados na Tabela 1. Para os tratamentos L0 e L5 os teores de matéria orgânica foram menores que o do solo controle no horizonte A<sub>p</sub>. Somente o horizonte A<sub>p</sub> para o tratamento L15 obteve resposta significativa com aumento de 3 g/kg. Não foi observada influência da translocação vertical do lodo no horizonte B<sub>t</sub> nos tratamentos, uma vez que o teor de matéria orgânica de 22 g/kg, também observado no solo controle, foi mantido nos três lisímetros (L0, L5 e L15). Infere-se a ocorrência de translocação horizontal nos horizontes A<sub>p</sub>, fato que pode explicar a diminuição dos teores de matéria orgânica ao final das aplicações. A redução nos teores de matéria orgânica também pode ser explicada pela ocorrência da absorção de nutrientes pela cultura *Brachiaria decumbens*, gramínea desenvolvida nos lisímetros a partir da terceira aplicação de lodo devido à presença de sementes na camada superficial de solo.

**Tabela 1.** Matéria orgânica, carbono orgânico e umidade dos solos.

Amostra (cm)	Matéria orgânica (g/kg)	Carbono orgânico (g/kg)	Umidade (%)
Solo controle (0 a 20)	32,0	19,0	0,02
Solo controle (20 a 40)	22,0	13,0	0,02
L0 (0 a 20)	24,0	14,0	0,24
L0 (20 a 40)	22,0	13,0	0,29
L5 (0 a 20)	27,0	16,0	0,24
L5 (20 a 40)	22,0	13,0	0,31
L15 (0 a 20)	35,0	20,0	0,22
L15 (20 a 40)	22,0	13,0	0,30

Considerando o teor de nitrogênio, este nutriente tende a ser absorvido em grandes quantidades pela maioria das culturas (Raij et al., 1996). Parcelas superiores a 95% do nitrogênio presente no solo estão associadas à matéria orgânica, caracterizada como o grande reservatório deste nutriente. Entretanto, a capacidade do solo em fornecer nitrogênio às culturas depende da mineralização da fração orgânica (N<sub>org</sub>), processo dependente de fatores climáticos, normalmente de difícil previsão

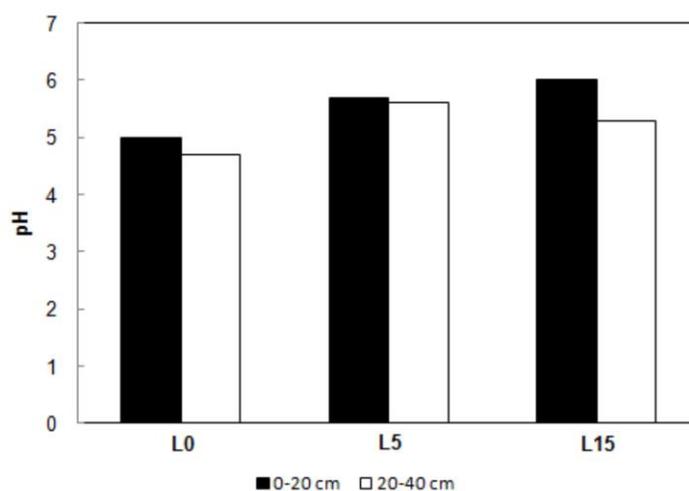
(Raij et al., 1996). A concentração de matéria orgânica presente no lodo da ETE amostrada, embora apresente baixos valores, está em alto grau de maturidade e, portanto, é de fácil mineralização.

### *Influência do pH nas Propriedades do Meio*

O pH do solo amostrado na faixa de 0 a 20 cm de profundidade nos lisímetros atingiu os valores de 5,0 5,7 e 6,0, respectivamente para L0, L5 e L15 (Figura 2). No caso de

profundidades variando de 20 a 40 cm, os valores chegaram a 4,7 (L0), 5,6 (L5) e 5,3 (L15) (Figura 2). Para uma mesma faixa de profundidade, verifica-se um ligeiro acréscimo nos valores do pH dos solos que receberam a adição de lodo (em comparação a L0), indicando um decréscimo em sua acidez. A acidez determinada para o solo controle na profundidade de 0 a 20 cm foi de 10 mmol<sub>c</sub>/kg,

chegando a 11 mmol<sub>c</sub>/kg para a profundidade de 20 a 40. O decréscimo na acidez foi de aproximadamente 8 mmol<sub>c</sub>/Kg no horizonte superficial (0 a 20 cm), enquanto na profundidade de 20 a 40 cm atingiu 15 mmol<sub>c</sub>/kg, em L5 e L15. A elevação do pH do solo pode ser relacionada ao incremento na concentração de bases de cálcio e magnésio, conforme observado na Tabela 2.



