



Revista Brasileira de Ciência do Solo

ISSN: 0100-0683

revista@sbccs.org.br

Sociedade Brasileira de Ciência do Solo

Brasil

MARCIANO, C. R.; MORAES, S. O.; OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E.
EFEITO DO LODO DE ESGOTO E DO COMPOSTO DE LIXO URBANO SOBRE A
CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA DE UM LATOSOLO AMARELO SATURADO E NÃO SATURADO
Revista Brasileira de Ciência do Solo, vol. 25, núm. 1, 2001, pp. 1-9
Sociedade Brasileira de Ciência do Solo
Viçosa, Brasil

Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=180218347002>

- ▶ 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

SEÇÃO I - FÍSICA DO SOLO

EFEITO DO LODO DE ESGOTO E DO COMPOSTO DE LIXO URBANO SOBRE A CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA DE UM LATOSOLO AMARELO SATURADO E NÃO SATURADO⁽¹⁾

C. R. MARCIANO⁽²⁾, S. O. MORAES⁽³⁾,
F. C. OLIVEIRA⁽⁴⁾ & M. E. MATTIAZZO⁽⁵⁾

RESUMO

Um experimento de aplicação de lodo de esgoto e composto de lixo urbano em um Latossolo Amarelo cultivado com cana-de-açúcar foi realizado, durante dois anos, adotando-se um delineamento em blocos ao acaso, com nove tratamentos e quatro repetições. Os tratamentos foram: tr1 - adubação mineral + calagem; tr2, tr3; tr4 e tr5 - doses de lodo de esgoto (respectivamente, 0; 33; 66 e 99 Mg ha⁻¹, no primeiro ano, e 0; 37; 74 e 112 Mg ha⁻¹, no segundo ano, com base no material seco); tr6, tr7; tr8 e tr9 - doses de composto de lixo (respectivamente, 0; 20; 40 e 60 Mg ha⁻¹, no primeiro ano, e 0; 24; 48 e 72 Mg ha⁻¹, no segundo ano, com base no material seco). Os resíduos foram aplicados manualmente na superfície do solo: no primeiro ano, em área total, e, no segundo, apenas na entrelinha, e incorporados com enxada rotativa. Ao final do primeiro e do segundo ciclo da cultura, determinou-se, em cada parcela, a condutividade hidráulica do solo saturado e não saturado *in situ*, utilizando o infiltrômetro de tensão. No primeiro ano do experimento, não houve efeito dos resíduos sobre a condutividade hidráulica do solo na saturação e no potencial mátrico -0,25 kPa. Para os demais potenciais mátricos estudados (-0,5 e -1 kPa), houve sua diminuição com o aumento das doses dos resíduos, de forma linear ou quadrática. No segundo ano, a condutividade hidráulica do solo saturado aumentou com as doses dos resíduos, linearmente, para o lodo de esgoto, e de forma quadrática, para o composto de lixo. Para os demais potenciais mátricos estudados (-0,25, -0,5 e -1 kPa), verificou-se sua redução linear ou quadrática com as doses dos resíduos. Pelos resultados, conclui-se que a aplicação de resíduos urbanos ao solo leva a modificações da condutividade hidráulica do solo saturado e não saturado.

Termos de indexação: resíduos urbanos, propriedades físico-hídricas, infiltrômetro de tensão.

⁽¹⁾ Parte da Tese de Doutorado do primeiro autor, apresentada ao CPG em Solos e Nutrição de Plantas, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz - ESALQ/USP. Recebido para publicação em junho de 1999 e aprovado em outubro de 2000.

⁽²⁾ Departamento de Engenharia Agronômica, Universidade Federal de Sergipe – UFS. Av. Mal. Rondon, s/n, Jardim Rosa Elze, CEP 49100-000 São Cristóvão (SE). Bolsista do CNPq. E-mail: crmarcia@bol.com.br

⁽³⁾ Professor Doutor do Departamento de Ciências Exatas, ESALQ/USP. Caixa Postal 9, CEP 13418-900 Piracicaba (SP). E-mail: somoraes@carpa.ciagri.usp.br

⁽⁴⁾ Engenheiro-Agrônomo Doutor em Solos e Nutrição de Plantas, ESALQ. Rua Edu Chaves 822, CEP 13416-020 Piracicaba (SP). E-mail: fcarv1@terra.com.br

⁽⁵⁾ Professora Associada, Departamento de Ciências Exatas, ESALQ. Caixa Postal 9, CEP 13418-900 Piracicaba (SP). E-mail: mmatiazo@carpa.ciagri.usp.br

SUMMARY: EFFECT OF SEWAGE SLUDGE AND MUNICIPAL WASTE COMPOST ON THE SOIL HYDRAULIC CONDUCTIVITY OF A SATURATED AND UNSATURATED YELLOW LATOSOL

This paper presents data of an experiment carried out in a Yellow Latosol amended with sewage sludge and municipal waste compost where sugar-cane was grown for two years. The experiment design was a random block with 9 treatments and 4 replications. The treatments were: tr1 - mineral fertilization + $CaCO_3$; tr2, tr3; tr4 and tr5 - levels of sewage sludge (respectively, 0; 33; 66 and 99 $Mg\ ha^{-1}$, in the first year, and 0; 37; 74 and 112 $Mg\ ha^{-1}$, in the second year, in a dry weight basis); tr6, tr7; tr8 and tr9 - levels of municipal waste compost (respectively, 0; 20; 40 and 60 $Mg\ ha^{-1}$, in the first year, and 0; 24; 48 and 72 $Mg\ ha^{-1}$, in the second year, in a dry weight basis). The residues were applied to topsoil manually and incorporated with a rotative plough to the total area, in the first year and, only in the inter-rows in the second year. In each plot, saturated and unsaturated hydraulic conductivities were determined in situ at the end of the first and second years of the growing cycle, using tension infiltrometer. In the first year, the results showed no effect on soil hydraulic conductivity at saturation and under -0.25 kPa matric potential. The remaining matric potentials (-0.5 and -1 kPa) showed a linear or quadratic decrease in the soil hydraulic conductivity with the increase of the residue application rates. In the second year, the saturated soil hydraulic conductivity increased linearly for sewage sludge and quadratically for municipal waste compost, with the increase of the residue application rates. For -0.25, -0.5 and -1 kPa matric potentials, a linear or quadratic decrease of the soil hydraulic conductivity was observed, with the increase of the residues application rates. It could be concluded that the soil application of urban residues causes changes in both saturated and non saturated soil hydraulic conductivity.

