



Acta Scientiarum. Technology

ISSN: 1806-2563

eduem@uem.br

Universidade Estadual de Maringá
Brasil

de Freitas Silva, Denise; Teixeira de Matos, Antonio; Gomes Pereira, Odilon; Roberto Cecon, Paulo;
de Oliveira Batista, Rafael; Astoni Moreira, Débora

Alteração química de solo cultivado com capim Tifton 85 (*Cynodon spp.*) e fertirrigado com percolado
de resíduo sólido urbano

Acta Scientiarum. Technology, vol. 33, núm. 3, 2011, pp. 243-251

Universidade Estadual de Maringá
Maringá, Brasil

Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=303226532014>

- Como citar este artigo
- Número completo
- Mais artigos
- Home da revista no Redalyc

redalyc.org

Sistema de Informação Científica

Rede de Revistas Científicas da América Latina, Caribe, Espanha e Portugal
Projeto acadêmico sem fins lucrativos desenvolvido no âmbito da iniciativa Acesso Aberto

Alteração química de solo cultivado com capim Tifton 85 (*Cynodon* spp.) e fertirrigado com percolado de resíduo sólido urbano

Denise de Freitas Silva^{1*}, Antonio Teixeira de Matos¹, Odilon Gomes Pereira², Paulo Roberto Cecon³, Rafael de Oliveira Batista¹ e Débora Astoni Moreira^{1*}

¹Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Av. Peter Henry Rolfs, s/n, 36570-000, Viçosa, Minas Gerais, Brasil. ²Departamento de Zootecnia, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais, Brasil. ³Departamento de Informática, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais, Brasil. *Autores para correspondência.
E-mail: denisefreitassilva@oi.com.br; deboraastoni@yahoo.com.br

RESUMO. Avaliaram-se as características químicas de um solo cultivado com capim Tifton 85 (*Cynodon* spp.) após aplicação de diferentes taxas de percolado de resíduo sólido urbano (RSU). Empregou-se um reservatório de PVC, com capacidade de 5.000 L, preenchido com RSU novo, para produzir o percolado utilizado na pesquisa. O percolado foi aplicado a taxas de 0, 250, 500, 750, 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ de DBO. Mediram-se o pH, o conteúdo de matéria orgânica (MO), N-total, NO₃⁻, NH₄⁺, P disponível e as concentrações trocáveis de K, Ca, Mg, Mn. Determinou-se por cálculo a capacidade de troca catiônica (CTC) do solo. Verificou-se que a aplicação do percolado de RSU proporcionou aumento na concentração de N-total, K, P, NO₃⁻ e Mn do solo. A utilização de percolado de RSU a taxas inferiores a 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ de DBO não causou elevação das concentrações dos contaminantes a níveis críticos, durante o período experimental e, portanto, podem ser utilizadas. Entretanto, é recomendável um monitoramento de longo prazo das características químicas do solo, bem como das águas subterrâneas para que se avaliem os riscos de contaminação ambiental se a disposição for feita em área externa ao aterro sanitário.

Palavras-chave: chorume, aterro sanitário, fertirrigação.

ABSTRACT. Chemical changes in soil cultivated with Tifton 85 grass (*Cynodon* spp.) and fertilized with a percolate of urban solid wastes. The chemical characteristics of a soil cultivated with Tifton 85 grass (*Cynodon* spp.) after receiving different urban solid waste (MSW) leachate rates were evaluated. A 5,000 L reservoir, filled with new MSW was used to produce the leachate used in the research. The leachate was applied at rates of 0, 250, 500, 750, 1000 kg ha⁻¹ day⁻¹ of BOD. The pH, the content of organic matter (OM), N-total, NO₃⁻, NH₄⁺, available P and exchangeable concentrations of K, Ca, Mg, Mn were measured. Soil Cationic Exchange Capacity (CEC) was also determined by calculation. It was found that MSW leachate application raised soil N-total, K, P, NO₃⁻ and Mn concentrations. MSW leachate rates less than 750 kg ha⁻¹ day⁻¹ of BOD provided no elevation of contaminant concentrations to critical levels during the experiment period and, therefore, these rates can be used. However, we recommend a long term monitoring of soil chemical characteristics and groundwater in order to assess environmental contamination risks if disposal was done outside landfill.

Keywords: landfill leachates, sanitary landfill, fertirrigation.

Introdução

O crescente aumento da população é responsável pela intensa geração de resíduos sólidos urbanos (RSU), pois cada pessoa produz 1,0 kg de RSU diariamente, o que representa, no Brasil, cerca de 190 mil toneladas de lixo por dia.

A problemática do RSU no meio urbano abrange aspectos relacionados à sua origem e forma de produção, destacando-se os riscos de comprometimento ambiental, principalmente a poluição do solo, do ar e dos recursos hídricos, quando dispostos inadequadamente. O não tratamento dessa massa pode contribuir, significativamente, para a

degradação da biosfera, em detrimento da qualidade de vida no Planeta (LIMA, 2005).

Percolado é todo líquido que passa através de um meio poroso. No caso de aterros sanitários, é a mistura constituída de chorume e água de infiltração (MARNIE et al., 2005), que é dependente do índice pluviométrico local, do escoamento superficial, da possível intrusão de águas subterrâneas nas células e do volume de resíduos orgânicos presentes no aterro.

O percolado proveniente de aterros sanitários apresenta alta variabilidade composicional, destacando-se que nutrientes importantes para agricultura, como o nitrogênio, o fósforo, o potássio e a matéria orgânica

podem ser nele encontrados, atribuindo a esse percolado elevado potencial de aproveitamento agrícola.

No Brasil, quando o tratamento do percolado é realizado *in situ*, frequentemente utilizam-se lagoas de estabilização, cuja constituição requer áreas muito grandes, muitas vezes pouco disponíveis em grandes centros urbanos. Além disso, a eficiência relativamente baixa do sistema convencional de tratamento, lagoas anaeróbia seguida de facultativas, tem levado técnicos e pesquisadores a procurarem alternativas que possibilitem o tratamento/disposição final com menor custo econômico e ambiental (CARVALHO et al., 2006).

