

DANIEL COELHO FERREIRA

**FERTIRRIGAÇÃO DO CAFEEIRO COM ESGOTO DOMÉSTICO –
RISCOS DE SALINIZAÇÃO E CONTAMINAÇÃO DO SOLO**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Viçosa, como
parte das exigências do Programa de
Pós-Graduação em Engenharia Agrícola,
para obtenção do título de *Magister
Scientiae*.

**VIÇOSA
MINAS GERAIS - BRASIL
2008**

DANIEL COELHO FERREIRA

**FERTIRRIGAÇÃO DO CAFEEIRO COM ESGOTO DOMÉSTICO –
RISCOS DE SALINIZAÇÃO E CONTAMINAÇÃO DO SOLO**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Viçosa, como
parte das exigências do Programa de
Pós-Graduação em Engenharia
Agrícola, para obtenção do título de
Magister Scientiae.

Aprovada: 15/02/2008

**Prof. Antonio Teixeira de Matos
(Co- Orientador)**

Prof. Mauro Aparecido Martinez

Prof. Roberto Ferreira de Novais

Prof. Alisson Carraro Borges

**Antônio Alves Soares
(Orientador)**

À minha amada mãe Kátia, sempre presente,
Aos meus tios Leonardo e Bernardo, exemplos;
Ao meu avô Daniel, grande aprendizado;
À minha avó Lea, segunda mãe e
À minha irmã Carolina, que amo tanto
Ao meu pai, Luiz Fernando e,
Ao Grimaldino, pelo que se tornou a todos nós,

Dedico.

A Deus, minha torre forte, minha fonte de
vida, sempre fiel, mostrando a cada ato o quanto me ama e me ensinado a
confiar e crer, que Ele é recompensador daqueles que o buscam.

Ofereço.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela vida, pelo sustento, pela inteligência e por tudo o mais. Sem Ele nada poderia fazer. “Aquele que trabalha pra quem nEle confia, e dá aos seus enquanto dormem” “Pois quando somos infiéis, Ele permanece fiel, pois não pode negar-se a si mesmo”. A Ele toda honra, toda glória, todo louvor!!

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa de estudos.

Ao Professor Antonio Alves Soares, pela orientação e participação efetiva neste trabalho.

Aos Professores Antonio Teixeira de Matos, Rubens Alves de Oliveira, Paulo Roberto Cecon, Paulo Afonso Ferreira, Mauro Aparecido Martinez, Julio César Lima Neves e Roberto Ferreira de Novais, pelo aconselhamento e colaboração durante o trabalho.

Aos amigos José Antônio Rodrigues de Souza, Rafael Oliveira Batista e Luiz Gustavo do Amaral, pela amizade, convívio, ensinamentos e toda a ajuda durante o tempo de curso.

Aos técnicos Eduardo e Chicão do Laboratório de Hidráulica e aos funcionários Rogério, Leandro e Gil (Betinho) pela ajuda em trabalhos de campo e coleta de dados. Ao Carlinhos do Lab. de espectrofotometria Atômica (DPS/UFV) e ao Simão do Lab. de Qualidade da Água (DEA/UFV) pela análise de amostras e ajuda sempre presente.

Aos amigos da ABU-PÓS, que mais que amigos, se mostraram uma família. Seria injusto citar alguns e deixar outros de lado, mas esse agradecimento é para a família ABU, amigos, irmãos, que vivem de fato o amor que Cristo ensinou! Deus os abençoe sempre assim!

A Luna Assis Gonçalves, pela ajuda, apoio e amor, sincera, ajudadora, sempre cuidando, quando podia, de mim, e de nós. Lembranças eternas.

Ao estagiário Caio César pela ajuda no início do experimento, pelo companheirismo e pelo interesse em aprendizado.

Aos companheiros de Viçosa, de república (Clayton, Agnaldo, Dedo, Toni, Ricardo, Adriano, Ubaldo, Dione, Vitor, Marcelo-QUI, Madurão, Vilela, Takeo, Marcelo-SEC), amigos sempre presentes (Lorena, Thaís – mesmo longe, nunca mudou!, Maritza) e outros que já se foram, mas pra sempre ficaram na memória (Renatão, Celi Junior, Pollianna, Miriam, Pablo, Josué Neto, Focão, Uemerson, Heber, Mario, Glauco e etc.), aos companheiros de futebol, igreja e outros (Michel, Caio, Lucao, Marcelinho, Carlos, Leandro Mestre, Josie, Juliana e ...). Foram muitas feiras na Santa Rita para tomar caldo de cana e comer pastel.

À Patrícia Vaz de Melo e às outras secretárias que sempre ajudaram bastante na procura pelo orientador e pela solução de problemas tantos.

À empresa Viça Café, pela doação de adubo foliar para aplicação na lavoura.

A todas as pessoas que contribuíram, direta e indiretamente, para a realização deste trabalho.

BIOGRAFIA

DANIEL COELHO FERREIRA, filho de Kátia Maria Maia Coelho e Luiz Fernando da Silva Ferreira, nasceu em Niterói, RJ, em 13 de fevereiro de 1982.

Em 1999, concluiu o segundo grau no Colégio Nossa Senhora da Assunção, Niterói (RJ), quando prestou provas para as Universidades de Viçosa e Lavras, ambas em Minas Gerais.

Em fevereiro de 2000 matriculou-se no Curso de Agronomia da Universidade Federal de Viçosa (UFV), em Viçosa, MG, graduando-se em Junho de 2005.

Em março de 2004, foi aprovado no Programa CAPES/FIPSE , e obteve uma bolsa de estudos na University of Florida, Flórida, Estados Unidos, onde cursou um semestre letivo (Fall 2004). Durante a graduação foi monitor de duas disciplinas: Hidráulica e Irrigação, por três semestres.

Em agosto de 2005, ingressou no Programa de Pós-Graduação, em nível de mestrado, em Engenharia Agrícola, área de concentração em Recursos Hídricos e Ambientais, da UFV, submetendo-se à defesa de tese em fevereiro de 2008.

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE QUADROS	ix
LISTA DE FIGURAS	xi
RESUMO	2
ABSTRACT	4
1. INTRODUÇÃO	6
2. REVISÃO DE LITERATURA	9
2.1. Utilização de águas residuárias	9
2.2. Benefícios do uso de esgotos na agricultura	10
2.3. Custos de implantação e operação de sistemas de reúso	13
2.4. Riscos potenciais do uso de esgotos na agricultura	14
2.4.1. Contaminação por elementos traços e outros compostos	14
2.4.2. Riscos de salinidade	17
2.4.3. Problemas operacionais com aplicação de esgoto	20
3. MATERIAL E MÉTODOS	22
3.1. Unidade piloto de tratamento de esgoto e agricultura	22
3.2. Implantação do experimento	22
3.2.1. Infra-estrutura utilizada no experimento	22
3.2.2. Caracterização inicial do solo e do esgoto doméstico	23
3.3. Delineamento experimental e análise estatística	25
3.4. Tratamentos aplicados e condução do experimento	26
3.5. Análise estatística	29

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	31
4.1. Uniformidade do sistema de aplicação de esgoto doméstico	31
4.2. Caracterização do esgoto doméstico	33
4.3. Aporte de nutrientes ao solo	36
4.4. Riscos de contaminação do solo por elementos químicos e metais pesados	39
4.5. Risco de salinização	40
5. RESUMO E CONCLUSÕES	52
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	54
7. APÊNDICE	60

LISTA DE QUADROS

	Página
1 - Teores médios de elementos químicos no esgoto urbano	7
2 - Limites recomendados de constituintes de águas residuárias para irrigação	13
3 - Critérios para avaliação do potencial de entupimento de gotejadores por fontes de água que abastecem sistemas de irrigação localizada	15
4 - Características químicas iniciais do solo da área experimental	19
5 - Doses dos nutrientes ($\text{kg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$) fornecidas no esgoto doméstico, de acordo com as lâminas anteriormente estimadas	22
6 - Esquema utilizado na análise de variância dos dados das características químicas de solo	25
7 - Valores de CUC e CUD dos sistemas de aplicação de esgoto e água limpa	27
8 - Concentração média mensal de nutrientes no esgoto doméstico	28
9 - Concentração de sólidos no esgoto doméstico (mg L^{-1})	30
10 - Teores de nutrientes (kg ha^{-1}) aportados ao solo pela aplicação de esgoto doméstico considerando-se a lâmina total (638 mm)	31
11 - Teores de alguns nutrientes e recomendação de calagem pela neutralização de Al^{3+}	32

12 - Teor de P e K no solo na amostragem inicial e final e recomendação de doses destes para cada tratamento	33
13 - Aporte de sódio ao solo para cada tratamento	35
14 - Teores médios de sódio trocável (mg dm^{-3}) e índice de saturação por Sódio (ISNa) no solo, nos diferentes tratamentos aplicados e em função do tempo e da profundidade do solo.	36
15 - Equações de regressão ajustadas para as variáveis ISNa e Na^+ em função das lâminas de esgoto (TR) e do tempo de aplicação (TP) para as três profundidades e os seus coeficientes de determinação.	39
16 - Pontos de máximo derivados das equações de regressão em função do tratamento (lâmina aplicada em mm) e do tempo de aplicação (dia).	40
17 - Valores médios da RAS para cada tratamento nas três camadas de solo estudadas	42

LISTA DE FIGURAS

	Página
1 - Infra-estrutura utilizada na aplicação de esgoto doméstico. À esquerda o filtro de areia, ao centro a caixa de 2.500 L, local de armazenamento do esgoto, e à direita, a caixa de água	18
2 - Disposição dos blocos (B) e tratamentos (T) no campo	20
3 - Superfície de Resposta para a variável ISNa (0 - 20 cm) em função da lâmina de aplicação de esgoto e do tempo de aplicação	43
4 - Superfície de Resposta para a variável ISNa (20 - 40 cm) em função da lâmina de aplicação de esgoto e do tempo de aplicação	43
5 - Superfície de Resposta para a variável ISNa (40 - 60 cm) em função da lâmina de aplicação de esgoto e do tempo de aplicação	44
6 - Superfície de Resposta para a variável Na^+ (0 - 20 cm) em função da lâmina de aplicação de esgoto e do tempo de aplicação	44
7 - Superfície de Resposta para a variável Na^+ (20 - 40 cm) em função da lâmina de aplicação de esgoto e do tempo de aplicação	45
8 - Superfície de Resposta para a variável Na^+ (40 - 60 cm) em função da lâmina de aplicação de esgoto e do tempo de aplicação	45

RESUMO

FERREIRA, Daniel Coelho, M.S., Universidade Federal de Viçosa, Dezembro de 2007. **Fertirrigação do cafeeiro com esgoto doméstico – Riscos de salinização e contaminação do solo.** Orientador: Antônio Alves Soares. Co-orientadores: Antonio Teixeira de Matos e Rubens Alves de Oliveira.

Devido à grande quantidade de esgoto produzido, a utilização deste resíduo na agricultura irrigada pode ser uma forma efetiva de controle da poluição, aumento da disponibilidade hídrica, apresentando, assim, benefícios econômicos, sociais, ambientais e de saúde pública. Porém, seu uso deve ser planejado, controlado e bem manejado, para evitar problemas de contaminação microbiana, e alterações negativas nas propriedades físicas e químicas nos solos. Objetivou-se, neste trabalho, avaliar os efeitos do uso do esgoto doméstico em solo cultivado com cafeeiro e monitorar os teores de sódio e nutrientes no solo em função das lâminas de esgoto doméstico aplicadas. No tratamento T1, o solo recebeu irrigação com água limpa e adubação completa (NPK + Calagem) e nos tratamentos T2, T3, T4 e T5 o solo recebeu lâminas de fertirrigação com esgoto doméstico por meio de um sistema de gotejamento, de 180, 350, 480 e 638 mm, respectivamente. Após atingirem esses valores de lâmina aplicada, as parcelas referentes aos tratamentos T2, T3 e T4 foram irrigadas com água limpa até o final do experimento. O esgoto doméstico era coletado a cada aplicação, formando uma amostra composta que era analisada mensalmente. As amostragens de

solo foram feitas mensalmente nas camadas de 0-20, 20-40 e 40-60 cm de profundidade, durante quatro meses. Foram avaliados os teores de nutrientes no solo em análise de rotina, além de Na^+ trocável e calculado o ISNa. Teores de metais pesados e micronutrientes no solo foram quantificados no início e no final do experimento. Os resultados mostraram que o esgoto doméstico foi eficiente no aporte de alguns nutrientes ao solo, como Ca^{2+} , Mg^{2+} , P, K e N, promovendo diminuição da recomendação de adubação destes nutrientes. A aplicação de esgoto doméstico também elevou os teores de Na^+ trocável e no solo, alcançando valores críticos de RAS, no solo dos tratamentos T4 e T5. Os teores de Na^+ trocável aumentaram ao longo do tempo proporcionalmente à lâmina aplicada, e apresentaram diminuição no final do experimento, em virtude da lixiviação.

ABSTRACT

FERREIRA, Daniel Coelho, M.S., Universidade Federal de Viçosa, December, 2007. **Fertirrigation of coffee crop with domestic sewage – Risks of salinization and soil contamination.** Advisor: Antônio Alves Soares. Co-advisors: Antonio Teixeira de Matos and Rubens Alves de Oliveira.

Due to the great availability, the use of domestic sewage in irrigated agriculture is an effective control of pollution, increase of water availability, showing economic, social, environmental and public health benefits. Nevertheless, the use of sewage must be well planned and managed to avoid problems of microbial contamination as well as negative changes on physical and chemical soil properties. The aim of this work was to evaluate the effects of using domestic sewage on a soil cultivated with coffee plants and to monitor the sodium concentrations regarding to the irrigation depths applied and also, quantify the nutrients provided to the soil. At the T1 treatment the soil received irrigation with clean water and complete conventional fertilization and on the other treatments the soil received sewage irrigation depths of 180, 350, 480 and 638 mm, respectively. After these values have been reached, the treatments T2, T3 and T4 were irrigated with clean water until the end of the experiment, which endured four months. The domestic sewage was daily collected and at the end of a month this composed sample was analyzed. The soil samples were collected at three layers, 0-20, 20-40 and 40-60 cm, monthly, during four months. The nutrients were analyzed on a soil routine analysis, besides exchangeable Na^+ and saturation index values. Heavy metals and

micronutrients were analyzed on soil samples at the beginning and at the end of the experiment. The results have shown that the domestic sewage is efficient to improve soil fertility, providing nutrients such as Ca^{2+} , Mg^{2+} , P, K and N, which are essential to plants. The application of urban sewage was responsible not only to increase exchangeable Na^+ on soil, but also SAR values, which have reached, for the treatments T4 and T5, rates that can be harmful to soil properties. Exchangeable Na^+ rose with the time, proportionally to the applied irrigation depths and, has decreased at the final of the experiment, due to leaching.

