

PAULO LUÍS GONÇALVES CAMPELO

INFLUÊNCIA DA APLICAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE
SUINOCULTURA NAS CARACTERÍSTICAS FÍSICO-HÍDRICAS E QUÍMICAS
DE UM SOLO PODZÓLICO VERMELHO-AMARELO

Tese apresentada à Universidade
Federal de Viçosa, como parte das
exigências do Curso de Engenharia
Agrícola, para obtenção do título de
“Magister Scientiae”.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
NOVEMBRO – 1999

PAULO LUÍS GONÇALVES CAMPELO

INFLUÊNCIA DA APLICAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE
SUINOCULTURA NAS CARACTERÍSTICAS FÍSICO-HÍDRICAS E QUÍMICAS
DE UM SOLO PODZÓLICO VERMELHO-AMARELO

Tese apresentada à Universidade
Federal de Viçosa, como parte das
exigências do Curso de Engenharia
Agrícola, para obtenção do título de
“Magister Scientiae”.

Aprovada: 27 de maio de 1999.

Prof. Antonio Teixeira de Matos
(Conselheiro)

Prof. Mauro Aparecido Martinez
(Conselheiro)

Prof. Fernando Pinto

Prof. Wilson Deniculi

Prof. Rubens Alves de Oliveira
(Orientador)

AGRADECIMENTO

À Universidade Federal de Viçosa, por intermédio do Departamento de Engenharia Agrícola, pela oportunidade de realizar o Curso.

À Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), pelo financiamento do projeto.

Ao Professor Rubens Alves de Oliveira, pela orientação e pelos ensinamentos.

Ao Professor Antonio Teixeira de Matos, pela valiosa contribuição e pelas sugestões.

Aos Professores Paulo Roberto Cecon, Mauro Aparecido Martinez, Everardo Chartuni Mantovani, Marcos Heil Costa e Luiz Cláudio Costa, pelos ensinamentos.

Aos colegas de curso, pela convivência.

Aos funcionários da Área Experimental de Irrigação e Drenagem, pelos serviços prestados.

À Luciana, minha tão amada esposa, pelo constante apoio.

BIOGRAFIA

Paulo Luís Gonçalves Campelo, filho de Syneas Martins Campelo e Dejanira Gonçalves Campelo, nasceu em Jequitibá, MG, em 28 de maio de 1969.

Em dezembro de 1988, concluiu o Curso de Técnico em Agropecuária pela Central de Ensino e Desenvolvimento Agrário de Florestal, vinculada à Universidade Federal de Viçosa (UFV).

Em março de 1990, ingressou no Curso de Engenharia Agrícola da UFV, em Viçosa, MG, graduando-se em dezembro de 1995.

Em março de 1996, iniciou o Curso de Pós-Graduação, mestrado, em Engenharia Agrícola nessa mesma Universidade, na área de Irrigação e Drenagem, defendendo tese em maio de 1999.

CONTEÚDO

	Página
EXTRATO	vi
ABSTRACT	viii
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	5
3. MATERIAL E MÉTODOS	14
3.1. Caracterização do experimento	14
3.2. Confeção dos infiltrômetros	14
3.3. Obtenção da água residuária	15
3.4. Testes de infiltração	16
3.5. Caracterizações físico-hídrica e química do solo	16
3.5.3. Caracterização química do solo	17
3.6. Caracterizações física, química e bioquímica da água residuária	18
3.6.1. Obtenção das amostras da água residuária	18
3.6.2. Caracterização física da água residuária	18
3.6.3. Caracterização química da água residuária	19
3.6.4. Caracterização bioquímica das águas residuárias	19
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	20
4.1. Avaliação da qualidade da água e das águas residuárias utilizadas nos testes de infiltração	20
4.2. Testes de infiltração	22

	Página
4.3. Caracterização do solo	33
4.3.1. Curvas características do solo	33
4.3.2. pH do solo	34
4.3.3. Carbono	35
4.3.4. Fósforo disponível	36
4.3.5. Potássio trocável	37
4.3.6. Cálcio trocável	37
4.3.7. Magnésio trocável	38
4.3.8. Zinco trocável	39
4.3.9. Cobre	40
4.3.10. Condutividade elétrica	40
4.3.11. Condutividade hidráulica do solo saturado	41
4.3.12. Densidade do solo	43
4.3.13. Densidade de partículas	44
4.3.14. Porosidade	45
5. RESUMO E CONCLUSÕES	47
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	49
APÊNDICE	52

EXTRATO

CAMPELO, Paulo Luís Gonçalves, M.S., Universidade Federal de Viçosa, novembro de 1999. **Influência da aplicação de águas residuárias de suinocultura nas características físico-hídricas e químicas de um solo podzólico vermelho-amarelo.** Orientador: Rubens Alves de Oliveira. Conselheiros: Antonio Teixeira de Matos, Mauro Aparecido Martinez e Paulo Roberto Cecon.

Este trabalho foi conduzido na Área Experimental de Hidráulica, Irrigação e Drenagem do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa, MG, tendo como objetivo avaliar a influência de aplicações sucessivas de águas residuárias de suinocultura, com diferentes concentrações de sólidos totais, sobre as características físico-hídricas e químicas de um solo Podzólico Vermelho-Amarelo. O experimento foi conduzido em delineamento experimental inteiramente casualizado, com cinco tratamentos e três repetições. Os diferentes tratamentos constituíram da aplicação de água e de águas residuárias com concentrações de sólidos totais de 2,4 g L⁻¹; 7,0 g L⁻¹; 16,3 g L⁻¹; e 26,9 g L⁻¹. Antes das aplicações das águas residuárias foram coletadas amostras do solo em três pontos distintos de uma área de 64 m², para suas caracterizações físico-hídrica e química, nas camadas de 0 a 10, 10 a 20, 20 a 30 e 30 a 40 cm de profundidade. Foram instalados 15 infiltrômetros de anel, e em cada um deles foram conduzidos quatro testes de infiltração com intervalos de 15 dias entre eles. Durante a

condução dos testes eram coletadas amostras da água e das águas residuárias utilizadas nos testes e encaminhadas para análises, nas quais foram determinados o pH e as concentrações totais de Na, P, K, Ca, Mg, Zn e Cu, além da condutividade elétrica, demanda Biológica de oxigênio (DBO) e demanda bioquímica de oxigênio (DQO). Após a condução desses ensaios, foram retiradas amostras do solo no centro de cada infiltrômetro, nas profundidades mencionadas anteriormente, para as suas caracterizações físico-hídrica e química. Pelos resultados obtidos, pode-se concluir que: a) a aplicação de grandes lâminas de águas residuárias com concentração de sólidos totais superior a 15 mg L^{-1} provoca forte selamento superficial do solo; b) em aplicações sucessivas de águas residuárias de suinocultura, cuja concentração de sólidos totais ultrapasse a 15 mg L^{-1} , como deve ser o caso específico da distribuição desses resíduos por sulcos de infiltração, de tempos em tempos deve-se fazer uso de algum implemento agrícola que provoque a quebra da crosta superficial formada; c) como a aplicação de águas residuárias constitui o aporte de grande quantidade de sais para o solo, a aplicação de águas residuárias como fonte de água para satisfação das necessidades hídricas das culturas concorrerá para rápida salinização do solo – as lâminas a serem aplicadas deverão ser, por isso, calculadas com base na quantidade de nutrientes e outros sais a serem incorporados ao solo; e d) as águas residuárias da suinocultura, por constituírem rica fonte de nutrientes, devem ser aplicadas em áreas de cultivo agrícola.

ABSTRACT

CAMPELO, Paulo Luís Gonçalves, M.S., Universidade Federal de Viçosa, November 1999. **Influence of swine wastewater application on hydrophysical and chemical characteristics of a Yellow Red Podzol.** Adviser: Rubens Alves de Oliveira. Committee Members: Antonio Teixeira de Matos, Mauro Aparecido Martinez and Paulo Roberto Cecon.

This work was developed at the Experimental Area of Hydraulics, Irrigation and Drainage of the Agricultural Engineering Department, in the Federal University of Viçosa, Viçosa City, Minas Gerais, Brazil. The aim was to evaluate the influence of successive applications of swine wastewater, with different concentrations of total solids, on the hydrophysical and chemical characteristics of a Yellow Red Podzol. The experiment was developed in entirely casual experimental delineation that had five treatments and three repetitions. The different treatments had the application of water and swine wastewater with total solid concentrations of 2.4 g L^{-1} , 7.0 g L^{-1} , 16.3 g L^{-1} , and 26.9 g L^{-1} . Before the applications of swine wastewater, samples of soil were collected from three different points in the area of 64 m^2 , in the layers from 0 to 10, 10 to 20, 20 to 30 and 30 to 40 cm depth, for their hydrophysical and chemical characterizations. Fifteen ring infiltrometers were installed, in each one of them four infiltration tests were taken with intervals of 15 days between one another. During the conduction of the tests samples of water and

wastewater used in the tests were collected and sent later for analyses and determination of pH and the total concentration of In the, P, K, Ca, Mg, Zn, and Cu, besides the electric conductivity, biochemical and chemical demands of oxygen. After the development of those essays, soil samples were retired from the center of each infiltrometer, in the same depths mentioned before, for their hydrophysical and chemical characterizations. Through the obtained results it could be verified that; a) the application of great sheets of swine wastewater with a total solid concentration superior to 15 mg L^{-1} provokes strong superficial soil sealing; b) in successive applications of swine wastewater, which concentration of total solids surpasses 15 mg L^{-1} , of times it should be made use of some agricultural implement that provokes the break of the formed superficial crust; c) as the application of wastewater constitutes the contribution of a great amount of salts to the soil, the application of wastewater as source of water for satisfaction of the hydro needs of the cultures will compete for a fast salty soil – the sheets to be applied they should be calculated with base on the amount of nutrients and other salts to be incorporated in the soil; and d) the swine wastewater, as they are a rich source of nutrients, they should be applied in areas of agricultural cultivation.

1. INTRODUÇÃO

As águas residuárias geradas pela atividade suinícola em regime de confinamento têm-se transformado em sério problema ambiental devido ao seu grande potencial poluidor. A destinação inadequada desses resíduos pode colocar em risco o equilíbrio ecológico pela introdução de agentes patogênicos a animais e vegetais, pela possibilidade de contaminação da cadeia alimentar por metais pesados, pela eutrofização dos cursos d'água ou pelos efeitos negativos que pode ocasionar ao solo. Porém, quando usados com base em critérios agronômicos corretos, tais resíduos podem constituir alternativa econômica para a propriedade rural, sem comprometimento da qualidade ambiental (SCHERER et al., 1995).

No Brasil, os órgãos federais, estaduais e municipais, responsáveis pela fiscalização da qualidade ambiental e saúde pública, têm atuado com rigor no cumprimento da legislação pertinente, sob pena de sanções aos infratores, o que tem preocupado empresários atuantes em diversos setores da economia nacional descompromissados com a conservação do meio ambiente.

De modo geral, ainda se pratica o lançamento de grandes quantidades de águas residuárias provenientes de criatórios animais em coleções de água sem que seja efetuada, previamente, a redução do poder poluente aos níveis estabelecidos pela legislação. Isso tem causado sérios desequilíbrios ecológicos e poluição, como a redução da concentração de oxigênio dissolvido na água em decorrência da alta demanda bioquímica de oxigênio (DBO) que

esses resíduos orgânicos proporcionam. Além disso, a presença de substâncias orgânicas putrescíveis pode gerar odores desagradáveis, tornando as águas impróprias para fins de abastecimento e até mesmo para o lazer.

A Zona da Mata mineira destaca-se como uma das áreas de maior concentração de granjas suínolas de elevado nível tecnológico do Estado de Minas Gerais. Os suinocultores, cientes da degradação ambiental causada pelo lançamento direto de dejetos suínos nas coleções de água e diante da ação fiscalizadora desenvolvida por órgãos públicos responsáveis pela qualidade do ambiente, têm investido na busca de soluções específicas para dispor ou aproveitar esses resíduos. A legislação atual que trata da proteção e melhoria ambiental, em nível estadual, estabelece normas e padrões para lançamento de efluentes nas coleções de água. No Estado de Minas Gerais, a legislação pertinente é a Deliberação Normativa COPAM Nº 010/86 (MINAS GERAIS, 1987), que regulamenta, dentre outros, as condições a ser obedecidas para lançamento de efluentes de qualquer fonte poluidora nos corpos d'água.

Nesse contexto, a instalação, a manutenção e a expansão de atividades empresariais relacionadas à criação intensiva de animais ficam restritas não apenas a aspectos econômicos, mas também à capacidade do empresário rural de se adequar à legislação ambiental vigente.

Em uma granja de suínos, a quantidade diária de efluentes produzida depende, dentre outros fatores, do número e da idade dos animais e, principalmente, da quantidade de água gasta na higienização das baias. A associação desses fatores, por sua vez, vai definir a concentração de sólidos na água residuária, os custos com estruturas de tratamento ou de armazenamento e a necessidade de área para recebimento dessas águas, como forma de adubação orgânica, caso seja esta a forma escolhida para disposição dos resíduos.

Atualmente estão sendo recomendadas bombas de alta pressão e baixa vazão para lavagem das baias, buscando-se economizar água nas granjas e diminuir o volume da água residuária produzida, o que é desejável. Entretanto, a adoção dessa técnica na higienização das baias implicará aumento significativo da concentração de sólidos totais da água residuária.

Na aplicação de água residuária no solo devem ser considerados dois aspectos importantes, associados ao aumento da concentração de sólidos: o

aumento dos riscos de salinização do solo e as alterações de suas características físico-hídricas.

A salinidade reduz a disponibilidade de água que já se encontra armazenada no solo devido à redução do potencial total, ocasionada pela diminuição do potencial osmótico. A redução na velocidade de infiltração proporciona decréscimo na quantidade de água que penetra no solo.

A irrigação com fluidos de grandes concentrações de sólidos totais pode provocar entupimento de poros e formação de crosta na superfície do solo, o que pode proporcionar problemas de infiltração de água, além de dificultar a germinação e a emergência de plântulas.

Quando a redução da infiltração se deve à qualidade da água aplicada, o problema ocorre, em geral, nos primeiros centímetros do solo. O efeito final é similar ao da salinidade, isto é, redução no suprimento de água às culturas, ocasionada, porém, pela diminuição da quantidade de água que penetra na zona radicular.

O problema de infiltração torna-se evidente quando a água de irrigação não atravessa a superfície do solo em velocidade suficientemente alta para permitir a reposição da água consumida pela cultura entre duas irrigações consecutivas.

O conhecimento das características físico-hídricas do solo e das alterações ocasionadas pela aplicação de água residuária da suinocultura é importante para indicar os métodos de irrigação mais adequados para a sua disposição, além de auxiliar na determinação da disponibilidade de água no solo para as culturas. Possibilita, também, a determinação da intensidade de precipitação máxima dos aspersores, no caso da irrigação por aspersão e da área mínima necessária para distribuição do efluente no campo, de acordo com a vazão disponível na granja, além de indicar a periodicidade de incorporação do resíduo orgânico no solo.

Considerando a escassez de informações técnicas específicas relativas ao tratamento e ao aproveitamento agrícola de águas residuárias provenientes de atividades suinícolas, cabe à pesquisa gerar conhecimentos que possam contribuir para a solução de problemas ambientais, propondo opções que sejam técnica e economicamente viáveis para a propriedade rural e ambientalmente aceitas pela sociedade.

O presente trabalho teve como objetivo avaliar a influência de aplicações sucessivas de águas residuárias provenientes da higienização de granja de suínos, com quatro diferentes concentrações de sólidos totais (2,4; 7,0; 16,3; e 26,9 g L⁻¹), sobre as características físico-hídricas e químicas de um solo Podzólico Vermelho-Amarelo.

2. REVISÃO DE LITERATURA

A grande concentração de animais em sistemas de confinamento implica grande produção de dejetos animais, os quais possuem alto potencial de poluição ambiental (HOBAN et al., 1997). Com a adoção da produção de suínos em confinamento, têm-se produzido quantidades cada vez maiores de dejetos, os quais, pela falta de tratamento adequado, se transformaram na maior fonte poluidora dos mananciais de água em Santa Catarina (OLIVEIRA, 1993).

A suinocultura é uma exploração pecuária concentradora de dejetos animais, sabidamente possuidores de alta carga poluidora para o solo, o ar e a água. Devido a isso, nos últimos 15 anos, muitos estudos têm sido direcionados com o intuito de desenvolver tecnologias que viabilizem a utilização desses dejetos, minimizando seu impacto sobre o ambiente (MATOS et al., 1997).

Muller, citado por DIAZ et al. (1991), afirmou que um suíno adequadamente alimentado excreta diariamente entre 0,6 e 1% de seu peso vivo (PV) em matéria seca fecal. Esses dados são similares aos resultados de produção de 0,082 a 0,092 kg de fezes para cada kg de suíno vivo, de acordo com Overcasch e Hummenick, citados por KONZEN (1980), que, com base nesses dados, estimaram a produção anual em 32 a 51 milhões de toneladas desse dejetos no Brasil.

O volume total de águas residuárias em uma criação depende da quantidade de água desperdiçada nos bebedouros e da quantidade de água utilizada na higienização das instalações (OLIVEIRA, 1993).

Cardwell, citado por HOBAN et al. (1997), relatou que o manejo de dejetos se tornou o tema mais discutido com a expansão dos sistemas de confinamento de animais.

Dentre os impactos ambientais causados pelo confinamento de animais, alguns têm-se destacado, como o odor, que é o mais prontamente percebido; e o alto poder poluente dos dejetos produzidos quando lançados em recursos hídricos, além de outros problemas (HOBAN et al., 1997). Nos Estados Unidos, as águas residuárias da suinocultura são, geralmente, armazenadas em lagoas, que podem contribuir para a eutrofização de águas de superfície e subsuperficiais, podendo também afetar a qualidade do ar (MIKKELSEN et al., 1997).

Os dejetos suínos podem apresentar em sua composição: metais pesados, antibióticos e agentes patogênicos, requerendo alta demanda bioquímica de oxigênio para a sua degradação. Quando aliado ao uso intensivo de água para operações de limpeza das instalações e ao manejo mal conduzido, tal fato constitui fonte altamente poluidora do ar, da água e do solo (KONZEN, 1980).