Segundo a CETESB (1995), um método tecnicamente viável para o condicionamento de percolado é a adoção de um sistema que permita sua recirculação no próprio aterro sanitário. A recirculação do percolado no interior do aterro sanitário, realizada de maneira que ele possa percolar através da massa de sólidos disposta em camadas, é uma técnica atual e bastante inovadora no tratamento de líquido poluidor (IPT/CEMPRE, 2000).

Carvalho et al. (2006), procedendo à recirculação de percolado em colunas de RSU de diferentes idades, contendo ou não uma camada de 0,30 m de resíduo de construção civil em sua base, concluiu que, quando a recirculação de percolado foi feita em colunas formadas por RSU maduro (3 anos) e velho (13 anos), houve alta capacidade de remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos em Suspensão (SS) e nitrogênio total.

A recirculação mostra-se promissora, como método de tratamento do percolado, somente se a aplicação for feita em células de RSU com idade superior a 3 anos. Em aterros sanitários recém-instalados, torna-se necessária a disponibilidade de áreas de “sacrifício” para receber o percolado até que o aterro disponha de células contendo RSU maduros.

O tratamento do percolado representa, ainda hoje, grande desafio na elaboração dos projetos de aterros sanitários, uma vez que suas características não são constantes. A disposição do percolado como água residuária no solo é uma possibilidade para o tratamento dos resíduos prejudiciais ao meio ambiente (VAN DER HOEK et al., 2002). Algumas culturas podem ser fertirrigadas, sem maiores riscos, com água residuária, sendo que alguns problemas de qualidade podem ser superados com práticas de manejo agronomicamente adequadas (BOUWER; IDELOVITCH, 1997).

O uso de águas residuárias de diferentes origens na fertirrigação de culturas agrícolas não constitui novidade e vem sendo mundialmente aceito há décadas. De acordo com Angelakis et al. (1999) e Asano e Levine (1996), há indicações de que águas residuárias

já eram utilizadas em fertirrigação na Grécia antiga e na civilização chinesa (3.000 AC a 1.000 DC). A aplicação de águas residuárias no solo, como tecnologia de tratamento delas, teve, no hemisfério ocidental, notável avanço nas décadas de 50 e 60 do século XX, quando o interesse pela qualidade dos efluentes tratados mereceu grande atenção por parte dos órgãos responsáveis pela preservação ambiental. A disposição no solo tornou-se alternativa efetiva, em relação à prática de descarregar os efluentes diretamente em corpos hídricos superficiais (ASANO, 1998).

O fato de o percolado de RSU constituir rica fonte de matéria orgânica e nutrientes minerais faz com que ele possa ser visto não apenas como líquido com alta carga poluidora, mas também com o potencial fertilizante para o solo, quando aplicado em doses adequadas. Assim, as técnicas de tratamento visando o aproveitamento deste recurso devem ganhar impulso, principalmente aquelas que possibilitam o aumento na produção de biomassa vegetal, a ser utilizada diretamente na alimentação humana ou animal.

Com base no exposto, com a realização deste trabalho objetivou-se investigar as alterações químicas do solo, em resposta à aplicação de diferentes taxas do percolado de resíduo sólido urbano em solo cultivado com capim Tifton 85.

Material e métodos

O experimento foi conduzido na Área Experimental de Tratamento de Resíduos Urbanos do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Estado de Minas Gerais.

Para o desenvolvimento desta pesquisa, um reservatório de 5.000 L foi preenchido com resíduo sólido urbano (RSU) novo, visando à produção de percolado. O percolado produzido nesse reservatório era conduzido para um reservatório de 500 L, sendo então bombeado para outro reservatório de igual volume, onde era feita a aplicação do percolado nas parcelas experimentais (Figura 1).



Figura 1. Vista geral da área experimental.

Em razão da grande declividade na área, foram construídos quatro patamares, em curva de nível, onde foram delimitadas 20 parcelas de 4 m² (2 x 2 m) cada, sendo cinco parcelas em cada patamar. Na área experimental foi cultivado o capim Tifton 85.

Para preenchimento do reservatório de produção de percolado, utilizou-se o conteúdo de dois caminhões de RSU, coletado na cidade de Viçosa, Estado de Minas Gerais. A composição gravimétrica do RSU foi feita por quarteamento, despejando-se os resíduos sobre uma lona plástica, formando um único amontoado. Com a utilização de enxadas, esse material foi espalhado e misturado de modo a homogeneizar a amostra. O material misturado foi, em seguida, quarteado.

O componente que apresentou maior percentual foi a matéria orgânica (56,36%) seguida de papel/papelão (6,33%) e plástico fino (7,27%), atingindo 69,96% da massa total. Barros (2004) encontrou valores de 65,50% de matéria orgânica, 11,31% de papel/papelão e 15,32% de plástico fino em RSU de Viçosa, Estado de Minas Gerais, enquanto Carvalho et al. (2006), trabalhando com RSU coletado na mesma cidade, obteve 57,60% de matéria orgânica, 14,77% de papel/papelão e 16,60% de plástico fino.

Durante o período experimental, agosto/2006 a junho/2007, foram realizadas seis coletas de amostra do percolado, sendo que as principais características químicas do líquido estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1. Composição química do percolado de RSU coletado durante o período experimental de agosto/2006 a junho/2007 e as respectivas faixas de variação de cada elemento em estudo.