Index terms: urban residues, physical and hydraulic properties, tension infiltrometer.

INTRODUÇÃO

A aplicação de resíduos urbanos ao solo objetiva fornecer os nutrientes às plantas e o condicionamento físico do solo. No entanto, existe uma tendência atual de dispor desses resíduos em doses muito além daquelas de tradição agronômica (Khaleel et al., 1981; Mattiazzo-Prezzotto, 1992; Berton, 1996). Esta tendência surgiu da necessidade de minimizar os efeitos nocivos do seu acúmulo nos centros urbanos, tendo em vista a grande quantidade gerada. Para esta disposição deve ser considerada a presença de patógenos, de compostos orgânicos persistentes e tóxicos e, principalmente, de compostos nitrogenados e metais pesados, fatores que podem limitar a dose dos resíduos por aplicar em solos.

Quanto ao condicionamento físico do solo, em particular as propriedades de transmissão da água, Metzger & Yaron (1987) salientaram, para o lodo de esgoto, ser o efeito dos componentes orgânicos sobre estas propriedades indireto, modificando a condição de agregação e a porosidade do solo.

Na camada arável, na qual os resíduos são incorporados, o revolvimento do solo no preparo altera a porosidade e, consequentemente, as propriedades de transmissão da água. Se o solo "a priori" já

apresentou propriedades favoráveis a um rápido caminhamento da água, seja pela boa estrutura, seja pela textura arenosa, incrementos significativos podem de fato não ocorrer. Além disso, a alta variabilidade inerente a estas propriedades faz com que alterações significativas decorrentes da aplicação de resíduos sejam escassas (Khaleel et al., 1981). Muitas vezes, elevadas taxas de adição de lodo ou composto são necessárias para ocasionar mudanças estatisticamente significativas na condutividade hidráulica do solo saturado (Jacobowitz & Steenhuis, 1984; Wei et al., 1985).

Considerando uma ampla faixa de textura, a condutividade hidráulica do solo saturado nas parcelas tratadas com lodo é, normalmente, maior do que nas parcelas-testemunhas (Epstein, 1975; Gupta et al., 1977; Morel et al., 1978; Chang et al., 1983; Wei et al., 1985). Todavia, há exceções, como o trabalho de Kumar et al. (1985), que obtiveram diminuições marcantes na infiltração horizontal acumulada e na condutividade hidráulica saturada de um solo arenoso (já com boas propriedades de transmissão da água) e como o de Logan et al. (1996), que, mesmo aplicando 25% (a base de massa) de lodo de esgoto, não obtiveram efeitos significativos sobre a condutividade hidráulica do solo saturado, independentemente da textura.

Para o solo não saturado, a maioria dos relatos é que o efeito da aplicação de resíduos orgânicos sobre esta propriedade é depressivo. Por exemplo, Gupta et al. (1977) verificaram que, em qualquer conteúdo de água, a difusividade hidráulica diminuiu com o aumento da dose de lodo aplicada. A condutividade hidráulica do solo não saturado, determinada pela difusividade da água e pela inclinação da curva de retenção da água, decresceu com o aumento da dose aplicada para qualquer volume de água, exceto para a saturação. Uma rara exceção é o trabalho de Jacobowitz & Steenhuis (1984), que obtiveram aumentos na condutividade hidráulica do solo não saturado, provavelmente por ser o solo excessivamente arenoso.

Como a contaminação do solo e das águas superficiais e subterrâneas está intimamente ligada às propriedades de retenção e transmissão de água e de solutos no solo, e estas, por sua vez, podem ser influenciadas pela aplicação de resíduos, é importante estudar os efeitos da incorporação desses materiais nas propriedades físico-hídricas do solo, como a condutividade hidráulica do solo saturado e não saturado.

Neste sentido, o presente trabalho objetivou estudar o efeito da incorporação de lodo de esgoto e de composto de lixo sobre a condutividade hidráulica do solo saturado e não saturado, determinada *in situ*, utilizando o infiltrômetro de tensão (Perroux & White, 1988), em um experimento realizado, por dois anos sucessivos, em área cultivada com cana-de-açúcar.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento seguiu um delineamento em blocos ao acaso, com nove tratamentos e quatro repetições, e foi realizado em um Latossolo Amarelo cultivado com cana-de-açúcar, durante dois anos agrícolas sucessivos (1996/1997 e 1997/1998), em Piracicaba-SP (22°41'00" S; 47°39'00" O; 554 m de altitude). Os tratamentos foram: tr1 - adubação mineral + calagem (conforme Spironello et al., 1996); tr2, tr3; tr4 e tr5 - doses de lodo de esgoto (respectivamente, 0; 33; 66 e 99 Mg ha⁻¹, no primeiro ano, e 0; 37; 74 e 112 Mg ha⁻¹, no segundo ano, com base no material seco); tr6, tr7; tr8 e tr9 - doses de composto de lixo (respectivamente, 0; 20; 40 e 60 Mg ha⁻¹, no primeiro ano, e 0; 24; 48 e 72 Mg ha⁻¹, no segundo ano, com base no material seco).