Segundo Evans, citado por VIEIRA (1997), metais pesados como Zn e Cu podem ser acumulados no solo em níveis tóxicos, principalmente quando o pH é inferior a 6,0. LIU et al. (1996), investigando concentrações de Cd, Ni, Cr, Cu, Pb e Zn em solos irrigados com efluente de suinocultura em campos de cana-de-açúcar em Taiwan, encontraram conteúdos disponíveis de metal (mg/kg) variando de 0,02 a 0,22 para Cd; 1,67 a 5,97 para Pb; 2,89 a 9,14 para Zn; 0,05 a 0,33 para Cr; e 3,07 a 8,22 para Cu. Concluíram que o desenvolvimento da cana-de-açúcar não foi afetado adversamente por esses metais pesados.

MATOS et al. (1997) não verificaram aumento das concentrações trocáveis de Cu e Zn no perfil do solo que recebeu águas residuárias da suinocultura em doses de até 200 m³/ha, em solos de baixa condutividade hidráulica. Esses mesmos autores afirmaram que a aplicação de águas residuárias da suinocultura em solos de baixa condutividade hidráulica e com

vegetação de vigoroso crescimento (por exemplo capineiras) pode ser alternativa para redução do impacto ambiental desses resíduos no solo.

A condutividade elétrica da água residuária proveniente da higienização de baias de suínos indica que a aplicação desta no solo, em regiões de climas árido e semi-árido, pode causar problemas de salinização (BERNAL et al., 1992).

Com a intensificação da suinocultura tecnificada em algumas regiões brasileiras, notadamente na Zona da Mata mineira, verificou-se considerável aumento na produção de dejetos de suínos, cujo destino final vem sendo, tradicionalmente, os mananciais de água (LIMA, 1996). Esses resíduos são agentes poluidores, com valor de demanda bioquímica de oxigênio de cerca de 100 vezes maior que o do esgoto urbano, causando danos ao ambiente, especialmente na redução da qualidade da água, com riscos à saúde humana (KONZEN, 1980).

A concentração de oxigênio dissolvido em um rio ou lago sofre grande redução com a introdução de matéria orgânica na água. A expressão “demanda bioquímica de oxigênio”, utilizada para exprimir o grau de poluição produzida pela matéria orgânica oxidável biologicamente, corresponde à quantidade de oxigênio consumido, quando mantido em dada temperatura, por um período de tempo preestabelecido (OLIVEIRA, 1994). Se essa demanda for suficientemente alta, todo o oxigênio dissolvido da água pode ser consumido pelos microrganismos, o que pode ocasionar a morte de todos os organismos aeróbios de respiração subaquática.

Os dejetos de suínos, se lançados sem tratamento prévio em corpos hídricos, proporcionam redução da concentração de oxigênio dissolvido na água devido à alta DBO que apresentam (KONZEN, 1980). Concorre também para o aumento da DBO dos recursos hídricos o lançamento de esgotos sanitários urbanos, de outros dejetos animais, de dejetos industriais e de agrotóxicos, bem como o desmatamento de matas ciliares e a erosão dos solos, provocando a degradação ambiental (FONSECA, 1995).

De modo geral, a maioria dos empresários ligados à atividade de confinamento de animais ainda pratica o lançamento de grandes quantidades de dejetos em coleções de água, sem efetuar a redução do poder poluente em níveis aceitáveis. Na região Oeste catarinense, a maior parte dos mananciais

de água já se encontra comprometida em decorrência da exploração suinícola por cerca de 80 mil suinocultores (OLIVEIRA, 1993).

Os problemas epidemiológicos ligados aos grandes sistemas de confinamento estão intimamente relacionados com o manejo de esterco animal. Nos sistemas de confinamento total, gases nocivos como amônia, sulfeto de hidrogênio, dióxido de carbono e metano podem provocar danos a pessoas e animais. Corpos hídricos podem ser veículos de agentes patogênicos presentes em dejetos de animais. Dentre as doenças transmitidas estão a salmonelose, febre aftosa, hepatite e peste suína clássica, dentre outras (OLIVEIRA, 1993).

No Brasil, a legislação atual que trata da proteção e da melhoria ambiental, em nível estadual, estabelece normas e padrões para lançamento de efluentes nas coleções de água. No Estado de Minas Gerais, a legislação pertinente é a Deliberação Normativa COPAM Nº 010/86 (MINAS GERAIS, 1987), que regulamenta, dentre outros, as condições a ser obedecidas para lançamento de efluentes de qualquer fonte poluidora nos corpos d'água. No artigo 15 dessa deliberação normativa, tem-se que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água desde que sejam obedecidas às seguintes condições:

- a) pH entre 6,5 e 8,5 ($\pm 0,5$).
- b) Temperatura inferior a 40°C, porém a elevação da temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C.
- c) Materiais sedimentáveis até 1 mL L⁻¹ em teste de uma hora, em cone Imhoff; para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes.
- d) Regime de lançamento com vazão máxima de até 1,5 vez a vazão média do período de atividade diária do agente poluidor.
- e) Óleos e graxas, sendo os óleos minerais até 20 mg L⁻¹ e os óleos vegetais e as gorduras animais até 50 mg L⁻¹.
- f) Ausência de materiais flutuantes.
- g) DBO₅ a 20°C, no máximo de 60 mg L⁻¹; este limite só poderá ser ultrapassado no caso de o sistema de tratamento de águas residuárias reduzir

a carga poluidora do efluente, em termos de DBO_5 a 20°C do despejo, em no mínimo 85%.

h) DQO, no máximo, de 90 mg L^{-1} .

i) Sólidos em suspensão: uma concentração máxima diária de 100 mg L^{-1} e uma concentração média aritmética mensal de 60 mg L^{-1} , dentre outras condições.

Nesse contexto, a instalação, a manutenção ou a expansão de atividades empresariais relacionadas à criação intensiva de animais ficam restritas não apenas a aspectos econômicos, mas também à capacidade do empresário rural de se adequar à legislação ambiental vigente.

Os dejetos de animais, no entanto, quando bem manejados, podem-se constituir em alternativa econômica para a propriedade rural, sem comprometimento da qualidade ambiental. Atualmente, têm-se buscado opções para o aproveitamento de dejetos suínos na forma de adubo orgânico, na forma de vermicomposto ou simplesmente dispondo-o em solos improdutivos.

A aplicação de dejetos suínos no solo é justificável em virtude dos efeitos proporcionados pela matéria orgânica. Esses efeitos se dividem em: efeitos físicos, caracterizados pelas modificações na estrutura do solo, pela redução da plasticidade e da coesão, pelo aumento da capacidade de retenção de água e pela manutenção de temperaturas mais uniformes; efeitos químicos, caracterizados pelo aumento da capacidade de troca catiônica, pelo aumento do poder-tampão, pela formação de compostos orgânicos como quelatos e, evidentemente, como fontes de nutrientes; e efeito biológico, responsável pela intensificação das atividades microbiana e enzimática dos solos (KIEHL, 1985).

Segundo FELTON (1992), estudos têm mostrado que a incorporação de matéria orgânica no perfil do solo resulta em melhoria da capacidade de retenção de água e condutividade hidráulica, redução da densidade do solo e aumento da porosidade. Ao incorporar matéria orgânica no horizonte B de um solo de área de mineração, em taxas de até 271.600 kg/ha , esse autor verificou redução de até 25% na densidade do solo, aumento da porosidade e aumento de até 1.400% na condutividade hidráulica.

AZEVÉDO (1991) e CHATEAUBRIAND (1985), trabalhando com pastagem de capim-gordura (*Melinis minutiflora* Beauv) e milho (*Zea mays* L.), respectivamente, observaram o potencial do resíduo de suínos como

fertilizante. Concluíram que, com o aumento da quantidade de dejetos de suínos adicionados ao solo, houve elevação dos teores de N, P, K, S, Ca e Mg. Além disso, AZEVÊDO (1991) observou que, com o aumento da dose do referido resíduo, houve elevação do pH e da condutividade elétrica do solo, bem como da concentração de Na⁺.

As propriedades biológicas do solo são alteradas com a aplicação de compostos orgânicos. Os materiais orgânicos servem como fonte de alimento e energia para os microrganismos heterotróficos do solo. Esses microrganismos dependem da matéria orgânica para obtenção de energia necessária à sua sobrevivência. Geralmente, os microrganismos têm sua atividade limitada pela disponibilidade de nutrientes. Todavia, na falta destes, os microrganismos podem utilizar as reservas endocelulósicas e, por vezes, a matéria orgânica já humificada. Para CARDOSO (1992), a quantidade de biomassa microbiana reflete o estado de fertilidade do solo; normalmente, a degradação de um solo vem acompanhada de declínio na atividade de microrganismos.

A matéria orgânica do solo contém boa parte de N, S e P na própria estrutura das moléculas húmicas e mantém diversos nutrientes minerais adsorvidos superficialmente, por apresentar cargas negativas livres. Portanto, no que se refere às propriedades químicas do solo, os compostos orgânicos, além de serem fontes adicionais de macro e micronutrientes, apresentam elevada capacidade de troca catiônica (CARDOSO, 1992).

Quando os dejetos de suínos são aplicados ou incorporados ao solo, há estimulação da atividade microbiana, e as exigências de oxigênio por parte dos microrganismos passam a exceder a taxa de difusão do oxigênio atmosférico, tornando o ambiente anaeróbio. Desse modo, ocorre a degradação incompleta da matéria orgânica, causando a redução do pH do solo e a produção de gases malcheirosos e tóxicos. Quando a taxa de mineralização do material orgânico é reduzida, os nitratos são rapidamente convertidos, pela denitrificação, a nitrogênio elementar e óxido nitroso, tornando-se poluente atmosférico (VIEIRA, 1997).

Segundo HOBAN et al. (1997), os custos com a implantação de sistemas de tratamento de dejetos de animais inviabilizam a permanência de pequenos produtores nessa atividade.

Para atendimento à legislação ambiental, as águas residuárias devem ser tratadas antes do lançamento em corpos hídricos ou da incorporação ao solo, preferencialmente em áreas de cultivo agrícola.

MINER et al. (1983) mencionaram que, para o tratamento de águas residuárias, têm sido utilizadas lagoas anaeróbias, uma vez que se caracterizam por apresentar baixo custo de construção, simples operação e baixo requerimento energético. No entanto, a qualidade do efluente de lagoas anaeróbias não é adequada para que ele seja descarregado em cursos d'água, pois matéria orgânica, nutrientes e sólidos suspensos persistem, normalmente acima dos limites exigidos para lançamento.

De acordo com DESIGN (1990), o sobrenadante da lagoa anaeróbia pode ser aplicado no solo por meio de sistemas de irrigação por superfície ou por aspersão, tanques espalhadores ou outros sistemas de aplicação. Irrigação por inundação permanente deve ser evitada, sendo preferível a aplicação semanal ou quinzenal.

Segundo HUBBARD (1987), o objetivo principal na disposição de resíduos no solo é usar o "filtro vivo" formado por plantas e microrganismos, somados às propriedades físicas e químicas do solo, para reduzir os níveis de contaminantes e microrganismos patogênicos presentes nas águas residuárias.

De acordo com Gilley, citado por SCALLOPPI e BAPTISTELLA (1986), a aplicação de efluentes no solo por meio de sistemas de irrigação pode ser caracterizada como: a) aplicação normal; e b) aplicação como tratamento. Na aplicação normal, raramente possível dada à elevada salinidade da maioria das águas residuárias, o efluente é utilizado principalmente como fonte de água para irrigação de culturas. Na aplicação como tratamento do efluente, o objetivo principal consiste em maximizar a quantidade aplicada sem provocar contaminação ambiental, visando, ainda, a um nível aceitável de produção da cultura explorada. A diferença fundamental entre essas formas de aplicação é a quantidade de efluente aplicada por unidade de área.

O grau requerido de tratamento do efluente a ser aplicado no solo por meio de sistemas de irrigação pode ser baseado nas diretrizes e recomendações de órgãos de saúde pública. Fatores que poderão ser considerados na avaliação da necessidade de tratamento preliminar incluem o tipo de cultura a ser explorada, a finalidade de uso da cultura, o grau de contato

do público com o efluente e o método de aplicação a ser utilizado (METCALF e EDDY, 1979).

A disposição de águas residuárias no solo por períodos longos podem resultar em acúmulo de nutrientes que excedem as exigências da planta (MIKKELSEN et al., 1997).

SCALLOPPI e BAPTISTELLA (1986) afirmaram que o excesso de sódio e potássio em relação ao cálcio e magnésio, característico em algumas águas residuárias, pode causar a desestruturação do solo, reduzindo a capacidade de infiltração e a troca de gases com a atmosfera. Esses efeitos, entretanto, normalmente não constituem problema quando a porcentagem de sódio trocável é inferior a 15.

AYERS e WESTCOT (1977) apresentaram algumas diretrizes para se fazer uma primeira interpretação da qualidade da água para irrigação, visando avaliar o potencial de salinização e os riscos de degradação do solo. As características enfocadas relativas a essas águas foram: a) a salinidade do solo, que afeta a disponibilidade de água para o cultivo; b) a infiltração da água no solo; e c) a toxicidade de íons específicos, que afeta os cultivos sensíveis. Posteriormente, essas diretrizes foram modificadas por AYERS e WESTCOT (1987), as quais são apresentadas no Quadro 1.

Irrigação com líquidos apresentando alta concentração de sólidos pode provocar alteração na capacidade de infiltração do solo, ocasionada por entupimento de poros e pela formação de crosta em sua superfície. A formação de crostas superficiais ocasiona problemas de infiltração, de germinação e de emergência de plântulas. Segundo DETAR (1980), líquidos contendo mais de 200 mg L^{-1} de sólidos totais não se infiltrarão no solo em taxas idênticas às observadas com água. Esterco diluído em água pode apresentar velocidade de infiltração equivalente a 1/10 do valor encontrado para água.

Quadro 1 – Diretrizes para interpretação da qualidade da água para irrigação, com base numa porcentagem de lixiviação entre 15 e 20%

Problema Potencial	Unidades	Grau de Restrição de Uso		
		Nenhum	Médio	Severo
Salinidade				
CEa*	dS m ⁻¹	< 0,7	0,7 - 3,0	> 3,0
TSS**	mg L ⁻¹	< 450	450 - 2000	> 2000
Infiltração				
RAS*** = 0 - 3 e	CEa =	> 0,7	0,7 - 0,2	< 0,2
RAS = 3 - 6 e	CEa =	> 1,2	1,2 - 0,3	< 0,3
RAS = 6 - 12 e	CEa =	> 1,9	1,9 - 0,5	< 0,5
RAS = 12 - 20 e	CEa =	> 2,9	2,9 - 1,3	< 1,3
RAS = 20 - 40 e	CEa =	> 5,0	5,0 - 2,9	< 2,9
Toxicidade de Íons Específicos				
Sódio (Na)				
Irrigação por Superfície	RAS	< 3	3 - 9	> 9
Irrigação por Aspersão	meq L ⁻¹	< 3	> 3	
Cloro (Cl)				
Irrigação por Superfície	meq L ⁻¹	< 4	4 - 10	> 10
Irrigação por Aspersão	meq L ⁻¹	< 3	> 3	
Boro (B)	mg L ⁻¹	< 0,7	0,7 - 3	> 3
Nitrogênio (NO ₃ ⁻ - N)	mg L ⁻¹	< 5	5,0 - 30	> 30
Bicarbonato (HCO ₃)				
Irrigação por Aspersão	meq L ⁻¹	< 1,5	1,5 - 8,5	> 3
pH				
		Amplitude Normal: 6,5 - 8,4		

* Condutividade elétrica da água.

** Total de sólidos em solução.

*** Razão de adsorção de sódio.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Caracterização do experimento

Este trabalho foi conduzido na Área Experimental de Hidráulica, Irrigação e Drenagem e nos Laboratórios de Solo e Água do Departamento de Engenharia Agrícola, de Física do Solo e de Química do Solo do Departamento de Solos, de Química Analítica e Ambiental do Departamento de Química e de Celulose e Papel do Departamento de Engenharia Florestal da Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa, MG.

O experimento foi montado em um solo Podzólico Vermelho-Amarelo, numa área de 64 m², dividida em parcelas de dimensões de 2 x 2 m, sendo instalado um infiltrômetro de anel no centro de cada parcela. Foram estabelecidos cinco tratamentos, sendo um, a testemunha, com aplicação de água e os outros quatro com aplicação de água residuária com concentrações de sólidos totais de 0,3; 4,9; 16,3; e 27,7 g L⁻¹.

Sobre a área experimental foi construída uma estrutura de madeira com cobertura plástica móvel utilizada nos períodos de chuva.

3.2. Confeção dos infiltrômetros

Para condução dos ensaios, foram confeccionados 15 infiltrômetros de anel, em PVC, com 25 cm de diâmetro e 50 cm de altura, com extremidade

inferior biselada para facilitar a sua cravadura no solo. Os infiltrômetros foram cravados até a profundidade de 40 cm. A bordadura foi constituída de dique, feito com terra, construído em volta de cada anel, com altura de aproximadamente 10 cm e 50 cm de diâmetro.

3.3. Obtenção da água residuária

As águas residuárias utilizadas no presente trabalho foram obtidas em locais de descarga de efluente de uma granja localizada próximo à Universidade Federal de Viçosa. Para execução dos ensaios de campo, foram preparadas soluções a partir da água residuária bruta, obtendo-se diferentes concentrações de sólidos totais. As concentrações de sólidos totais obtidas para execução dos ensaios foram a da própria água residuária coletada no local de descarga da granja e as três restantes, obtidas por adição de mistura de fezes e urina coletada diretamente no interior das baias de terminação. Nesse caso, as concentrações de sólidos totais da água residuária foram estimadas, utilizando-se a metodologia descrita por SCHERER et al. (1995), a qual relaciona a concentração de sólidos totais com a massa específica da água residuária proveniente de atividades suinícolas, por meio da seguinte equação:

$$Y = -228,72 + 0,22807 X \quad R^2 = 0,96$$

em que

Y = porcentagem de sólidos totais; e

X = massa específica da água residuária, em kgm^{-3} .