Características		Faixa de variação	
pH	-	5,68	7,70
CE	mS cm ⁻¹	12,31	19,37
DBO	mg L ⁻¹	5,363	31.598
DQO	mg L ⁻¹	10,726	63,196
N	mg L ⁻¹	124,5	1.576,0
P	mg L ⁻¹	41,3	108,5
K ⁺	mg L ⁻¹	106,3	3.663,5
Na ⁺	mg L ⁻¹	99,2	3.588,8
Ca ²⁺	mg L ⁻¹	78,4	1.267,3
Mg ²⁺	mg L ⁻¹	69,5	9.541,7
RAS	(mmol L ⁻¹) ^{0,5}	2,8	10,4
Zn	mg L ⁻¹	0,0	8,3
Fe	mg L ⁻¹	83,4	981,3
Cu	mg L ⁻¹	0,0	16,3
Mn	mg L ⁻¹	2,6	33,1
Cr	mg L ⁻¹	0,0	2,0
Ni	mg L ⁻¹	0,0	1,6
NH ₄ ⁺	mg L ⁻¹	71,7	286,7
NO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	3,2	8,3

Para avaliação das condições iniciais do solo, foi feita uma amostragem preliminar, antes de realizar o plantio e a aplicação do percolado de RSU, sendo colhidas amostras simples, às profundidades de 0 a 0,10; 0,10 a 0,20; 0,20 a 0,30; 0,30 a 0,40; e 0,60 a 0,70 m, com auxílio de um trado tipo holandês, em cinco

pontos distintos de cada patamar da área de cultivo, formando, assim, amostras compostas para possibilitar a caracterização física e química do solo.

Após o início da aplicação do percolado ou água, sempre após cada corte efetuado no capim, em cada parcela experimental, foram retiradas amostras de solo a fim de se investigar possíveis efeitos das aplicações nas características químicas do solo.

Nas análises químicas do solo, foram realizadas as medições de pH, a quantificação das concentrações de nitrogênio, amônio, nitrato, P disponível e concentrações trocáveis de K, Ca, Mg e Mn.

Na análise do fósforo disponível, utilizou-se o método colorimétrico (EMBRAPA, 1997). O potássio foi quantificado por fotometria de chama, enquanto o cálcio e o magnésio foram quantificados por titulometria (APHA, 2005; EMBRAPA, 1997). O nitrogênio total foi quantificado segundo o método Kjeldahl, descrito por SILVA e QUEIROZ (2002). Para determinação da forma N-NH₄⁺, utilizou-se o método descrito por Kempers e Zweers (1986). As análises de nitrato foram realizadas, segundo método descrito por YANG et al. (1998), fundamentadas no método colorimétrico. O amônio e o nitrato das amostras de solo foram extraídos utilizando-se a solução de cloreto de potássio 1 mol L⁻¹. O cobre, zinco, cádmio, crômio, níquel, manganês e ferro foram obtidos por espectrofotometria de absorção atômica. O conteúdo da matéria orgânica foi obtido aplicando-se o método Walkley-Black (EMBRAPA, 1997).

A análise física limitou-se à análise granulométrica e foi realizada segundo o Método da Pipeta, sendo a classificação textural definida com base nos critérios da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo-SBCS (EMBRAPA, 1997).

Na Tabela 2 estão apresentadas as características químicas iniciais do solo da área experimental nas camadas a 0,10; 0,10 a 0,20; 0,20 a 0,30; 0,30 a 0,40 e 0,60 a 0,70 m. Na Tabela 3 é apresentada a distribuição granulométrica e o resultado das análises físico-hídricas do solo, na camada de 0 a 0,20 m.

Tabela 2. Características químicas iniciais do solo em amostras da área experimental, nas camadas de 0 a 0,10; 0,10 a 0,20; 0,20 a 0,30; 0,30 a 0,40 e 0,60 a 0,70 m.

Camada	pH	M.O. H ₂ O dag kg ⁻¹	P mg dm ⁻³	K Na cmol dm ⁻³	Ca+Mg cmol dm ⁻³	SB	Al	H+Al	V %
0-0,10	6,38	1,41	214,53	65,54 9,67	4,05	4,38 0,00	2,23	62,75	
0,10-0,20	5,71	0,89	24,20	20,96 6,49	1,75	1,86 0,00	3,26	35,75	
0,20-0,30	5,71	0,76	15,45	14,61 3,67	1,33	1,41 0,00	3,02	31,75	
0,30-0,40	5,69	0,72	5,42	10,03 2,08	0,90	0,96 0,03	2,93	23,5	
0,60-0,70	5,73	0,38	1,62	6,60 2,45	0,48	0,51 0,03	2,44	16,75	

Tabela 3. Distribuição granulométrica e resultado das análises físicas hidráticas do solo, em amostras da área experimental, na camada de 0 a 0,20 m.

Profundidade (cm)	Distribuição granulométrica (%)			Densidade do solo (g cm ⁻³)
	Argila	Silte	Arcia	
0–0,20	48	8	44	1,07

A classe textural em que o solo local se enquadrou foi a argilosa, enquanto a classificação, segundo critérios estabelecidos pela Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, foi Cambissolo Háplico Tb distrófico latossólico (EMBRAPA, 1999).

O percolado de RSU foi aplicado no solo cultivado com capim Tifton 85 nas taxas de 250, 500, 750 e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ de DBO. Como tratamento-testemunha, utilizado para efeito comparativo com os tratamentos, o capim Tifton foi irrigado com água da rede de abastecimento, sendo a lâmina de aplicação definida com base na Evapotranspiração de Referência (ET₀), que foi estimada por meio do método de Penman-Monteith (ALLEN et al., 1998). Para estimativa da lâmina evapotranspirada, utilizou-se o programa IRRIP PLUS. Utilizou-se, para aplicação do percolado de RSU nas parcelas experimentais, regadores manuais.

Os dados meteorológicos necessários à estimativa da evapotranspiração de referência, como a velocidade do vento, umidade relativa do ar, insolação, radiação solar e temperatura, foram obtidos na Estação Meteorológica da Universidade Federal de Viçosa. A precipitação pluvial foi medida em pluviômetro, localizado na própria área experimental.