Considerando que o presente experimento também foi utilizado num trabalho paralelo, para verificar a quantidade máxima de metais pesados possível de ser adicionada anualmente em solos agrícolas, as doses de lodo de esgoto foram definidas com base na sua composição química e nos parâmetros de tolerância estabelecidos pela EPA

(Environmental Protection Agency), citados em Wallace & Wallace (1994). Com base nestes critérios, verificou-se que a dose máxima seria de 66 Mg ha⁻¹ do material seco, para o primeiro ano, e de 74 Mg ha⁻¹, para o segundo ano.

Para avaliar o experimento, além da testemunha e da dose máxima segundo a EPA, utilizaram-se outras duas doses, uma correspondente à metade e outra a 1,5 vez a dose recomendada pela EPA. Para definir as doses do composto de lixo, que tem menores concentrações dos diversos metais pesados considerados contaminantes, a adoção deste critério levaria a doses elevadíssimas e operacionalmente inviáveis de ser transportadas, aplicadas e incorporadas ao solo.

Assim, adotou-se como critério a aplicação de doses equivalentes em termos de carbono orgânico àquelas utilizadas nas respectivas doses de lodo de esgoto. Considerando a composição química dos resíduos, estas doses corresponderam a 0; 6,85; 13,70 e 20,55 Mg ha⁻¹ de carbono orgânico, no primeiro ano, e a 0; 6,80; 13,60 e 20,40 Mg ha⁻¹, no segundo ano. Do ponto de vista das possíveis alterações físicas que poderiam ocorrer, tal critério possibilitou que comparações entre os resíduos fossem feitas de maneira mais coerente, por ser reconhecidamente o carbono orgânico o principal responsável por tais alterações.

Os resíduos foram aplicados manualmente na superfície do solo e incorporados com enxada rotativa: no primeiro ano, em área total, e, no segundo, apenas na entrelinha. Cabe ressaltar, ainda, que, tanto no primeiro quanto no segundo ano do experimento, a enxada rotativa foi utilizada também nos tratamentos tr1 (adubação mineral), tr2 (testemunha para o lodo de esgoto) e tr6 (testemunha para o composto de lixo), mesmo não havendo resíduos por incorporar nesses tratamentos. Tal providência se fez necessária para que o efeito dos resíduos não fosse confundido ao da ação da enxada rotativa, o que limitaria as possíveis conclusões sobre o efeito dos resíduos.

Em cada parcela, ao final do primeiro e do segundo ciclo da cultura, determinou-se a condutividade hidráulica do solo saturado e não saturado, utilizando o infiltrômetro de tensão (Perroux & White, 1988), esquematizado na figura 1, com área de infiltração circular de raio $r = 114,5$ mm. Medidas de infiltração foram feitas a 1,00; 0,50; 0,25 e 0 kPa de tensão da água no solo, sempre nesta ordem e no mesmo local (aproximadamente no centro de cada parcela, entre 0,20 e 0,30 m de distância da linha de plantio).

Considerando as irregularidades do terreno, para obter um bom contato entre o tecido de náilon e o solo, a superfície era nivelada e recebia uma cobertura com areia de diâmetro ≤ 100 μm , para que o contato entre o infiltrômetro e o solo fosse adequado.

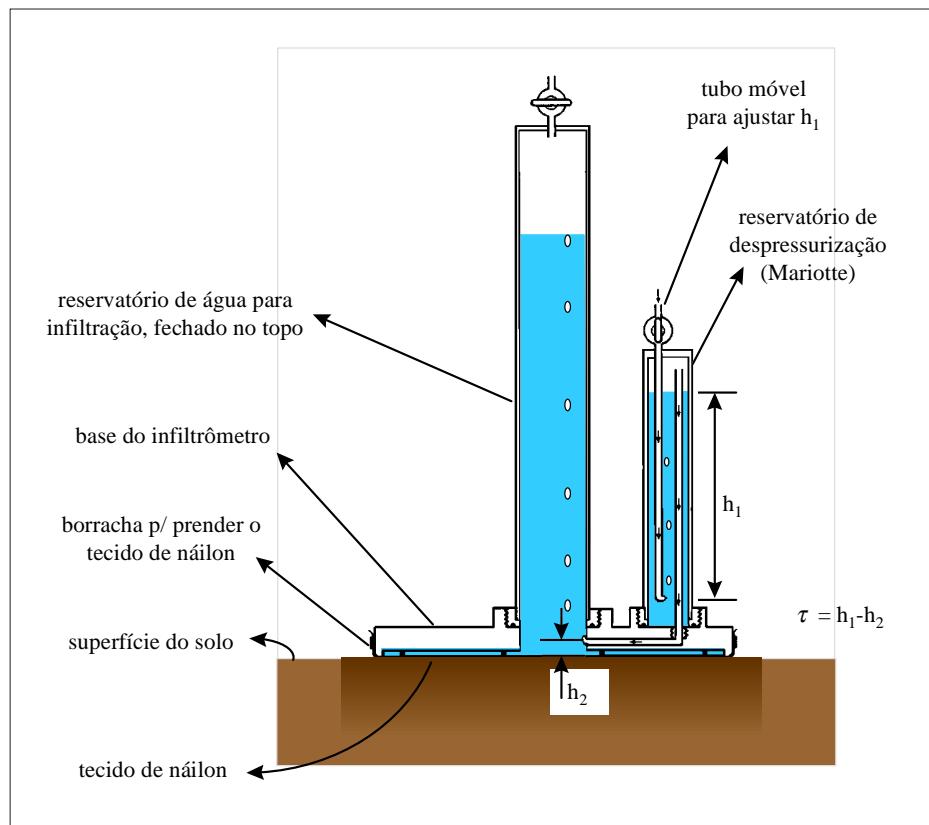


Figura 1. Esquema do infiltrômetro de tensão utilizado.