1. INTRODUÇÃO

A cafeicultura ocupa lugar de destaque na agricultura brasileira, primeiramente porque o Brasil é o maior produtor do grão no mundo, detendo grande parte do mercado mundial de café, sendo ainda o segundo maior mercado consumidor, perdendo apenas para os Estados Unidos. A produção da safra 2006/2007 foi de 42,5 milhões de sacas, sendo 77,6 % representados pelo café arábica. A estimativa da safra 2007/08 é entre 31,1 e 32,3 milhões de sacas (CONAB, 2007). A área plantada com café chega a 2.332.352 ha, sendo o Estado de Minas Gerais o maior produtor brasileiro (IBGE, 2005).

O uso da irrigação na cultura de café cresceu acentuadamente em diversas regiões brasileiras, especialmente em áreas de cerrado, antes não cultivadas com café.

A cafeicultura irrigada vem ganhando espaço no cenário nacional, pois agrega valor ao produto e evita que produtores tenham perdas de produtividade devido a períodos de estiagem, durante as épocas de maior demanda de água pela cultura. Ainda, há diminuição dos custos de mão-de-obra com adubação, que pode ser feita utilizando-se o sistema de irrigação.

Uma maneira de fornecer nutrientes às plantas é por meio da fertirrigação, pois oferece inúmeras vantagens em comparação ao método convencional de aplicação de fertilizantes diretamente no solo, como: não compactação do solo, redução de injúrias mecânicas nas plantas, menor quantidade de equipamento exigido, menor gasto de energia e maior controle na dosagem de nutrientes, que pode ser controlada, distribuída localizada e

parcelada no solo, conforme as necessidades da cultura ao longo de seu ciclo fenológico (Silva et al., 2005).

A aplicação de nutrientes específicos na água de irrigação é uma das opções de fertirrigação, mas, em alguns casos, é necessária a utilização de fertilizantes com maior solubilidade que convencionais, o que pode aumentar os custos de produção e, ainda, apresentar riscos de corrosão do sistema de aplicação (Recomendação para uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais - 5ª aproximação, 1999). Por outro lado, a fertirrigação com águas residuárias possui inúmeras vantagens, como: sua grande disponibilidade, reúso da água conservando, assim, água de boa qualidade, promovendo reciclagem de nutrientes, redução no uso de fertilizantes químicos e contribuição para a preservação do meio ambiente (van der Hoek et al., 2002).

Dentre os diversos resíduos utilizados na agricultura, o esgoto doméstico possui destaque na literatura. A imensa quantidade de esgoto produzido se torna um problema ambiental, pois, sua disposição em corpos hídricos não pode ser feita sem tratamento, a área necessária para o tratamento destes resíduos é geralmente muito grande, e o custo dos processos de remoção de poluentes é bastante elevado. Vários pesquisadores têm demonstrado que a utilização de esgotos domésticos na agricultura é uma alternativa viável ao seu tratamento e disposição, sendo ainda, fonte de água e nutrientes, promovendo melhorias nas condições físicas e químicas do solo (Al-Nakshabandi et al., 1997; Leon & Cavalinni, 1999; Medeiros, 2005; Souza, 2005; Toze, 2006; Heidapour et al., 2007).

A aplicação de esgotos no solo é uma forma efetiva de controle da poluição e uma opção factível para aumentar a disponibilidade de água, estando os maiores benefícios dessa forma de reúso associados aos aspectos econômicos, ambientais e de saúde pública (Hespanhol, 2002).

Segundo von Sperling (2005), os esgotos domésticos contêm aproximadamente 99,9% de água. A fração restante inclui sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos, bem como microrganismos. Portanto, é por essa fração de 0,01% que há a necessidade de se tratar os esgotos domésticos. A grande concentração de matéria orgânica e nutrientes minerais nos esgotos fez com que este resíduo deixasse de ser visto como poluente e passasse a ser considerado recurso aproveitável (Hespanhol, 2002). Entretanto, seu uso deve ser planejado e controlado. A disposição

indiscriminada pode ser prejudicial ao solo, às culturas, aos produtores, às águas subterrâneas e aos consumidores. Problemas de diversos aspectos podem ocorrer, como contaminação por microrganismos e helmintos (Al – Nakshabandi et al., 1997; Chernicharo, 1997), metais pesados (Huerta et al., 2002) e alterações físicas e químicas indesejáveis do solo (Feigin et al., 1991; Matos, 2003; Medeiros, 2005; Souza, 2005).

A presença de alguns sais como o Na^+ , em excesso nas águas residuárias usadas na agricultura é, contudo, o maior problema para a sua disposição no solo (WHO, 2004). Sabe-se que alguns nutrientes contidos nas águas residuárias podem causar salinização, desbalançamento na concentração de cátions, inibir a absorção de outros nutrientes e, por conseguinte, causar deficiência nas plantas, além de modificar a estrutura do solo e suas outras características físicas (Feigin et al., 1991; Matos, 2003; Souza, 2005). De acordo com Matos (2004), a concentração de Na^+ no esgoto doméstico é da ordem de 30 a 50 mg L^{-1} em águas brutas e, conforme Larcher (2006), o valor máximo de sódio absorvido pelas plantas em habitat halófito e recomendado para aplicação no solo, é de 150 $\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

Uma alternativa para utilizar esgoto doméstico na agricultura seria limitar o seu uso à quantidade de Na^+ que poderia ser aplicada sem proporcionar alterações significativas no solo e nas culturas. Por meio de pesquisas que forneçam recomendações de doses não danosas às culturas e aos solos pode-se aprimorar a técnica de aplicação de esgotos na agricultura, tendo-se maior conhecimento acerca de seus usos, doses, benefícios e problemas, tornando a técnica de aplicação de esgotos domésticos na agricultura uma técnica viável à disposição destes resíduos no meio ambiente.

Objetivou-se, com a realização deste trabalho, avaliar os efeitos do uso do esgoto doméstico nas características químicas do solo cultivado com cafeeiro e quantificar ao longo do tempo os teores de nutrientes essenciais e de sódio no solo em função das lâminas de esgoto doméstico aplicadas e avaliar o potencial risco de salinização.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Utilização de águas residuárias

Recursos hídricos têm sido afetados devido a mudanças no clima, decorrentes do aquecimento global, tendo sua quantidade de água disponível reduzida. Também, a abertura de novas áreas agrícolas vem aumentando a demanda por recursos hídricos para fins de irrigação (Toze, 2006).

Em muitas regiões do mundo, fontes de água vêm apresentando diminuição de suas capacidades devido à combinação de diversos usos dos mananciais. Na Austrália, o maior aquífero de água potável está sendo degradado pela combinação de uso público, irrigação de culturas e o plantio de pinus em extensas áreas (WA State Water and Strategy, 2003). Na Arábia Saudita, o aumento da demanda de uso das águas subterrâneas pelo setor agrícola tem causado grandes impactos nos recursos hídricos naturais, devido à extração excessiva (Bushnak, 2003). Nessas condições, reúso e conservação passaram a ser as palavras-chave em termos de gestão, em regiões com baixa disponibilidade ou insuficiência de recursos hídricos (Hespanhol, 2002).

Existe uma vasta opção de uso de águas residuárias, em diversas áreas, englobando os ambientes urbano, rural, industrial e ambiental, como: irrigação de campos de golfe e quadras esportivas, jardins, torres de resfriamento em indústrias, parques e cemitérios, descarga em toaletes, lavagem de veículos, reserva de incêndio, recreação, construção civil, limpeza de tubulações,

piscicultura, recarga de aquíferos, injeção em poços para evitar intrusão salina, irrigação de culturas agrícolas e florestas (CIRRA, 2007; Toze, 2006).

O uso de efluentes tratados na agricultura, nas áreas urbanas, particularmente, para fins não potáveis, no atendimento da demanda industrial e na recarga artificial de aquíferos, constitui-se em instrumento poderoso para restaurar o equilíbrio entre oferta e demanda de água em diversas regiões brasileiras (Hespanhol, 2002).

O reúso de água é uma fonte de uso potencial na agricultura e uma opção viável, pois geralmente são águas de disponibilidade e confiabilidade constantes, quanto à sua composição, como os efluentes de tratamento de esgotos, descargas industriais, resíduos do processamento industrial, entre outros. Além disso, com o reúso evita-se que águas residuárias sejam lançadas nos corpos receptores, contaminando o meio ambiente (Toze, 2006).

2.2. Benefícios do uso de esgotos na agricultura

A escassez de água cada vez mais pronunciada em todo o mundo, tem proporcionado maior preocupação com o uso de fontes de água potável.

Segundo a Política Nacional de Recursos Hídricos do Brasil, regulamentada pela Lei Federal nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997, a água é um bem de domínio público, um recurso natural limitado e dotado de valor econômico e, quando em situações de escassez, seu uso prioritário é o consumo humano e a dessedentação de animais. De acordo com esta lei, objetiva-se “assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos; a utilização racional e integrada dos recursos hídricos...”. Diante deste cenário, a utilização de fontes alternativas de água tem aumentado no sentido de aproveitar águas usadas que seriam lançadas no ambiente e preservar fontes potáveis.

Durante as duas últimas décadas, o uso de água residuária de esgoto doméstico para irrigação das culturas aumentou em razão dos seguintes fatores: dificuldade crescente de se identificar fontes alternativas de águas para irrigação; custo elevado de fertilizantes; segurança de que os riscos de saúde pública e impactos sobre o solo podem ser mínimos se as precauções

adequadas forem efetivamente tomadas; custos elevados dos sistemas de tratamento, necessários para lançamento de efluentes em corpos receptores; aceitação sociocultural da prática do reúso agrícola e reconhecimento, pelos órgãos gestores de recursos hídricos, do valor intrínseco da prática (Hespanhol, 2002).

Inúmeros benefícios decorrentes do uso de esgotos são descritos na literatura. Melhorias nas condições físicas e químicas do solo têm sido reportadas por diversos autores. Melhorias na fertilidade do solo, diminuição dos teores de Al trocável, e saturação por alumínio, elevação nos teores de N, P, K⁺, S, Ca²⁺, Mg²⁺, da soma de bases (SB), da matéria orgânica (MO), da capacidade de troca catiônica (CTC), da saturação por bases (V) e de micronutrientes (Al-Nakshabandi et al., 1997; Falkiner e Smith, 1997; Fonseca, 2001; Jnad et. al., 2001b; Medeiros et. al., 2005; Souza, 2005). Alterações na condutividade hidráulica (K₀), taxa de infiltração estável (TIE), densidade aparente (Ds) também são efeitos decorrentes da aplicação de esgoto urbano no solo, principalmente em função da grande quantidade de matéria orgânica aportada, (Matos, 2003), a qual age como um condicionador do solo, aumentando sua capacidade de reter água (WHO, 2004).

Outros fatores a serem ressaltados são os papéis do solo, atuando como local de depósito e meio de tratamento de diferentes constituintes químicos da água residuária (Rezende, 2003) e das plantas, que funcionam como um “filtro vivo”, absorvendo e retendo poluentes presentes nos resíduos e efluentes (Feigin et al., 1991). A aplicação de águas residuárias no solo resolve, em parte, um dos problemas, que é o tratamento dos efluentes.

O uso de águas residuárias urbanas como fonte de nutrientes é uma das vantagens associada à sua utilização na agricultura (van der Hoek et al., 2002). Fonseca (2001) e Souza (2005) reportaram que a aplicação de esgoto urbano proporcionou aporte de nutrientes a ponto de reduzir substancialmente o emprego de fertilizantes convencionais e, no caso do N, eliminou a adubação convencional. De acordo com a USEPA (2004), a produtividade de culturas anuais foi significativamente maior com a aplicação de águas reutilizadas.

Léon & Cavallini (1999) afirmaram que as águas residuárias são eficientes no transporte de nutrientes requeridos pelas culturas e reportam aumentos de produtividade em feijão e fruteiras, principalmente devido ao fornecimento de nitrogênio. Al Nakshabandi et al. (1997) observaram aumentos

na produção de berinjela, provavelmente devido ao valor nutricional do efluente. Produtividades maiores também foram apresentadas por Hespanhol (2002), em feijão, batata, algodão, trigo e arroz.

Melhores condições de fertilidade do solo, com a disposição de efluente de esgoto, têm sido observadas por diversos autores, que reportam elevação nos teores de N no solo (Souza, 2005; Santos et al., 2006a), P (Souza, 2005), K^+ (Heidarpour et al., 2007; Herpin et al., 2007), Ca^{2+} (Souza, 2005; Herpin et al., 2007) e Mg^{2+} (Souza, 2005; Santos et al., 2006a, Heidarpour et al., 2007; Herpin et al., 2007) Entretanto, também tem sido observado aumento no teor de elementos químicos não essenciais como o Na^+ (Souza, 2005; Santos et al., 2006a, Heidarpour et al., 2007), entre outros nutrientes.

Hespanhol (2002) afirma que, dependendo da lâmina aplicada, podem ser fornecidas doses de até 60 e 300 kg ha⁻¹ ano⁻¹, de P e N, respectivamente. Todavia, esses valores não podem ser tomados como base, pois há consenso de que as características químicas e físicas do esgoto urbano possuem grande variação, principalmente nas concentrações de elementos químicos, as quais possuem grande amplitude ao longo do ano (Quadro 1).

Quadro 1. Teores médios de elementos químicos no esgoto urbano.

Variável	Teor (mg L ⁻¹)		
	(1)	(2)	(3)
N _{total}	23,40	34,22	48,01
P _{total}	6,64	7,38	12,64
K	3,07	39,05	32,3
Ca	22,0	15,91	13,87
Mg	6,80	4,17	3,22
Na	24,18	40,11	43,18

Fonte: (1) Matos, (2006); (2) Souza, (2005); (3) Medeiros (2005)

Observa-se grande variação nos valores encontrados por esses autores, mesmo entre as colunas (2) e (3), que tratam de trabalhos realizados numa mesma área, com a mesma fonte de esgoto urbano. Segundo Medeiros (2005), o coeficiente de variação (CV) oscilou entre 31,44 % para o K e 126,80 % para o P. O mesmo comportamento foi apresentado por Souza (2005), cujos CV's variaram de 27 a 37 % para os macronutrientes. Em relação aos micronutrientes há variações de até 167 % (Medeiros, 2003) e 192 % (Souza, 2005). Estas variações ratificam a afirmação de que as características físicas e

químicas das águas residuárias provenientes dos esgotos domésticos variam com o clima, a situação social e econômica e os hábitos da população que, por sua vez, variam de acordo com a época do ano (von Sperling, 2005).

Análises mensais dos teores de elementos químicos no esgoto urbano devem ser feitas com vista a um controle mais eficiente das doses de nutrientes aplicadas às culturas. Estas doses influirão na adubação fornecida às culturas, seja ela complementar ou suplementar e, por conseguinte, no gasto com fertilizantes, que segundo a WHO (2004) pode chegar até a 50 % dos custos de produção.