Adotou-se o delineamento experimental em blocos casualizados, com cinco tratamentos e quatro repetições. O experimento foi montado com quatro tratamentos (250, 500, 750, 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ de DBO), cinco repetições no tempo e cinco profundidades (0 a 0,10; 0,10 a 0,20; 0,20 a 0,30; 0,30 a 0,40 e 0,60 a 0,70 m). Os dados foram submetidos à análise de regressão. Os modelos de regressão foram escolhidos com base na significância dos coeficientes de regressão, utilizando-se o teste t em nível de até 15% de probabilidade, no coeficiente de determinação (R^2) e no fenômeno em estudo.

Resultados e discussão

Potencial hidrogeniônico (pH)

Os modelos ajustados para o potencial hidrogeniônico (pH) em função do tempo de aplicação de percolado de RSU e a taxa de aplicação de percolado não foram significativos, ou seja, não houve efeito do tempo de aplicação nem das taxas

aplicadas no pH do solo, durante o período experimental (oito meses de aplicação de percolado de RSU), sendo os valores médios de pH_{H₂O} obtidos na camada de 0 a 0,10 m, de 6,19; na de 0,10 a 0,20 m, de 5,88; na de 0,20 a 0,30 e na de 0,30 a 0,40 m, de 5,83; e de 5,81 na de 0,60 a 0,70 m. Os valores de pH do solo praticamente não foram alterados, em decorrência do percolado ter apresentado pH entre 5,68 a 7,70, próximo à condição natural do solo.

O valor médio do pH_{KCl}, obtido na camada de 0 a 0,10 m foi de 5,79; na de 0,10 a 0,20 m, de 5,19; na de 0,20 a 0,30 e na de 0,30 a 0,40 m, de 4,88; e na de 0,60 a 0,70 m, de 4,85; o que permite classificar este solo, quanto à acidez, como pouco ácido, segundo Volkweiss (1989).

O valor do Δ pH foi sempre negativo, sendo de -0,40 na camada de 0 a 0,10 m; de -0,69 na de 0,10 a 0,20 m; de -0,95 nas de 0,20 a 0,30 m e 0,30 a 0,40 m; e de -0,96 na de 0,60 a 0,70 m. Portanto, pode-se considerar a ocorrência de predominância de cargas negativas no solo, indicando capacidade de adsorção preferencial de cátions em relação aos ânions.

Matéria orgânica (MO)

Os modelos ajustados de conteúdo de matéria orgânica (MO) como função do tempo de aplicação e taxas de aplicação não foram significativos, ou seja, não houve efeito do tempo de aplicação do percolado nem das taxas aplicadas no conteúdo de MO no solo, durante o período experimental. O valor médio de conteúdo da MO na camada de 0 a 0,10 m foi de 2,26 dag kg⁻¹; na de 0,10 a 0,20 m de 1,86 dag kg⁻¹; na de 0,20 a 0,30 m de 1,63 dag kg⁻¹; na de 0,30 a 0,40 m, de 1,37 dag kg⁻¹; e na de 0,60 a 0,70 m, de 1,11 dag kg⁻¹. Isto pode ser explicado pelo favorecimento à rápida mineralização da MO adicionada, em virtude das adequadas condições de umidade e temperatura no solo, durante o período experimental. Resultado semelhante foi obtido por Souza et al. (2005), na aplicação de esgoto doméstico no solo. O autor também verificou que os modelos de regressão ajustados para teor de MO no solo, em função do tempo de aplicação, não foram significativos.

De acordo com a Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais (CFSEMG, 1999), a classe de interpretação de fertilidade final do solo, em relação ao conteúdo de matéria orgânica, nas camadas de 0 a 0,10; 0,10 a 0,20; 0,20 a 0,30 e 0,30 a 0,40 m é médio e para a camada de 0,60 a 0,70 m é baixo.

Nitrogênio total (N-total)

Na Tabela 4 constam as equações de regressão ajustadas para a variável concentração de nitrogênio

em função da taxa e do tempo de aplicação do percolado no solo.

Tabela 4. Equações de regressão ajustadas à variável concentração de nitrogênio total (mg kg^{-1}) em função da taxa (T, $\text{kg ha}^{-1} \text{dia}^{-1}$ de DBO) e do tempo (P, dias) de aplicação do percolado no solo.

Profundidade (m)	Equação de Regressão	R ²
0 a 0,10	$\hat{N} = 1476,4338$	-
0,10 a 0,20	$\hat{N} = 2045,2500 + 0,4548^* T - 8,4995^{**} P$	0,6739
0,20 a 0,30	$\hat{N} = 1962,60 + 0,3296^{\circ\circ} T - 9,0261^{***} P$	0,6308
0,30 a 0,40	$\hat{N} = 968,5526$	-
0,60 a 0,70	$\hat{N} = 726,7877$	-

***, **, *, ° e °° significativos a 0,1, 1, 5, 10 e 15% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.

Os modelos ajustados para o nitrogênio total (N-total) em função do tempo e da taxa de aplicação não foram significativos, ou seja, essas variáveis não proporcionaram efeito no nitrogênio total no solo, nas camadas de 0 a 0,10; 0,30 a 0,40 e 0,60 a 0,70 m, nas quais os valores médios encontrados foram de 1476,4; 968,6 e 726,8 mg kg^{-1} (Tabela 4), respectivamente. A maior alteração nas concentrações de nitrogênio total na camada de 0,20 a 0,30 m pode estar relacionada à relativa alta mobilidade de suas formas minerais. Nas profundidades de 0,10 a 0,20 e 0,20 a 0,30 m, houve efeito tanto do tempo quanto das taxas de aplicação do percolado RSU na concentração de nitrogênio total, e fixando-se as taxas, o nitrogênio total diminuiu linearmente com os dias de aplicação do percolado, o que pode ser devido ao aumento na demanda pela cultura ou diminuição de sua concentração no percolado de RSU, sabidamente menos concentrado em nitrogênio conforme vai se passando o tempo de aterramento do RSU. A maior concentração de N-total foi obtida nas parcelas onde foi aplicada a maior taxa de percolado (1000 $\text{kg ha}^{-1} \text{dia}^{-1}$ de DBO).