A partir dos valores de fluxo estacionário (q , mm h^{-1}) da infiltração tridimensional, obtidos para as quatro tensões utilizadas, calcularam-se as respectivas condutividades hidráulicas (K , mm h^{-1}) por meio do método apresentado por Ankeny et al. (1991), utilizando um sistema com três equações e três incógnitas (equações 1, 2 e 3):

$$K(\tau_1) = q(\tau_1) \left(1 + \frac{4}{\pi r A} \right) \quad (1)$$

$$K(\tau_2) = q(\tau_2) \left(1 + \frac{4}{\pi r A} \right) \quad (2)$$

$$A = \frac{2[q(\tau_1) - q(\tau_2)]}{\Delta \tau [q(\tau_1) + q(\tau_2)]} \quad (3)$$

em que A (mm^{-1}) é uma constante válida para o intervalo $\Delta \tau$ entre duas tensões consecutivas τ_1 e τ_2 utilizadas nas medidas com o infiltrômetro de tensão (neste cálculo, a unidade utilizada para τ foi mm de coluna d'água). A partir dos dois valores de fluxo estacionário de infiltração, obtidos para τ_1 e τ_2 , calcularam-se α pela equação 3 e $K(\tau_1)$ e $K(\tau_2)$ pelas equações 1 e 2, respectivamente.

Como foram utilizadas quatro tensões consecutivas, para cada uma das tensões intermediárias, obtiveram-se dois valores de $K(\tau)$, pois dois pares de valores de fluxo puderam ser obtidos para cada uma delas. Estes pares foram formados pelo fluxo na tensão considerada e pelo fluxo obtido para a tensão imediatamente acima ou abaixo desta, respectivamente. Nestes casos, conforme sugeriram Ankeny et al. (1991), a condutividade hidráulica correspondente àquele valor de τ foi estimada, calculando-se a média dos dois valores de K obtidos.

Para cada um dos potenciais mátricos utilizados (-1,00; -0,50; -0,25 e 0 kPa), os dados de condutividade hidráulica foram avaliados estatisticamente pela análise de variância com aplicação do teste F a $\alpha = 0,10$. A adoção desse nível de probabilidade ao invés do tradicional $\alpha = 0,05$ ocorreu por ser este último excessivamente rigoroso, principalmente por se tratar de experimento de campo e pela alta variabilidade inerente a estas propriedades, o que, segundo Khaleel et al. (1981), faz com que relatos de alterações significativas com a aplicação de resíduos sejam escassos.

Havendo efeito de tratamentos, fez-se o desdobramento nos seguintes contrastes ortogonais: adubação

mineral *vs* demais tratamentos; lodo de esgoto *vs* composto de lixo; regressões para lodo de esgoto; regressões para composto de lixo. Neste desdobramento, os contrastes de maior interesse foram aqueles relacionados com as regressões para as doses de ambos os resíduos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante os testes de infiltração de campo, para obter valores de fluxo estacionário, percebeu-se que a superfície do solo nas parcelas que receberam resíduos (tanto composto de lixo quanto lodo de esgoto) manifestava repelência à água. Constantini et al. (1995) também relataram caráter hidrófobo para três solos tratados com lodo de esgoto. Segundo os autores, esta repelência diminuiu a taxa de infiltração inicial do solo (medida com um infiltrômetro de tensão), porém as taxas de infiltração em equilíbrio dinâmico foram maiores nas parcelas que receberam lodo.

Kumar et al. (1985) mediram o ângulo de contato da água (β) com o solo-testemunha (sem tratamento) e tratado com lodo de esgoto, lodo industrial prensado, adubo verde e esterco de curral. Os valores obtidos foram $\beta = 33,7^\circ$, para a testemunha ($\cos\beta = 0,832$); $\beta = 79,2^\circ$, para o lodo de esgoto ($\cos\beta = 0,188$); $\beta = 82,0^\circ$, para o lodo industrial ($\cos\beta = 0,140$); $\beta = 84,4^\circ$, para o adubo verde ($\cos\beta = 0,097$), e $\beta = 85,1^\circ$, para o esterco de curral ($\cos\beta = 0,086$). São alterações consideráveis, uma vez que o ângulo de contato é importante na penetração da água no material poroso.

No quadro 1, são apresentados os valores médios de condutividade hidráulica de cada tratamento e, para cada valor de potencial, os valores F obtidos na análise de variância e seus respectivos níveis de significância α . Para o primeiro ano do experimento, a análise estatística revelou efeito significativo dos tratamentos sobre a condutividade hidráulica apenas nos potenciais mátricos -0,50 e -1,00 kPa. Já para o segundo ano, verificou-se que o efeito foi significativo em todos os potenciais mátricos estudados (0; -0,25; -0,50 e -1,00 kPa).

Nos casos que mostraram efeito significativo dos tratamentos, fez-se o desdobramento dos graus de liberdade de tratamento estabelecendo-se os contrastes ortogonais propostos. Por estes contrastes, verificou-se que a condutividade hidráulica do solo nas parcelas do tratamento tr1 (que recebeu calagem e adubação mineral) foi estatisticamente superior à média dos demais tratamentos, para os potenciais mátricos -0,50 kPa ($\alpha = 0,0011$) e -1,00 kPa ($\alpha = 0,0096$), no primeiro ano, e para os potenciais -0,25 kPa ($\alpha = 0,0001$); -0,50 kPa ($\alpha = 0,0001$) e -1,00 kPa ($\alpha = 0,0001$), no segundo ano. Comparando as parcelas dos tratamentos tr2, tr3, tr4 e tr5 (referentes às doses de lodo de esgoto) com as parcelas dos tratamentos tr6, tr7, tr8 e tr9 (referentes às doses de composto de lixo), observou-se que, no segundo ano, as primeiras apresentaram condutividade hidráulica superior à das últimas, para os potenciais mátricos -0,25 kPa ($\alpha = 0,0136$) e -0,50 kPa ($\alpha = 0,0530$). Para o primeiro ano e para os demais potenciais mátricos utilizados no segundo ano, esta diferença significativa não se manifestou.