2.3. Custos de implantação e operação de sistemas de reúso

Fatores econômicos são importantes principalmente quando se deve tomar decisões se um projeto de tratamento e reúso é ou não viável, pois mesmo projetos economicamente viáveis podem, todavia, não dar errado sem planejamento financeiro cuidadoso (WHO, 2004).

Análises econômicas podem indicar se um projeto é factível e ainda se possui taxa de retorno interna positiva, ou seja, se a taxa necessária para igualar o valor de investimento do projeto (valor presente) com os seus respectivos retornos futuros ou saldos de caixa. As análises econômicas de projetos de aproveitamento de águas residuárias são feitas para determinar os benefícios que virão de um projeto em relação aos recursos econômicos investidos nele (Squire & Van Der Tal, 1975; Gittinger, 1982).

Análises de custo e benefício têm a vantagem de produzir dados que podem ser comparados para grande número de opções, sendo ferramenta importante para tomada de decisões (WHO, 2004).

Os sistemas de tratamento e aproveitamento agrícola de águas residuárias possuem uma série de vantagens, que interferem direta ou indiretamente nos custos de implantação e operação. Segundo a WHO (2004), custos são diminuídos grandemente pois os processos de remoção de nutrientes, geralmente bastante onerosos, não são necessários, visto que tem-se o interesse de utilizar o potencial nutritivo das águas residuárias. A WHO (2004) afirma ainda que há também diminuição de custos de implantação em função da área utilizada no projeto ser, em geral, menor. Contudo, em se

considerando a área agrícola onde será disposto o resíduo como parte da área do projeto de tratamento, a área deste pode ser bem maior.

Pouco se sabe sobre a economia com fertilizantes convencionais em razão da aplicação de esgotos no solo. Espera-se que os custos diminuam, como citado por diversos autores já mencionados, visto que há aporte de nutrientes ao solo e, portanto, a recomendação de adubação para as culturas pode ser diminuída, subtraindo-se as quantidades aportadas pela aplicação de esgoto.

Pescod (1992) apresentou um cálculo bem simples sobre como a aplicação de esgoto doméstico pode diminuir substancialmente o emprego de fertilizantes e, por conseguinte, os custos de produção. Concentrações típicas de nitrogênio, fósforo e potássio em águas residuárias tratadas estão na faixa de 50, 10 e 30 mg L⁻¹, respectivamente. Assumindo-se uma taxa de aplicação média da ordem de 5.000 m³ ha⁻¹ ano⁻¹, a contribuição de fertilizantes seria aproximadamente 250 kg ha⁻¹ de N, 50 kg ha⁻¹ de P e 150 kg ha⁻¹ de K. Com isso, todo o nitrogênio e muito do potássio e do fósforo seriam supridos somente pelo uso do efluente, além de outros nutrientes que seriam fornecidos ao solo juntamente com os três supracitados.

2.4. Riscos potenciais do uso de esgotos na agricultura

2.4.1. Contaminação por elementos traços e outros compostos

Alguns países possuem legislações e padrões de utilização de reúso de água, mas tais documentos e estudos tendem a focar-se nos riscos ambientais e de saúde em relação a nutrientes e microrganismos. Muito pouco é mencionado sobre a presença potencial de contaminantes traços, exceto metais pesados, e alguma breve menção sobre produtos de limpeza doméstica e compostos farmacologicamente ativos (USEPA, 1992). Existe forte preocupação sobre os potenciais impactos ambientais e sanitários destes compostos, caso sobrevivam aos processos de tratamento, sejam capazes de acumular no meio ambiente e entrar na cadeia alimentar (Toze, 2006).

Mais de 70 diferentes compostos foram detectados em águas superficiais e subterrâneas nos EUA, frequentemente em concentrações na faixa de 0,01 a 1 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Heberer, 2002; Kolpin et al., 2002). Dentre os diversos produtos encontrados estão os compostos farmacêuticos e de cuidado pessoal (CFCPs) ou compostos farmacêuticamente ativos (CFAs), compostos desreguladores endócrinos (CDEs) e produtos secundários da desinfecção (PSDs) (Toze, 2006; Yu et al., 2006) que podem causar toxicidade imediata, similar à de produtos químicos industriais, mesmo em concentrações abaixo de 1 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Bisceglia & Roberts, 2006), bem como desregulação endócrina (Sharpe & Irvine, 2004) e disseminação de resistência a antibióticos por parte dos microrganismos (Hileman, 2005). Por outro lado, Toze (2006) afirma que a maior parte destes produtos precisa ser ingerida em doses bastante elevadas (geralmente se encontram em concentrações da ordem de ng L^{-1}) e por longos períodos de tempo para produzir algum efeito clínico.

Yu et al. (2006) encontraram 16 diferentes CFCPs, dentre 18 compostos alvos, no afluente de uma estação de tratamento de esgotos em Baltimore, EUA, em concentrações variando entre 70 e 3.200 ng L^{-1} . No efluente, porém, as concentrações dos compostos foram significativamente menores que no afluente, para quase todos os CFCPs detectados.

A presença de metais pesados é outro ponto a ser considerado ao utilizar águas residuárias na agricultura. Alguns metais como Cu e Zn são nutrientes essenciais às plantas e a aplicação de efluentes de esgotos em solos de baixa fertilidade pode prover concentrações benéficas destes metais, geralmente requeridos em pequenas doses (Udom et al., 2004). A maioria dos elementos são prontamente adsorvidos ao solo e se acumulam com o tempo (USEPA, 2004). Entretanto, com o uso prolongado de efluentes de esgotos, metais pesados podem acumular-se no solo, tornando-se bioacumuláveis nas plantas (Toze, 2006), causando fitotoxicidade em níveis excessivos (USEPA, 2004), podendo até mesmo entrar na cadeia alimentar devido à ingestão destes alimentos contaminados (Chaney, 1994). O aumento da concentração de metais pesados no solo, especialmente em solos com baixo pH, pode reduzir o crescimento das culturas.

Os elementos que em concentrações elevadas causam maior preocupação são cádmio, cobre, molibdênio, níquel e zinco. Níquel e zinco têm efeitos adversos bem visíveis nas plantas a menores concentrações do que em

animais e humanos, e sua toxicidade é reduzida quando o pH é elevado. Cádmio, cobre e molibdênio, por outro lado, podem ser prejudiciais a animais em concentrações muito menores, em comparações referentes às plantas (USEPA, 2004).

Apesar dos efeitos da aplicação de efluentes de esgotos no solo terem sido estudados extensivamente, existem muitas evidências contraditórias em relação à mobilidade de metais pesados em solos, particularmente daqueles presentes nos esgotos (Udom et al., 2003). McBride (1995) afirmou que a maioria dos estudos sobre o transporte de metais pesados no solo mostra que os metais tendem a se acumular na superfície do solo ou bem próximo a ela.

Udom et al. (2003) entretanto, encontraram acréscimos de 72 até 748% nas concentrações de metais pesados na camada de 15 – 35 cm, ou seja, abaixo da superfície do solo. Medeiros (2005) encontrou concentrações decrescentes de Zn e Cu após aplicação de lâminas de 532 mm de efluente de esgoto tratado. Já Souza (2005) não observou variação nos teores de Zn e Cu no solo. Observa-se que dados sobre a distribuição de Cu, Zn, Pb e Cd no solo, como resultado da aplicação em longo prazo de efluentes de esgoto urbano, são incertos, particularmente em relação a solos tropicais (Udom et al. 2003).

As concentrações máximas recomendadas de metais pesados nos efluentes de esgotos para uso contínuo em longo prazo, em solo, são definidas com base no que se recomenda para solos arenosos, que possuem baixa capacidade de retenção do elemento em questão. Observa-se no quadro 2 os limites de nutrientes contidos nas águas residuárias, recomendados para utilização na agricultura. Tais valores estão abaixo das concentrações que podem causar toxicidade às mais sensíveis plantas cultivadas em solução de nutritiva ou em solos arenosos, aos quais o efluente foi aplicado. Os critérios para utilização de águas residuárias na agricultura em curto prazo (até 20 anos) são recomendados para solos de textura fina, neutros ou alcalinos, com altas capacidades de retenção dos diferentes elementos poluentes (USEPA, 2004).

2.4.2. Riscos de salinidade

Talvez o mais importante efeito negativo causado pelo uso agrícola de águas residuárias seja o aumento da salinidade do solo, a qual, quando não controlada, pode diminuir a produtividade em longo prazo. A taxa na qual a salinidade do solo aumenta depende da qualidade da água e de outros fatores como condutividade hidráulica do solo, conteúdo de matéria orgânica, drenagem do terreno, intervalo entre aplicações e profundidade do lençol freático (WHO, 2004).

As características físicas de águas residuárias podem ter impacto no meio ambiente em que forem dispostas. As características de maior interesse incluem pH, e sólidos suspensos, mas de longe o mais importante, especialmente para águas a serem usadas em fertirrigação, é a salinidade, em particular as concentrações de sódio. Sódio e outras formas de salinidade estão entre os componentes mais persistentes em águas reutilizadas e, entre os mais difíceis de serem removidos (Toze, 2006).

Ayers & Westcot (1999) relataram que a limitação principal no uso de águas residuárias na agricultura é sua composição química (totais de sais dissolvidos, presença de íons tóxicos e concentração relativa de sódio) e a tolerância das culturas a este tipo de efluente.

As propriedades mecânicas e físicas do solo, como dispersão de partículas, estrutura do solo e permeabilidade, são muito sensíveis aos tipos de íons trocáveis na água aplicada (Pescod, 1992).

Salinidade na forma de sódio pode afetar diretamente as propriedades do solo por meio de fenômenos conhecidos por floculação e dispersão (Halliwell et al., 2001), influenciando grandemente na diminuição da condutividade hidráulica do solo (Toze, 2006).

A salinidade de águas reutilizadas pode afetar tanto o próprio solo quanto o crescimento das culturas. Sais dissolvidos diminuem o potencial osmótico da água no solo e, em consequência, a quantidade de energia que as plantas têm de despendar para absorver água do solo tem de ser maior. Como resultado, a respiração é aumentada e o crescimento e a produtividade da maioria das plantas declina progressivamente (Pescod, 1992).

Herpin et al. (2000) afirmaram que a diminuição na condutividade hidráulica do solo pode favorecer a formação de poças sobre o solo, causando

escoamento superficial e, conseqüentemente, causar erosão e contaminação de águas superficiais. Os mesmos autores reportaram também a problemática da menor disponibilidade de água para as plantas.

Quadro 2 - Limites recomendados de constituintes de águas residuárias para irrigação.

Constituinte	Uso em Longo Prazo (mg L ⁻¹)	Uso em Curto Prazo (mg L ⁻¹)
Alumínio	5	20
Arsênico	0,1	2
Berílio	0,1	0,5
Boro	0,75	2
Cádmio	0,01	0,05
Cromo	0,1	1
Cobalto	0,05	5
Cobre	0,2	5
Flúor	1	15
Ferro	5	20
Chumbo	5	10
Lítio	2,5	2,5
Manganês	0,2	10
Molibdênio	0,01	0,05
Níquel	0,2	2
Selênio	0,02	0,02
Vanádio	0,1	1
Zinco	2	10
pH	6	
Sólidos Dissolvidos	500 – 2.000 mg L ⁻¹	
Residual de Cloro Livre	<1 mg L ⁻¹	

Fonte: USEPA (2004) adaptado de Rowe e Abdel-Magid, (1995).

Gonçalves et al. (2007) observaram reduções drásticas na condutividade hidráulica de um Oxisolo fertirrigado com efluente de esgoto e com água salina.

Gloaguen et al. (2007), fertirrigando um Oxisolo com efluente tratado de esgoto, obtiveram níveis de saturação de sódio acima de 6%, o que causou progressiva sodificação do solo. Heidapour et al. (2007), aplicando esgoto por tubos porosos, enterrados e sobre a superfície do solo, observaram aumento na concentração de sódio nas camadas superiores do solo, quando fertirrigado por subsuperfície e aumento na concentração de sódio nas camadas inferiores, quando a fertirrigação era feita superficialmente.

Medeiros et al. (2005) constataram que, após aplicação de lâminas de esgoto urbano tratado até 532 mm em 270 dias, houve aumentos na

concentração de Na trocável, na CE, na razão de adsorção de sódio (RAS) e na porcentagem de sódio trocável (PST) que, entretanto, não foram suficientes para causar salinização do solo.

O aumento da concentração de sódio como efeito negativo no solo tem sido reportado por diversos autores, que desenvolveram estudos com aplicação de águas residuárias urbanas no solo (Al-Nakshabandi et al., 1997, Huerta et al., 2002; Souza, 2005, Santos et al., 2006b; Herpin et al., 2007;). Contudo, os resultados encontrados na literatura sobre o efeito do sódio no solo são muito diferentes. As doses de sais utilizadas nos testes pelos diversos autores não podem ser tomadas como padrão, pois o risco de salinização do solo pode variar em função das características da água residuária utilizada (maiores ou menores concentrações salinas), do clima (índices pluviométricos), do solo (estrutura, composição mineralógica, conteúdo de matéria orgânica, concentração de outros nutrientes), da cultura irrigada (maior ou menor capacidade de remoção de sais), do manejo utilizado (drenagem adequada, lavagem do solo com águas menos salinas, práticas conservacionistas) (Pescod, 1992; WHO, 2004; Toze, 2006).

O máximo de sódio absorvido pelas plantas, em habitat halófito, sob condições climáticas áridas, seria $150 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Larcher, 2006), mas tal valor não pode ser adotado como base para a utilização de águas residuárias na irrigação em todos os tipos de solos e para todas as culturas, como já comentado.

Em longo prazo, as águas residuárias sempre aumentarão a salinidade dos solos e das águas subterrâneas. Por tal razão, é necessário combinar o uso de águas residuárias com práticas de controle de salinização, como drenagem do solo corretamente dimensionada, lavagem do solo e controle de entrada de sais na própria água residuária utilizada (WHO, 2004). No entanto, cabe ressaltar que a prática de lavagem do solo é ambientalmente condenável, pois promove a lixiviação de sais e a contaminação de águas subterrâneas. Semelhantemente, a água de drenagem, caso contenha muitos sais ou outros elementos nocivos, deve ser tratada ou reutilizada para melhor aproveitamento, tanto da fonte de água quanto dos nutrientes.

2.4.3. Problemas operacionais com aplicação de esgoto

O entupimento de gotejadores é o maior problema associado à operação de sistemas de irrigação por gotejamento, especialmente quando estes aplicam águas residuárias (Ravina et al., 1997). Existem muitos fatores químicos, físicos e biológicos nas águas superficiais, subterrâneas e residuárias relacionados ao entupimento em sistemas de aplicação, especialmente de gotejadores e, em muitos casos, tais fatores encontram-se inter-relacionados, o que dificulta ainda mais o controle deste problema (Feigin et al., 1991).