Na literatura, há muitas referências relativas ao aumento nas concentrações de N-total com aplicação de águas residuárias no solo, principalmente quando ela foi feita durante longos períodos (LATTERELL et al., 1982; MAGESAN et al., 1998; QUIN e WOODS, 1978). Há também casos em que não foram observadas alterações significativas nessas concentrações (JNAD et al., 2001); entretanto, em todos esses casos, a água residuária apresentava concentração de nitrogênio total aproximadamente constante e as quantificações foram efetuadas apenas nas camadas mais superficiais do solo.

Amônio (NH_4^+)

Os modelos ajustados para amônio (NH_4^+) em função do tempo e da taxa de aplicação do percolado de RSU no período experimental não foram significativos.

O valor médio de concentração de NH_4^+ na camada de 0 a 0,10 m foi de 17,57 mg dm^{-3} ; na de 0,10 a 0,20 m foi de 15,23 mg dm^{-3} ; na de 0,20 a 0,30 m foi de 12,49 mg dm^{-3} ; na de 0,30 a 0,40 m foi de 8,27 mg dm^{-3} e na de 0,60 a 0,70 m foi de 6,46 mg dm^{-3} .

Apesar da ausência de efeitos significativos da concentração de amônio (NH_4^+) no solo, na camada de 0 a 0,10 m, os teores de NH_4^+ foram 53 e 63% maiores do que aqueles quantificados nas camadas de 0,30 a 0,40 e de 0,60 a 0,70 m, respectivamente. Resultados semelhantes foram encontrados por Mantovani et al. (2005), em experimento com cultivo de alface, quando foi aplicado composto de RSU. Os autores observaram concentrações médias de amônio de 1,1; 10,5 e 11,6 mg kg^{-1} nas profundidades de 0 a 0,20; 0,20 a 0,40 e 0,40 a 0,60 m, respectivamente, do solo.

Nitrato (NO_3^-)

Na Tabela 5 estão apresentadas as equações de regressão ajustadas para a variável concentração de nitrato (mg dm^{-3}) em função da taxa (T, $\text{kg ha}^{-1} \text{dia}^{-1}$ de DBO) e do tempo (P, dias) de aplicação do percolado no solo.

Profundidade (m)	Equação de Regressão	R ²
0,00 a 0,10	$\hat{\text{NO}}_3^- = 15,0745$	-
0,10 a 0,20	$\hat{\text{NO}}_3^- = 13,1312$	-
0,20 a 0,30	$\hat{\text{NO}}_3^- = -6,1699 + 0,03730^* T - 0,00002576^* T^2 + 0,2535^{**} P - 0,001238^{**} P^2$	0,6741
0,30 a 0,40	$\hat{\text{NO}}_3^- = 8,1302$	-
0,60 a 0,70	$\hat{\text{NO}}_3^- = 5,5694$	-

** e *significativos a 1 e 5 % de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.

Os modelos ajustados para o nitrato (NO_3^-) em função do tempo e da taxa de aplicação não foram significativos, ou seja, não houve efeito do período nem das taxas aplicadas na concentração de nitrato, nas camadas de 0 a 0,10; 0,10 a 0,20; 0,30 a 0,40 e 0,60 a 0,70 m do solo, durante o período experimental, sendo obtidos os valores médios de 15,07; 13,13; 8,13 e 5,56 mg dm^{-3} , respectivamente. Na profundidade de 0,20 a 0,30 m, houve efeito tanto do tempo RSU quanto das taxas de aplicação do percolado na concentração de nitrato, e, fixando-se os tratamentos, houve efeito quadrático da concentração do nitrato com os dias de aplicação do percolado. Observa-se que a concentração de nitrato no solo aumentou até 105 dias de aplicação do percolado de RSU, quando

foi obtida sua máxima concentração, e a partir daí diminuiu.

Aparentemente, não houve risco de contaminação de águas subterrâneas devido à concentração de nitrato, pois as maiores taxas de aplicação do percolado de RSU proporcionaram resultados semelhantes aos obtidos com a aplicação das menores; além disso, as concentrações estão compatíveis com as encontradas, normalmente, em áreas de cultivo agrícola.

Fósforo disponível (P)

Na Tabela 6 estão apresentadas as equações de regressão ajustadas para variável concentração de fósforo em função da taxa e do tempo de aplicação do percolado no solo.

Tabela 6. Equações de regressão ajustadas à variável concentração de fósforo (mg dm^{-3}) em função da taxa (T, $\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$ de DBO) e do tempo (P, dias) de aplicação do percolado no solo.

Profundidade (m)	Equação de Regressão	R ²
0,00 a 0,10	$\hat{P} = 50,8913 + 0,05466^{***} T - 0,3293^{\circ\circ\circ} P + 0,001201^{\circ\circ} P^2$	0,6000
0,10 a 0,20	$\hat{P} = 8,8158$	-
0,20 a 0,30	$\hat{P} = 3,7815$	-
0,30 a 0,40	$\hat{P} = 2,9249$	-
0,60 a 0,70	$\hat{P} = 2,0324$	-

*** e $^{\circ\circ\circ}$ significativos a 0,1 e 15% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.

Os modelos ajustados para o fósforo disponível (P) em função do tempo e da taxa de aplicação do percolado de RSU não foram significativos. Na profundidade de 0 a 0,10 m, houve efeito tanto do tempo como da taxa de aplicação do percolado RSU na concentração de fósforo disponível e, fixando-se as taxas, foi observado efeito quadrático da concentração do fósforo disponível com os dias de aplicação do percolado. Observou-se que a concentração de fósforo disponível diminuiu com o tempo, até se atingir 125 dias de aplicação; a partir daí, houve aumento até o final do ensaio experimental. Essa diminuição é atribuída à adsorção aos argilominerais e complexação do P pela matéria orgânica do solo e a adicionada pelo percolado de RSU, razão pela qual o P não pode ser extraído pelo extrator Mehlich-1. Além disso, não se deve descartar a absorção do nutriente pelo capim e a diminuição na concentração deste elemento no percolado de RSU, com o passar do tempo. Quanto ao aumento na concentração de fósforo disponível com o tempo na camada de 0 a 0,10 m, isso se deve ao seu acúmulo no solo pelas sucessivas aplicações do percolado de RSU, bem como à diminuição da absorção de nutrientes pelas plantas no período de outono/inverno.