As concentrações de sólidos totais das águas residuárias assim obtidas foram de 2,4; 7,0; 16,3; e 26,9 g L^{-1} . Como o valor da concentração de sólidos totais da água residuária coletada no local de descarga do efluente oscilou, durante o período de coleta, em torno de 2,4 g L^{-1} , às vezes foi necessário acrescentar água para reduzi-la ou mistura de fezes e urina para aumentá-la. O procedimento de acréscimo da mistura de fezes e urina à água residuária original também foi utilizado na obtenção das demais concentrações.

Reservatórios de cimento-amianto, com capacidade para 500 L, foram utilizados para o preparo das misturas a serem usadas no experimento e para armazenar água limpa.

3.4. Testes de infiltração

Os testes de infiltração foram conduzidos de acordo com a metodologia descrita por BERNARDO (1995). Foram conduzidos quatro testes em cada infiltrômetro, com intervalos de 15 dias entre cada teste, com a finalidade de avaliar o efeito de irrigações sucessivas na velocidade de infiltração no solo. Durante os ensaios, para evitar sedimentação dos sólidos em suspensão no fundo dos reservatórios, fez-se agitação manual da massa fluida imediatamente antes da retirada do material a ser usado nos testes. Também durante a realização dos testes foram coletadas amostras do efluente para suas caracterizações física e química.

3.5. Caracterizações físico-hídrica e química do solo

No local de condução do experimento, antes da realização dos ensaios, retiraram-se amostras de solo para suas caracterizações físico-hídrica e química nas camadas de 0 a 10, 10 a 20, 20 a 30 e 30 a 40 cm de profundidade, em três repetições. Após a condução do quarto ensaio, efetuou-se esse mesmo procedimento, mas com amostras retiradas no centro de cada infiltrômetro.

A caracterização físico-hídrica do solo foi feita por meio da determinação da densidade das partículas, densidade do solo, condutividade hidráulica, porosidade total, macroporosidade, microporosidade, condutividade elétrica e obtenção da curva de retenção de água no solo.

Com exceção da condutividade elétrica, a qual foi determinada no Laboratório de Química do Solo do Departamento de Solos da UFV, conduziram-se todas as outras análises anteriormente citadas no Laboratório de Solo e Água do Departamento de Engenharia Agrícola da UFV.

Na determinação da densidade de partículas do solo foi empregado o método do balão volumétrico, descrito pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa, 1997).

A densidade do solo foi determinada, utilizando-se amostrador do tipo “Uhland”, balança de precisão e estufa, conforme descrito por BERNARDO (1995).

Fez-se a determinação da condutividade hidráulica saturada de acordo com a metodologia descrita pela Embrapa (1997).

Com os valores de densidade de partículas (D_p) e densidade do solo (D_s), calculou-se a porosidade total (P), com a aplicação da seguinte expressão:

$$P = 100 \left(1 - \frac{D_s}{D_p} \right)$$

Fez-se a determinação da microporosidade pelo método da mesa de tensão, de acordo com a metodologia descrita pela Embrapa (1997).

A macroporosidade foi calculada pela diferença entre a porosidade total e a microporosidade.

As características de retenção de água do solo foram determinadas para a camada de 0 a 10 cm de profundidade com o uso de extrator de Richards, segundo a metodologia descrita pela Embrapa (1997).

Determinou-se a condutividade elétrica do extrato de saturação do solo nas diferentes camadas estudadas, de acordo com a metodologia descrita pela Embrapa (1997), utilizando, para isso, um condutivímetro eletrônico B 331, da marca MICRONAL.

3.5.3. Caracterização química do solo

A caracterização química do solo foi feita por meio da determinação do pH e dos teores de carbono, fósforo disponível, potássio, cálcio, magnésio, alumínio, zinco e cobre trocáveis, além de hidrogênio + alumínio (H+Al), da soma de bases (SB), da capacidade de troca de cátions (CTC) efetiva e total e da porcentagem de saturação de bases (V), utilizando-se amostras de solo

representativas da camada de 0 a 40 cm, obtidas antes do início e após o término definitivo dos ensaios.

As análises para determinação dos teores trocáveis de zinco (Zn) e cobre (Cu) foram feitas no Laboratório de Química Analítica e Ambiental, pertencente ao Departamento de Química, sendo as restantes no Laboratório de Análises de Rotina de Solos do Departamento de Solos, ambos da Universidade Federal de Viçosa.

Fez-se a determinação do pH por medição do potencial hidrogeniônico por meio de eletrodo combinado imerso em suspensão solo:água, 1: 2,5, seguindo a metodologia descrita pela Embrapa (1997).

Para determinação dos teores disponíveis de fósforo e trocáveis de potássio, utilizou-se o extrator Mehlich 1, segundo a metodologia descrita pela Embrapa (1997).

Para determinar os teores trocáveis de alumínio, cálcio e magnésio, foi utilizado como extrator uma solução de KCl 1 mol L⁻¹, segundo a metodologia descrita pela Embrapa (1997).

Para determinação da acidez total, utilizou-se como extrator uma solução de Ca(OAc)₂ a 0,5 mol L⁻¹, em pH 7,0, segundo a metodologia descrita pela Embrapa (1997).

3.6. Caracterizações física, química e bioquímica da água residuária

3.6.1. Obtenção das amostras da água residuária

Imediatamente antes do início de cada ensaio, realizou-se a coleta de amostras da mistura que seria utilizada no teste, as quais foram acondicionadas em recipientes plásticos e encaminhadas para análises física, química e bioquímica.

3.6.2. Caracterização física da água residuária

A caracterização física foi feita por meio da determinação da concentração de sólidos totais, da massa específica e da condutividade elétrica, sendo as determinações da massa específica feitas na Área

Experimental de Irrigação e Drenagem, as das concentrações de sólidos totais feitas no Laboratório de Hidráulica – ambos do Departamento de Engenharia Agrícola – e as da condutividade elétrica feitas no Laboratório de Química do Solo, pertencente ao Departamento de Solos da UFV.

A massa específica foi obtida, determinando-se a massa, em balança eletrônica de precisão de 0,1 g, de um volume de 200 mL de água residuária nas diferentes concentrações de sólidos totais estudadas.

A condutividade elétrica das águas residuárias foi determinada usando-se o condutivímetro eletrônico B 331, da marca MICRONAL.

3.6.3. Caracterização química da água residuária

A caracterização química da água residuária, para as diversas concentrações de sólidos totais estudadas, foi feita por determinação do pH e das concentrações de sódio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, zinco e cobre e da demanda química de oxigênio (DQO). Com exceção das determinações de DQO, conduzidas no Laboratório de Celulose e Papel do Departamento de Engenharia Florestal, todas as outras determinações foram feitas no Laboratório de Química Analítica e Ambiental do Departamento de Química.

Para isso, foi feita a digestão das amostras das águas residuárias, seguindo-se a metodologia descrita pela Embrapa (1997); em seguida, fez-se a determinação das concentrações totais de cobre, zinco, cálcio e magnésio por espectrofotometria de absorção atômica, as concentrações de sódio e potássio por fotometria de chama e as concentrações de fósforo por espectrofotômetro UV-Visível.

3.6.4. Caracterização bioquímica das águas residuárias

A determinação da demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), a 20°C, das águas residuárias foi feita no Laboratório de Celulose e Papel do Departamento de Engenharia Florestal, seguindo-se a metodologia descrita por Apha (1995), com o auxílio de um Oxímetro OXI 320/SET, da marca WTW (Wissenschaftlich-Technische Werkstätten).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Avaliação da qualidade da água e das águas residuárias utilizadas nos testes de infiltração

No Quadro 2 estão apresentados os resultados das análises de água e de água residuária nas diversas concentrações de sólidos totais utilizadas nos testes de infiltração.

O pH da água utilizada nos testes de infiltração apresentou-se sempre menor que o das águas residuárias, sendo o maior valor de pH apresentado, em média, o da água residuária, cuja concentração de sólidos totais foi de $2,4 \text{ g L}^{-1}$.

A água utilizada nos ensaios apresentou menor condutividade elétrica do que as águas residuárias estudadas, e esse parâmetro esteve diretamente proporcional aos valores da massa específica. As concentrações de fósforo e cobre não foram detectadas na água.

No Quadro 3 estão apresentados os resultados referentes à avaliação da qualidade da água e das águas residuárias, quanto ao potencial de salinização do solo e a problemas relacionados com infiltração, baseados nas diretrizes propostas por AYERS e WESTCOT (1987).

Quadro 2 – Caracterização química da água e do dejetos utilizados nos testes de infiltração

Característica	Água	Água Residuária				
		2,4 g L ⁻¹	7,0 g L ⁻¹	16,3 g L ⁻¹	26,9 g L ⁻¹	
Massa esp. (g L ⁻¹)	1.000	1.002	1.005	1.010	1.015	
pH	Teste 1	6,4	6,3	7,0	6,8	6,5
	Teste 2	6,2	7,0	6,8	6,6	6,5
	Teste 3	6,2	7,0	6,8	6,6	6,4
	Teste 4	6,3	7,0	6,8	6,6	6,4
Na (mg L ⁻¹)	Teste 1	3,6	164	177	229	552
	Teste 2	3,5	165	184	239	271
	Teste 3	3,1	172	175	226	158
	Teste 4	3,6	167	275	233	292
P (mg L ⁻¹)	Teste 1	ND	209	294	566	1.244
	Teste 2	ND	141	325	500	700
	Teste 3	ND	178	300	550	344
	Teste 4	ND	206	644	381	569
K (mg L ⁻¹)	Teste 1	1,6	448	503	312	1.093
	Teste 2	1,9	467	469	334	442
	Teste 3	1,7	417	476	327	443
	Teste 4	1,7	416	566	698	737
Ca (mg L ⁻¹)	Teste 1	1,9	151	236	388	445
	Teste 2	1,9	145	228	356	510
	Teste 3	1,8	129	232	389	258
	Teste 4	2,1	161	486	330	434
Mg (mg L ⁻¹)	Teste 1	0,3	31	138	75	143
	Teste 2	0,3	58	55	39	53
	Teste 3	0,3	24	59	154	69
	Teste 4	0,1	47	132	80	116
Zn (mg L ⁻¹)	Teste 1	6,4	23	40	69	79
	Teste 2	8,8	25	41	67	87
	Teste 3	0,5	23	36	69	49
	Teste 4	11	27	76	56	81
Cu (mg L ⁻¹)	Teste 1	ND	14	23	41	50
	Teste 2	ND	15	24	40	57
	Teste 3	ND	14	22	41	27
	Teste 4	ND	15	44	45	46
C. Elétrica (dS m ⁻¹)	Teste 1	0,0765	4,98	6,67	8,66	10,18
	Teste 2	0,0680	5,90	7,13	8,13	9,67
	Teste 3	0,0742	5,83	7,95	8,39	9,89
	Teste 4	0,0821	5,57	7,25	8,45	9,82

Quadro 3 – Resultados da avaliação da qualidade da água e das águas residuárias nas diversas concentrações de sólidos totais utilizadas nos testes de infiltração, quanto ao potencial de salinização do solo e a problemas de infiltração no solo

Fluido	RAS	CEa (dS m ⁻¹)	Grau de restrição de uso	
			Infiltração	Salinidade
Água		0,075		Nenhuma
2,4 g L ⁻¹	3,179	5,570	Nenhuma	Severa
7,0 g L ⁻¹	2,705	7,250	Nenhuma	Severa
16,3 g L ⁻¹	2,856	8,400	Nenhuma	Severa
26,9 g L ⁻¹	4,434	9,890	Nenhuma	Severa

4.2. Testes de infiltração

Nos Quadros 4, 5, 6, 7 e 8 estão apresentados os valores da infiltração acumulada e da velocidade de infiltração (VI) obtidas para água e águas residuárias com concentrações de sólidos totais de 2,4; 7,0; 16,3; e 26,9 g L⁻¹, respectivamente, nas quatro épocas de aplicação. No Quadro 9 é apresentado um resumo dos testes, apresentando a infiltração acumulada (Ia), a velocidade de infiltração básica (VIB), o tempo necessário para obter a VIB e a velocidade de infiltração obtida nos dois primeiros minutos de teste (VI₂), parâmetros esses obtidos nas diferentes épocas de aplicação para os diferentes tratamentos,

Nos testes realizados com água, os valores médios das velocidades de infiltração básica obtidos na primeira, segunda, terceira e quarta épocas de aplicação foram de 4,2; 5,7; 5,1; e 4,9 cm h⁻¹, respectivamente, e a duração dos testes para a água foi de 510 minutos para as três primeiras épocas de aplicação e de 360 minutos para a quarta. Não houve tendência de redução significativa no valor da VI obtida nos dois primeiros minutos de aplicação de água nos testes consecutivos, tal como observado nas águas residuárias. Na água residuária com concentração de sólidos totais de 2,4 g L⁻¹, a lâmina média infiltrada foi de 165,0; 123,0; 63,7; e 7,9 mm durante a primeira, segunda, terceira e quarta épocas de aplicação, respectivamente. Na primeira época de aplicação, a VI estabilizou-se em 1,28 cm h⁻¹ (VIB) após 480 minutos de aplicação. Na segunda época de aplicação, a VIB foi de 0,65 cm h⁻¹ após

Quadro 4 – Valores de infiltração acumulada (I) e velocidade de infiltração (VI) obtidos nos testes de infiltração com água, nas quatro épocas de aplicação

Tempo entre leituras (min)	Tempo acum. (min)	Época 1		Época 2		Época 3		Época 4	
		I (cm)	VI (cm h ⁻¹)	I (cm)	VI (cm h ⁻¹)	I (cm)	VI (cm h ⁻¹)	I (cm)	VI (cm h ⁻¹)
2	2	2,62	78,53	1,68	58,06	1,75	73,34	1,23	37,59
2	4	4,19	47,26	2,62	28,11	2,70	28,42	2,05	24,51
2	6	5,47	38,16	3,24	18,64	3,40	20,88	2,63	17,72
2	8	6,32	25,67	3,76	15,73	3,93	16,22	3,12	14,67
2	10	7,02	20,98	4,30	16,09	4,41	14,06	3,56	12,83
2	12	7,66	19,25	4,72	12,63	4,82	12,41	3,93	11,21
2	14	8,32	19,70	5,19	14,18	5,22	11,92	4,23	9,07
2	16	8,85	15,89	5,61	12,73	5,63	12,37	4,53	9,17
2	18	9,35	14,97	6,03	12,63	6,02	12,00	4,80	8,05
2	20	9,81	13,79	6,49	13,49	6,43	12,12	5,10	8,80
2	22	10,26	13,55	6,85	11,00	6,79	10,76	5,39	8,76
2	24	10,66	12,02	7,25	11,81	7,11	9,78	5,66	8,15
2	26	11,08	12,53	7,58	10,15	7,44	9,82	5,91	7,34
2	28	11,48	12,02	7,87	8,55	7,76	9,49	6,13	6,93
2	30	11,81	9,86	8,19	9,47	8,04	8,31	6,35	6,68
2	35	12,63	9,86	8,91	8,76	8,75	8,51	7,03	8,07
2	40	13,28	7,78	9,65	8,80	9,39	7,72	7,68	7,82
5	45	13,89	7,33	10,35	8,39	10,12	8,80	8,31	7,58
5	50	14,52	7,64	10,97	7,50	10,72	7,09	8,92	7,27
5	55	15,08	6,60	11,70	8,72	11,27	6,70	9,46	6,52
5	60	15,58	6,01	12,32	7,42	11,81	6,50	10,01	6,57
10	70	16,64	6,36	13,67	8,11	13,00	7,09	11,20	7,13
10	80	17,69	6,32	15,16	8,96	14,07	6,42	12,30	6,60
10	90	18,67	5,91	16,57	8,48	15,08	6,09	13,29	5,95
10	100	19,59	5,49	17,90	7,97	16,18	6,58	14,32	6,19
10	110	20,46	5,26	19,04	6,84	17,11	5,57	15,42	6,60
10	120	21,40	5,59	20,37	7,96	18,00	5,38	16,54	6,72
10	130	22,23	5,04	21,63	7,60	18,92	5,49	17,60	6,35
10	140	23,13	5,38	22,92	7,69	19,91	5,95	18,62	6,11
10	150	23,93	4,77	24,19	7,66	20,89	5,87	19,52	5,40
30	180	26,28	4,71	28,36	8,34	23,73	5,68	22,25	5,48
30	210	28,56	4,55	31,95	7,17	26,57	5,68	24,86	5,20
30	240	30,85	4,59	35,36	6,83	29,41	5,68	27,45	5,18
30	270	33,15	4,59	38,75	6,78	32,14	5,47	29,89	4,89
30	300	35,34	4,39	42,18	6,85	34,83	5,37	32,33	4,87
30	330	37,59	4,51	45,47	6,59	37,50	5,35	34,77	4,89
30	360	39,82	4,46	48,72	6,49	40,32	5,64	37,22	4,89
30	390	41,97	4,29	51,75	6,07	42,91	5,17		
30	420	44,09	4,25	54,70	5,92	45,48	5,14		
30	450	46,18	4,17	57,60	5,79	48,04	5,12		
30	480	48,26	4,17	60,44	5,69	50,58	5,09		
30	510	50,35	4,17	63,28	5,69	53,13	5,09		

Quadro 5 – Valores de infiltração acumulada (I) e velocidade de infiltração (VI) obtidos nos testes de infiltração com água residuária com 2,4 g L⁻¹ de sólidos totais, nas quatro épocas de aplicação