Algumas características presentes nas águas residuárias podem favorecer o entupimento de gotejadores. A presença de sólidos suspensos, que na maioria das vezes apresentam componentes orgânicos e inorgânicos (Batista, 2007) no esgoto doméstico, apresenta risco físico de entupimento dos gotejadores enquanto os sólidos dissolvidos apresentam riscos químicos de entupimento (Keller & Bliesner, 1990; Matos, 2004). Bucks et al. (1979) propuseram um quadro de classificação de água residuária indicando critérios relativos ao risco de entupimento de gotejadores (quadro 3).

Quadro 3 - Critérios para avaliação do potencial de entupimento de gotejadores por fontes de água que abastecem sistemas de irrigação localizada

Fatores	Risco de entupimento		
	Baixo	Moderado	Severo
Físico			
Sólidos suspensos (mg L^{-1})	< 50	50 – 100	> 100
Químico			
pH	< 7,0	7,0 – 8,0	> 8,0
Sólidos dissolvidos (mg L^{-1})	< 500	500 – 2.000	> 2.000
Manganês (mg L^{-1})	< 0,1	0,1 – 1,5	> 1,5
Ferro total (mg L^{-1})	< 0,1	0,1 – 1,5	> 1,5
Sulfeto de hidrogênio (mg L^{-1})	< 0,2	0,2 – 2,0	> 2,0
Biológico			
População bacteriana ($\text{n}^\circ \text{mL}^{-1}$)	< 1×10^4	1×10^4 – 5×10^4	> 5×10^4

Fonte: BUCKS et al. (1979).

A presença de microrganismos também é um fator importante, e o crescimento de colônias de microrganismos em sistemas de aplicação é vastamente citado por Batista et al. (2006). O entupimento de gotejadores ocasionado por agentes biológicos, na maioria das vezes, está associado à formação de mucilagens, que é afetada pelas características temperatura,

matéria orgânica e pH das águas residuárias, assim como o crescimento de populações microbianas (Ravina et al., 1997; Batista 2007). O mesmo autor afirma que a concentração de oxigênio dissolvido na água residuária também interfere diretamente no crescimento de microrganismos e, portanto, no entupimento dos sistemas de aplicação.

Elementos químicos também podem favorecer o entupimento. A salinidade pode trazer problemas de obstrução dos gotejadores quando existe interação entre os íons, gerando precipitados ou o desenvolvimento de lodos (Batista, 2007). De acordo com Nakayama et al. (2006) os precipitados químicos resultam das reações de íons catiônicos cálcio, magnésio, manganês e ferro com íons aniônicos sulfatos, fosfatos, silicatos e hidróxidos, além de reações com outras substâncias orgânicas.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Unidade de tratamento de esgoto e uso na agricultura

O experimento foi realizado na Área Experimental de Tratamento de Resíduos (AETR), localizada na Universidade Federal de Viçosa – UFV, pertencente ao Departamento de Engenharia Agrícola – DEA. A AETR é constituída por uma estação elevatória e uma unidade de tratamento preliminar, abastecida pelo esgoto proveniente do condomínio residencial Bosque Acamari, 0,14 ha plantado com cafeeiro arábica (*Coffea arábica* L.) em 2002, variedade catuaí, cujo espaçamento é de 2,50 x 0,75 m, quatro faixas de escoamento superficial cultivadas com capim Tifton 85 do gênero *Cynodon* e uma lagoa de maturação com capacidade de armazenagem de 300m³.

O solo da área experimental, segundo Vieira (2003), é um Cambissolo Háplico Tb distrófico latossólico, com cinco horizontes, denominados: horizonte A de 0 a 0,13 m de profundidade; horizonte AB de 0,13 a 0,26 m de profundidade; horizonte BA de 0,26 a 0,48 m; horizonte B1 de 0,48 a 0,75 m; e o horizonte B2 de 0,75 a 1,00 m.

3.2. Implantação do experimento

3.2.1. Infra-estrutura utilizada no experimento

Para realização do experimento, usou-se apenas parte da AETR (unidade de tratamento preliminar e 0,14 ha de cafeeiro arábica) e infraestrutura para aplicação de esgoto doméstico tratado de forma preliminar composta de uma linha de derivação que capta a água residuária bruta da adutora e a conduz a um filtro de areia. Após a filtração, a água residuária é armazenada em tanque com capacidade de 2.500 L, no qual há um conjunto motobomba acoplado, que possibilita a sua aplicação utilizando-se um sistema de irrigação por gotejamento, depois de passar por um filtro de disco de 1", com malha de 120 mesh e capacidade de filtração de até $5,0 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$.



Figura 1. Infra-estrutura utilizada na aplicação de esgoto doméstico. Contendo filtro de areia (esquerda), caixa de armazenamento de esgoto filtrado (centro) e caixa de água (direita).

No presente experimento foi feita aplicação de esgoto urbano, por um período de quatro meses. As lâminas totais aplicadas em cada tratamento foram baseadas nas concentrações de Na^+ no esgoto doméstico utilizado nos experimentos de Medeiros (2005) e Souza (2005).

3.2.2. Caracterização inicial do solo e do esgoto doméstico

Uma caracterização dos teores de nutrientes no solo foi feita no início do experimento, por meio de amostragem nas faixas de 0 – 20 , 20 – 40 e 40 – 60 cm. Foi feito caminhamento em toda a área utilizada no experimento, formando uma amostra composta para cada faixa amostrada. Durante a condução do experimento, foram retiradas amostras mensais de solo, nas três profundidades, com o objetivo de acompanhar a variação na concentração dos elementos químicos no solo das parcelas experimentais.

No Laboratório de Fertilidade do Solo do DPS/UFV, foram determinadas as características químicas iniciais (Quadro 4) do solo: CE, RAS, PST, pH, P, K⁺, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Al³⁺, H + Al, matéria orgânica (MO) e P – remanescente segundo metodologia proposta pela EMBRAPA (1997). Os teores de micronutrientes (início e final) e metais pesados (final) foram quantificados.

Quadro 4. Características químicas iniciais do solo da área experimental.

Atributo		Profundidades (cm)		
		0 - 20	20 - 40	40 - 60
pH		4,90	4,51	4,66
PST	%	1,10	1,11	0,95
CE	dS cm ⁻²	134,2	86,2	65,3
RAS		0,12	0,14	0,16
P		13,6	2,30	0,50
K	mg dm ⁻³	106	57	49
Na		0,08	0,09	0,12
Ca ²⁺		1,00	0,32	0,51
Mg ²⁺		0,39	0,13	0,15
Al ³⁺		0,58	1,25	1,20
H + Al	cmolc dm ⁻³	4,8	4,5	4,4
SB		1,66	0,60	0,52
t		2,24	1,85	1,69
T		6,46	5,10	4,82
V		25,7	11,8	7,25
m	%	25,9	67,6	48,9
ISNa		3,93	3,62	3,06
MO		3,66	2,44	1,67
N total	dag kg	0,08	0,05	0,03
P-rem	mg L ⁻¹	22,4	18,3	13,2
Zn		0,98	0,68	0,85
Fe		43,2	52,6	35,3
Mn	mg dm ⁻³	10,00	5,80	4,90
Cu		0,93	1,20	0,98
B		0,35	0,31	0,29

pH em água; PST = porcentagem de sódio trocável; RAS = razão de adsorção de sódio; CEes = condutividade elétrica do extrato da pasta saturada do solo; P, Na⁺, K⁺, Fe, Zn, Mn, Cu = extrator Mehlich 1; Ca²⁺, Mg²⁺ e Al³⁺ = extrator KCl 1 mol L⁻¹; H + Al = extrator acetato de cálcio 0,5 mol L⁻¹ pH 7,0; SB = soma de bases trocáveis; t = capacidade de troca catiônica efetiva; T = capacidade de troca catiônica a pH 7,0; V = índice de saturação de bases; m = índice de saturação de alumínio; ISNa = índice de saturação de sódio; MO = carbono orgânico* 1,724 = Walkley-Black; N = total = nitrogênio total – Kjeldahl; P-rem = fósforo remanescente; B = extrator água quente; e S = extrator fosfato monocálcico em ácido acético.

O cálculo do Índice de saturação por sódio (ISNa) foi obtido pela divisão da concentração de sódio pela CTC do solo.

A amostra inicial do esgoto doméstico foi formada por alíquotas diárias de 100 mL, acumuladas durante um mês e armazenadas sob refrigeração. A amostra composta foi analisada para determinação das concentrações de P, K⁺, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, N - total, As, S, Cr, Zn, Pb, Cd, Ni, Fe, Mn, Cu.

As análises da água residuária foram realizadas no Laboratório de Matéria Orgânica do Departamento de Solos (DPS) da UFV, em conformidade com as recomendações do *Standard Methods* (APHA, 1995). As concentrações de micronutrientes e metais pesados foram quantificadas por meio de espectrofotometria atômica no Laboratório de Espectrofotometria Atômica do DPS/UFV.

A análise dos sólidos na água residuária foi conduzida no Laboratório de Qualidade da Água, do Departamento de Engenharia Agrícola da UFV. Os sólidos suspensos totais foram determinados pelo método gravimétrico, com a utilização de membranas de fibra de vidro (0,45 µm de diâmetro de poro), no mesmo laboratório.

3.3. Delineamento experimental

O experimento foi conduzido no esquema de parcelas subsubdivididas, tendo nas parcelas os tratamentos (lâminas de aplicação), nas subparcelas as três profundidades analisadas, e nas subsubparcelas as épocas de avaliação, no delineamento em blocos casualizados, com quatro repetições.

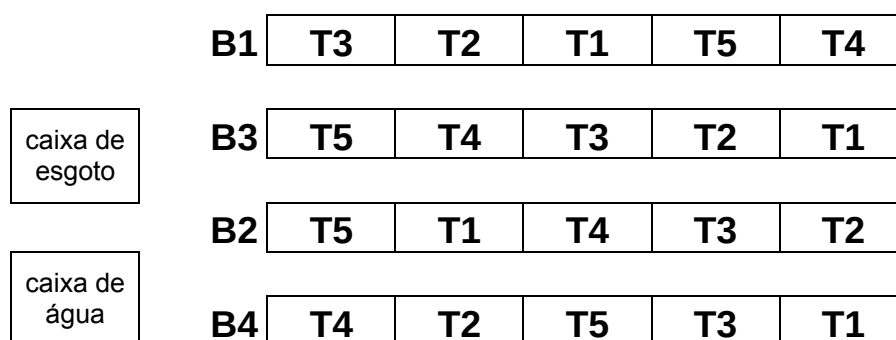


Figura 2. Disposição dos blocos (B) e tratamentos (T) no campo.

Cada parcela experimental foi constituída por oito plantas, ocupando uma área de 15 m². Foram utilizadas, nas avaliações, apenas as quatro plantas centrais. As duas plantas mais externas da parcela foram utilizadas como bordadura.

3.4. Tratamentos aplicados e condução do experimento

Dentre os tratamentos, a testemunha (T1) recebeu irrigação com água limpa e adubação completa (NPK, calagem e micronutrientes). Os demais tratamentos foram fertirrigados com esgoto doméstico, proporcionando doses variadas de Na⁺, de acordo com a lâmina aplicada em cada tratamento.

As doses dos nutrientes NPK na adubação complementar foram diferentes, variando de acordo com a quantidade aportada pela fertirrigação com esgoto doméstico, ou seja, a dose recomendada para adubação da cultura do cafeeiro menos a dose fornecida pela aplicação do efluente. Em geral, a adubação do cafeeiro é feita parceladamente, em três ou quatro aplicações anuais. Como o experimento foi conduzido em quatro meses, a terça parte da recomendação anual de adubação foi fornecida. Ao final do terceiro mês do experimento, foram aplicados no solo do tratamento T1, 110 kg ha⁻¹ de sulfato de amônio (N), 100 kg ha⁻¹ de cloreto de potássio (K) e 17 kg ha⁻¹ de superfosfato simples (P), e no solo do tratamento T2 foram aplicados 87,5 kg ha⁻¹ de sulfato de amônio (N), 75 kg ha⁻¹ de cloreto de potássio (K) e 13 kg ha⁻¹ de superfosfato simples (P).

No início do experimento, foram estimadas lâminas de aplicação baseadas na concentração de 40 mg L⁻¹ de Na⁺ no esgoto doméstico (quadro 5). Esse valor foi a média obtida nos experimentos de Medeiros (2005) e Souza (2005). As lâminas estimadas serviram como referência para se estimar a dose de Na⁺ aportada ao solo ao final do experimento. As lâminas realmente aplicadas foram próximas, em alguns tratamentos, àquelas estimadas.

Sabe-se que a concentração de nutrientes no esgoto doméstico é bastante variável, como observado por Medeiros (2005), Souza (2005) e Matos (2006). Portanto, no cálculo da concentração de sódio e nutrientes ao longo do experimento, foram utilizadas as médias mensais, obtidas pela análise de amostras compostas por alíquotas diárias de 100 mL coletadas diretamente na

saída do gotejador. As amostras foram acumuladas durante cada mês e armazenadas sob refrigeração. Mensalmente, as amostras foram analisadas para determinação das concentrações de P, K⁺, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, N - total, As, S, Cr, Zn, Pb, Cd, Ni, Fe, Mn, Cu.

As lâminas de irrigação realmente aplicadas foram 180, 350, 480 e 638 mm, para os tratamentos T2, T3, T4 e T5, respectivamente. A partir dessas lâminas foi calculado o aporte de nutrientes ao solo, bem como os teores de Na⁺. A lâmina aplicada ao tratamento T1 foi a mesma aplicada ao tratamento T5, sendo que este recebeu somente aplicação de esgoto doméstico.

Quadro 5 - Doses dos nutrientes (kg ha⁻¹ano⁻¹) fornecidas no esgoto doméstico, de acordo com as lâminas anteriormente estimadas.

Nutriente	Lâmina (mm)			
	187,5	375	562	750
Na	75	150	225	300
K*	73,2	146,4	219,5	292,9
N*	64,2	128,3	192,3	256,7
P*	13,8	27,7	41,5	55,4
Ca*	29,8	60,0	89,4	119,3
Mg*	7,8	15,6	23,4	31,3

*Concentrações médias [K] = 39,13 mg L⁻¹, [N] = 34,22 mg L⁻¹, [P] = 7,38 mg L⁻¹, [Ca] = 15,91 mg L⁻¹ e [Mg] = 4,17 mg L⁻¹.

A fertirrigação com esgoto em cada tratamento foi feita até que fosse atingida a quantidade de sódio pré-estabelecida para aquele tratamento. A partir daí, passou-se a efetuar irrigação com água limpa.

Optou-se por fazer irrigações e fertirrigações diárias, devido ao curto período de tempo de condução do experimento. Seria ideal utilizar a demanda evapotranspirométrica da cultura, o que proporcionaria irrigações mais exatas, isto é, utilizando racionalmente a água, com um manejo adequado. Entretanto, caso fosse adotada a evapotranspiração da cultura do cafeeiro, as doses propostas neste experimento, especialmente referente às maiores lâminas aplicadas, não seriam atingidas em apenas quatro meses.