Quadro 1. Condutividade hidráulica correspondente a cada valor de potencial mátrico utilizado no infiltrômetro de tensão, nos dois anos do experimento: média por tratamento; valor F da análise de variância e respectivo nível de probabilidade α

Tratamento	Potencial mátrico utilizado (kPa)							
	1º ano				2º ano			
	0	-0,25	-0,50	-1,00	0	-0,25	-0,50	-1,00
Condutividade hidráulica média, mm h ⁻¹								
tr1	138,61	34,22	15,25	6,50	117,36	21,42	11,34	5,68
tr2	153,15	26,31	13,11	7,43	49,31	15,95	6,52	3,15
tr3	203,35	21,70	7,67	3,21	173,35	8,98	3,36	1,62
tr4	207,23	25,25	8,00	3,10	177,25	11,81	4,48	1,83
tr5	361,19	19,67	6,60	2,54	200,51	13,23	2,94	1,08
tr6	111,66	24,59	11,28	5,65	49,31	15,95	6,52	3,15
tr7	211,13	21,91	8,13	3,76	80,07	5,09	1,78	0,65
tr8	157,82	14,16	6,69	2,90	245,91	6,04	1,73	0,62
tr9	268,10	15,44	6,44	3,20	155,41	5,70	1,82	0,56
Valor F	1,29ns	1,28ns	3,55*	4,51*	4,15*	6,04*	11,33*	5,18*
α	0,2978	0,3031	0,0081	0,0026	0,0031	0,0003	0,0001	0,0008

*: Significativo estatisticamente a $\alpha = 0,10$ de probabilidade. ns: Não-significativo estatisticamente.

Para as doses dos resíduos, os contrastes revelaram que, no primeiro ano, a condutividade hidráulica foi influenciada significativamente tanto pelo lodo de esgoto quanto pelo composto de lixo, para os potenciais $-0,50$ e $-1,00$ kPa (Figura 2). No segundo ano, a condutividade hidráulica também foi afetada significativamente por ambos os resíduos, para todos os potenciais mátricos estudados (0 ; $-0,25$; $-0,50$ e $-1,00$ kPa) (Figura 3). Observando as funções das figuras 2 e 3, verificou-se que o efeito das doses de ambos os resíduos foi sempre deprimivo para condutividade hidráulica, exceto na saturação (ou seja, exceto para $\phi_m = 0$ kPa), para a qual a condutividade hidráulica sofreu incremento significativo.

Os valores médios da condutividade hidráulica em função do potencial mátrico são apresentados na figura 4, para os diversos tratamentos e para os dois anos do experimento. Nestes gráficos, para cada tratamento, fez-se a interpolação da condutividade hidráulica entre potenciais mátricos consecutivos por meio de uma linha reta. Isto significa assumir, para cada intervalo, uma relação logarítmica entre condutividade hidráulica e potencial mátrico (uma vez que o eixo que representa a condutividade hidráulica está em escala logarítmica).

No primeiro ano do experimento, embora a análise estatística não tenha revelado (a $\alpha = 0,10$ de probabilidade), efeito significativo dos tratamentos

nos potenciais mátricos 0 e $-0,25$ kPa, verifica-se que, na figura 4, na faixa de potencial mátrico estudada, a adição dos resíduos leva ao aumento da condutividade hidráulica do solo próximo à saturação e à sua redução à medida que o solo se afasta da saturação.

Assim, em cada gráfico, podem-se distinguir claramente dois grupos. Um deles, formado pelos tratamentos que receberam resíduos (tr3, tr4 e tr5 ou tr7, tr8 e tr9), tem a condutividade hidráulica do solo saturado maior, notando-se, porém, um decréscimo acentuado ao se afastar da saturação. O outro, formado pelos tratamentos (testemunha e adubação mineral), que não receberam resíduos (tr1 e tr2 ou tr1 e tr6), revela maior condutividade hidráulica do solo saturado, percebendo-se menor decréscimo ao se afastar da saturação.

A literatura registra amplo predomínio de resultados semelhantes aos obtidos no presente experimento: ou seja, a condutividade hidráulica do solo saturado em parcelas tratadas com resíduos normalmente é maior do que nas parcelas-testemunhas (Epstein, 1975; Gupta et al., 1977; Morel et al., 1978; Chang et al., 1983; Wei et al., 1985), enquanto a condutividade hidráulica do solo não saturado geralmente diminui com o aumento das doses (Gupta et al., 1977; Martens & Frankenberger Jr., 1992; Abu-Sarar, 1996).