Tempo entre leituras (min)	Tempo acum. (min)	Época 1		Época 2		Época 3		Época 4	
		I (cm)	VI (cm h ⁻¹)	I (cm)	VI (cm h ⁻¹)	I (cm)	VI (cm h ⁻¹)	I (cm)	VI (cm h ⁻¹)
2	2	1,90	56,98	0,25	7,37	0,31	9,17	0,09	2,51
2	4	2,44	16,15	0,47	6,66	0,46	4,59	0,14	1,62
2	6	2,63	5,71	0,60	3,83	0,62	4,89	0,19	1,65
2	8	2,81	5,54	0,68	2,50	0,73	3,06	0,24	1,22
2	10	2,93	3,46	0,78	3,13	0,80	2,14	0,26	0,64
2	12	3,04	3,28	0,86	2,46	0,86	1,89	0,30	1,35
2	14	3,14	3,09	0,92	1,63	0,94	2,54	0,33	0,76
2	16	3,24	2,95	0,99	2,14	1,01	1,99	0,36	0,89
2	18	3,34	2,95	1,06	2,16	1,07	1,90	0,38	0,70
2	20	3,43	2,69	1,13	2,06	1,15	2,29	0,40	0,64
2	22	3,56	3,95	1,19	1,81	1,21	1,71	0,42	0,46
2	24	3,64	2,36	1,27	2,14	1,25	1,26	0,43	0,40
2	26	3,72	2,30	1,33	1,97	1,32	2,08	0,45	0,64
2	28	3,79	2,34	1,39	1,71	1,38	1,69	0,47	0,61
2	30	3,88	2,51	1,45	1,85	1,46	2,48	0,49	0,52
5	35	4,09	2,53	1,61	1,96	1,62	1,90	0,52	0,31
5	40	4,29	2,40	1,77	1,87	1,77	1,86	0,54	0,34
5	45	4,46	2,01	1,93	1,93	1,88	1,32	0,57	0,32
5	50	4,67	2,58	2,08	1,79	2,05	2,10	0,59	0,24
5	55	4,86	2,28	2,30	2,66	2,14	0,98	0,61	0,25
5	60	5,06	2,38	2,48	2,12	2,27	1,59	0,64	0,30
10	70	5,41	2,10	2,94	2,77	2,53	1,54	0,66	0,18
10	80	5,77	2,16	3,27	2,02	2,82	1,77	0,69	0,17
10	90	6,14	2,22	3,64	2,18	3,07	1,50	0,71	0,13
10	100	6,66	3,14	3,96	1,93	3,27	1,19	0,73	0,13
10	110	6,94	1,66	4,32	2,19	3,44	1,02	0,76	0,14
10	120	7,23	1,71	4,68	2,10	3,61	1,04	0,78	0,12
10	130	7,57	2,07	5,00	1,96	3,78	1,04	0,79	0,04
10	140	7,85	1,69	5,31	1,86	3,97	1,10	0,79	0,01
10	150	8,31	2,72	5,61	1,78	4,13	0,97	0,79	0,03
30	180	9,16	1,70	6,43	1,64	4,56	0,87	0,79	0,01
30	210	9,93	1,55	7,29	1,72	4,94	0,76	0,79	0,00
30	240	10,84	1,80	7,99	1,40	5,23	0,59	0,79	0,00
30	270	11,67	1,67	8,66	1,34	5,49	0,52	0,79	0,00
30	300	12,37	1,41	9,14	0,97	5,69	0,40	0,79	0,00
30	330	13,13	1,52	9,61	0,94	5,88	0,38	0,79	0,00
30	360	13,82	1,36	10,03	0,82	6,05	0,36	0,79	0,00
30	390	14,48	1,32	10,37	0,69	6,16	0,22		
30	420	15,13	1,30	10,71	0,66	6,26	0,21		
30	450	15,41	1,30	11,03	0,66	6,33	0,13		
30	480	15,69	1,28	11,36	0,65	6,38	0,10		
30	510	15,96	1,28	11,68	0,65	6,38	0,00		
30	540	16,23	1,28	12,00	0,64	6,38	0,00		
30	570	16,50	1,28	12,33	0,64	6,38	0,00		
30	600	16,52	1,28			6,38	0,00		

Quadro 6 – Valores de infiltração acumulada (I) e velocidade de infiltração (VI) obtidos nos testes de infiltração com água residuária com 7,0 g L⁻¹ de sólidos totais, nas quatro épocas de aplicação

Tempo entre leituras (min)	Tempo acum. (min)	Época 1		Época 2		Época 3		Época 4	
		I (cm)	VI (cm h ⁻¹)	I (cm)	VI (cm h ⁻¹)	I (cm)	VI (cm h ⁻¹)	I (cm)	VI (cm h ⁻¹)
2	2	0,77	23,04	0,48	14,22	0,36	10,68	0,24	7,03
2	4	1,10	10,00	0,82	10,39	0,58	6,70	0,35	3,63
2	6	1,37	8,13	1,08	7,89	0,68	2,95	0,47	3,42
2	8	1,62	7,31	1,28	5,99	0,78	3,12	0,56	2,79
2	10	1,79	5,07	1,48	5,91	0,91	3,93	0,63	1,95
2	12	1,98	5,81	1,65	5,20	1,03	3,54	0,69	1,89
2	14	2,18	5,85	1,81	4,75	1,11	2,38	0,75	1,73
2	16	2,37	5,91	1,94	4,01	1,22	3,28	0,81	1,77
2	18	2,52	4,65	2,07	3,67	1,32	2,93	0,85	1,43
2	20	2,71	5,42	2,18	3,46	1,40	2,42	0,89	1,06
2	22	2,86	4,54	2,28	2,89	1,49	2,59	0,92	0,96
2	24	3,00	4,34	2,37	2,69	1,56	2,14	0,95	0,77
2	26	3,17	4,97	2,47	2,95	1,66	3,20	0,97	0,55
2	28	3,34	5,11	2,55	2,42	1,74	2,42	0,99	0,61
2	30	3,48	4,26	2,64	2,79	1,82	2,41	1,00	0,43
5	35	3,65	2,10	2,85	2,49	2,07	3,01	1,05	0,57
5	40	3,85	2,29	3,08	2,73	2,25	2,14	1,09	0,46
5	45	4,00	1,83	3,28	2,41	2,41	1,93	1,13	0,49
5	50	4,14	1,65	3,46	2,15	2,53	1,36	1,17	0,51
5	55	4,24	1,30	3,66	2,43	2,68	1,86	1,21	0,53
5	60	4,34	1,18	3,81	1,81	2,79	1,37	1,25	0,44
10	70	4,56	1,27	4,15	2,01	3,03	1,44	1,31	0,37
10	80	4,72	1,02	4,45	1,81	3,22	1,13	1,38	0,41
10	90	4,92	1,16	4,74	1,72	3,42	1,17	1,44	0,34
10	100	5,10	1,11	5,00	1,60	3,70	1,67	1,50	0,39
10	110	5,30	1,21	5,24	1,45	3,90	1,24	1,56	0,33
10	120	5,48	1,07	5,48	1,42	4,12	1,30	1,60	0,29
10	130	5,68	1,21	5,73	1,52	4,35	1,35	1,65	0,27
10	140	5,85	1,04	5,96	1,37	4,49	0,83	1,70	0,28
10	150	6,05	1,20	6,15	1,12	4,61	0,73	1,74	0,23
30	180	6,58	1,05	6,60	0,91	5,00	0,78	1,84	0,21
30	210	7,00	0,84	6,89	0,58	5,31	0,62	1,89	0,11
30	240	7,45	0,89	7,15	0,50	5,64	0,66	1,92	0,05
30	270	7,81	0,72	7,38	0,47	5,84	0,41	1,93	0,02
30	300	8,06	0,51	7,56	0,36	5,95	0,21	1,93	0,00
30	330	8,28	0,45	7,78	0,44	6,12	0,34	1,93	0,00
30	360	8,45	0,33	7,94	0,32	6,25	0,27	1,93	0,00
30	390	8,61	0,33	8,08	0,28	6,36	0,21	1,93	0,00
30	420	8,77	0,31	8,18	0,19	6,44	0,15	1,93	0,00
30	450	8,92	0,30	8,30	0,24	6,51	0,15		
30	480	9,06	0,30	8,38	0,17	6,58	0,14		
30	510	9,17	0,21	8,46	0,16	6,65	0,14		
30	540	9,27	0,20	8,54	0,16	6,65	0,14		
30	570	9,37	0,19	8,63	0,16	6,65	0,14		
30	600	9,40	0,19	8,71	0,16				
30	630	9,44	0,19						

Quadro 7 – Valores de infiltração acumulada (I) e velocidade de infiltração (VI) obtidos nos testes de infiltração com água residuária com 16,3 g L⁻¹ de sólidos totais, nas quatro épocas de aplicação

Tempo entre leituras (min)	Tempo acum. (min)	Época 1		Época 2		Época 3		Época 4	
		I (cm)	VI (cm h ⁻¹)	I (cm)	VI (cm h ⁻¹)	I (cm)	VI (cm h ⁻¹)	I (cm)	VI (cm h ⁻¹)
2	2	1,10	33,00	0,21	6,35	0,18	5,34	0,17	4,99
2	4	1,39	8,76	0,32	3,30	0,26	2,36	0,26	2,81
2	6	1,56	5,05	0,43	3,40	0,31	1,81	0,34	2,27
2	8	1,68	3,55	0,55	3,34	0,37	1,55	0,40	1,87
2	10	1,79	3,28	0,65	3,02	0,42	1,53	0,46	1,87
2	12	1,89	3,11	0,75	3,05	0,45	0,98	0,52	1,65
2	14	1,99	3,05	0,84	2,67	0,49	0,96	0,58	1,87
2	16	2,08	2,63	0,93	2,59	0,52	1,00	0,64	1,84
2	18	2,14	1,65	1,00	2,18	0,55	0,83	0,70	1,78
2	20	2,18	1,30	1,07	2,06	0,57	0,85	0,77	2,17
2	22	2,23	1,45	1,13	2,01	0,60	0,63	0,83	1,81
2	24	2,27	1,12	1,19	1,84	0,62	0,65	0,89	1,83
2	26	2,30	1,04	1,25	1,79	0,64	0,59	0,96	2,08
2	28	2,34	1,04	1,30	1,47	0,66	0,63	1,03	2,05
2	30	2,36	0,90	1,35	1,63	0,68	0,55	1,09	1,83
5	35	2,47	1,23	1,46	1,23	0,73	0,62	1,24	1,77
5	40	2,57	1,21	1,57	1,30	0,78	0,59	1,35	1,32
5	45	2,67	1,23	1,65	0,94	0,82	0,51	1,47	1,47
5	50	2,76	1,07	1,72	0,90	0,85	0,38	1,61	1,65
5	55	2,83	0,87	1,79	0,85	0,88	0,35	1,71	1,21
5	60	2,91	0,85	1,86	0,83	0,90	0,29	1,82	1,37
10	70	3,04	0,80	2,00	0,86	0,96	0,30	2,01	1,08
10	80	3,14	0,64	2,13	0,77	1,00	0,25	2,11	0,63
10	90	3,23	0,53	2,25	0,69	1,02	0,16	2,24	0,81
10	100	3,33	0,63	2,36	0,68	1,05	0,18	2,36	0,67
10	110	3,43	0,53	2,46	0,60	1,08	0,17	2,47	0,67
10	120	3,51	0,48	2,57	0,66	1,10	0,13	2,58	0,67
10	130	3,58	0,46	2,67	0,57	1,12	0,13	2,66	0,45
10	140	3,64	0,31	2,75	0,52	1,15	0,14	2,74	0,51
10	150	3,68	0,25	2,82	0,41	1,17	0,10	2,82	0,48
30	180	3,82	0,30	3,07	0,50	1,24	0,14	3,08	0,53
30	210	3,97	0,28	3,30	0,46	1,28	0,08	3,29	0,40
30	240	4,07	0,20	3,52	0,44	1,35	0,14	3,44	0,31
30	270	4,19	0,25	3,69	0,34	1,36	0,03	3,51	0,14
30	300	4,29	0,20	3,83	0,29	1,40	0,07	3,53	0,05
30	330	4,39	0,21	3,96	0,26	1,41	0,02	3,55	0,03
30	360	4,49	0,20	4,08	0,23	1,41	0,02	3,55	0,01
30	390	4,59	0,19	4,14	0,12	1,42	0,02	3,55	0,00
30	420	4,69	0,19	4,19	0,09	1,43	0,02	3,55	0,00
30	450	4,79	0,20	4,22	0,07	1,44	0,02		
30	480	4,89	0,20	4,26	0,07				
30	510	4,99	0,20	4,28	0,07				
30	540	5,03	0,20	4,31	0,07				
30	570	5,06	0,20	4,33	0,07				
30	600	5,10	0,20						

Quadro 8 – Valores de infiltração acumulada (I) e velocidade de infiltração (VI) obtidos nos testes de infiltração com água residuária com 26,9 g L⁻¹ de sólidos totais, nas quatro épocas de aplicação

Tempo entre leituras (min)	Tempo acum. (min)	Época 1		Época 2		Época 3		Época 4	
		I (cm)	VI (cm h ⁻¹)	I (cm)	VI (cm h ⁻¹)	I (cm)	VI (cm h ⁻¹)	I (cm)	VI (cm h ⁻¹)
2	2	1,00	29,99	0,21	6,27	0,00	0,00	0,00	0,00
2	4	1,25	7,56	0,23	0,73	0,00	0,00	0,00	0,00
2	6	1,42	4,87	0,26	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00
2	8	1,53	3,54	0,28	0,71	0,00	0,00	0,00	0,00
2	10	1,61	2,49	0,30	0,51	0,00	0,00	0,00	0,00
2	12	1,67	1,75	0,32	0,45	0,00	0,00	0,00	0,00
2	14	1,74	1,92	0,32	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00
2	16	1,81	2,08	0,33	0,29	0,00	0,00	0,00	0,00
2	18	1,86	1,55	0,34	0,35	0,00	0,00	0,00	0,00
2	20	1,89	1,04	0,35	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00
2	22	1,94	1,47	0,36	0,41	0,00	0,00	0,00	0,00
2	24	2,00	1,69	0,38	0,41	0,00	0,00	0,00	0,00
2	26	2,03	1,02	0,39	0,33	0,00	0,00	0,00	0,00
2	28	2,07	1,10	0,40	0,34	0,00	0,00	0,00	0,00
2	30	2,10	1,02	0,41	0,24	0,00	0,00	0,00	0,00
5	35	2,20	1,15	0,42	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00
5	40	2,27	0,84	0,44	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00
5	45	2,33	0,80	0,45	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00
5	50	2,40	0,74	0,46	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00
5	55	2,47	0,80	0,48	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00
5	60	2,51	0,55	0,50	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00
10	70	2,58	0,42	0,52	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00
10	80	2,64	0,35	0,54	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00
10	90	2,69	0,31	0,56	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00
10	100	2,74	0,30	0,57	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00
10	110	2,78	0,25	0,58	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00
10	120	2,81	0,19	0,60	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00
10	130	2,86	0,24	0,62	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00
10	140	2,90	0,28	0,63	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00
10	150	2,98	0,46	0,64	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00
30	180	3,10	0,24	0,67	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00
30	210	3,20	0,21	0,70	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00
30	240	3,29	0,19	0,71	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00
30	270	3,35	0,12	0,72	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00
30	300	3,39	0,07	0,74	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00
30	330	3,50	0,22	0,75	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
30	360	3,54	0,07	0,75	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
30	390	3,57	0,07	0,75	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
30	420	3,59	0,03	0,75	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
30	450	3,59	0,01	0,75	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
30	480	3,60	0,01	0,75	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
30	510	3,60	0,00	0,75	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
30	540	3,60	0,00			0,00	0,00	0,00	0,00
30	570	3,60	0,00			0,00	0,00	0,00	0,00
30	600	3,60	0,00			0,00	0,00	0,00	0,00

Quadro 9 – Quadro-resumo dos testes de infiltração conduzidos com água e águas residuárias com concentrações de 2,4; 7,0; 16,3; e 26,9 g L⁻¹ de sólidos totais

Parâmetro	Época	Tratamentos				
		Água	2,4 g L ⁻¹	7,0 g L ⁻¹	16,3 g L ⁻¹	26,9 g L ⁻¹
Ia (cm)	1	503	165	94,4	51,0	36,8
	2	633	123	87,1	43,3	8
	3	531	64	66,5	14,4	0
	4	372	8	19,3	35,5	0
VIB (cm h ⁻¹)	1	4,17	1,28	0,19	0,20	0,00
	2	5,69	0,65	0,16	0,07	0,00
	3	5,09	0,00	0,14	0,02	0,00
	4	4,89	0,00	0,00	0,00	0,00
Tempo para alcançar a VIB (min)	1	450	480	570	300	510
	2	480	480	510	450	420
	3	480	510	480	330	0,00
	4	320	210	300	390	0,00
VI ₂ *	1	78,53	56,98	23,04	33,00	29,99
	2	58,06	7,37	14,22	6,35	6,27
	3	73,34	9,17	10,68	5,34	0,00
	4	37,59	2,51	7,03	4,99	0,00

VI₂* - Velocidade de infiltração nos dois primeiros minutos de teste.

450 minutos de aplicação, sendo observada uma redução no valor da VI, nos dois primeiros minutos de aplicação, de 87,1% – comparativamente ao valor da VI do mesmo período na primeira época de aplicação. Já na terceira época de aplicação, a VI tornou-se nula após 510 minutos de aplicação, e a VI, obtida nos dois primeiros minutos de teste, foi 83,9% menor que a VI nos dois primeiros minutos de teste da primeira época de aplicação. Na quarta época de aplicação, após 180 minutos, a velocidade de infiltração já se havia anulado. Nos dois primeiros minutos de teste da quarta época de aplicação houve redução de 95,6% na VI em relação ao mesmo período de teste da primeira época de aplicação.

A lâmina infiltrada de água residuária com 7,0 g L⁻¹ de sólidos totais foi de 94,3; 87,0; 66,4; e 19,3 mm, na primeira, segunda, terceira e quarta épocas de aplicação, respectivamente. Na primeira época de aplicação, a VI estabilizou-se em 0,19 cm h⁻¹ (VIB) após 570 minutos de aplicação. Na segunda época de aplicação, a VIB foi de 0,16 cm h⁻¹, obtida após 510 minutos

de aplicação de água residuária, sendo observada redução de 38,28% no valor da VI nos dois primeiros minutos de aplicação, em comparação com a VI obtida, no mesmo período, durante a primeira época de aplicação. Na terceira época de aplicação, a VI estabilizou-se em 0,14 cm h⁻¹ após 480 minutos de aplicação, e a redução da VI nos dois primeiros minutos foi de 53,65% em relação à VI obtida, nesse mesmo período, por ocasião da primeira época de aplicação. Durante a quarta época de aplicação, a VI se tornou igual a zero após 300 minutos de aplicação da água residuária, e a redução no valor da VI nos dois primeiros minutos foi de 69,53% em relação à VI nos dois primeiros minutos da primeira época de aplicação.