Segundo a CFSEMG (1999), a disponibilidade de fósforo disponível varia de acordo com a dinâmica das fontes deste nutriente, quando adicionadas ao solo, sendo que, na interpretação da disponibilidade de fósforo, devem ser utilizadas medidas relacionadas à capacidade-tampão, como o teor de argila do solo. A concentração média de P disponível na camada de 0 a 0,10 m do solo foi, no T0, de 34,10 mg dm^{-3} ; no T1, de 47,77 mg dm^{-3} ; no T2, de 61,43 mg dm^{-3} ; no T3, de 75,10 mg dm^{-3} ; e no T4, de 88,76 mg dm^{-3} , camada em que o solo apresenta 48% de argila. A classificação de disponibilidade deste nutriente é, segundo a CFSEMG (1999), muito alta para todas as taxas de aplicação do percolado de RSU.

O aumento na disponibilidade de P deve-se à presença do nutriente no percolado de RSU aplicado e ao aumento do pH nesta camada do solo. O aumento do pH do solo até próximo a 7,0 propicia maior disponibilidade de P, uma vez que, em condições ácidas, ocorre reação do H_2PO_4^- com as formas iônicas de ferro e de alumínio, formando compostos de baixa solubilidade. A matéria orgânica, por sua vez, bloqueia os sítios de adsorção em óxido de ferro e de alumínio do solo, diminuindo a capacidade de adsorção do H_2PO_4^- (NOVAIS; SMYTH, 1999).

Potássio trocável (K)

Na Tabela 7 estão apresentadas as equações de regressão ajustadas para a variável concentração de potássio em função da taxa e do tempo de aplicação de percolado de RSU no solo.

Tabela 7. Equações de regressão ajustadas à variável concentração de potássio (mg dm^{-3}) em função da taxa (T, $\text{kg ha}^{-1} \text{dia}^{-1}$ de DBO) e do tempo (P, dias) de aplicação do percolado no solo.

Profundidade (m)	Equação de Regressão	R ²
0,00 a 0,10	$\hat{K} = -29,8413 + 0,4154^{***} T - 0,0002524^{\circ\circ} T^2 + 0,4646^{\circ\circ} P$	0,7110
0,10 a 0,20	$\hat{K} = -52,6036 + 0,1633^{***} T + 0,6360^{***} P$	0,7240
0,20 a 0,30	$\hat{K} = -41,2420 + 0,07306^{***} T + 0,9126^* P - 0,003012^* P^2$	0,6010
0,30 a 0,40	$\hat{K} = -25,2085 + 0,04993^{***} T + 0,5387^* P - 0,001626^* P^2$	0,6222
0,60 a 0,70	$\hat{K} = 14,9087$	-

***, **, *, ° e $^{\circ\circ\circ}$ significativos a 0,1, 1, 5, 10 e 15% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.

Os modelos ajustados para o potássio trocável (K) em função do tempo e da taxa de aplicação não foram significativos na camada de 0,60 a 0,70 m, durante o período experimental. Nesta camada, o valor médio de K foi de 14,9 mg dm^{-3} (Tabela 7). A concentração de potássio trocável no solo alterou, em praticamente todo o perfil do solo, o que está

associado à relativamente alta concentração de potássio no percolado e à sua alta solubilidade e mobilidade no solo.

Nas profundidades de 0 a 0,10 e 0,10 a 0,20 m; houve efeito tanto do tempo como da taxa de aplicação do percolado RSU na concentração de potássio trocável, sendo que, ao fixar as taxas, a concentração de potássio trocável aumentou, linearmente, com os dias de aplicação do percolado de RSU. O mesmo resultado foi encontrado por Lo Monaco et al. (2009), nos primeiros 0,20 m de profundidade do solo, aplicando água resíduária da lavagem e descascamento dos frutos do cafeiro (ARC) tipo Arábica. Esses aumentos ocorreram de forma proporcional às doses da ARC aplicadas. Queiroz et al. (2004), aplicando água resíduária de suínos em áreas cultivadas com capim, observou aumento na concentração de potássio trocável, na profundidade do solo de 0,20 m.

De acordo com a CFSEMG (1999), nas camadas de 0 a 0,10 e 0,10 e 0,20 m do solo, nas taxas de aplicação de 500, 750 e 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ DBO, as concentrações de potássio podem ser consideradas muito altas.

Malavolta et al. (1989) relataram que o excesso de K em solo cultivado com pastagens promove deficiência de cálcio e magnésio, de modo que, em alguns casos, provocam clorose nas folhas, principalmente nas mais velhas, e alteração no crescimento e murchamento delas. Isso deve ser considerado quando da previsão de adubação em áreas de aplicação de percolado de RSU.

Nas profundidades de 0,20 a 0,30 e 0,30 a 0,40 m do solo (Tabela 7) houve efeito tanto do tempo como na taxa de aplicação do percolado RSU na concentração de potássio trocável e, ao se fixar as taxas, observou-se efeito quadrático da concentração de potássio disponível com os dias de aplicação do percolado. Observou-se que a concentração de potássio trocável no solo aumentou até atingir um valor máximo, aos 151 dias de aplicação, nas camadas de 0,20 a 0,30 m, e aos 165 dias, nas camadas de 0,30 a 0,40 m, havendo pequena diminuição até o final do período experimental. Essa diminuição na concentração de K trocável nestas camadas ocorreu, provavelmente, devido à diminuição na concentração de K no percolado de RSU, com o tempo, conforme já discutido anteriormente.