Após o revolvimento para a incorporação do resíduo, o solo passa a ter uma estabilidade estrutural

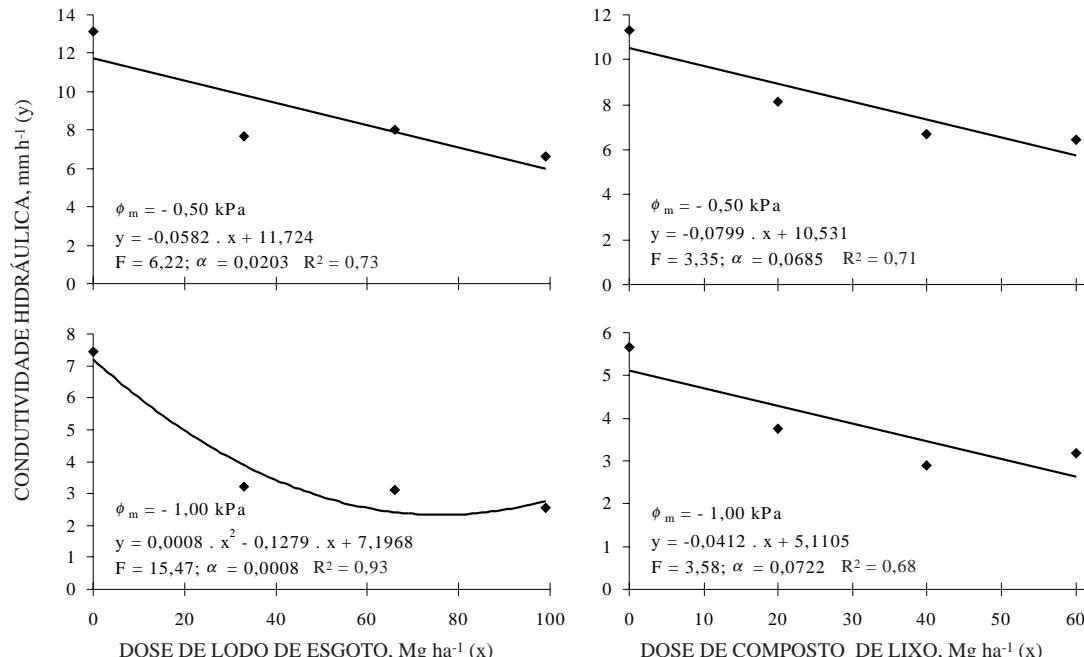


Figura 2. Valores médios para cada dose e funções ajustadas (obtidas na análise de variância a partir de 16 observações – 4 doses x 4 repetições), relacionando a condutividade hidráulica (K) com as doses de lodo de esgoto e de composto de lixo (com valor F e nível de probabilidade α), para os potenciais mátricos onde houve significância, no primeiro ano do experimento.

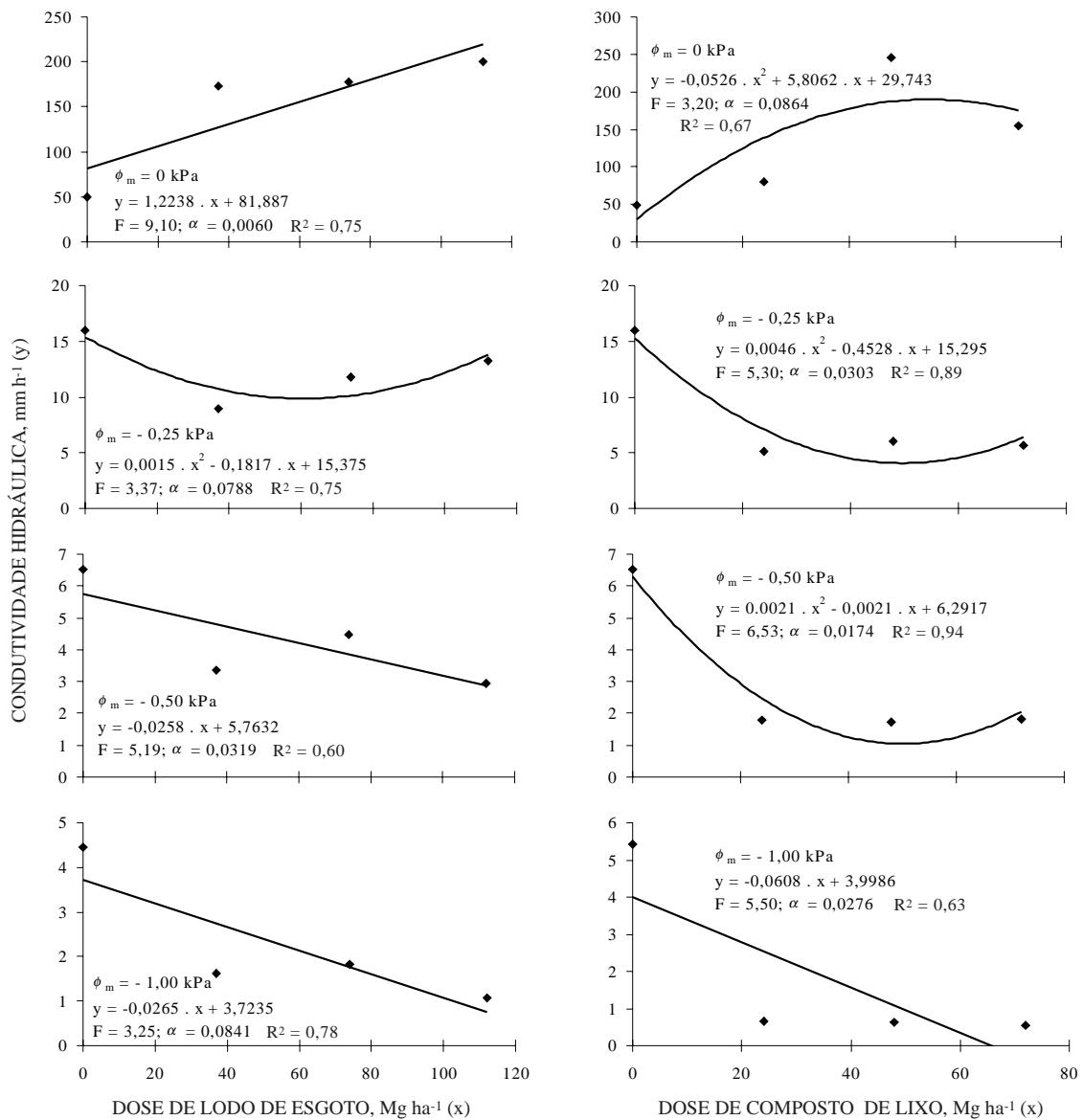


Figura 3. Valores médios para cada dose e funções ajustadas (obtidas na análise de variância a partir de 16 observações – 4 doses x 4 repetições), relacionando a condutividade hidráulica (K) com as doses de lodo de esgoto e de composto de lixo (com valor F e nível de probabilidade α), para os potenciais mátricos onde houve significância, no segundo ano do experimento.