Nos testes realizados com água residuária contendo 16,3 g L⁻¹ de sólidos totais houve infiltração média de 50,9; 43,2; 14,3; e 35,5 mm na primeira, segunda, terceira e quarta épocas de aplicação, respectivamente. Na primeira época de aplicação, a VIB foi de 0,2 cm h⁻¹, valor esse obtido após 450 minutos de aplicação. Na segunda época de aplicação, a VIB foi de 0,07 cm h⁻¹, valor obtido após 450 minutos de aplicação, e a VI obtida nos dois primeiros minutos de aplicação foi 80,76% menor em relação ao valor da VI obtida no mesmo período da primeira época de aplicação. Já na terceira época de aplicação, a VIB foi de 0,02 cm h⁻¹, valor obtido após 330 minutos de aplicação, e a VI dos dois primeiros minutos foi 84,88% menor que a desse mesmo período, na primeira época de aplicação.

Onde se aplicou a água residuária com concentração de sólidos totais de 26,9 g L⁻¹ houve acúmulo de lodo na superfície do solo após a segunda época de aplicação, provocando a sua impermeabilização. Assim, na condução dos testes relativos a 3^a e 4^a épocas de aplicação, como pode ser observado no Quadro 8, a velocidade de infiltração permaneceu nula durante todo o tempo de duração dos testes.

Por ocasião da primeira época de aplicação ocorreu infiltração dessa água residuária durante os primeiros 480 minutos, e, com esse tempo de aplicação, houve redução de 97% na VI em relação aos primeiros dois minutos de aplicação. Durante os dois primeiros minutos na segunda aplicação, a velocidade de infiltração foi 79% menor que a velocidade de infiltração obtida nos dois primeiros minutos de aplicação por ocasião da primeira época de aplicação. A água residuária contendo 26,9 g L⁻¹ de sólidos totais infiltrou, em

média, 35,9 e 7,5 mm no primeiro e segundo testes, respectivamente, não sendo possível a realização dos outros testes previstos, devido ao selamento superficial do solo. Com relação à velocidade de infiltração básica, seu valor foi nulo em ambos os testes, ressaltando-se que no primeiro teste ela se anulou após 480 minutos de aplicação e, no segundo teste, após 390 minutos.

Em razão da ocorrência de selamento superficial no solo que recebeu águas residuárias de maior concentração de sólidos totais, recomenda-se a execução de escarificação da superfície do solo após a aplicação do resíduo para quebrar o selamento superficial no caso de aplicação de águas residuárias em taxas semelhantes às estudadas.

Nas Figuras 1, 2, 3, 4 e 5 é apresentada a variação da velocidade de infiltração com o tempo, usando-se valores médios das três repetições para os diversos tratamentos.

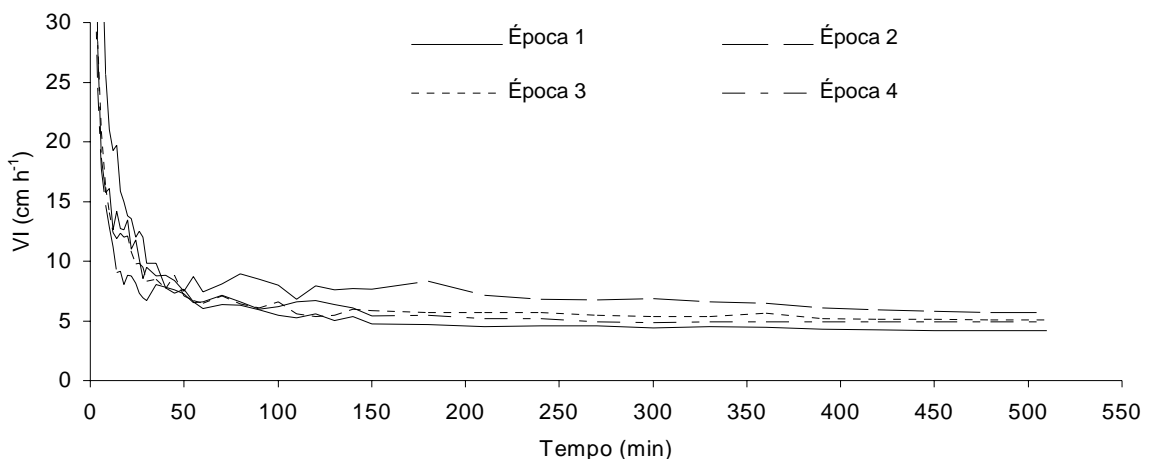


Figura 1 – Representação gráfica das velocidades de infiltração (VI) obtidas nos testes conduzidos com água, em quatro épocas de aplicação diferentes.

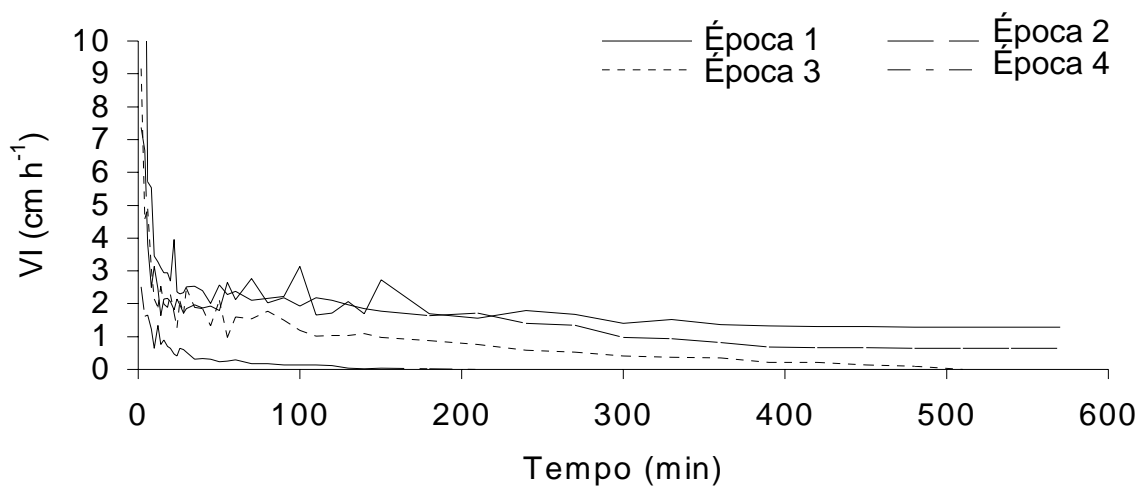


Figura 2 – Representação gráfica das velocidades de infiltração (VI) obtidas nos testes conduzidos com água residuária com $2,4 \text{ g L}^{-1}$ de sólidos totais, em quatro épocas de aplicação diferentes.

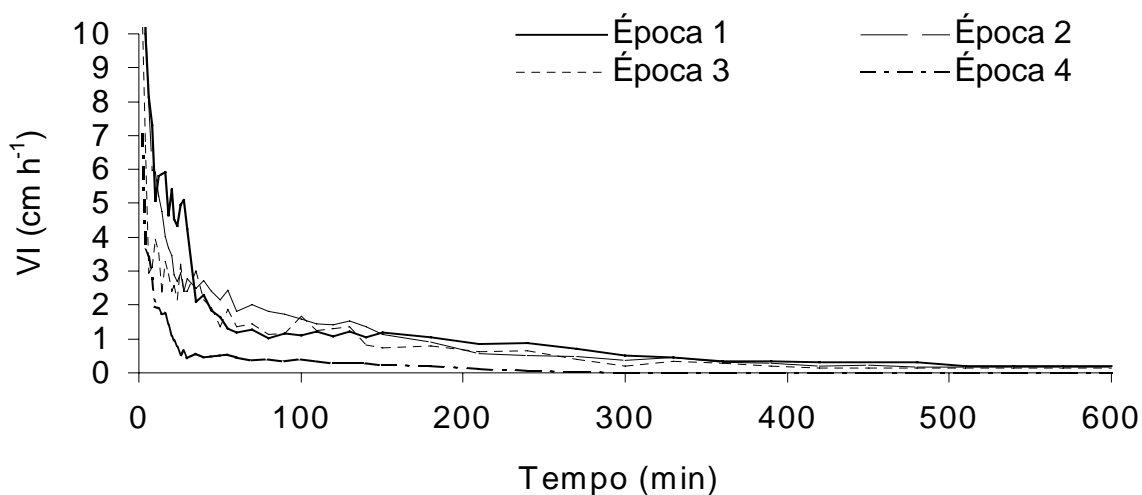


Figura 3 – Representação gráfica das velocidades de infiltração (VI) obtidas nos testes conduzidos com água residuária com $7,0 \text{ g L}^{-1}$ de sólidos totais, em quatro épocas de aplicação diferentes.

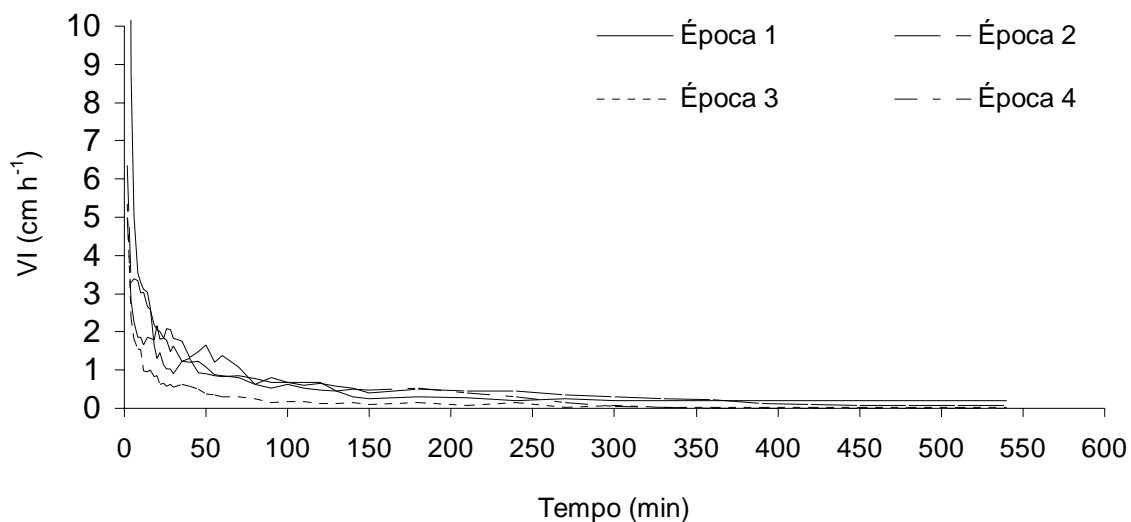


Figura 4 – Representação gráfica das velocidades de infiltração (VI) obtidas nos testes conduzidos com água residuária com $16,3 \text{ g L}^{-1}$ de sólidos totais, em quatro épocas de aplicação diferentes.

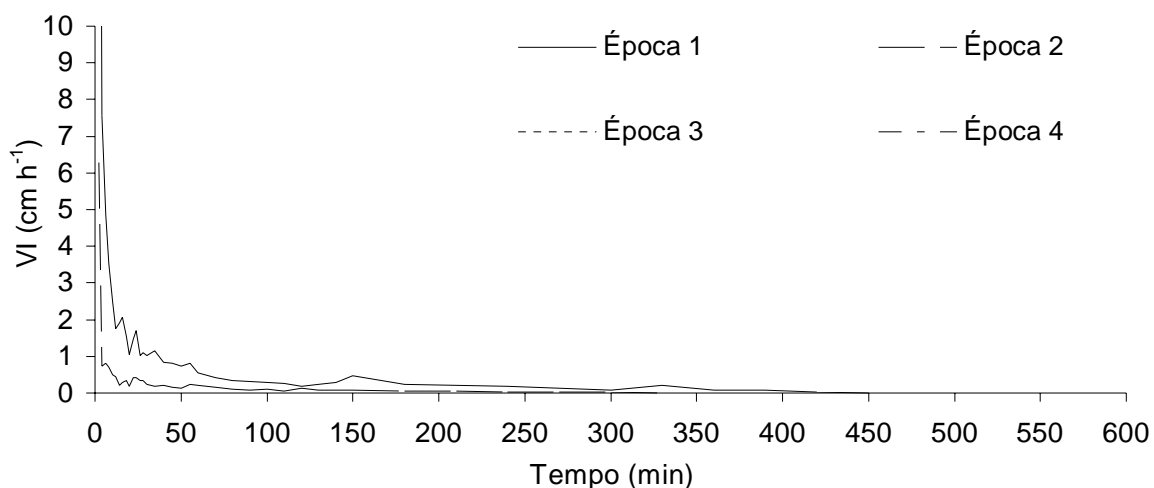


Figura 5 – Representação gráfica das velocidades de infiltração (VI) obtidas nos testes conduzidos com água residuária com $26,9 \text{ g L}^{-1}$ de sólidos totais, em quatro épocas de aplicação diferentes.

4.3. Caracterização do solo

4.3.1. Curvas características do solo

Na Figura 6, verifica-se que a aplicação de água residuária da suinocultura contribuiu para aumento da capacidade de retenção de água pelo solo, e esse aumento foi maior naquelas amostras provenientes dos locais onde se aplicaram dejetos mais concentrados, e a penetração de material orgânico foi maior. Além da incorporação do material orgânico, outro fator que possivelmente contribuiu para esse aumento foi o incremento de sais dissolvidos no solo, uma vez que eles podem proporcionar redução do potencial osmótico do solo, fazendo com que a água ficasse retida com maior energia.

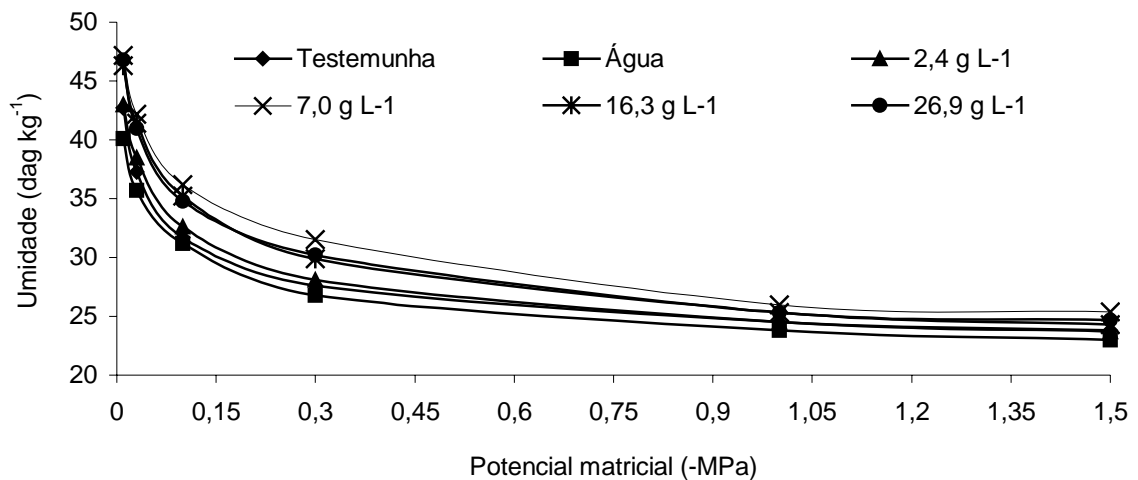


Figura 6 – Curvas de retenção de água no solo para a camada de 0 a 10 cm de profundidade, antes (testemunha) e depois da execução dos testes de infiltração.

No Quadro 10, mostram-se os parâmetros de ajuste da equação potencial do tipo $Y = a X^{-b}$, que descreve o potencial matricial do solo em função da umidade.

Quadro 10 – Parâmetros das equações ajustadas

Tratamento	A	B	R ²
Testemunha	24,478	0,1185	0,99
Água	23,842	0,1134	0,99
2,4 g L ⁻¹	24,617	0,1227	0,99
7,0 g L ⁻¹	26,629	0,1281	0,99
16,3 g L ⁻¹	25,576	0,1328	0,99
26,9 g L ⁻¹	25,731	0,1309	0,99

4.3.2. pH do solo

Analisando a Figura 7, pode-se verificar que, em geral, a aplicação de água residuária da suinocultura tendeu a aumentar o pH do solo nas diversas camadas estudadas, exceto na concentração de 2,69 g L⁻¹. Isso é explicado pelos maiores valores do pH da água residuária, comparativamente aos valores do pH do solo.

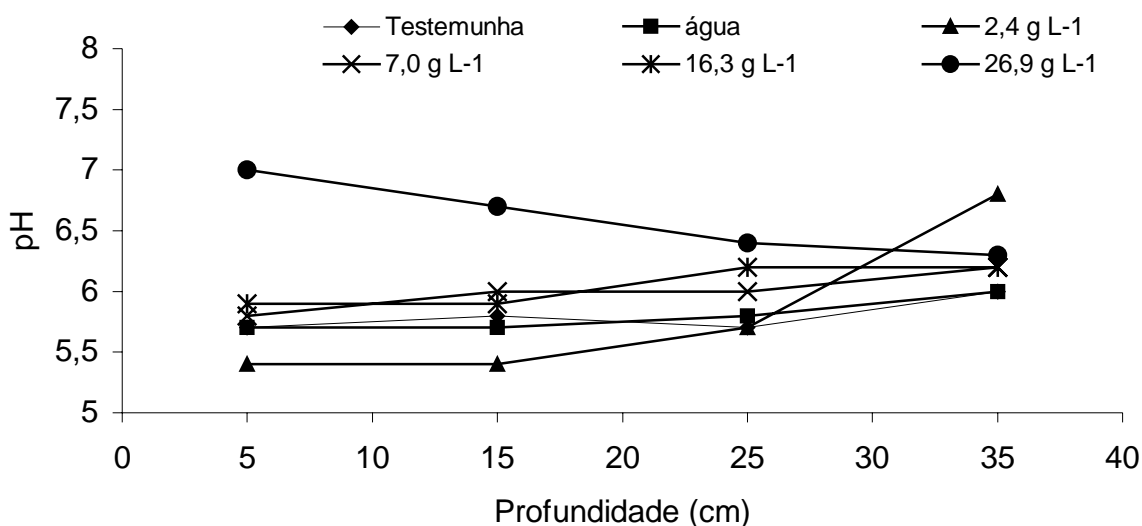


Figura 7 – Valores de pH do solo ao longo de seu perfil, antes (testemunha) e depois da execução dos testes de infiltração.