As lâminas diárias aplicadas variaram e foram, em média 4,85, 6,80, 6,47 e 10,62 mm nos meses de abril, maio, junho e julho, respectivamente. Estes valores foram aplicados com o objetivo de atingir as lâminas preestabelecidas (quadro 5), as quais estimavam as doses de Na⁺ a serem aplicadas em cada tratamento. Essas lâminas deveriam ser aplicadas em um

ano, contudo, devido à limitação de tempo para implementação e condução do experimento, as aplicações foram concentradas em quatro meses.

Após a suspensão da aplicação de esgoto, foi feita a complementação da adubação naquele tratamento, descontando-se a quantidade fornecida pelo esgoto.

O cálculo da dose de nutrientes ($\text{kg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ para macronutrientes e $\text{mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ para micronutrientes) fornecida pelo esgoto urbano foi feita multiplicando-se a concentração do nutriente no esgoto (mg L^{-1}) pela lâmina de esgoto aplicada (mm) durante o mês.

Para a obtenção de valores bem precisos no fornecimento de nutrientes, é importante o conhecimento da uniformidade de aplicação do sistema de irrigação localizada, bem como da vazão média dos emissores. As uniformidades de aplicação e de distribuição do sistema foram medidas mensalmente e interpretadas por meio dos coeficientes CUC e CUD, apresentados nas Equações 1 e 2. Todos os gotejadores das linhas laterais tiveram sua vazão medida, por serem somente 40 gotejadores por fileira de plantas (bloco). A uniformidade pôde ser calculada para cada tratamento dentro de cada bloco. As médias dos tratamentos e dos blocos foram, então, calculadas e comparadas com a classificação proposta por Keller e Bliesner (1999) e também com as uniformidades obtidas em amostragens seguintes.

$$CUC = 100 \left[1 - \frac{\sum |z_i - \bar{z}|}{\bar{z} n} \right] \quad (1)$$

em que:

CUC - coeficiente de uniformidade de Christiansen, %;

z_i – precipitação obtida no coletor de ordem i, mL;

$\bar{z}$ - precipitação média dos coletores, mL; e

n - número de amostras coletadas, adimensional.

$$CUD = \frac{\bar{z}_{(25)}}{\bar{z}} 100 \quad (2)$$

em que:

CUD - coeficiente de uniformidade de distribuição, %;

$\bar{z}_{(25)}$ - média dos primeiros 25 % menores valores de precipitações coletadas na avaliação, mL; e
 $\bar{z}$ - precipitação média de todas as observações, mL.

Após a avaliação da uniformidade, os gotejadores cujas vazões se encontravam muito abaixo da média eram tratados com solução de ácido perclórico (HClO_4) através de imersão em solução para remoção do material que causava entupimento e, quando muito acima da média do sistema, os gotejadores eram substituídos. Ao serem trocados por gotejadores limpos a uniformidade do sistema aumentava mas em seguida voltava a diminuir com o funcionamento do sistema.

A adubação para fornecimento de micronutrientes foi feita com pulverização de Calda Viçosa, utilizando-se o produto comercial Viça Café em toda a área experimental. Visto que os micronutrientes não foram avaliados em nenhum dos tratamentos, todas as parcelas receberam aplicações iguais. Foram feitas duas aplicações com intervalos de 2 meses antes do início do experimento. Essa prática visou o fornecimento de micronutrientes e a proteção das plantas contra ataques de doenças fúngicas, visto que a Calda Viçosa possui efeito fungicida.

Os teores de micronutrientes no solo foram avaliados no início e no final do experimento e os seus valores foram comparados àqueles encontrados em tabelas que propõem concentrações máximas ou que venham a causar toxicidade ao solo e às culturas.

3.5. Análise estatística

Na análise estatística, foram utilizados os *softwares* SAEG 5.0 (FUNARBE, 1993) em que foram feitas as análises de superfície de resposta e regressão e os testes de médias e Excel 2007 (Microsoft, 2007) por meio do qual foram conduzidas as análises descritivas dos dados.

Os dados referentes aos teores de nutrientes no solo e, em especial, de Na^+ em função das lâminas aplicadas, foram interpretados por meio de análises de variância, estatística descritiva com base em valores médios, comparação entre os dados obtidos e tabelas de recomendação e por

superfície de resposta para as variáveis Na^+ e ISNa , a partir da qual foram geradas equações de regressão em função da lâmina aplicada (tratamento) e do tempo de coleta de dados. Após as análises de variância, as médias das profundidades foram comparadas dentro de cada tempo de coleta de dados, utilizando-se o teste de Tukey, a 5% de probabilidade. Na análise de regressão e superfície de resposta, os modelos foram escolhidos com base na significância dos coeficientes de regressão (β) e no valor do coeficiente de determinação (R^2), além, também, da sua aplicabilidade e coerência em explicar os dados obtidos.

No quadro 6 está apresentado o esquema utilizado na análise de variância (ANOVA) dos teores de nutrientes no solo.

Quadro 6. Esquema utilizado na análise de variância dos dados das características químicas de solo.

Fonte de variação	Grau de Liberdade
Tratamentos (TR)	4
Blocos (B)	3
Resíduo (a)	12
Profundidade (Prof)	2
Trat x Prof	8
Resíduo (b)	30
Tempo (TP)	4
Trat x Temp	16
Prof x Temp	8
Trat x Prof x Temp	32
Resíduo (c)	180
CV (%) Parcela	
CV (%) subparcela	
CV (%) subsubparcela	
Média Geral	

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Uniformidade do sistema de aplicação de esgoto doméstico

A uniformidade de aplicação não faz parte dos objetivos deste trabalho, mas seu conhecimento é fundamental para a estimativa de nutrientes aportados pelo esgoto doméstico. Conhecendo-se as uniformidades de aplicação e distribuição do sistema, bem como sua vazão média, pode-se calcular o fornecimento de nutrientes ao solo mais exatamente. Os valores dos Coeficientes de Uniformidade de Christiansen (CUC) e de Uniformidade de Distribuição de Água (CUD) obtidos para o sistema de aplicação de esgoto e de água limpa (quadro 7) foram menores do que aqueles considerados ótimos para irrigação localizada que, de acordo com USEPA (2004), é de 80 a 90 %.

No início do experimento foi feita uma avaliação do sistema de irrigação que resultou em uniformidade ruim para aplicação de água residuária, em torno de 70 % (quadro 7). Esse mesmo valor ocorreu no mês seguinte, mas no último mês de avaliação, a uniformidade foi muito boa, chegando a 85 %, que seria considerada uniformidade ideal para sistemas de irrigação localizada. Em geral, sistemas de aplicação de águas residuárias apresentam uniformidades menores que sistemas de aplicação de água limpa. As águas residuárias apresentam inúmeras características que as distinguem da água limpa, sendo a mais importante e maior responsável por entupimentos, a presença de sólidos em suspensão e dissolvidos.

A uniformidade do sistema variou bastante durante a realização do experimento. O sistema já se encontrava instalado há 4 anos e, em geral, não apresentava boa uniformidade. Contudo, após a remoção dos gotejadores obstruídos e o seu tratamento com ácido, a uniformidade do sistema melhorou, chegando a níveis próximos do satisfatório.

Quadro 7 - Valores de CUC e CUD dos sistemas de aplicação de esgoto e água limpa.

Tempo de operação (h)	CUC esgoto	CUC água	CUD esgoto
45 (maio)	71,0 %	98,4 %	70,6 %
45 (junho)	68,9 %	94,7 %	71,2 %
150 (julho)	85,2 %	96,6 %	75,4 %

CUC = Coeficiente de Uniformidade de Christiansen (%) e CUD = Coeficiente de Uniformidade de Distribuição

Altas concentrações de sólidos favorecem o desenvolvimento de biofilmes, que formam uma mucilagem nos emissores, obstruindo-os, afetando a uniformidade de aplicação do sistema (Ravina et al., 1997). Batista et al. (2006) reportaram reduções de 4 a 32% na uniformidade de aplicação do sistema, aplicando esgoto doméstico tratado, após 560 h de funcionamento. Os mesmos autores afirmaram que a formação de biofilme proporcionou entupimento parcial e total dos emissores. Medeiros (2005) observou coeficientes de distribuição excelentes no início do experimento (primeira avaliação) e ao final, observou CUDs bons, na média 88 %.

O entupimento dos gotejadores afeta diretamente a uniformidade de aplicação do sistema, reduzindo a vazão fornecida e, por conseguinte, a aplicação de nutrientes.

Um dos maiores problemas observados durante o experimento foi o desenvolvimento de larvas de mosquitos no reservatório principal. Com o funcionamento do sistema, as larvas obstruíam o filtro de disco e causavam diminuição drástica da pressão do sistema. Tal problema foi solucionado com a renovação do esgoto quase que diariamente, o que evitava a eclosão de ovos de mosquitos. Outra solução foi a limpeza periódica da caixa de esgoto.

É importante trabalhar com baixas vazões no filtro de areia, pois a sujeira retida neste filtro é carregada quando vazões mais altas são aplicadas. Além disso, há remoção do material filtrante juntamente com o esgoto doméstico, o que também causa entupimento nos sistemas de aplicação.

Outras práticas de manejo como abertura do final de linhas, eram feitas periodicamente, mas, em geral, a uniformidade do sistema não se apresentava satisfatória.

Já a aplicação de água limpa não apresentou problemas de entupimento, tampouco grandes variações dos coeficientes de uniformidade CUC e CUD (quadro 7)

4.2. Caracterização do esgoto doméstico

O esgoto apresentou concentrações de P bastante variáveis, sendo menores no início do experimento, mantendo-se mais próximo do limite inferior típico que, segundo Von Sperling (1996), é de 4 mg L⁻¹. No último mês houve variação bastante grande, em que a concentração de P alcançou 21,1 mg L⁻¹, acima da faixa típica para esgotos domésticos (quadro 8). O fósforo apresenta-se em algumas formas no esgoto doméstico (orgânica, inorgânica complexa, e ortofosfato solúvel) e pode se apresentar disponível ou em formas não-lábeis. Seu aumento de concentração pode estar relacionado à variação dessas formas de P no esgoto.

Quadro 8 - Concentração média mensal de nutrientes no esgoto doméstico.

Mês	Concentração de elementos no esgoto (mg L ⁻¹)															
	P	K ⁺	Na ⁺	N	As	Fe ³⁺	S	Cr ⁻²	Ni	Zn	Pb	Cd	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Mn	Cu
Abril	6,39	5,40	29,13	-	0,39	1,45	77,12	0,03	0,00	0,01	0,08	0,00	4,28	16,53	-	-
Maio	7,64	8,00	41,00	6,16	0,04	0,78	22,64	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	15,23	52,80	0,03	0,00
Junho	10,14	3,88	43,00	30,80	-	0,60	-	0,03	0,00	0,00	0,13	0,03	5,35	19,15	0,06	0,00
Julho	21,07	4,32	34,00	6,16	-	0,00	-	0,01	0,00	0,00	0,06	0,00	6,09	21,15	0,02	0,00
Médias	11,31	5,40	36,78	14,37	0,21	0,71	49,88	0,02	0,00	0,00	0,06	0,01	7,74	27,41	0,04	0,00

Em relação ao K⁺, a concentração manteve-se sempre bem abaixo da média reportada por Souza (2005) e Medeiros (2005), os quais obtiveram concentração média de 39,1 mg L⁻¹ e 32,3 mg L⁻¹, respectivamente. Pescod (1992) e WHO (2004) afirmaram que concentrações típicas de K⁺ em esgotos domésticos encontram-se na faixa de 30 mg L⁻¹.

Os teores de N também variaram bastante, e encontraram-se abaixo da faixa típica de concentração citada por diversos autores que, segundo Von Sperling (1996), é de 40 a 80 mg L⁻¹. Pescod (1992) afirma que esgotos domésticos possuem, em geral, concentrações de N na faixa de 50 mg L⁻¹.

As concentrações de Na^+ variaram de 29 a 43 mg L^{-1} , mostrando-se coerentes com os resultados obtidos por Medeiros (2005) e Souza (2005), que reportaram a média de 40 mg L^{-1} . Em geral, no final e princípio do ano, há grande consumo de alimentos conservados com excesso de sais como consequência de festas e celebrações religiosas, e o observado é que as concentrações de Na^+ neste período sejam bem maiores. Esse comportamento sazonal foi observado por Medeiros (2005) e Souza (2005).

Em relação aos elementos traços ou metais pesados, foram observadas concentrações de As no primeiro mês superior ao limite sugerido pela WHO (2004). Outros elementos com Cd, Cu, Cr^{2+} , Mn, Ni, Pb e Zn mostraram-se abaixo dos valores recomendados pela WHO (2004) para caracterizarem perigo de contaminação e toxicidade ao solo.

A concentração de Fe^{3+} no primeiro mês apresentou grau de restrição severo quanto ao risco de entupimento de sistemas de irrigação localizada e, no mês seguinte, apresentou restrição leve a moderada e, posteriormente não apresentou restrição (quadro 8) e, manteve-se sempre abaixo do limite de concentração recomendado pela USEPA (2004) (quadro 2). Em média, elevadas concentrações de Fe^{3+} são problemáticas em sistemas de irrigação localizada, pois a precipitação deste elemento causa a obstrução de poros e saídas dos emissores, bem como favorecem o crescimento de bactérias que causam entupimento de emissores devido ao desenvolvimento de biofilme (Batista, 2007). As médias obtidas por Souza (2005) e Medeiros (2005) foram de 4,18 e 5,18 mg L^{-1} , respectivamente. Estas concentrações apresentam severo grau de restrição de uso desta água residuária para irrigação. O efeito de entupimento provocado por Fe e Mn está relacionado à forma, oxidada ou reduzida, que o íon se encontra. Em águas limpas, a concentração de O_2 dissolvido é maior e portanto, o processo de oxidação também é mais pronunciado. Por outro lado, o O_2 dissolvido em esgotos domésticos é menor. É importante reiterar o fato de que a matéria orgânica apresenta papel importante na complexação de Fe e Mn, evitando que ele seja oxidado e cause entupimento. Daí, a concentração de Fe em águas residuárias, sugerida pela USEPA (2004) ser de 20 mg L^{-1} , bastante elevado em comparação à concentração de Fe em água limpa, a qual acima de 2 mg L^{-1} já apresenta sérios riscos de entupimento de sistemas de aplicação.

A concentração de Mn apresentou valores baixos, não apresentando restrição de uso na irrigação. Os valores obtidos por Medeiros (2005) e Souza (2005) estão próximos aos encontrados neste experimento.

A concentração média de sólidos totais foi de 603,5 mg L⁻¹ (quadro 9) no esgoto doméstico, estando abaixo da faixa sugerida por Von Sperling (1996), entre 700 e 1.350 mg L⁻¹. Comparativamente ao reportado por Souza (2005), as concentrações foram superiores. Esse autor obteve concentração média de sólidos totais de 528 mg L⁻¹.

Quadro 9. Concentração de sólidos no esgoto doméstico (mg L⁻¹).