maior do que aquele onde nenhum resíduo foi incorporado. Desta forma, a reacomodação do solo após o revolvimento ocorre de maneira menos intensa do que no solo sem resíduo, e o solo mantém maior porosidade total, principalmente causada pela maior proporção de poros grandes. Este maior volume de poros grandes é o agente responsável pela elevação da condutividade hidráulica do solo próximo à saturação.

No entanto, à medida que o potencial mátrico afasta-se da saturação, os poros grandes esvaziam-se e o volume de água diminui mais acentuadamente

no solo que recebeu resíduo. O esvaziamento desses grandes poros limita a movimentação da água, pois ocorrem a redução da área disponível ao fluxo e o aumento na tortuosidade do filme de água que recobre as partículas do solo. Daí, a diminuição da condutividade intrínseca do solo e, consequentemente, da condutividade hidráulica do solo não saturado.

Cabe ressaltar que pequenas variações na porosidade do solo (eventualmente não-significativas numa análise estatística) podem levar a variações expressivas na condutividade hidráulica (por vezes significativas numa análise estatística). Além disso,

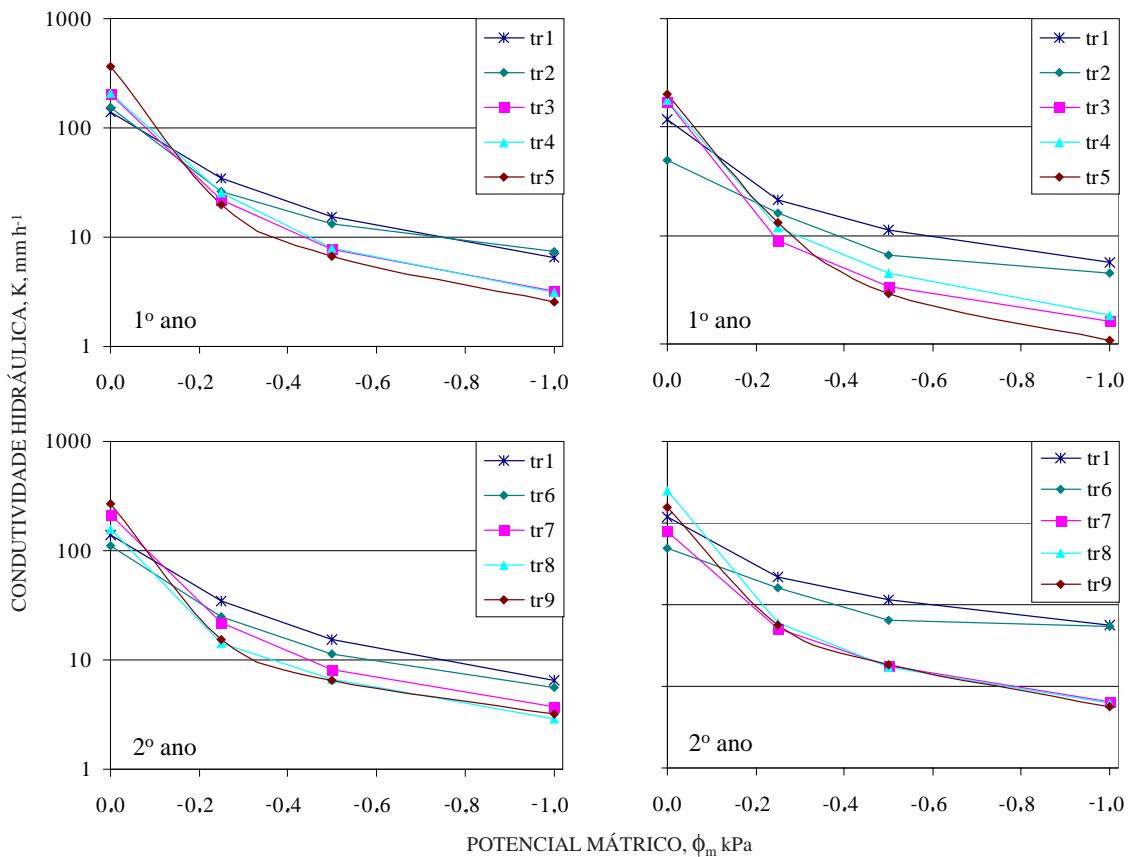


Figura 4. Valores médios de condutividade hidráulica (K), considerando o potencial mátrico, nos dois anos do experimento, para os tratamentos tr1, tr2, tr3, tr4 e tr5 (referentes à adubação mineral e às doses de lodo de esgoto) e tr1, tr6, tr7, tr8 e tr9 (referentes à adubação mineral e às doses de composto de lixo).

o possível aumento da atividade biológica no solo devido à aplicação dos resíduos pode levar à formação de caminhos de fluxo preferencial que, ainda que alterem pouco a porosidade total ou a retenção da água, afetariam de maneira mais pronunciada a transmissão da água no solo.