**Figura 2.** Variação do pH nos horizontes superficiais no solo: sem aplicação de lodo (L0); com aplicação de lodo à taxa de 500 gST/m<sup>2</sup> (L5) e com aplicação de lodo à taxa de 1500 gST/m<sup>2</sup>.

**Tabela 2.** Concentração dos elementos P, K, Ca, Mg, Al, H+Al, soma de bases (SB), CTC, grau de saturação por bases (V) e grau de saturação por alumínio (m). Unidades: P em mg/kg; K, Ca, Mg, Al, H+Al, (SB) e CTC em mmol<sub>c</sub>/kg; V e m em porcentagem (%).

Amostra	P	K	Ca	Mg	Al	H+Al	SB	CTC	V	m
L0 (0-20 cm)	4,0	2,1	20,0	8,0	10,0	93,0	30,3	123,3	25,0	25,0
L0 (20-40 cm)	2,0	1,0	10,0	4,0	17,0	97,0	15,0	112,5	13,0	53,0
L5 (0-20 cm)	1,0	0,7	25,0	7,0	<2,0	<26,0	33,2	57,9	57,0	0
L5 (20-40 cm)	1,0	0,5	19,0	6,0	<2,0	29,0	25,3	54,4	47,0	0
L15 (0-20 cm)	3,0	0,9	43,0	9,0	<2,0	27,0	53,0	80,4	66,0	0
L15 (20-40 cm)	2,0	0,5	18,0	6,0	5,0	32,0	24,3	56,1	43,0	16,0

O grau de saturação por bases (V) observado para os horizontes do lisímetro L5 correspondeu 57% (0-20 cm) e 47% (20-40 cm). Em comparação ao solo controle L0, nota-se um acréscimo em V de 32% para o horizonte A<sub>p</sub> e de 34% para o horizonte B<sub>t</sub> (Tabela 2). Comportamento semelhante pode ser observado para o lisímetro L15, sendo o incremento em V igual 41% para o horizonte A<sub>p</sub> e 30% para o horizonte B<sub>t</sub>.

O grau de saturação por bases indica o potencial de elementos de cargas negativas que podem ser trocados a pH 7,0 e a porcentagem ocupada pelos elementos Ca, Mg, K e,

eventualmente, Na, em comparação aos sítios ocupados por H e Al. Este parâmetro é utilizado, em geral, para indicar a fertilidade dos solos, distinguindo-se solos considerados férteis (V>50%) daqueles com menor fertilidade (V<50%). A capacidade de troca catiônica e o grau de saturação por alumínio (m) no solo diminuíram, provavelmente por causa da maior disponibilidade de nutrientes no solo após a aplicação do lodo e da lixiviação de prótons e do elemento alumínio. Tal fato indica a ocorrência da mineralização da fração orgânica presente no lodo após sua disposição no solo.

O aumento do pH do solo a partir da adição de lodo de esgotos também pode ser observado em alguns trabalhos da literatura de referência, tais como Berton et al. (1989), Sloan & Basta (1995) e Silva et al. (2001). Este comportamento é típico para lodos tratados com alcalinizantes previamente a sua disposição. Entretanto, destaca-se que o lodo amostrado e utilizado neste trabalho não recebeu tratamento químico antes de sua disposição no solo. De maneira contrária aos resultados obtidos e normalmente reportados na literatura, Logan et al. (1997) observaram um decréscimo no pH do solo durante o primeiro ano de aplicação de lodo de esgoto não tratado com cal, imediatamente após a aplicação de 7,5 e 15 t/ha. Neste caso, os autores atribuíram a acidificação do meio às reações de nitrificação do nitrogênio, sobretudo na forma amoniacal. As diferenças no comportamento do lodo no solo estão relacionadas às características intrínsecas do biossólido, as quais, por sua vez, estão relacionadas aos tipos de processos e operações aplicadas nas estações de tratamento, bem como à características dos esgotos sanitários (Simonete et al., 2003).