Mês	ST	SF	SV	SST	SDT	SSF	SSV
----- mg L ⁻¹ -----							
Abril	669,5	227,5	442	143	526,5	1,0	142
Maio	645	437	208	104	541	-	-
Junho	496	250	246	126	370	-	-
Média	603,50	304,83	298,67	124,33	479,17	1,00	142,00

ST – Sólidos totais; SF – Sólidos fixos; SV – Sólidos voláteis; SST – Sólidos suspensos totais; SDT – Sólidos dissolvidos totais; SSF – Sólidos suspensos fixos; SSV – Sólidos suspensos voláteis.

Em relação aos sólidos suspensos, o esgoto apresentou concentração média de 479,17 mg L⁻¹, que se encontra abaixo da faixa sugerida por Von Sperling (1996), a qual varia de 500 a 900 mg L⁻¹.

A presença de sólidos nas águas residuárias pode limitar sua utilização na agricultura, pois altas concentrações podem causar diversos problemas tanto nos solos como nos sistemas de aplicação. De acordo com os valores propostos por Bucks et. al. (1979) (quadro 3), o esgoto doméstico apresenta risco severo de entupimento devido à presença de sólidos totais na água. Os sólidos totais representam riscos físicos de entupimento, enquanto os sólidos dissolvidos apresentam riscos químicos. Em relação a estes, o esgoto apresentou risco moderado a baixo de entupimento. Batista et al. (2006) afirmaram que o esgoto tratado de lagoa de maturação possui elevado potencial de entupimento de sistemas de aplicação por gotejamento, principalmente devido à formação de biofilme.

No que concerne a alterações no solo, Matos (2003) afirmou que os sólidos são fonte de matéria orgânica para o solo e que, mesmo em pequenas quantidades, podem afetar suas propriedades físicas tal como a condutividade hidráulica, drenagem, massa específica entre outras. Jnad et al. (2001b) reportaram que a aplicação de esgoto doméstico possibilita aumento no

número de microporos do solo, aumentando a retenção de água e, com isso, reduzindo a condutividade hidráulica.

4.3. Aporte de nutrientes ao solo

De acordo com a recomendação encontrada em Uso de Fertilizantes e Corretivos de Solo do Estado de Minas Gerais – 5ª aproximação (1999), no início do experimento o solo se encontrava com teores de K^+ considerados muito baixos e, ao final, mesmo com a aplicação de lâmina de 638 mm de esgoto doméstico (T5), o teor de potássio se manteve praticamente o mesmo. Apesar de não ter sido o suficiente para satisfação das necessidades nutricionais da cultura, a quantidade fornecida de potássio foi de $33,3 \text{ kg ha}^{-1}$ (quadro 10). Segundo a 5ª aproximação (1999), a dose de potássio recomendada para uma produtividade esperada em torno de 30 sacas ha^{-1} é de 300 kg ha^{-1} de K_2O (quadro 12). Portanto, a dose a ser aplicada para complementação da adubação potássica do cafeeiro com este nutriente foi reduzida para $259,9 \text{ kg ha}^{-1}$ de K_2O , o que representa uma diminuição de 13% na adubação potássica.

Quadro 10 - Teores de nutrientes aportados ao solo pela aplicação de esgoto doméstico considerando-se a lâmina total (640 mm).

Mês	Dose de Nutrientes (kg ha^{-1})						
	P	K^+	Na^+	N	S	Mg^{2+}	
	kg ha^{-1}						
Abril	6,82	5,77	31,10	-	82,34	4,57	17,64
Maio	11,42	11,96	61,30	9,21	33,84	22,77	78,93
Junho	14,43	5,52	61,22	43,85	-	7,62	27,26
Julho	49,21	10,09	7,94	14,39	-	14,22	49,39
Total	81,89	33,34	161,56	67,45	116,19	49,18	173,24

Pescod (1992) afirmou que o esgoto, por si só, seria capaz de fornecer as necessidades nutricionais da maioria das culturas, inclusive do K. Contudo, os resultados obtidos aqui corroboram o encontrado por Souza (2005) e Medeiros (2005), que também não obtiveram aportes de K suficientes a ponto de satisfazer o estado nutricional do cafeeiro. Matos et al. (2003) afirmaram que a concentração relativa de K no esgoto doméstico é baixa, principalmente em relação a Ca^{2+} e Mg^{2+} . Portanto, para um fornecimento correto de nutrientes

ao solo em áreas fertirrigadas com esgoto doméstico é importante a complementação da adubação, principalmente com K.

A recomendação de N é feita com base no teor foliar deste nutriente ou no teor de matéria orgânica do solo, e quando não se possui essas informações, recomenda-se utilizar uma dose de 350 kg ha⁻¹, para produtividade esperada de 30 – 40 sacas. Uma vez que a quantidade aportada pelo esgoto doméstico foi 67 kg ha⁻¹ (quadro 10), a dose a ser aplicada caiu para 282 kg ha⁻¹, representando uma redução de 19 % na adubação nitrogenada.

Tratando-se de outros nutrientes, o esgoto doméstico muitas vezes é eficiente no fornecimento de doses elevadas e algumas vezes, capaz de suprir toda a necessidade nutricional das culturas (Fonseca, 2001; Souza, 2005), como na recomendação de calagem (quadro 11) e de P e K (quadro 12).

Quadro 11 - Teores de alguns nutrientes e recomendação de calagem pela neutralização de Al³⁺.

	Al ³⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	t	T	Va	NC neut Al	redução
	-----	cmol _c dm ⁻³	-----	-----	-----	-- % --	---t ha ⁻¹ ---	----- % -----
Início	0,87	0,41	0,15	1,52	3,55	18,30	4,50	0
Final T1	0,78	0,83	0,23	1,99	5,42	21,37	3,83	15
Final T2	0,58	0,85	0,23	1,82	4,73	26,16	3,46	23
Final T3	0,54	0,87	0,26	1,81	4,98	24,99	3,33	26
Final T4	0,64	0,83	0,20	1,80	4,80	24,42	3,61	20
Final T5	0,74	0,80	0,21	1,89	4,44	26,00	3,81	15

Al³⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, t e T concentrações em cmol_c dm⁻³. Va = Índice de saturação por bases atual, em %. NC em t ha⁻¹.

A aplicação de esgoto doméstico proporcionou reduções de até 26 % (quadro 11) na recomendação de calagem. Em média, uma redução de 15 % na recomendação de calagem pode significar uma considerável economia no uso de calcário, já que, geralmente, a aplicação mínima destes corretivos fica em torno de 2,5 t ha⁻¹. Quando da utilização de calcários dolomíticos ou magnesianos, que possuem custo mais elevado, a economia pode ser ainda maior, pois dependendo da quantidade de Mg²⁺ fornecida pelo esgoto doméstico, a correção do solo pode ser feita somente com calcários calcíticos, mais baratos.

Observa-se que os teores de fósforo após a aplicação do esgoto doméstico aumentaram bastante (quadro 12). No tratamento T5, correspondente à maior lâmina de aplicação, o aumento foi mais pronunciado,

elevando o teor do nutriente a 10,2 mg dm⁻³, na última amostragem. Aumentos satisfatórios também foram observados nos tratamentos T2 e T3 (lâminas de 180 mm e 350 mm, respectivamente).

Quadro 12 - Teor de P e de K no solo na amostragem inicial e final e recomendação de doses destes para cada tratamento.

Amostragem Final						Recomendação	
	P	Classe	K	Classe	Prem	P ₂ O ₅	K ₂ O
	mg dm ⁻³		mg dm ⁻³		mg dm ⁻³	----- Kg ha ⁻¹ -----	
T1	8,27	Baixo	53,50	Baixo	24,50	50	300
T2	9,36	Médio	43,90	Baixo	25,39	40	300
T3	8,82	Médio	32,35	Baixo	25,79	40	300
T4	3,95	Muito Baixo	29,50	Baixo	25,81	50	300
T5	10,24	Médio	27,95	Baixo	25,94	40	300
Amostragem Inicial						Recomendação	
	P	Classe	K	Classe	Prem	P	K
	1,60	Muito Baixo	27,00	Baixo	25,70	50	300

Em relação ao P, é importante reiterar que em solos tropicais e muito intemperizados, a adsorção deste nutriente é alta, principalmente devido à presença de óxidos de ferro e alumínio e cargas positivas que vão reter o P e liberá-lo de forma bastante lenta às plantas. Isso pode ser observado, muitas vezes, por avaliação dos dados de P remanescente (Prem), que se mostra em geral baixo, como observado nas análises deste experimento. O fornecimento de P foi suficiente, contudo, a fixação deste elemento no solo pode ter diminuído sua disponibilidade para as culturas.

A utilização deste tipo de resíduo não é capaz de suprir toda a necessidade nutricional das culturas agrícolas, mas possui papel importante na redução de adubação e calagem.

4.4. Riscos de contaminação do solo por elementos químicos e metais pesados

A concentração de ferro no esgoto foi de 0,71 mg L⁻¹, valor bem menor que aquele recomendado pela USEPA (2004) (quadro 2) como limite para utilização de águas residuárias em fertirrigação de culturas agrícolas, que é de 20 mg L⁻¹, em curto prazo (até 20 anos). Souza (2005) e Medeiros (2005), que utilizaram a mesma fonte de esgoto doméstico, obtiveram concentrações de

4,18 e 5,18 mg L⁻¹, respectivamente. Contudo, o tempo de amostragem destes experimentos foi maior que um ano, o que proporcionou maior número de amostragens para o cálculo da média. A fonte de esgoto utilizada na fertirrigação do cafeeiro não apresenta problemas com elevados teores de ferro, no que concerne à poluição e possível toxicidade às plantas.

Os teores de zinco, cromo, níquel e manganês também se mostraram abaixo dos limites estabelecidos pela USEPA para irrigação com águas residuárias com uso em curto prazo. Esses resultados se aproximam dos valores obtidos por Medeiros (2005) para zinco e manganês, que são 0,08 e 0,12 mg L⁻¹, respectivamente. Souza (2005) encontrou valores iguais a 0,08 e 0,09 mg L⁻¹, abaixo também dos valores sugeridos pela USEPA (2004).

Outros elementos também não representaram problemas, estando suas concentrações bem abaixo dos valores limites, como o chumbo e cobre. O teor de cádmio ficou abaixo do limite sugerido para o uso no curto prazo, porém, considerando-se o uso no longo prazo, essa concentração pode ser danosa ao meio ambiente, causando toxicidade a algumas culturas.

As concentrações máximas recomendadas pela USEPA (2004) para uso contínuo em longo prazo são definidas conservativamente, para solos arenosos que possuem menor capacidade de retenção ou remoção do nutriente. Caso tais valores forem ultrapassados, não quer dizer que ocorrerá fitotoxicidade ou contaminação, uma vez que a maioria dos elementos são prontamente adsorvidos pelas partículas do solo. Entretanto, aplicações repetidas podem induzir a contaminação, pois a adsorção destes elementos no solo também acarreta acúmulo destes no ambiente (USEPA, 2004).

Devido ao curto período de experimento, a variação encontrada nos teores dos nutrientes não foi muito pronunciada mas, ainda assim, podem-se observar grandes variações nos valores conforme o mês de amostragens. A variação sazonal na concentração dos nutrientes é reportada por diversos autores (Fonseca, 2001; Matos, 2003; Medeiros, 2005; Souza, 2005), e depende da época do ano e, conseqüentemente, dos alimentos ingeridos nessas épocas, bem como da origem do efluente (bairros de maior ou menor poder aquisitivo), do tipo de tratamento do esgoto (Hespanhol, 2002) e além destes, dos hábitos sociais das comunidades (Von Sperling, 1996).

4.5. Risco de salinização

As quantidades de Na^+ fornecidas ao solo variaram de 68 kg ha^{-1} , no tratamento T2, a até 235 kg ha^{-1} , no T5 (quadro 13). A variação na concentração de Na^+ no esgoto doméstico não foi muito alta, estando entre 29 e 43 mg L^{-1} . Essa oscilação também foi constatada por Souza (2005) e Medeiros (2005), que utilizaram a mesma fonte de esgoto em seus experimentos, embora tenham sido observadas concentrações tão altas como 72 mg L^{-1} e baixas como 20 mg L^{-1} .

Quadro 13 – Aporte de sódio ao solo para cada tratamento.

Tratamento	T1	T2	T3	T4	T5
	----- Kg ha^{-1} -----				
Lâmina (mm)	-	187	380	530	640
Na^+	-	68	139	194	235

Dentro de um mesmo tempo de amostragem não houve variação estatisticamente significativa nos teores de Na^+ e valores de ISNa entre as profundidades (quadro 14). Dentre os tempos de coleta, ou seja, entre os meses de amostragem, houve variação que pode ser visualizada pela interação significativa dos fatores tratamento e profundidade na análise de variância do experimento. Observa-se que, com o aumento da profundidade, houve incremento no teor de Na trocável no solo. Semelhantemente, os maiores teores foram observados com a aplicação da maior lâmina de irrigação (T5). No tratamento T1, já na primeira coleta de dados (Tempo = 30 dias), o solo apresentou menores teores de Na^+ trocável que os iniciais. Esse comportamento pode ser explicado pela lavagem do solo, que possivelmente aconteceu com a aplicação da lâmina de irrigação, com água limpa para esse tratamento. Essa tendência de queda foi observada até a penúltima coleta de dados, pois na última, aos 120 dias, houve aumento no teor de Na^+ no solo. Este aumento pode estar associado à adubação com KCl, que foi feita no solo do tratamento T1. O K fornecido pela adubação pode ter deslocado o Na^+ do complexo de troca no solo aumentando a concentração trocável deste.

Quadro 14 - Teores médios de sódio trocável (mg dm^{-3}) e índice de saturação por Sódio (ISNa) no solo, nos diferentes tratamentos aplicados e em função do tempo e da profundidade do solo.

Tratamento	Sódio											
	Tempo = 0 dias			Tempo = 30 dias			Tempo = 60 dias			Tempo = 120 dias		
	prof 1	prof 2	prof 3	prof 1	prof 2	prof 3	prof 1	prof 2	prof 3	prof 1	prof 2	prof 3
	mg dm^{-3}											
T1	5,7 A	3,7 A	2,7 A	0,2 A	0,4 A	1,2 A	0,5 A	0,5 A	0,9 A	3,9 A	2,6 A	5,4 A
T2	5,7 A	3,7 A	2,7 A	8,5 A	9,6 A	25,1 A	17,7 A	18,9 A	15,9 A	18,5 A	11,80 A	10,8 A
T3	5,7 A	3,7 A	2,7 A	10,8 A	12,3 A	10,3 A	29,7 A	32,4 A	28,9 A	21,7 A	18,0 A	20,3 A
T4	5,7 A	3,7 A	2,7 A	13,1 A	19,6 A	25,1 A	20,7 A	25,2 A	17,4 A	29,6 A	30,4 A	26,9 A
T5	5,7 A	3,7 A	2,7 A	23,6 A	16,1 A	10,3 A	21,7 A	15,9 A	10,9 A	28,7 A	22,2 A	14,4 A

Médias na mesma linha num mesmo tempo seguidas por uma mesma letra não diferem estatisticamente entre si a 5%, pelo teste de Tukey.