No segundo ano do experimento, houve efeito significativo (a $\alpha = 0,10$ de probabilidade) dos tratamentos sobre a condutividade hidráulica para todos os potenciais mátricos estudados, enquanto, no primeiro ano, esta significância verificou-se somente para os potenciais mátricos -0,50 e -1,00 kPa. Tal intensificação dos efeitos dos tratamentos indica a ocorrência de efeito cumulativo da matéria orgânica no segundo ano em relação ao primeiro.

No entanto, comparando a condutividade hidráulica obtida para cada potencial mátrico nos dois anos do experimento, verificou-se que os valores médios no segundo ano foram sistematicamente menores que no primeiro, inclusive na saturação (Quadro 1). Além disso, os coeficientes de correlação (r) entre os valores de condutividade hidráulica de

cada parcela, obtidos nos dois anos do experimento, foram baixos para todos os potenciais mátricos estudados (R igual a 0,31; 0,13; 0,57 e 0,72, respectivamente, para os potenciais mátricos 0; -0,25; -0,50 e -1,00 kPa).

A variabilidade da condutividade geralmente mostrou-se maior para o solo saturado que para o não saturado, justificando serem os coeficientes de correlação para os potenciais mátricos mais próximos à saturação (0; -0,25 kPa) menores que os dos potenciais mais afastados da saturação (-0,50 e -1,00 kPa).

CONCLUSÕES

1. Pelo fato das parcelas tratadas com resíduos apresentarem condutividade hidráulica maior que as parcelas-testemunhas para o solo próximo à saturação e menor à medida que o solo afasta-se da saturação, concluiu-se que, nas condições do presente

experimento, os resíduos urbanos levam a modificações da condutividade hidráulica do solo saturado e não saturado. Os efeitos a longo prazo poderão ser bastante diferentes, necessitando de avaliações específicas.

LITERATURA CITADA

- ABU-SARAR, T.H. Modification of hydraulic properties of a semiarid soil in relation to seasonal applications of sewage sludge and electrolyte-producing compounds. *Soil Technol.*, 9:1-13, 1996.
- ANKENY, M.D.; AHMED, M.; KASPAR, T.C. & HORTON, R. Simple field method for determining unsaturated hydraulic conductivity. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 55:467-470, 1991.
- BERTON, R.S. Potencial agrícola do composto de lixo urbano In: CONGRESSO LATINO-AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO, 13., Águas de Lindóia, 1996. Anais. 1996. Campinas, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1996. (CD-ROM).
- CHANG, A.C.; PAGE, A.L. & VARNEKE, J.E. Soil conditioning effects of municipal sludge compost. *J. Environ. Eng.*, 109:574-583, 1983.
- CONSTANTINI, A.; LOCH, R.J.; GLANVILLE, S.F. & ORANGE, D.N. Evaluation of the potential to dispose of sewage sludge. I. Soil hydraulic and overland flow properties of *Pinus* plantations in Queensland. *Aust. J. Soil Res.*, 33:1041-1052, 1995.
- EPSTEIN, E. Effects of sewage sludge on some soil physical properties. *J. Environ. Qual.*, 4:139-142, 1975.
- GUPTA, S.C.; DOWDY, R.H. & LARSON, W.E. Hydraulic and thermal properties of a sandy soil as influenced by incorporation of sewage sludge. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 41:601-605, 1977.
- JACOBOWITZ, L.A. & STEENHUIS, T.S. Compost impact on soil moisture and temperature. *Biocycle*, 25:56-60, 1984.
- KHALEEL, R.; REDDY, K.R. & OVERCASH, M.R. Changes in soil physical properties due to organic waste applications: a review. *J. Environ. Qual.*, 10:133-141, 1981.
- KUMAR, S.; MALIK, R.S. & DAHIYA, I.S. Influence of different organic wastes upon water retention, transmission and contact characteristics of a sandy soil. *Aust. J. Soil Res.*, 23:131-136, 1985.
- LOGAN, T.J.; HARRISON, B.J.; McAVOY, D.C. & GREFF, J.A. Effects of olestra in sewage sludge on soil physical properties. *J. Environ. Qual.*, 25:153-161, 1996.
- MARTENS, D.A. & FRANKENBERGER Jr., W.T. Modification of infiltration rates in a organic-amended irrigated soil. *Agron. J.*, 84:707-717, 1992.
- MATTIAZZO-PREZZOTTO, M.E. Química ambiental e agronomia. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 22., Piracicaba, 1992. Anais. Campinas, Fundação Cargill, 1992. p.157-178.
- METZGER, L. & YARON, B. Influence of sludge organic matter on soil physical properties. *Adv. Soil Sci.*, 7:141-163, 1987.
- MOREL, J.L.; GUCKERT, A. & SEDOGO, M. Effets de l'épandage des boues résiduaires urbaines sur l'état physique du sol. *Bull. ENSAIA*, 20:13-19, 1978.
- PERROUX, K.M. & WHITE, I. Designs for disc permeameters. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 52:1205-1215, 1988.
- SPIRONELLO, A.; RAIJ, B. van; PENATTI, C.P.; CANTARELLA, H.; MORELLI, J.L.; ORLANDO FILHO, J.; LANDELL, M.G.A. & ROSSETTO, R. Cana-de-açúcar. In: RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. & FURLANI, A.M.C., eds. Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. Campinas, Instituto Agronômico de Campinas, 1996. p.237-239.
- WALLACE, A.; WALLACE, G.A. A possible flaw in EPA' 1993 new sludge rule due to heavy metal interactions. *Comm. Soil Sci. Pl. Anal.*, 25:129-135, 1994.
- WEI, Q.F.; LOWERY, B. & PETERSON, A.E. Effect of sludge application on physical properties of a silty clay loam soil. *J. Environ. Qual.*, 14:178-180, 1985.