4.3.3. Carbono

Na Figura 8 são mostradas as curvas de concentração de carbono ao longo do perfil do solo estudado, antes e depois da aplicação de água e água residuária nas diversas concentrações de sólidos totais.

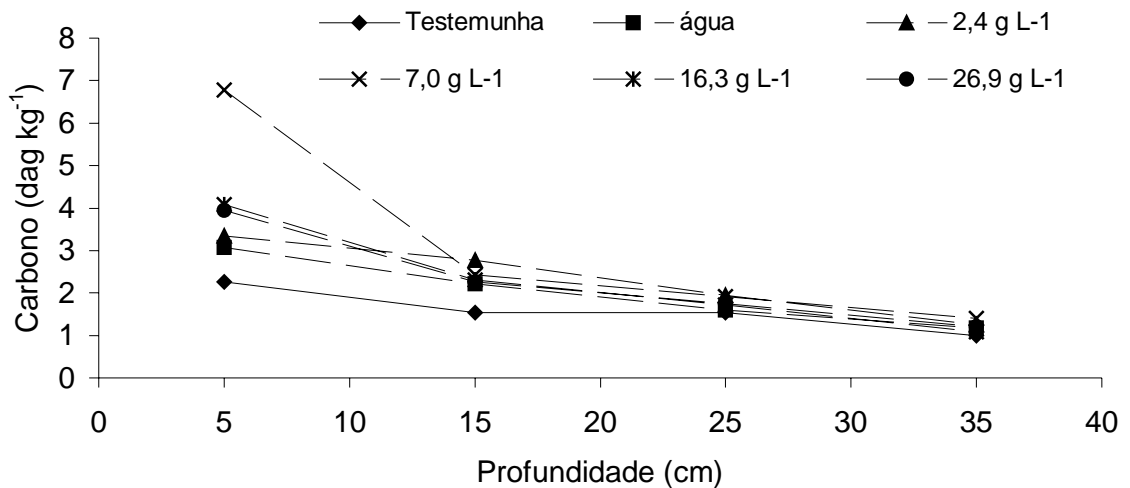


Figura 8 – Concentração de carbono, ao longo do perfil do solo, antes (testemunha) e depois da execução dos testes de infiltração.

A aplicação de água residuária da suinocultura no solo proporcionou aumento do teor de carbono em relação à testemunha da camada de 0 a 10 cm de profundidade, porque o solo funcionou como filtro, retendo a maior parte do material orgânico nas camadas mais superficiais.

Nas maiores profundidades, observou-se que o maior acréscimo desse elemento ocorreu com aplicação de água residuária com concentração de sólidos totais de 2,4 e 7,0 g L⁻¹. Isso ocorreu por causa do maior volume de água residuária infiltrado (Quadro 9) em relação aos obtidos nos testes de infiltração onde se utilizou água residuária contendo maior concentração de sólidos totais.

As águas residuárias cujas concentrações de sólidos totais eram de 16,3 e 26,9 g L⁻¹, por apresentarem carga orgânica muito elevada, provocaram

selamento da superfície do solo, acarretando redução do volume infiltrado. Por isso, verificou-se menor acréscimo na concentração de carbono ao longo do perfil do solo onde foram aplicadas águas residuárias mais concentradas.

4.3.4. Fósforo disponível

Na Figura 9 estão apresentadas as curvas de concentração de fósforo ao longo do perfil do solo estudado após a aplicação de água e águas residuárias nas diversas concentrações de sólidos totais.

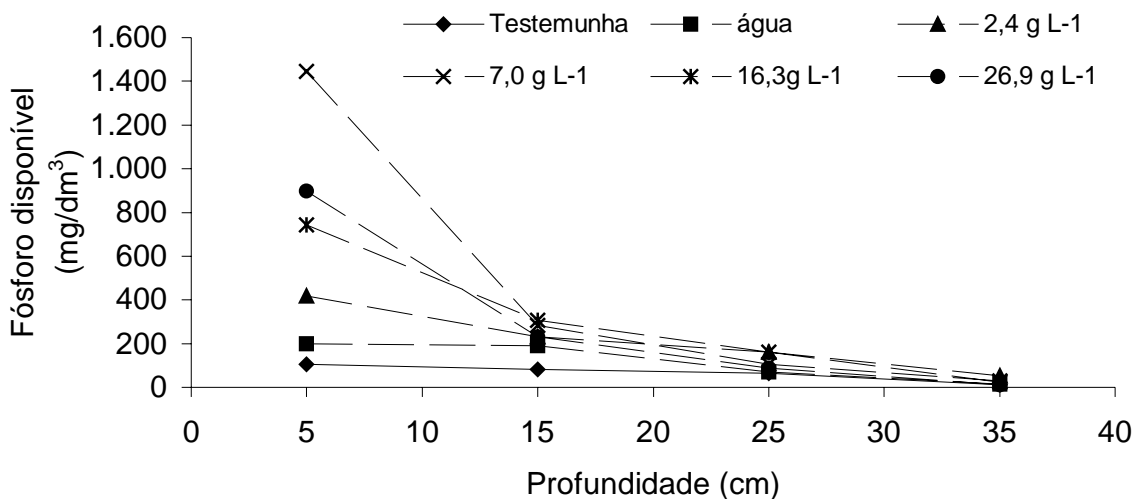


Figura 9 – Concentração de fósforo disponível, ao longo do perfil do solo, antes e depois da execução dos testes de infiltração.

Observou-se que houve acréscimo considerável do teor de fósforo na camada de 0 a 10 cm de profundidade, principalmente onde se aplicou água residuária com maior concentração de sólidos totais. A maior concentração de fósforo na camada de 0 a 10 cm ocorreu por causa da retenção de grande parte do material orgânico na superfície do solo e em decorrência da pouca mobilidade do fósforo no solo.

4.3.5. Potássio trocável

Ao analisar a Figura 10, observa-se que, com a aplicação de água residuária, houve aumento considerável nos níveis de potássio (comparativamente à testemunha), decrescendo ao longo do perfil do solo. Esse fato provavelmente ocorreu por ser a água residuária da suinocultura fonte rica em potássio e por ser este muito móvel no perfil do solo.

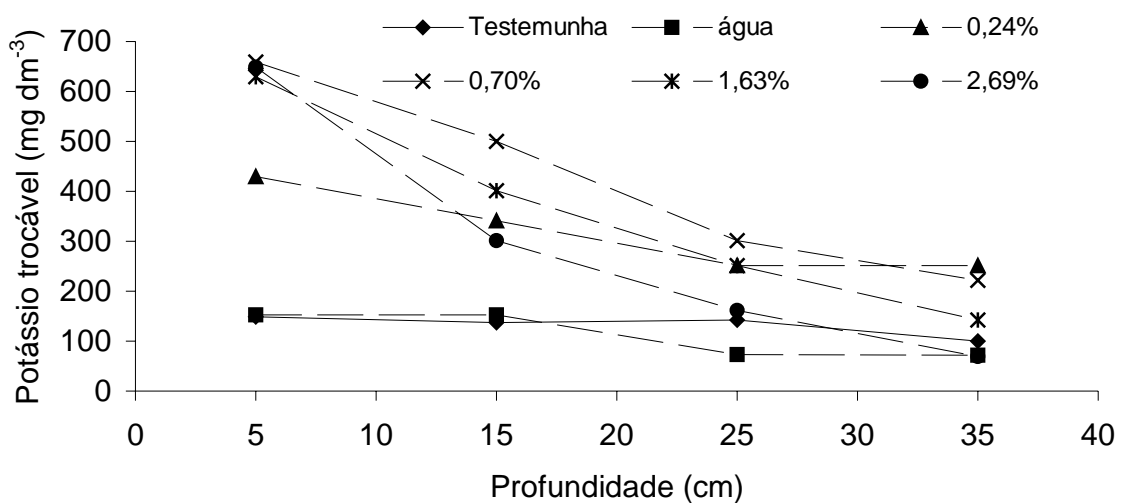


Figura 10 – Concentração de potássio trocável, ao longo do perfil do solo, antes (testemunha) e depois da execução dos testes de infiltração.

4.3.6. Cálcio trocável

Na Figura 11 estão apresentadas as curvas de concentração de cálcio ao longo do perfil do solo estudado, antes e depois da aplicação de água residuária nas diversas concentrações de sólidos totais.

Observou-se que houve aumento no teor de cálcio ao longo do perfil do solo em todos os tratamentos, sendo o maior aumento verificado na superfície, ao passo que o menor foi verificado nas camadas mais profundas. A aplicação de água não provocou aumento na concentração desse elemento entre 30 e 40 cm de profundidade.

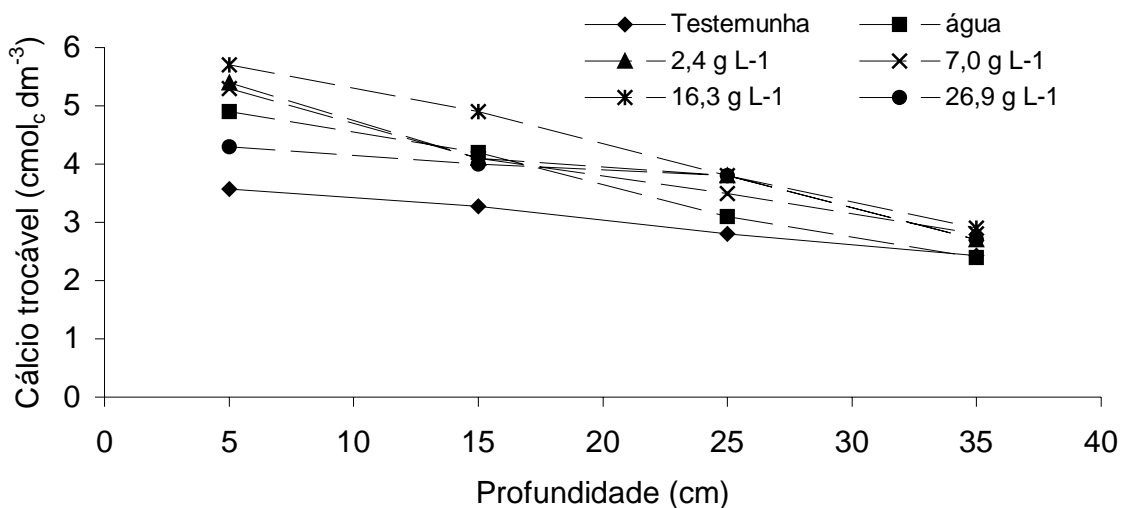


Figura 11 – Concentração de cálcio trocável, ao longo do perfil do solo, antes (testemunha) e depois da execução dos testes de infiltração.

4.3.7. Magnésio trocável

Na Figura 12 estão apresentadas as curvas de concentração de magnésio ao longo do perfil do solo estudado, antes e depois da aplicação de água e água residuária nas diversas concentrações de sólidos totais.

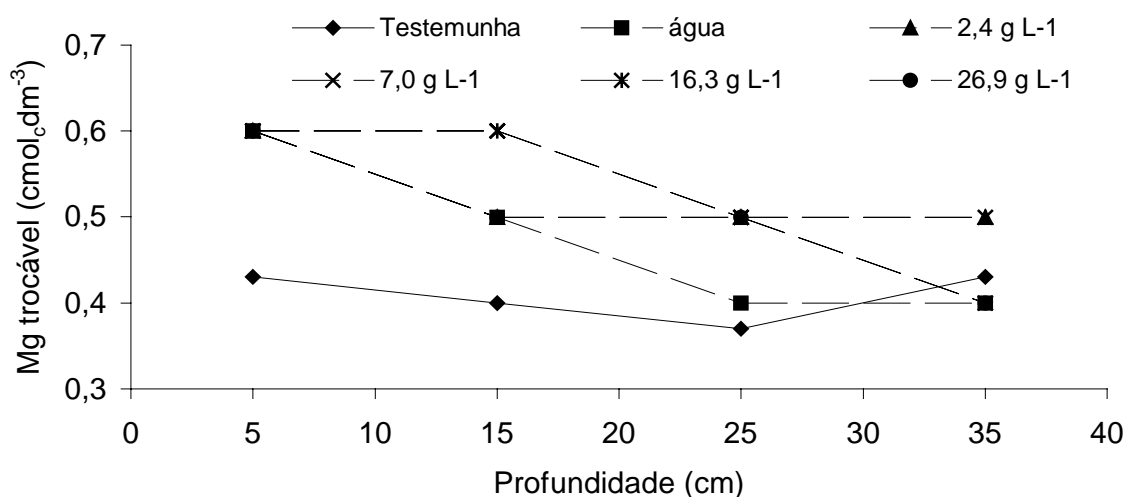


Figura 12 – Concentração de magnésio trocável ao longo do perfil do solo, antes (testemunha) e depois da execução dos testes de infiltração.

A exemplo do cálcio, observou-se também aumento na concentração de magnésio ao longo de todo o perfil do solo em todos os tratamentos, sendo esse aumento mais acentuado nas camadas superficiais, porém decrescendo com a profundidade.

4.3.8. Zinco trocável

Na Figura 13 está representada a distribuição desse elemento ao longo do perfil do solo, antes (testemunha) e depois da aplicação de água e de águas residuárias de suinocultura nas diversas concentrações estudadas.

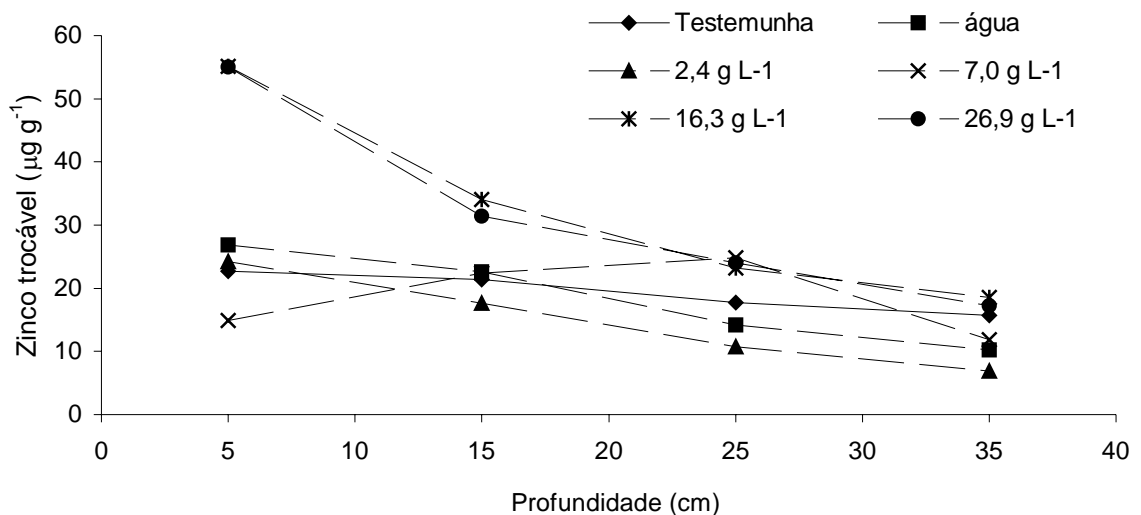


Figura 13 – Concentração de zinco ao longo do perfil do solo, antes (testemunha) e depois da execução dos testes de infiltração.

A concentração total média de zinco em diferentes classes de solo é de 17 a 125 $\mu\text{g g}^{-1}$ de solo. De acordo com os resultados obtidos, observou-se que no solo onde foi instalado o experimento a concentração de zinco esteve entre 15 e 25 $\mu\text{g g}^{-1}$ e entre 0 e 40 cm de profundidade, não havendo, portanto, grandes variações na concentração desse elemento onde se aplicaram água e águas residuárias com 2,4 e 7,0 mg L^{-1} de sólidos totais. Já onde se aplicaram águas residuárias com 16,3 e 26,9 mg L^{-1} de sólidos totais, foi verificado

aumento no teor de zinco na camada entre 0 e 10 cm e entre 10 e 20 cm de profundidade.

MATOS et al. (1997), embora utilizando extrator de menor força, encontraram valores médios de concentração de zinco trocável de $15,5 \mu\text{g g}^{-1}$ em solos de mesma classe e condições mineralógicas semelhantes ao utilizado neste experimento.

4.3.9. Cobre

Os teores totais médios de cobre em solos mundiais, excluindo solos contaminados, são da ordem de 6 a $60 \mu\text{g g}^{-1}$. MATOS et al. (1997) encontraram valores médios de concentração de cobre trocável em torno de $12,0 \mu\text{g g}^{-1}$.

O solo em estudo, antes da realização dos testes de infiltração, apresentou teores de cobre entre 9 e $11 \mu\text{g g}^{-1}$ no perfil e entre 0 e 40 cm de profundidade. Após a condução dos testes, observou-se aumento no teor desse elemento apenas onde se aplicaram águas residuárias, e esse aumento ocorreu apenas entre 0 e 10 cm. Nas demais profundidades e onde se aplicou água, foi observado redução na concentração desse elemento em relação ao solo antes da realização dos testes de infiltração (Figura 14).

O cobre, por ser fortemente complexado pela matéria orgânica, que se manteve contida, na camada de 0 a 10 cm, e por apresentar baixa mobilidade no solo, não teve sua concentração aumentada a partir dessa profundidade.

4.3.10. Condutividade elétrica

A condutividade elétrica do extrato de saturação do solo é um parâmetro usado para estimar a salinidade do solo. Água com altas concentrações de sais dissolvidos apresenta alta condutividade elétrica e, ao ser utilizada na irrigação, pode provocar acúmulo de sais no solo, tornando-o salino. Neste estudo, onde se aplicou água, a qual possuía baixa concentração de sais dissolvidos ou baixa condutividade elétrica (Quadro 1), não houve variação na condutividade elétrica do extrato de saturação do solo.