Cálcio mais magnésio trocáveis (Ca+Mg)

Os modelos ajustados para concentração de cálcio mais magnésio (Ca+Mg) trocáveis, em

função do tempo e da taxa de aplicação, não foram significativos durante o período experimental. Os valores médios da Ca+Mg trocáveis foram, na camada de 0 a 0,10 m, de 2,48 cmol_c dm⁻³; na de 0,10 a 0,20 m, de 1,22 cmol_c dm⁻³; na de 0,20 a 0,30 m, de 0,89 cmol_c dm⁻³; na de 0,30 a 0,40 m, de 0,80 cmol_c dm⁻³; e na de 0,60 a 0,70 m, de 0,64 cmol_c dm⁻³.

O valor de Ca+Mg trocável considerado adequado para o capim Tifton 85, segundo CFSEMG (1999), é de 2,0 cmol_c dm⁻³, sendo, conforme os valores obtidos neste experimento, a camada de 0 a 10 m a única a satisfazer a necessidade da cultura.

Hayes et al. (1990) verificaram que, apesar das concentrações de Ca+Mg terem sido maiores na água resíduária doméstica, nenhuma diferença estatística foi observada nas concentrações de Ca + Mg trocáveis no solo.

Manganês trocável (Mn)

Na Tabela 8 estão apresentadas as equações de regressão ajustadas para a variável concentração de manganês trocável em função do tempo e da taxa de aplicação.

Tabela 8. Equações de regressão ajustadas à variável concentração de manganês trocável (mg dm⁻³) em função da taxa (T, kg ha⁻¹ dia⁻¹ de DBO) e do tempo (P, dias) de aplicação do percolado no solo.

Profundidade (m)	Equação de Regressão	R ²
0,00 a 0,10	$\hat{Mn} = -2,0071 + 0,01610^{***}T + 0,5070^{***}P - 0,001684^{***}P^2$	0,7583
0,10 a 0,20	$\hat{Mn} = -31,5197 + 0,1736^{***}T + 1,9392^*P - 0,01939^*P^2$	0,6639
0,20 a 0,30	$\hat{Mn} = -39,3885 + 0,01464^{***}T + 2,1263^{**}P - 0,02176^{**}P^2$	0,6556
0,30 a 0,40	$\hat{Mn} = 10,5184$	-
0,60 a 0,70	$\hat{Mn} = 5,2308$	-

***, ** e *significativos a 0,1; 1 e 5% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.

Os modelos ajustados para a concentração de manganês trocável em função do tempo e da taxa de aplicação do percolado de RSU não foram significativos nas camadas de 0,30 a 0,40 e 0,60 a 0,70 m, durante o período experimental. Os valores médios da concentração de manganês trocável, nessas camadas, foram de 10,5 e 5,2 mg dm⁻³, respectivamente.

Nas profundidades de 0 a 0,10; 0,10 a 0,20 e 0,20 a 0,30 m, houve efeito tanto do tempo como da taxa de aplicação do percolado RSU na concentração de manganês trocável e, fixando-se as taxas, foi observado efeito quadrático da concentração do manganês trocável com os dias de aplicação do percolado (Tabela 8). Observa-se que a concentração de manganês trocável no solo aumentou até atingir o ponto máximo

aos 151 dias, na camada de 0 a 0,10 m, e aos 143 dias, nas camadas de 0,10 a 0,20 e 0,20 a 0,30 m, depois diminuiu até o final do período de aplicação do percolado. O aumento na concentração do manganês trocável no solo, com a aplicação do percolado de RSU deve-se à relativamente alta concentração deste elemento químico nessa água residuária. A sua diminuição ao final do período de aplicação pode estar associada à diminuição da concentração de manganês no percolado de RSU, conforme já discutido em relação a outros elementos químicos.

Na camada de 0 a 0,10 m, o valor máximo da concentração de manganês foi de 52,2 mg dm⁻³, obtido com a aplicação de 1000 kg ha⁻¹ dia⁻¹ de DBO. Na camada de 0,10 a 0,20 m, o valor máximo da concentração de manganês foi de 31,4 mg dm⁻³ e na camada de 0,20 a 0,30 m o valor máximo foi de 25,5 mg dm⁻³. Segundo a CFSEMG (1999), estes valores são classificados como altos.

Segundo Cervellini (1981), níveis tóxicos de manganês induzem à deficiência de ferro e de zinco nas plantas. Quanto à correção da toxicidade, o autor recomendou aumentar o pH com aplicação de calcário no solo.

Conclusão

A aplicação do percolado de RSU proporcionou aumento nas concentrações de N-total, NO₃⁻ e concentrações de K trocável e de P e Mn disponíveis no solo;

Taxas de aplicação de percolado de RSU inferiores a 750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ de DBO não proporcionaram alterações químicas ao solo durante o período experimental, podendo ser recomendadas. Entretanto, é recomendável um monitoramento das características químicas do solo, bem como das águas subterrâneas para que se avaliem os riscos de contaminação ambiental em aplicações de longo prazo, caso a aplicação do percolado de RSU seja feita em área externa à do aterro sanitário.