#### *Análises Microbiológicas*

As concentrações de coliformes totais e *E. coli* no lodo da lagoa de sedimentação foram aproximadamente  $7,3 \cdot 10^6$  e  $7,4 \cdot 10^4$  número mais provável (NMP), respectivamente. Adianta-se que não foi identificada a presença de coliformes totais e *E. coli* nas amostras de água infiltrada nos lisímetros, exceto para uma amostra do lisímetro L5, decorrido um mês do início do tratamento. Neste caso, a concentração de coliformes totais observada foi de  $2,4 \cdot 10^4$  NMP, podendo este resultado estar relacionado a um “falso-positivo”, seja pela ocorrência de contaminação da amostra ou por falha no procedimento experimental da análise.

#### **Caracterização das gramíneas germinadas**

Nos tratamentos L0, L5 e L15, folhas de *Brachiaria decumbens* amostradas obtiveram os teores de matéria seca de 6,6, 9,0 e 8,0%, respectivamente. Ros et al. (1993), Berton et al. (1997) e Simonete et al. (2003) também observaram aumentos na produção de matéria seca de plantas de milho em solos tratados com doses de lodo de esgoto.

Segundo Malavolta et al. (1997), as exigências nutricionais para pastagens são representadas pelas seguintes concentrações (em g/kg) de macro e micronutrientes: fósforo (2), potássio (21), cálcio (5), magnésio (3), boro (0,017), cobalto (0,00007), ferro (0,154), manganês (0,142), molibdênio (0,000430), zinco (0,026), sódio (0,326) e cobre (0,006). Comparando-se os teores de nutrientes determinados nas gramíneas germinadas nos lisímetros com os valores de referência reportados por Malavolta et al. (1997), verifica-se uma expressiva capacidade nutricional das plantas analisadas. Os melhores valores foram verificados para o tratamento L5, no qual a relação de macro e micronutrientes obtida aproximou-se das exigências nutricionais das pastagens. Os teores obtidos para este caso, em g/kg, englobam: cálcio (5,31), magnésio (3,41), boro (0,003), ferro (0,16), molibdênio (0,00046) e zinco (0,032). Por outro lado o tratamento L15 apresentou as melhores concentrações, em g/kg, para os elementos cobalto (0,000074), manganês (0,099), sódio (0,026) e, principalmente fósforo (1,29). O fósforo compreende o principal nutriente limitante à produtividade da maioria dos solos nunca ou pouco adubados (Raij et al., 1996), basicamente devido à baixa velocidade na qual este elemento é reciclado naturalmente. O fósforo pode ser considerado praticamente inerte no solo, sendo sua incorporação recomendada quando possível, em sulcos ou covas no caso de fosfatos solúveis em água (Raij et al., 1996).

Quanto ao potássio, segundo elemento absorvido em maior quantidade pelos vegetais, o tratamento L15 obteve o valor mais próximo das exigências nutricionais (20,57 g/kg). O potássio presente nos tecidos vegetais não é ligado à fração orgânica, permanecendo como íon. Portanto, quando parte do material vegetal é reciclado após a colheita, o potássio presente pode voltar rapidamente ao solo, em forma prontamente assimilável (Raij et al., 1996). Este ciclo é comumente realizado em cultivos orgânicos e plantios diretos, representando uma boa prática dentro da permacultura e para a sustentabilidade dos sistemas.

Considerando alguns elementos fitotóxicos, foram quantificadas nos tecidos vegetais analisados concentrações de alumínio de 0,09,

0,15 e 0,13 g/kg, respectivamente para os tratamentos L0, L5 e L15. A toxicidade do alumínio está relacionada a sua capacidade de afetar a absorção de nutrientes pelas raízes, a partir de modificações estruturais nestas. As análises também indicaram a presença de cádmio (0,00006, 0,00005 e 0,00007 g/kg, respectivamente para L0, L5 e L15) e chumbo (0,0007, 0,0009 e 0,001 g/kg, respectivamente para L0, L5 e L15) nos tecidos vegetais. Quando encontrados em elevadas concentrações, tais elementos podem acumular-se na cadeia trófica, afetando o crescimento das estruturas e podendo resultar na morte dos vegetais.