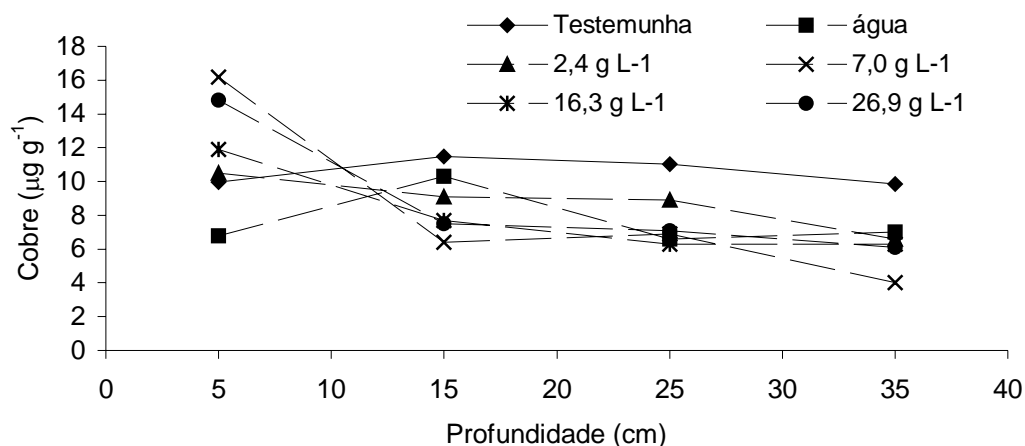


Figura 14 – Concentração de cobre ao longo do perfil do solo, antes (testemunha) e depois da execução dos testes de infiltração.

No entanto, onde se aplicaram águas residuárias da suinocultura com valores de condutividade elétrica bem mais elevados que os da água (Quadro 1), foi observado acúmulo de sais no solo. Esse aumento foi maior na superfície, não variando muito entre os diferentes tratamentos com águas residuárias de suinocultura. A maior amplitude de variação foi verificada no tratamento que recebeu águas residuárias com concentração de 26,9 g L⁻¹ de sólidos totais. Nesse caso, o solo apresentou maior acréscimo nos valores de condutividade elétrica na superfície. O menor acréscimo nas camadas inferiores foi devido à menor taxa de infiltração de água residuária com essa concentração (Figura 15).

Os maiores valores de condutividade elétrica nas camadas inferiores dos solos que receberam águas residuárias com menores concentrações de sólidos totais em relação àquele submetido a 26,9 g L⁻¹ foram relacionados ao maior volume infiltrado das águas residuárias com menores concentrações de sólidos totais, no perfil do solo.

4.3.11. Condutividade hidráulica do solo saturado

A condutividade hidráulica do solo saturado onde foi instalado este experimento, como se pode observar na Figura 16, decresceu com a profundidade. Após a execução do experimento, essa variação ao longo do

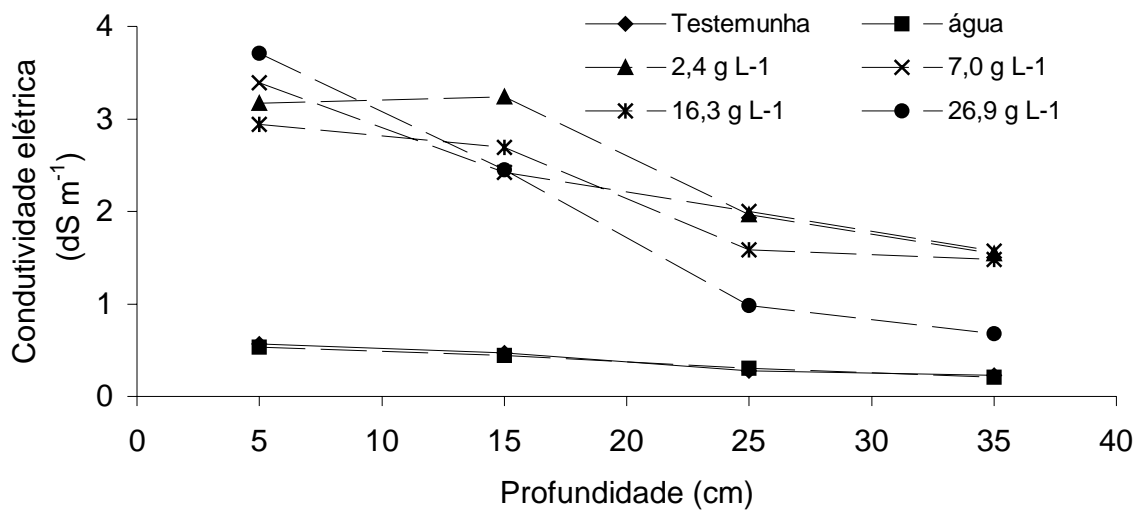


Figura 15 – Condutividade elétrica, ao longo do perfil do solo, antes (testemunha) e depois da execução dos ensaios de infiltração.

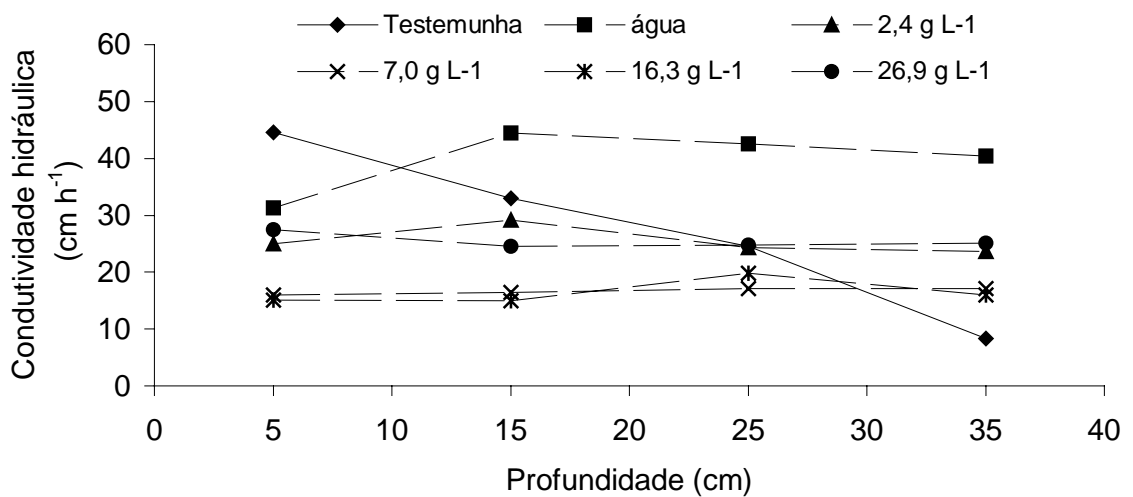


Figura 16 – Condutividade hidráulica ao longo do perfil do solo, antes (testemunha) e depois da execução dos ensaios de infiltração.

perfil deixou de existir, variando apenas nos diferentes tratamentos. Onde se aplicou água foi observado aumento na condutividade hidráulica, pois sendo essa água rica em cálcio, elemento que favorece a estruturação do solo, ocorreram aumento dos macroporos e redução dos microporos.

Onde foram aplicadas águas residuárias houve redução no valor da condutividade hidráulica do solo entre 0 e 30 cm de profundidade. Isso ocorreu devido ao selamento do solo por partículas sólidas e por gordura, presentes nas águas residuárias de suinocultura.

4.3.12. Densidade do solo

Como se pode observar na Figura 17, a densidade do solo foi maior nas camadas abaixo de 15 cm de profundidade. Onde se aplicou água não houve variação, em relação à testemunha, na densidade do solo, pois seus valores permaneceram próximos aos obtidos antes da realização do experimento. Porém, onde se aplicaram águas residuárias de suinocultura, a densidade do solo diminuiu.

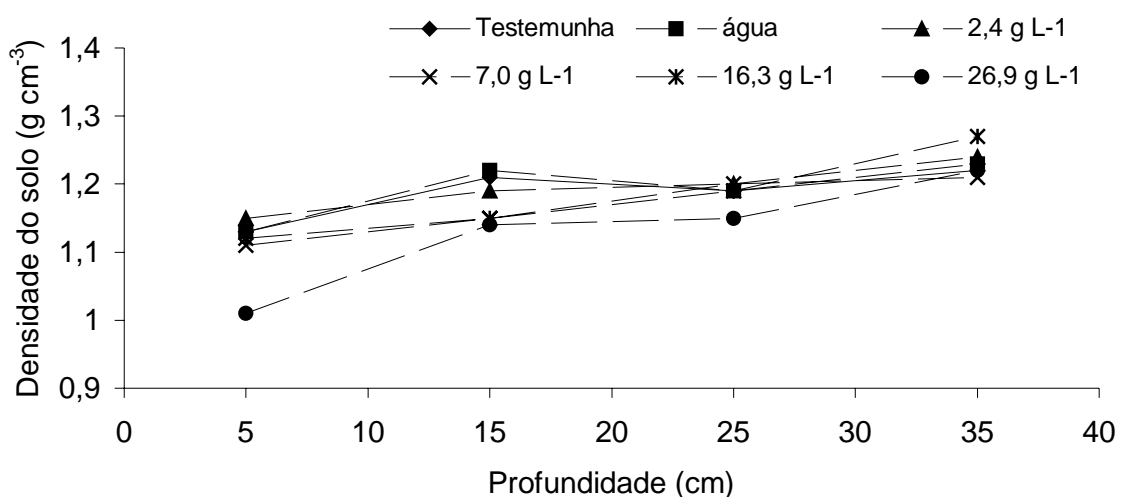


Figura 17 – Densidade do solo, ao longo de seu perfil, antes (testemunha) e depois da execução dos ensaios de infiltração.

De acordo com KIEHL (1985), a matéria orgânica reduz a densidade aparente direta e indiretamente; diretamente porque está se juntando à terra, cuja densidade varia entre 1,2 e 1,4 g cm⁻³, um material cuja densidade média vai de 0,2 a 0,4 g cm⁻³; e indiretamente pelo seu efeito na estruturação do solo, tornando-o mais “solto”, menos denso. O material orgânico das águas residuárias, por ser de baixa densidade, contribuiu, ao ser incorporado ao solo, com a redução da densidade deste. A maior redução ocorreu na camada entre 0 e 10 cm, nos pontos onde se aplicou dejetos com 26,9 g L⁻¹ de sólidos totais.

4.3.13. Densidade de partículas

Pode-se observar, na Figura 18, redução, comparada à da testemunha, no valor da densidade das partículas do solo na camada entre 0 e 10 cm de profundidade, onde foram aplicadas águas residuárias de suinocultura com concentrações de sólidos totais de 7,0; 16,3; e 26,9 g L⁻¹, em razão do acréscimo de material orgânico, possuidor de baixa densidade, ao solo. Nos demais tratamentos não foram observadas grandes variações nos valores de densidade de partículas.

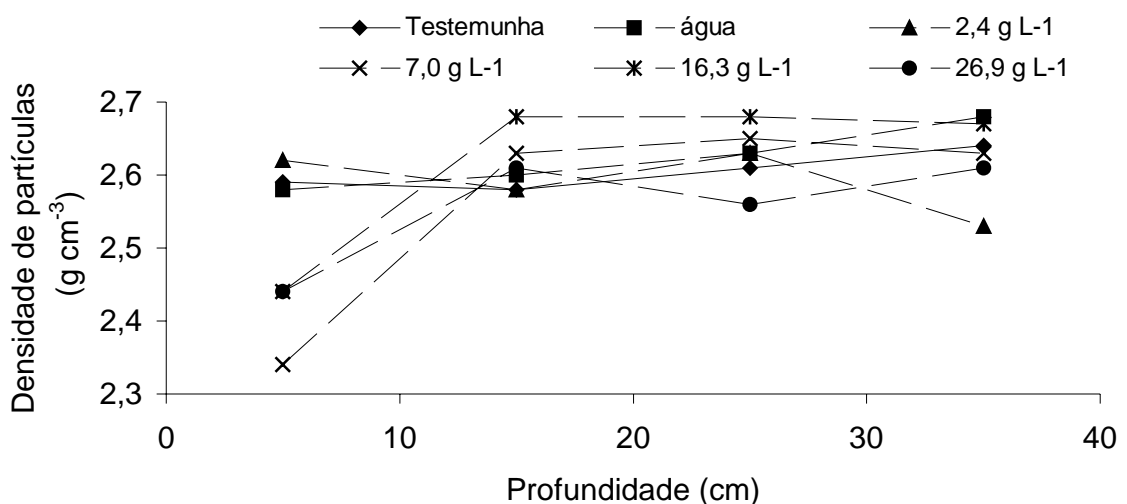


Figura 18 – Densidade de partículas do solo, ao longo de seu perfil, antes (testemunha) e depois da execução dos ensaios de infiltração.

4.3.14. Porosidade

Na Figura 19 estão apresentadas as curvas de porosidade total do solo antes e depois da realização dos testes de infiltração, com aplicação de água e águas residuárias de suinocultura. Como pode ser observado nessa figura, onde foi aplicado água não houve variação da porosidade total; entretanto, onde foi aplicado água residuária da suinocultura com concentração de sólidos totais de $2,4 \text{ g L}^{-1}$ foi observado redução da porosidade do solo entre 30 e 40 cm de profundidade. Onde foi aplicado água residuária de suinocultura com concentração de sólidos totais de $26,9 \text{ g L}^{-1}$, houve aumento da porosidade total do solo na camada entre 0 e 20 cm de profundidade.

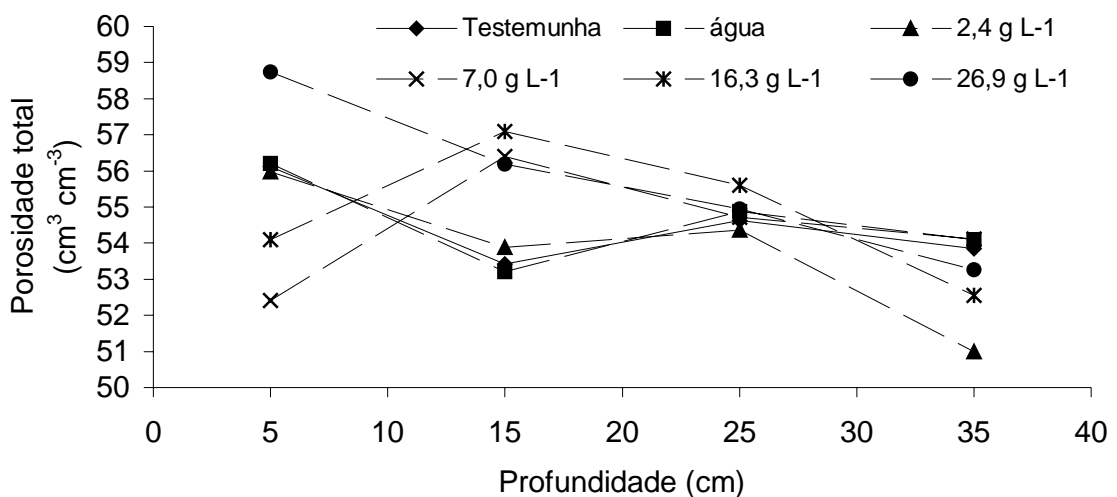


Figura 19 – Porosidade total, ao longo do perfil do solo, antes (testemunha) e depois da execução dos ensaios de infiltração.

Onde se aplicaram águas residuárias com $16,3$ e $7,0 \text{ g L}^{-1}$ de sólidos totais, houve pequena redução na porosidade total entre 0 e 10 cm, um aumento entre 10 e 20 cm; nas demais profundidades não ocorreram grandes variações.

Nas Figuras 20 e 21, pode-se observar aumento dos microporos e redução dos macroporos na camada superficial do solo onde foram aplicadas águas residuárias mais concentradas. Acredita-se que a ocupação dos

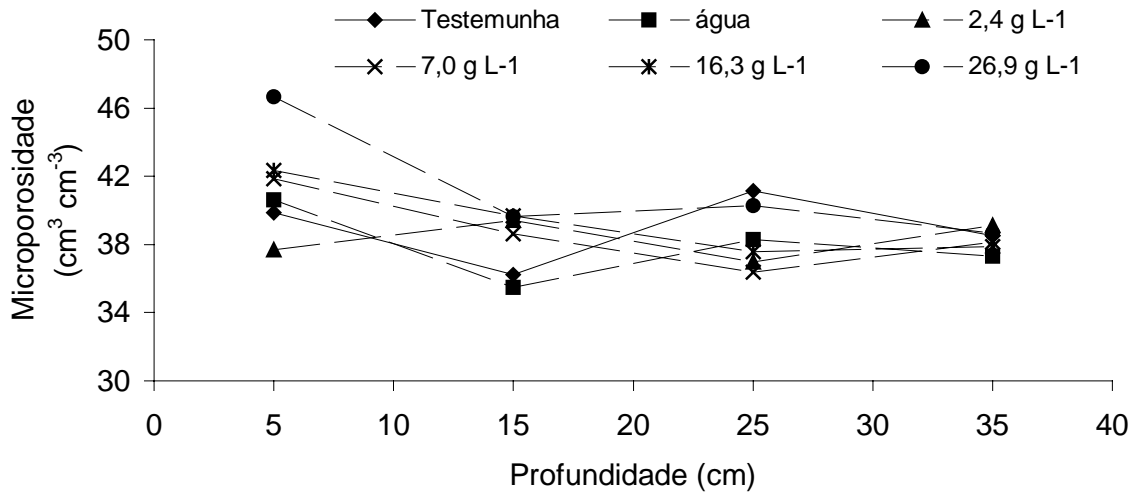


Figura 20 – Microporosidade, ao longo do perfil do solo, antes (testemunha) e depois da execução dos ensaios de infiltração.