Referências

- ALLEN, R. G.; PEREIRA, L. S.; RAES, D.; SMITH, M. Crop evapotranspiration: **Guidelines for computing crop water requirements**. Rome: FAO, 1998. (FAO Irrigation and Drainage, 56).
- ANGELAKIS, A. N.; MARECOS, M. M. H. F.; BONTOUX, L.; ASANO, T. The Status of wastewater reuse practices in the Mediterranean basin: need for guidelines. **Elsevier Science**, v. 33, n. 10, p. 2201-2217, 1999.
- APHA-American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19th ed. New York: APHA; WWSA; WPCR, 2005.
- ASANO, T. Wastewater reclamation and reuse, water quality management library. **Technomic Publishing Company**, v. 10, n. 3, p. 47-59, 1998.
- ASANO, T.; LEVINE, A. D.: Wastewater reclamation, recycling and reuse: past, present, and future, **Water Science and Technology**, v. 33, n. 10-11, p. 1-14, 1996.
- BOUWER, H.; IDELOVITCH, E. Quality requirements for irrigation with sewage water. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 113, n. 4, p. 516-535, 1997.
- CARVALHO, A. L.; MATOS, A. T.; HAMAKAWA, P. J.; AZEVEDO, R. F. Produção de percolado por resíduos sólidos urbanos de diferentes idades, na presença de resíduos da construção civil e sob recirculação. **Engenharia na Agricultura**, v. 14, n. 2, p. 131-138, 2006.
- CERVELLINI, G. S. Micronutrientes na adubação do cafeiro. In: MALAVOLTA, E.; YAMADA, T.; GUIDOLIN, J. A. (Ed.). **Nutrição e adubação do cafeiro**. Piracicaba: Instituto da Potassa e Fosfato/Instituto Internacional da Potassa, 1981. p. 91-101.
- CETESB-Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental e Limpeza Pública. **Caracterização e estudo de tratabilidade de líquidos percolados de aterros sanitários**. São Paulo: Cetesb, 1995.
- CFSEMG-Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais**. (5ª Aproximação). Viçosa: UFV, Impr. Univ., 1999. p. 359.
- EMBRAPA-Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa do Solo (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa SPI/Embrapa CNPS, 1999.
- EMBRAPA-Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa, 1997.
- HAYES, A. R.; MANCINO, C. F.; PEPPER, I. L. Irrigation of turfgrass with secondary sewage effluent: I soil and leachate water quality. **Agronomy Journal**, v. 82, n. 5, p. 939-943, 1990.
- IPT/CEMPRE-Instituto de Pesquisas Tecnológicas/ Compromisso Empresarial para Reciclagem. **Lixo municipal. Manual de gerenciamento integrado**. 2. ed. São Paulo: Cempre, 2000.
- JNAD, I.; LESIKAR, B.; KENIMER, A.; SABBAGH, G. Subsurface drip dispersal of residential effluent: I. soil chemical characteristics. **Transactions of the ASAE**, v. 44, n. 5, p. 1152-1158, 2001.
- KEMPERS, A. J.; ZWEERS, A. Ammonium determination in soil extracts by the salicylate method. **Soil Science Plant Analyze**, v. 17, n. 7, p. 715-723, 1986.
- LATTERELL, J. J.; DOWDY, R. H.; CLAPP, C. E.; LARSON, W. E.; LINDEM, D. R. Distribution of phosphorus in soils irrigated with municipal waste-water effluent: a 5-year study. **Journal of Environmental Quality**, v. 11, n. 1, p. 124-128, 1982.
- LIMA, L. M. Q. **Lixo: tratamento e biorremediação**. 3. ed. São Paulo: Editora Hermus, 2005.

- LO MONACO, P. A.; MATOS, A. T. P. MARTINEZ, H. E. P.; FERREIRA, D. E.; RAMOS, M. M. Características químicas do solo após a fertirrigação do cafeeiro com águas residuárias da lavagem e descascamento de seus frutos. **Revista Irriga**, v. 14, n. 3, p. 348-364, 2009.
- MAGESAN, G. N.; MCLAY, C. D. A.; LAL, V. V. nitrate leaching from a free draining volcanic soil irrigated with municipal sewage effluent in New Zealand. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 70, n. 2, p. 181-187, 1998.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas**. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1989.
- MANTOVANI, J. R.; FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P. Nitrato em alface e mobilidade do íon em solo adubado com composto de lixo urbano. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, n. 7, p. 681-688, 2005.
- MARNIE, L. W.; BITTON, G.; TOWNSEND, T. Heavy metal binding capacity (HMBC) of municipal solid waste landfill leachates. **Chemosphere**, v. 60, n. 2, p. 206-215, 2005.
- NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa: Departamento de Solos, Universidade Federal de Viçosa, 1999.
- QUEIROZ, F. M.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G.; OLIVEIRA, R. A.; LEMOS, F. A. Características químicas do solo e absorção de nutrientes por gramíneas em rampas de tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Engenharia na Agricultura**, v. 12, n. 2, p. 77-90, 2004.
- QUIN, B. F.; WOODS, P. H. Surface irrigation of pasture with treated sewage effluent: I. Nutrient status of soil and pastures. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, v. 21, n. 3, p. 419-426, 1978.
- SILVA, D. J.; QUEIROZ, A. C. **Análise de alimentos: métodos químicos e biológicos**. 3. ed. Viçosa: UFV, 2002. p. 235.
- SOUZA, J. A. A.; MEDEIROS, S. S.; SOARES, A. A.; RAMOS, M. M.; NEVES, J. C. L.; SOUSA, J. A. Nutrição do cafeeiro sob fertirrigação com água residuária de origem urbana. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n. 4, p. 603-612, 2005.
- VAN DER HOEK, W.; HASSAN, U. M.; ENSINK, J. H. J.; FEENSTRA, S.; RASCHID-SALLY, L.; MUNIR, S.; ASLAM, R.; ALIM, N.; HUSSAIN, R.; MATSUNO, Y. **Urban wastewater: a valuable resource for agriculture**. Colombo: International Water Management Institute, 2002. (Research Report, 63).
- VOLKWEISS, S. J. Química da acidez do solo. In: KAMINSKI, J.; VOLKWEISS, S. J.; BECKER, F. (Coord.). **Corretivos da Acidez do Solo**. Santa Maria: UFSM, 1989. p. 7-38.
- YANG, J. E.; SKOGLEY, E. O.; SCHAFF, B. E.; KIM, J. J. A simple spectrophotometric determination of nitrate in water, resin and soil extracts. **Soil Science Society of America Journal**, v. 62, n. 4, p. 1108-1115, 1998.

Received on January 12, 2009.

Accepted on October 7, 2010.

License information: This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License, which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.