Berton et al. (1997), em aplicações de lodo com teor de 393 kg/ha de zinco em dois latossolos cultivados com milho, verificaram concentrações acima de 320 mg/kg de Zn na porção aérea das plantas. Entretanto, não foram identificados distúrbios no desenvolvimento das plantas em decorrência do aumento da concentração deste metal. Anjos & Mattiazzo (2000) verificaram que em aplicações sucessivas, totalizando 388 t/ha na base seca de lodo, os teores de cromo, cobre, níquel e zinco no solo, permaneceram dentro do limite aceitável, segundo critérios estabelecidos pela Environmental Protection Agency (EPA). Araújo & Nascimento (2005) também não

verificaram efeitos tóxicos do zinco, ou de qualquer outro metal, sobre plantas de milho adubadas com lodo de esgoto, mesmo para a aplicação de doses equivalentes a 1,5 vezes a dose máxima de zinco permitida para solos preconizada pela legislação norte americana.

### Análise química das águas infiltradas

A composição das águas coletadas na saída dos lisímetros foi analisada segundo 25 elementos: boro (B), bário (Ba), berilo (Be), bismuto (Bi), cálcio (Ca), cádmio (Cd), cobalto (Co), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), potássio (K), lítio (Li), magnésio (Mg), manganês (Mn), molibdênio (Mo), sódio (Na), níquel (Ni), fósforo (P), chumbo (Pb), estanho (Sn), estrôncio (Sr), titânio (Ti), tálio (Tl), vanádio (V) e zinco (Zn). Não foi detectada a presença da maioria dos elementos indicados. De maneira geral, as concentrações dos elementos analisados foram inferiores aos limites estabelecidos pela Resolução Conama n. 357, de 17 de março de 2005 (Brasil, 2005), para águas doces (classe I), indicando a não contaminação da água infiltrada no solo nas condições estabelecidas a partir da disposição do lodo de lagoa anaeróbia em argissolo vermelho. As concentrações dos elementos com valores superiores a zero, podem ser visualizados a partir da Tabela 3.

**Tabela 3.** Concentrações (mg/L) dos elementos encontrados na água percolada nos tratamentos nos dias 19 e 89, limites de detecção do equipamento utilizado (ICP OES) e limites máximos estabelecidos pelo Conama para a classe de água doce I.

Elemento	L0 <sup>1</sup>	L0 <sup>2</sup>	L5 <sup>1</sup>	L5 <sup>2</sup>	L15 <sup>1</sup>	L15 <sup>2</sup>	LD <sup>3</sup>	Conama <sup>4</sup>
B	0,03	0,1	0,09	0,05	0,04	0,05	0,006	0,75
Ba	0,09	0,1	0,09	0,05	0,04	0,05	0,0007	1,00
Fe	0,03	0,007	0,09	0,01	0,03	0,005	0,016	5,00
Li	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,013	2,5
Mn	0,0007	0,002	0,001	0,001	0,007	0,0009	0,0008	0,5
P	0,09	0,05	0,2	0,02	0,1	0,01	-1,269	0,075
V	0,1	0,02	0,2	0,01	0,1	0,01	0,003	0,1

<sup>1</sup> Amostra de água infiltrada no dia 19.

<sup>2</sup> Amostra de água infiltrada no dia 89.

<sup>3</sup> LD: limite de detecção obtido na experimentação analítica.

<sup>4</sup> Resolução Conama 357/05 para a classe de água doce I (Brasil, 2005).

O elemento bário ocorre de forma natural na água, normalmente associado a carbonatos. Sua concentração está geralmente entre 0,0007 e 0,9 mg/L (Cetesb, 2009). No caso do lítio, normalmente este elemento está associado a

minerais, tais como silicatos (litófilo), podendo substituir o magnésio principalmente na estrutura das micas, ou associar-se com a matéria orgânica (Krauskopf & Bird, 1995). Sua composição percentual na crosta terrestre

chega 0,004%, sendo que em solos sua concentração normalmente varia entre 1 e 50 µg/g (Mason, 1960; Bowen 1979). A concentração de lítio em águas naturais varia entre 0,0001 e 0,002 mg/L (Mason, 1960). Baseando-se no teor de 2,5 mg/L, limite estabelecido para as concentrações de lítio em águas doces classe I pela Resolução Conama 357/05 (Brasil, 2005), verifica-se que as

concentrações obtidas experimentalmente encontram-se abaixo do valor de referência. O mesmo padrão foi observado para os demais elementos apresentados na Tabela 3. Quanto à presença de manganês, este elemento também ocorre de forma natural em águas superficiais e subterrâneas, sendo as concentrações verificadas normalmente inferiores a 0,2 mg/L (Cetesb, 2009).