Tratamento	Índice de Saturação de Sódio (ISNa)											
	Tempo = 0 dias			Tempo = 30 dias			Tempo = 60 dias			Tempo = 120 dias		
	prof 1	prof 2	prof 3	prof 1	prof 2	prof 3	prof 1	prof 2	prof 3	prof 1	prof 2	prof 3
	%											
T1	1,6 A	1,0 A	0,8 A	0,1 A	0,1 A	0,4 A	0,1 A	0,1 A	0,3 A	0,8 A	0,6 A	1,6 A
T2	1,6 A	1,0 A	0,8 A	2,0 A	2,7 A	5,6 A	4,4 A	4,4 A	4,1 A	3,6 A	3,3 A	2,9 A
T3	1,6 A	1,0 A	0,8 A	4,0 A	5,1 A	3,9 A	7,5 A	8,3 A	8,5 A	5,3 A	5,1 A	5,9 A
T4	1,6 A	1,0 A	0,8 A	2,9 B	6,0 AB	8,0 A	4,7 A	6,8 A	5,1 A	6,7 A	8,0 A	9,4 A
T5	1,6 A	1,0 A	0,8 A	3,6 A	3,5 A	2,8 A	5,1 A	3,9 A	2,9 A	6,4 A	5,6 A	4,1 A

Médias na mesma linha num mesmo tempo seguidas por uma mesma letra não diferem estatisticamente entre si a 5 %, pelo teste de Tukey.

Prof.1 = 0 – 20 cm, prof 2 = 20 – 40 cm, prof 3 = 40 – 60 cm; tempo = dia

Comparativamente, as médias de teor de Na trocável no solo dos tratamentos que receberam esgoto doméstico foram sempre superiores às daquelas do solo testemunha, irrigado com água limpa somente. Quanto maior foi a lâmina de fertirrigação, maiores foram os teores de Na⁺ no solo.

O Na⁺ possui bastante mobilidade no solo veiculado pela água de irrigação ou de chuva. Souza (2005) afirmou que há lixiviação de Na⁺ para camadas inferiores, inclusive mais profundas que 60 cm. O turno de rega utilizado nesse experimento foi diário, o que pode explicar a movimentação do Na⁺ no perfil do solo. Em solos irrigados com águas salinas pode haver acumulação de sais na superfície e na zona radicular, devido, principalmente, a turnos de rega maiores. Neste caso, os sais se concentram nas bordas da faixa ou bulbo molhado e, com a evaporação na água do solo e, conseqüentemente, diminuição desse bulbo molhado, há aumento da concentração salina no entorno das raízes da planta, e se aproximam da zona radicular com a diminuição do teor de água no solo. Outro fato que corrobora os dados obtidos é a recomendação de uso de lâminas de lixiviação com água limpa ou com baixa concentração salina para a lavagem do perfil do solo, evitando-se, assim, o acúmulo de sais e a decorrente toxicidade às plantas (Toze, 2006), embora isso tenha passado a ser prática condenável sob o ponto de vista ambiental.

Alguns tratamentos mostraram diminuição na concentração de Na⁺ no solo no tempo final (T = 120 dias). Esse fato pode ser explicado pela aplicação de água limpa na suplementação da irrigação, já que nos tratamentos T2, T3, e T4 o solo recebeu irrigação com água limpa após ser atingida a lâmina de aplicação de esgoto doméstico preestabelecida. Esse efeito de diminuição foi mais pronunciado no solo dos tratamentos T2 e T3, que atingiram as respectivas lâminas de 180 e 350 mm anteriormente, o que proporcionou maior tempo de irrigação com água limpa.

Resultados semelhantes foram reportados por Souza (2005). Este autor realizou trabalho na mesma área, utilizando a mesma fonte de esgoto na fertirrigação do cafeeiro e aplicou doses de Na de 159 a 406 kg ha⁻¹ e concluiu que não houve acúmulo de sódio no solo devido à precipitação anual de 2.284 mm ocorrida na área durante a condução do experimento. Entretanto, o mesmo autor enfatiza que, quando a utilização de esgoto doméstico na irrigação ocorrer em áreas semi-áridas ou de precipitação anual baixa e irregular, muita

cautela deve ser tomada para evitar acúmulo de sódio no solo e problemas de infiltração devido à dispersão de argilas.

Gloaguen et al. (2007), estudando um Oxissolo, reportaram progressiva sodificação do solo (saturação por sódio > 6 %) devido à aplicação de efluente de esgoto tratado, com pequena movimentação de Na^+ da solução do solo para o complexo de troca. Esses autores afirmaram ainda que esse fenômeno foi observado mesmo com a ocorrência de precipitações anuais em torno de 1.200 mm, consideradas elevadas. Os mesmos autores acrescentam que esse processo está diretamente relacionado ao baixo teor de matéria orgânica no solo, especialmente nas camadas mais profundas.

O processo de sodificação, que é um caso específico de salinização, ocorre mais facilmente quando há maiores concentrações de Na^+ relativamente às de Ca^{2+} e Mg^{2+} , e pode acontecer até mesmo com a utilização de águas com baixas concentrações salinas e pequenos valores de condutividade elétrica (WHO, 2004).

Medeiros (2005) também observou aumento da concentração de Na no solo em decorrência da aplicação de água residuária de origem doméstica. Em seu experimento foi obtida uma média de 43 mg L^{-1} de Na^+ , ao final de 9 meses de coleta de dados. Outros autores (Falkiner & Smith, 1997; Jnad et al. 2001; Fonseca, 2001) acrescentam que o aumento da concentração de Na^+ no solo ocasionado por utilização de águas residuárias na agricultura tem sido o principal agente de problemas de salinização e toxicidade às culturas.

O Índice de Saturação por Sódio (ISNa) também mostrou aumento ao longo do tempo e com o incremento da profundidade, sendo, contudo, não significativo. É interessante ressaltar que assim como no caso do Na^+ , o ISNa tendeu a diminuir com a substituição da aplicação de esgoto doméstico pela água limpa, o que provavelmente promoveu uma lavagem do perfil do solo. No caso do solo submetido ao tratamento T5, que não recebeu água limpa, a tendência foi de aumento do ISNa, uma vez que o maior tempo de aplicação do esgoto doméstico proporcionou maior aporte de nutriente ao solo.

Durante a condução do experimento não ocorreu chuva, sendo descartada sua atuação na lixiviação de nutrientes no perfil do solo.

No quadro 15 estão apresentadas as equações de regressão com as quais se pode estimar as doses de Na^+ e o valor de ISNa ($\hat{Y}$) em função do tempo de aplicação e da lâmina de esgoto aplicada.

Quadro 15 - Equações de regressão ajustadas para as variáveis ISNa e Na⁺ em função das lâminas de esgoto (TR) e do tempo de aplicação (TP) para as três profundidades e os seus coeficientes de determinação.

Prof. (cm)	Variável	Equação ajustada	R ²
0-20	Na ⁺	$\hat{Y}_1 = 1,06867 + 0,0124198^{**}TR + 0,380851*TP - 0,00182213*TP^2$	0,8138
20-40		$\hat{Y}_2 = -14,1556 + 0,108999^{**}TR - 0,000130853^{***}TR^2 + 0,488503*TP - 0,0028619*TP^2$	0,8071
40-60		$\hat{Y}_3 = -5,75182 + 0,0741856^{\wedge}TR - 0,000104422^{**}TR^2 + 0,441617*TP - 0,0027178*TP^2$	0,6363
0-20	ISNa	$\hat{Y}_1 = -0,67082 + 0,0117513^{\wedge}TR - 0,0000127133^{\wedge}TR^2 + 0,0851141*TP - 0,000420818^{**}TP^2$	0,7731
20-40		$\hat{Y}_2 = -4,10521 + 0,0333487*TR - 0,0000414*TR^2 + 0,123953*TP - 0,000723295*TP^2$	0,8325
40-60		$\hat{Y}_3 = -4,05357 + 0,036543^{**}TR - 0,00004842^{**}TR^2 + 0,122217*TP - 0,000716951^{**}TP^2$	0,6758

Significativo a 1 %, ** Significativo a 5%, *** Significativo a 10 % e ^ Significativo a 15 % pelo teste t. TR = tratamento (mm) e TP = tempo de aplicação (dias)

Observa-se nos tratamentos que receberam esgoto doméstico que há tendência quadrática da variável $\hat{Y}$ em função do tempo e da lâmina aplicada. Pode-se perceber que há tendência de aumento na variável dependente com a aplicação do esgoto doméstico e que esse aumento apresenta valor máximo e, a partir daí, a variável $\hat{Y}$ apresenta comportamento decrescente. Esse comportamento quadrático só não foi observado para a variável independente TR, na profundidade de 0 - 20 cm para a variável Na⁺, que apresenta comportamento linear, sendo função apenas da lâmina aplicada.

Os modelos quadráticos permitem estimar os valores máximos da variável $\hat{Y}$ em função do tempo de aplicação bem como da lâmina. As equações apresentaram todos os coeficientes de determinação (R²) significativos bem como os coeficientes de correlação (r) bastante aceitáveis mostrando que os modelos são, de fato, coerentes com a realidade do experimento, da coleta de dados e com a literatura, uma vez que o discutido aqui vem ratificar aquilo que há algum tempo vem sendo mostrado por diversos autores.

No quadro 16 podem ser observados os pontos de máximo derivados das equações de regressão. Estes pontos são estimativas das lâminas máximas aplicadas que proporcionaram as maiores concentrações de Na trocável e valores de ISNa no solo.

Quadro 16 - Pontos de máximo derivados das equações de regressão em função do tratamento (lâmina aplicada em mm) e do tempo de aplicação (dia).

	Ponto de Máximo			Máximo Na ⁺ (mg dm ⁻³) e ISNa (%) estimados
	Profundidade	TR (mm)	TP (dia)	
Na ⁺	0-20	-	107	28,91*
	20-40	416,5	85	29,39
	40-60	355,2	81	25,36
ISNa	0-20	462,2	99	6,35
	20-40	402,8	87	7,92
	40-60	377,4	85	8,05

* valor estimado para a lâmina máxima aplicada (640 mm).

Observa-se que para a camada de 0 – 20 cm, o tempo de aplicação que proporcionou o máximo teor de Na⁺ trocável bem como o máximo valor de ISNa fica em torno dos 107 dias, ou seja, cerca de 3 meses e 17 dias para o Na⁺ e 3 meses e 9 dias para o ISNa. Para a camada de 20 - 40 cm de profundidade, o tempo que proporcionou a máxima concentração de Na⁺ trocável fica em torno de 3 meses, diminuindo um pouco para a camada de 40 – 60 cm. É importante reiterar que a variável tempo nestes modelos não diz respeito ao tempo total de aplicação, ou seja, somatório de horas de funcionamento do sistema de aplicação, mas sim da época de coleta de dados. O valor da lâmina, por outro lado, pode ser mais conclusivo, uma vez que variam em função de fatores climáticos e culturais, os quais não foram considerados neste experimento.

A lâmina máxima que proporcionou os maiores teores de Na⁺ trocável e valores de ISNa apresentou tendência de decréscimo com o aumento da profundidade. O acúmulo de Na⁺ em profundidade era esperado, visto ter havido sua lixiviação no perfil do solo. Além disso, a dinâmica de água no solo irrigado por gotejamento apresenta peculiaridades, dentre as quais, de se ocorrer movimento em três dimensões. Para se ter uma amostragem mais precisa, considerando o movimento tridimensional da água no solo e, por conseguinte, o movimento de íons, seria necessário realizar a amostragem do solo em forma de malha, onde se esperaria avaliar todas as partes do bulbo molhado. Entretanto, a amostragem de solo foi feita na linha da cultura em um local e somente o sódio acumulado ao longo do perfil do solo, decorrente do movimento vertical da água, foi amostrado.

Outro fato que ratifica o valor menor de lâminas de saturação com o aumento da profundidade é o fato de a fertirrigação ter se processado intermitentemente, sem turno de rega ou tempo de funcionamento fixos. Os modelos de movimentação de água no solo descrevem, que a partir de certa profundidade, a água apresenta movimento permanente. Isso ocorre em irrigações com lâminas elevadas quando o solo é saturado e a atuação da força da gravidade promove um movimento permanente de água no solo, que é percolada até que seja atingida a capacidade de campo. Esse processo de perda de água faz com que a percolação de água e solutos seja não mais intermitente, promovendo também a lixiviação de íons.

A lâmina que proporcionou saturação de Na^+ no solo foi menor para as maiores profundidades (quadro 16). Há em geral, diminuição da CTC e de matéria orgânica (MO) com o aumento da profundidade e estas são responsáveis por muitas das reações de troca e adsorção que ocorrem no solo. Devido a esse fato, a quantidade de Na^+ que saturaria um solo com menor teor de MO e menor CTC deve ser menor.

Outra variável bastante utilizada quanto ao risco de contaminação do solo por sais é a Razão de Adsorção de Sódio (RAS), que é a porção de Na^+ em relação a Ca^{2+} e Mg^{2+} (quadro 17). É importante o monitoramento desta variável em áreas de aplicação de águas residuárias, pois valores de RAS elevados são críticos à estrutura de muitos solos.

Em relação à RAS, o solo apresentou valores relativamente altos, bem próximos aos valores considerados de risco. No tratamento T4 foi observado o maior valor, igual a 10,96, e o menor foi observado no tratamento T1, que recebeu somente água limpa. Mesmo nos tratamentos que receberam água limpa após atingirem a lâmina de fertirrigação preestabelecida com esgoto, foi observado aumento da RAS em profundidade. Esse comportamento pode ser justificado pela lixiviação de Na^+ no perfil do solo, aumentando sua concentração nas camadas mais profundas relativamente aos níveis de Ca^{2+} e Mg^{2+} . Excesso de sódio na água de irrigação tende a aumentar os teores deste cátion no solo, causando dispersão de argilas e quebra de agregados; a partir daí, as pequenas partículas do solo preenchem os menores poros, selando a superfície e proporcionando grandes reduções de taxa de infiltração (USEPA, 2004).

Quadro 17 – Valores médios da RAS para cada tratamento nas três camadas de solo estudadas.

Profundidade (cm)	Tratamento				
	T1	T2	T3	T4	T5
----- cm -----	(mmol L ⁻¹) ^{0,5}				
0 – 20	1,11	5,41	7,14	7,61	8,83
20 – 40	1,02	5,86	8,22	10,96	7,82
40 – 60	1,45	6,02	8,31	9,66	5,70

T1 = Irrigação com água limpa (AL); T2 = 180 mm* + AL; T3 = 350 mm* + AL; T4 = 480 mm* + AL; T5 = 638 mm*. * Lâminas de esgoto doméstico.