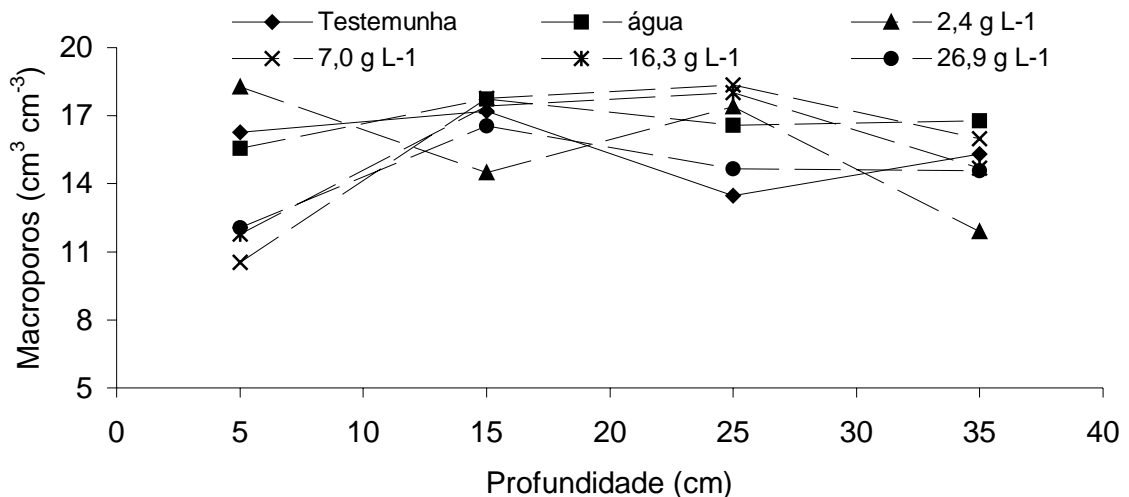


Figura 21 – Macroporosidade, ao longo do perfil do solo, antes (testemunha) e depois da execução dos ensaios de infiltração.

macroporos por material orgânico microporoso tenha sido o fator de maior importância para a explicação desse fenômeno. Dessa forma, a ocupação parcial dos macroporos proporcionou o aparecimento de microporos nesses locais. Esse aumento da proporção dos microporos em relação aos macroporos foi importante, pois contribuiu para o aumento da capacidade de retenção de água pelo solo.

5. RESUMO E CONCLUSÕES

A criação de suínos em regime de confinamento é uma atividade concentradora de grandes volumes de águas residuárias, as quais se têm transformado em sério problema ambiental devido ao seu grande potencial poluidor. Por isso, os órgãos ambientais têm agido com rigor na proibição do lançamento desse efluente em recursos hídricos, o que seria uma forma cômoda e de custos reduzidos de disposição desse material. Tal proibição tem forçado os empresários do setor a se adaptarem às exigências da legislação ambiental com um mínimo de custo possível, e uma das formas seria a adoção de técnicas que minimizem o volume de água residuária produzida, o que implica obter uma água residuária com maior concentração de sólidos totais.

Os dejetos de animais, quando bem manejados, podem-se constituir em alternativa econômica para a propriedade rural, sem comprometimento da qualidade ambiental. Atualmente, têm-se buscado opções para o aproveitamento de dejetos suíno na forma de adubo orgânico, na forma de vermicomposto ou simplesmente aplicando-o em solos improdutivos.

Este trabalho teve como objetivo avaliar a influência de aplicações sucessivas de águas residuárias de suinocultura, com diferentes concentrações de sólidos totais, sobre as características físico-hídricas e químicas de um solo Podzólico Vermelho-Amarelo.

Os diferentes tratamentos constituíram-se na aplicação de água e águas residuárias com concentrações de sólidos totais de $2,4 \text{ g L}^{-1}$; $7,0 \text{ g L}^{-1}$;

16,3 g L⁻¹; e 26,9 g L⁻¹. Antes das aplicações das águas residuárias, foram coletadas amostras do solo em três pontos distintos de uma área de 64 m², para suas caracterizações físico-hídrica e química, nas profundidades de 0 a 10, 10 a 20, 20 a 30 e 30 a 40 cm.

Foram instalados 15 infiltrômetros de anel, e em cada um deles foram conduzidos quatro testes de infiltração com intervalos de 15 dias entre dois testes. Durante a condução dos testes, foram coletadas amostras da água e águas residuárias utilizadas nos testes, as quais foram posteriormente encaminhadas para análises e determinação do pH e da concentração total de Na, P, K, Ca, Mg, Zn e Cu, além da condutividade elétrica. Após a condução desses ensaios, foram retiradas amostras do solo no centro de cada infiltrômetro, nas mesmas profundidades mencionadas anteriormente para suas caracterizações físico-hídrica e química.

Pelos resultados obtidos, pôde-se constatar que: a) a aplicação de grandes lâminas de águas residuárias com concentração de sólidos totais superior a 15 mg L⁻¹ provoca forte selamento superficial do solo; b) em aplicações sucessivas de águas residuárias de suinocultura, cuja concentração de sólidos totais ultrapasse a 15 mg L⁻¹, como deve ser o caso específico da distribuição desses resíduos por sulcos de infiltração, de tempos em tempos deve-se fazer uso de algum implemento agrícola que provoque a quebra da crosta superficial formada; c) como a aplicação de águas residuárias constitui o aporte de grande quantidade de sais para o solo, a aplicação de águas residuárias como fonte de água para satisfação das necessidades hídricas das culturas concorrerá para rápida salinização do solo – as lâminas a serem aplicadas deverão ser, por isso, calculadas com base na quantidade de nutrientes e outros sais a serem incorporados ao solo; e d) as águas residuárias da suinocultura, por constituírem rica fonte de nutrientes, devem ser aplicadas em áreas de cultivo agrícola.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AYERS, R. S., WESTCOT, D. W. **Calidad del agua para la agricultura.** Roma: FAO, 1977. 84 p.
- AYERS, R. S., WESTCOT, D. W. **La calidad del agua en la agricultura.** Roma: FAO, 1987. 174 p.
- AZEVÊDO, M. L. A. **Utilização de esterco de suínos “in natura” em pastagem de capim gordura (*Melinis minutiflora* Beauv.).** Viçosa: UFV, 1991. 74 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, 1991.
- BERNAL, M. P., ROIG, A., MADRID, R., NAVARRO, A. F. Salinity risks on calcareous soils following pig slurry applications. **Soil Use Manage**; Oxford: Blackwell Scientific Publications, v. 8, n. 3, p. 125-130; Sept 1992.
- BERNARDO, S. **Manual de irrigação.** 5. ed. Viçosa: UFV, Impr. Univ., 1995. 596 p.
- CARDOSO, E. J. B. N. Degradação de resíduos orgânicos pela microbiota do solo. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 20, 1992, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: Fundação Cargil, 1992. p. 179 – 193.
- CHATEAUBRIAND, A. D. **Efeito de dejetos de suínos por sulco, na cultura do milho (*Zea mays* L.).** Viçosa: UFV, 1985. 61 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, 1985.
- DESIGN of anaerobic lagoons for animal waste management. **ASAE Standards**, v. 37, p. 49-52, 1990.

- DETAR, W. R. Rate of intake and stream advance for liquid dairy manure in furrows. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 23, n.5, p. 1171-7, 1980.
- DIAZ, I. C., JANATA, A. S., SOTO, A. C., ALCAÍNO, H. C. Caracterización bacteriológica y parasitológica del desecho fecal porcino en Chile. **Anvances en Ciencias Veterinárias**, v. 6, n. 1, p. 23-28, 1991.
- FELTON, G. K. Hydraulic parameter response to incorporated organic mater in the B-horizon. **Transsaactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 35, n. 4, p. 1153-60, 1992.
- FONSECA, C. E. M. da. **Dejetos de suínos “in natura” em dietas para bovinos**. Viçosa: UFV, 1995. 48p.
- HOBBAN, T. J., McMILLAN, M., MOLNAR, J., PARRISH, J. D. Industrialization of poultry and swine production: Implications for natural resource management. **Journal of Soil and Water Conservation**, p. 406-409, Nov-Dez 1997.
- HUBBARD, R. K., THOMAS, D. L., LEONARD, R. A., BUTLER, J. L. Surface runoff and shallow ground water quality as affected by center pivot applied dairy cattle wastes. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 30, n. 20, p. 430-7, 1987.
- KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1985. 482 p.
- KONZEN, E. A. **Avaliação quantitativa e qualitativa dos dejetos de suínos em forma líquida**. Belo Horizonte: UFMG, Escola de Veterinária, 1980. 556 p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Universidade Federal de Minas Gerais, 1980.
- LIMA, C. C. de. **Dinâmica de carbono**, características química do solo, sistema radicular e produção de feijoeiro em resposta à adição de composto à base de dejetos de suínos. Viçosa: UFV, 1996. 144p.
- LIU, W. C., HSIEH, T. S., CHEN, F., LI, S. W. Long term application of pig slurry on a TSC field: heavy metal distribution in soils and uptake by sugarcane. **Report of the Taiwan Sugar Research Institute**, n. 153, p. 11-25, 1996.
- MATOS, A. T. de, SEDIYAMA, M. A. N., FREITAS, S. P. Características químicas e microbiológicas do solo influenciadas pela aplicação de dejetos líquido de suínos. **REVISTA CERES**, v.44, n. 254, p. 399-410, 1997.
- METCALF & EDDY INC. **Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse**. New York: McGraw-Hill, 1979. 920 p.

- MIKKELSEN, R. L. REHCIGL, J. E., MACKINNON, H. C. **Agricultural and environmental issues in the management of swine waste.** Agriculture uses of by products and wastes. Oxford: Oxford University Press. 1997. v. 6, p. 110-119.
- MINAS GERAIS. Deliberação normativa COPAM nº 010/86. 10 jan. 1987. Estabelece normas e padrões para qualidade das águas, lançamento de efluentes nas coleções de água, e dá outras providências. **Minas Gerais**, Belo Horizonte, 1987, p. 13-15. (Mimeo.).
- MINER, J. R., GOH, A. C., TAIGANIDES, E. P. Chemical treatment of anaerobic swine manure lagoon effluent and contents. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 26, n. 4, p. 1177-80, 1983.
- OLIVEIRA, M. de, MENEZES, O. B. Efeito da adubação com esterco de curral no rendimento de milho e feijão-de-corda cultivado em regossolo eutrófico. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 24, 1983, Goiânia. **Resumos...** Goiânia: SBCS, 1993. v. 3, p. 259-260.
- OLIVEIRA, P. A. V. de. **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos.** Concórdia: EMBRAPA – CNPSA, 1993. 188 p. (Doc. Nº 27).
- OLIVEIRA, P. A. V. de. Impacto ambiental causado pelos dejetos de suínos. In: Simpósio LATINO-AMERICANO DE NUTRIÇÃO DE SUÍNOS, São Paulo, 1994. **Anais...** São Paulo, C.B.N. A., 1994. p. 27-40.
- SCALLOPPI, E. J., BAPTISTELLA, J. R. Considerações sobre a aplicação de efluentes ao solo. In: CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM, Brasília, 1986. **Anais...** Brasília, ABID, 1986. v. 3, p. 1049-66.
- SCHERER, E.E., BALDISSERA, I.T., DIAS, L.R.X. Potencial fertilizante do esterco líquido de suínos da região oeste catarinense. **Agropecuária catarinense**, Florianópolis, v.8, n.2, p.35-43, 1995.
- VIEIRA, M. L. **Produção de minhocas em dejetos suínos estabilizados e valor nutritivo da farinha de minhocas para suínos.** Viçosa: UFV, 1997. 56 p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Universidade Federal de Viçosa, 1997.

APÉNDICE

APÊNDICE

Quadro 1A – Caracterizações físico-hídrica e química do perfil do solo antes e depois da condução dos testes de infiltração

Características	%	Profundidade (cm)			
		0 – 10	10 - 20	20 – 30	30 – 40
pH H ₂ O (1:2,5)	Test	5,7	5,8	5,7	6,0
	0	5,7	5,7	5,8	6,0
	0,24	5,4	5,4	5,7	6,8
	0,70	5,8	6,0	6,0	6,2
	1,64	5,9	5,9	6,2	6,2
	2,69	7,0	6,7	6,4	6,3
C (dag kg ⁻¹)	Test	2,26	1,53	1,54	0,99
	0	3,08	2,22	1,60	1,17
	0,24	3,35	2,77	1,95	1,25
	0,70	6,78	2,42	1,91	1,40
	1,64	4,09	2,3	1,71	1,09
	2,69	3,94	2,26	1,75	1,21
P (mg dm ⁻³)	Test	104,57	82,63	63,57	12,30
	0	199,8	189,0	70,3	14,4
	0,24	417,9	230,4	160,5	53,6
	0,70	1444,9	284,5	105,2	28,1
	1,64	742,3	307,9	160,5	24,5
	2,69	897,3	230,4	87,7	12,3
K (mg dm ⁻³)	Test	148,67	137,33	142,00	99,67
	0	152,0	152,0	73,0	72,0
	0,24	430	341	251	251
	0,70	659,0	500,0	301,0	222,0
	1,64	629,0	401,0	251,0	142,0
	2,69	649,0	301,0	162,0	69,0
Ca (cmol _c dm ⁻³)	Test	3,57	3,27	2,80	2,43
	0	4,9	4,2	3,1	2,4
	0,24	5,4	4,1	3,8	2,7
	0,70	5,3	4,1	3,5	2,8
	1,64	5,7	4,9	3,8	2,9
	2,69	4,3	4,0	3,8	2,7
Mg (cmol _c dm ⁻³)	Test	0,43	0,40	0,37	0,43
	0	0,6	0,5	0,4	0,4
	0,24	0,6	0,5	0,5	0,5
	0,70	0,6	0,6	0,5	0,4
	1,64	0,6	0,6	0,5	0,5
	2,69	0,6	0,5	0,5	0,4

Quadro 1A, Cont.

Características	% ST	Profundidade (cm)			
		0 – 10	10 - 20	20 – 30	30 – 40
H + Al (cmol _d /dm ³)	Test	2,70	2,50	2,50	1,50
	0	4,5	3,3	1,8	1,8
	0,24	4,5	3,9	3,0	1,2
	0,70	4,2	3,0	2,4	1,8
	1,64	3,3	2,7	2,4	1,2
	2,69	2,1	3,0	1,8	1,2
Zn (μg g ⁻¹)	Test	22,7	21,37	17,77	15,73
	0	26,9	22,6	14,2	10,2
	0,24	24,2	17,6	10,7	6,9
	0,70	14,9	22,4	24,8	11,9
	1,64	55,1	34,1	23,2	18,5
	2,69	55,0	31,4	24,0	17,2
Cu (μg g ⁻¹)	Test	9,97	11,50	11,03	9,87
	0	6,8	10,3	6,6	7,0
	0,24	10,5	9,1	8,9	6,6
	0,70	16,2	6,4	6,9	4,0
	1,64	11,9	7,7	6,3	6,3
	2,69	14,8	7,5	7,1	6,1
Condutividade Elétrica (dS m ⁻¹)	Test	0,57	0,47	0,28	0,23
	0	0,533	0,444	0,3070	0,2060
	0,24	3,17	3,24	1,9660	1,54
	0,70	3,39	2,42	2,00	1,5740
	1,64	2,94	2,69	1,585	1,479
	2,69	3,71	2,45	0,9830	0,6750
Condutividade Hidráulica (cm h ⁻¹)	Test	44,60	32,95	24,52	8,36
	0	31,29	44,44	42,54	40,42
	0,24	25,04	29,20	24,36	23,64
	0,70	15,96	16,43	17,10	17,07
	1,64	15,04	15,02	19,77	16,03
	2,69	27,46	24,52	24,73	25,14
Densidade Aparente	Test	1,13	1,21	1,19	1,22
	0	1,13	1,22	1,19	1,23
	0,24	1,15	1,19	1,20	1,24
	0,70	1,11	1,15	1,20	1,21
	1,64	1,12	1,15	1,19	1,27
	2,69	1,01	1,14	1,15	1,22
Densidade do Solo (g cm ⁻³)	Test	2,59	2,58	2,61	2,64
	0	2,58	2,60	2,63	2,68
	0,24	2,62	2,58	2,63	2,53
	0,70	2,34	2,63	2,65	2,63
	1,64	2,44	2,68	2,68	2,67
	2,69	2,44	2,61	2,56	2,61

Quadro 1A, Cont.

Características	%	Profundidade (cm)				
		ST	0 – 10	10 - 20	20 – 30	30 – 40
Porosidade Total (cm ³ cm ⁻³)	Test		56,12	53,42	54,63	53,84
	0		56,20	53,21	54,88	54,10
	0,24		55,98	53,88	54,37	50,99
	0,70		52,42	56,40	54,72	54,12
	1,64		54,10	57,09	55,60	52,56
	2,69		58,74	56,19	54,95	53,26
Microporosidade (cm ³ cm ⁻³)	Test		39,85	36,22	41,15	38,52
	0		40,63	35,47	38,30	37,33
	0,24		37,70	39,40	36,97	39,10
	0,70		41,87	38,63	36,37	38,13
	1,64		42,33	39,67	37,57	37,87
	2,69		46,67	39,63	40,30	38,67
Macroporosidade (cm ³ cm ⁻³)	Test		16,27	17,20	13,48	15,32
	0		15,57	17,74	16,58	16,77
	0,24		18,28	14,48	17,40	11,89
	0,70		10,55	17,77	18,35	15,99
	1,64		11,77	17,42	18,03	14,69
	2,69		12,07	16,56	14,65	14,59

Quadro 2A – Dados das curvas de retenção de água na camada de 0 a 10 cm do solo submetido aos diferentes tratamentos

Tratamento	Umidade (dag kg ⁻¹)					
	0,1 MPa	0,3 MPa	1,0 MPa	3,0 MPa	10,0 MPa	15,0 MPa
Testemunha	42,7	37,3	31,7	27,6	24,5	23,8
Água	40,1	35,7	31,2	26,8	23,8	23,0
2,4 g L ⁻¹	43,0	38,5	32,6	28,1	24,5	23,7
7,0 g L ⁻¹	47,2	42,2	36,2	31,5	26,0	25,4
16,3 g L ⁻¹	46,3	41,4	35,2	29,9	25,3	24,3
26,9 g L ⁻¹	46,8	41,0	34,8	30,2	25,3	24,7