## CONCLUSÕES

A aplicação do lodo resultante do tratamento de esgotos sanitários em solos do tipo argissolo vermelho, até uma taxa de 15 tST/ha (1500 gST/m<sup>2</sup>) a cada 18 dias, mostrou-se viável, caracterizando-se como uma prática sustentável e cuja projeção indica a ausência de impactos ambientais, sobretudo ao meio físico. O aumento da fertilidade do solo do horizonte A<sub>p</sub> devido ao fornecimento de nutrientes, bem como o decréscimo da acidez do meio correspondem a efeitos diretos da aplicação do lodo.

Considerando as águas infiltradas no solo estudado, não foram verificados teores de metais tóxicos capazes de desencadear impactos ao meio ambiente, como por exemplo, a contaminação de mananciais subterrâneos. Além disso, os indicadores de patogenicidade, representados pela análise de *E. coli* e coliformes totais em águas, mostraram-se

ausentes após o tratamento. A adição do lodo de esgoto nos solos, denominados pelos tratamentos L15 e L5, conjuntamente com os eventos de chuva, propiciou o aumento do pH do meio e do grau de saturação por bases e a redução da troca catiônica e do grau de saturação de alumínio no argissolo vermelho, apontando o lodo de esgoto como um facilitador na disponibilidade de nutrientes.

Por fim, destaca-se que a partir da reciclagem de matéria orgânica e de nutrientes propiciada pelo reaproveitamento do lodo de esgotos, assim como de outros tipos de resíduos, verifica-se, em tese, uma menor demanda por fertilizantes sintéticos, fato que implica na redução de eventuais impactos ambientais decorrentes da produção destes (p.ex. aqueles relacionados à mineração de fosfato), assim como um menor consumo de energia.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa de estudos; à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pela concessão de bolsa de estudos e pelo auxílio financeiro ao desenvolvimento do projeto de pesquisa; e, aos funcionários e docentes do Centro de Estudos Ambientais (CEA) e do Departamento de Petrologia e Metalogenia (DPM/IGCE) da UNESP, pelo auxílio na realização dos procedimentos experimentais e no fornecimento de local adequado para acomodação dos lisímetros.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ANDREOLI, C.V. (coord.) **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**. Rio de Janeiro: Rima, ABES, 282 p., 2001.
2. ANJOS, A.R.M. & MATTIAZZO, M.E. Lixiviação de íons inorgânicos em solos repetidamente tratados com biosólido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, n. 4, p. 927-938, 2000.
3. ARAUJO, J.C.T. de & NASCIMENTO, C.W.A. do. Redistribuição entre frações e teores disponíveis de zinco

em solos incubados com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 4, p. 635-644, 2005.

4. BERTON, R.S.; CAMARGO, O.A.; VALADARES, J.M.A.S. Absorção de nutrientes pelo milho em resposta à adição de lodo de esgoto a cinco solos paulistas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 13, p. 187-192, 1989.
5. BERTON, R.S.; VALADARES, J.M.A.S.; CAMARGO, O.A.; BATAGLIA, O.C. Peletização do lodo de esgoto e adição de CaCO<sub>3</sub> na produção de matéria seca e absorção de Zn, Cu e Ni pelo milho em três latossolos.

**Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 21, p. 685-691, 1997.

6. BOWEN, H.J.M. **Environmental chemistry of the elements**. London; New York: Academic Press, 333 p., 1979.

7. BRASIL. CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n. 053, p. 58-63, 2005.

8. BRASIL. CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução n. 375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n. 167, p.141-146, 2006a.

9. BRASIL. CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução n. 380, de 31 de outubro de 2006. Retifica o anexo I da Resolução CONAMA n. 375/06. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n. 213, p. 59, 2006b.

10. CAMARGO, O.A.; MONIZ, A.C.; JORGE, J.A.; VALADARES, J.M.A.S. **Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agronômico de Campinas**. Campinas: Instituto Agronômico, 94 p., 1986. (IAC, Boletim Técnico, 106).

11. CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas de amostragem**. Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo – Série Relatórios, Apêndice A. CETESB, 2009. Disponível em: < <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/variaveis.pdf>>. Acesso em: 20 ago. 2012.

12. DUCHAUFOR, P. **Précis de pédologie**. Monografia. Paris: Masson, 438 p., 1960.

13. EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2 ed. Brasília: Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 306 p., 2006.

14. HOLMGREN, D. **Essence of Permaculture**. Holmgren Design Services, 2007.

15. KRAUSKOPF, K.B. & BIRD, D.K. **Introduction to geochemistry**. 3rd edition. New York: McGraw-Hill Inc., 647 p., 1995.

16. LEGAN, L. **Soluções sustentáveis: permacultura urbana**. Pirenópolis, GO: Mais Calango Editora, Ecocentro IPEC, 64 p., 2007.

17. LOGAN, T.J.; LINDSAY, B.J.; GOINS, L.E.; RYAN, L.A. Field assessment of sludge metal bioavailability to crops: sludge rate response. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 26, p. 534-550, 1997.

18. MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. de. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2 ed. Piracicaba: Pofatos, 319 p., 1997.

19. MASON, B. **Princípios de geoquímica**. Tradução de Rafael Candel Vila. Barcelona: Omega, 333 p., 1960.

20. MUNSELL, L. **Munsell soil color charts**. New York: U.S. Department of Agriculture, Hand.18. Soil Survey Manual, 1975.

21. RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2 ed. Campinas: Instituto Agronômico e Fundação IAC, 285 p., 1996. (IAC, Boletim Técnico, 100).

22. OLIVEIRA, J.B.; JACOMINE, P.K.T.; CAMARGO, M.N. **Classes gerais de solos no Brasil: guia auxiliar para seu reconhecimento**. 2 ed. Jaboticabal: FUNEP, 201 p., 1992.

23. PARKINSON, J.A. & ALLEN, S.E. A wet oxidation procedure suitable for the determination of nitrogen and mineral nutrients in biological material. **Communication in Soil and Plant Analysis**, v. 6, n. 1, p. 1-11, 1975.

24. RESENDE, M. **Pedologia e fertilidade do solo: interações e aplicações**. Brasília: Ministério da Educação; Lavras: ESAL; Piracicaba: Potafos, 81 p., 1988. (Ciências agrárias nos trópicos brasileiros. Série Agronomia).

25. RONQUIM, C.C. **Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais**. Embrapa monitoramento por satélite, Campinas, 26 p., 2010.

26. ROS, C.O. da; AITA, C.; CERETTA, C.A.; FRIES, M.R. Lodo de esgoto: efeito imediato no milho e residual na associação aveia-ervilhaca. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 17, p. 257-261, 1993.

27. SILVA, F.C.; BOARETTO, A.E.; BERTON, R.S.; ZOTELLIH. B.; PEXE, C.A.; BERNARDES, E.M. Efeito do lodo de esgoto na fertilidade de um argissolo vermelho-amarelo cultivado com cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, n. 5, p. 831-840, 2001.

28. SIMONETE, M.A.; KIEHL J. de C.; ANDRADE, C.A.; TEIXEIRA, C.F.A. Efeito do lodo de esgoto em um Argissolo e no crescimento e nutrição de milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 10, p. 1187-1195, 2003.

29. SLOAN, J.J. & BASTA, N.T. Remediation of acid soils by using alkaline biosolids. **Journal of Environmental Quality**, v. 24, p. 1097-1103, 1995.

30. USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Method 3010A: acid digestion of aqueous samples and extracts for total metals for analysis by FLAA or ICP spectroscopy. In: **Test methods for evaluating solid waste, physical/chemical methods**, Publ. SW-846, 3rd edition. Washington DC: USEPA, 1992.

31. USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Method 3050B: acid digestion of sediments, sludges and soils. In: **Test methods for evaluating solid waste, physical/chemical methods**, Publ. SW-846, 3rd edition Washington DC: USEPA, 1996.

*Manuscrito recebido em: 01 de fevereiro de 2013  
Revisado e Aceito em: 23 de maio de 2013*