Nas figuras 3 a 8 pode ser visualizado o comportamento quadrático das variáveis Na⁺ e ISNa. Com o aumento do valor da lâmina (eixo dos tratamentos) há aumento dos teores de Na⁺ e ISNa que foram maiores no tratamento T5, em que foi aplicada uma lâmina total de 638 mm.

Baseando-se no eixo do tempo (TP) observa-se comportamento semelhante, ou seja, de incremento com o aumento do tempo até um valor máximo, que se encontra para todas as profundidades após o 80º dia de aplicação de esgoto doméstico. Há também tendência de decréscimo ao final do experimento.

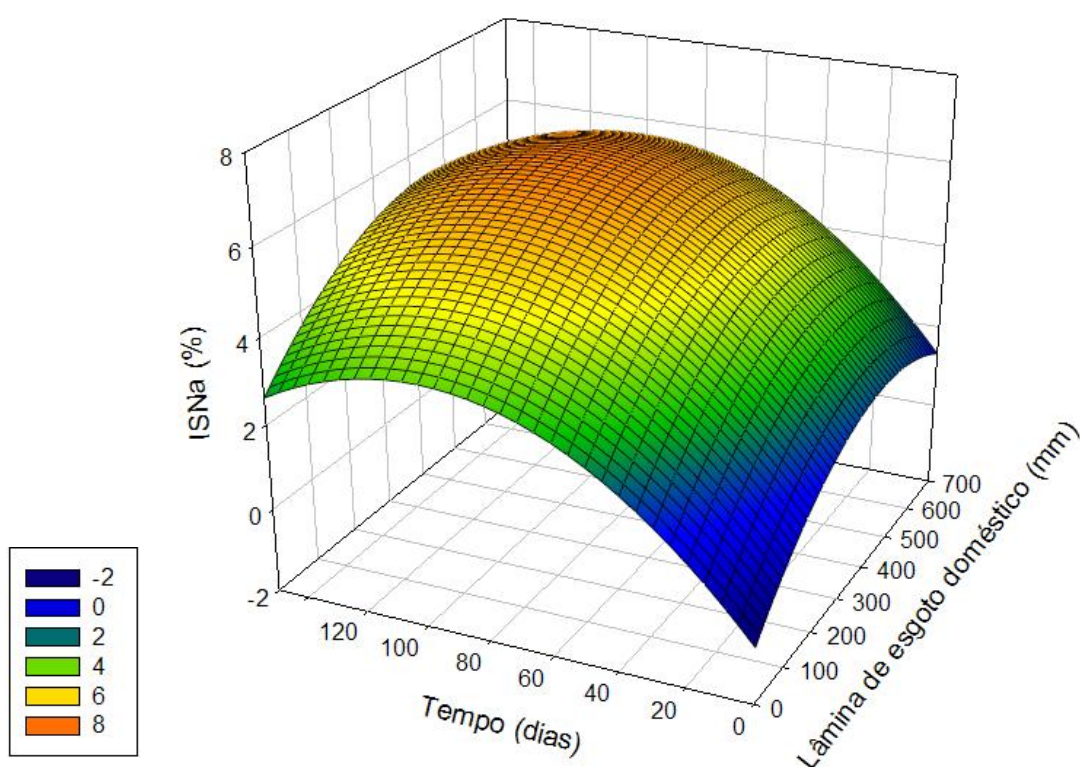


Figura 3. Superfície de resposta para a variável ISNa (0 - 20 cm) em função da lâmina de aplicação de esgoto e do tempo de aplicação.

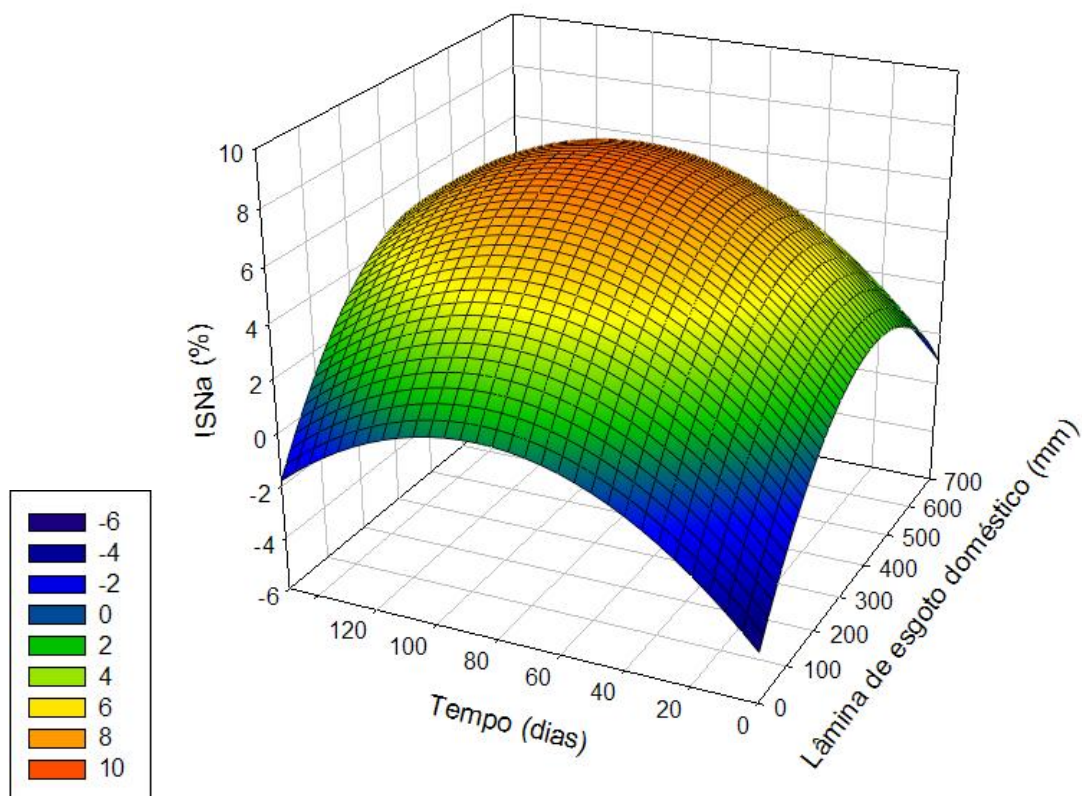


Figura 4. Superfície de resposta para a variável ISNa (20 - 40 cm) em função da lâmina de aplicação de esgoto e do tempo de aplicação.

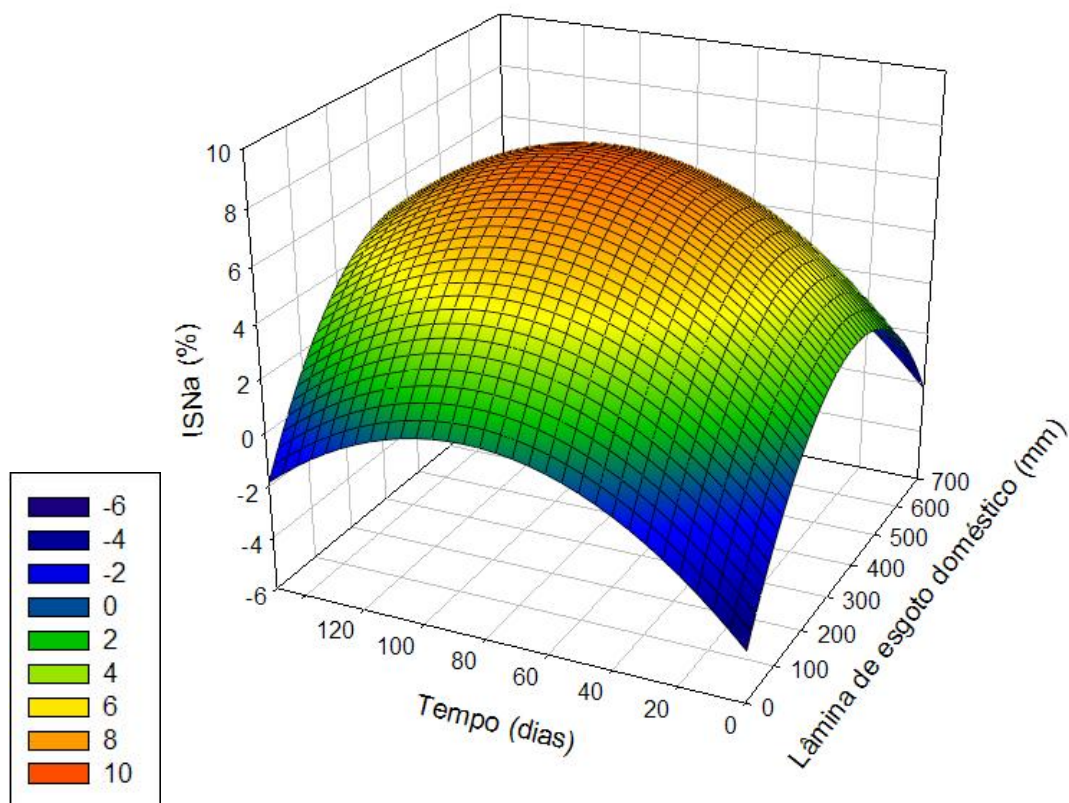


Figura 5. Superfície de resposta para a variável ISNa (40 - 60 cm) em função da lâmina de aplicação de esgoto e do tempo de aplicação.

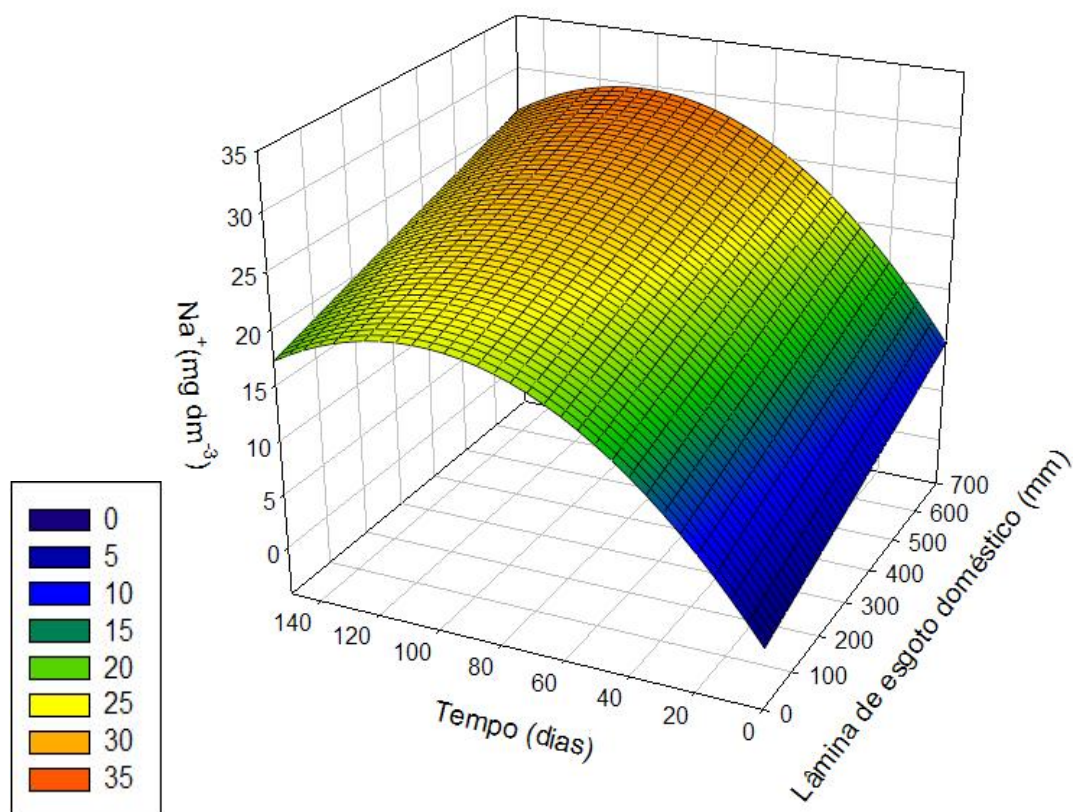


Figura 6. Superfície de resposta para a variável Na^+ (0 - 20 cm) em função da lâmina de aplicação de esgoto e do tempo de aplicação.

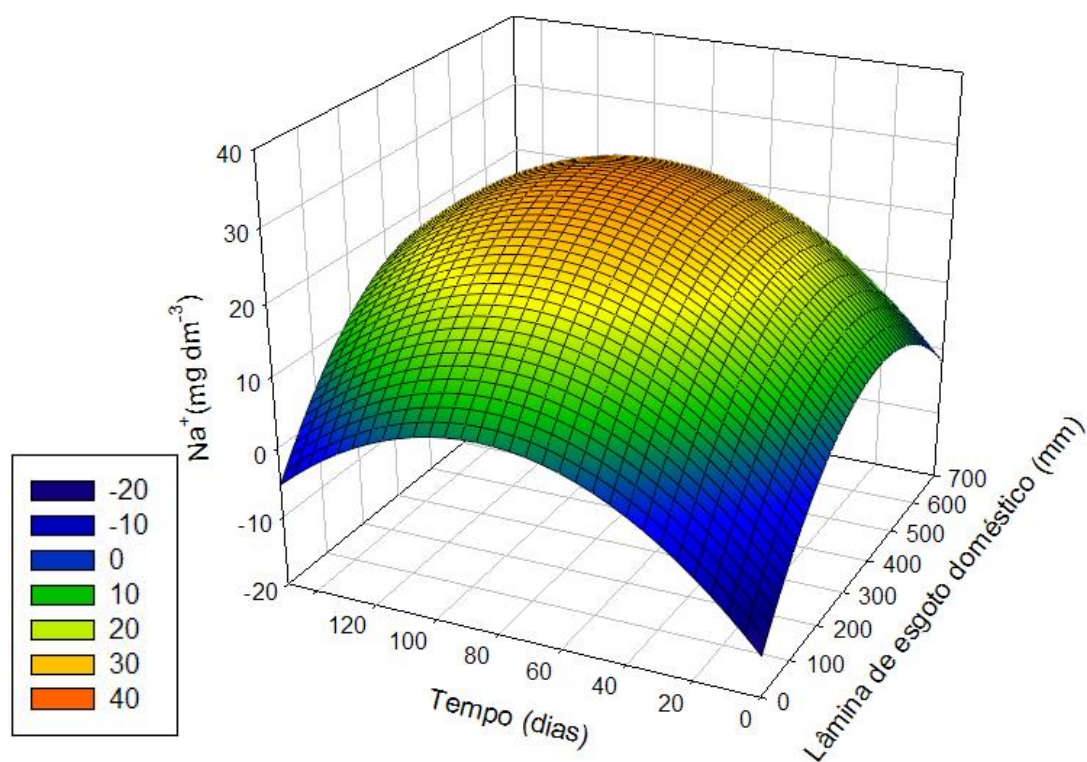


Figura 7. Superfície de resposta para a variável Na^+ (20 - 40 cm) em função da lâmina de aplicação de esgoto e do tempo de aplicação.

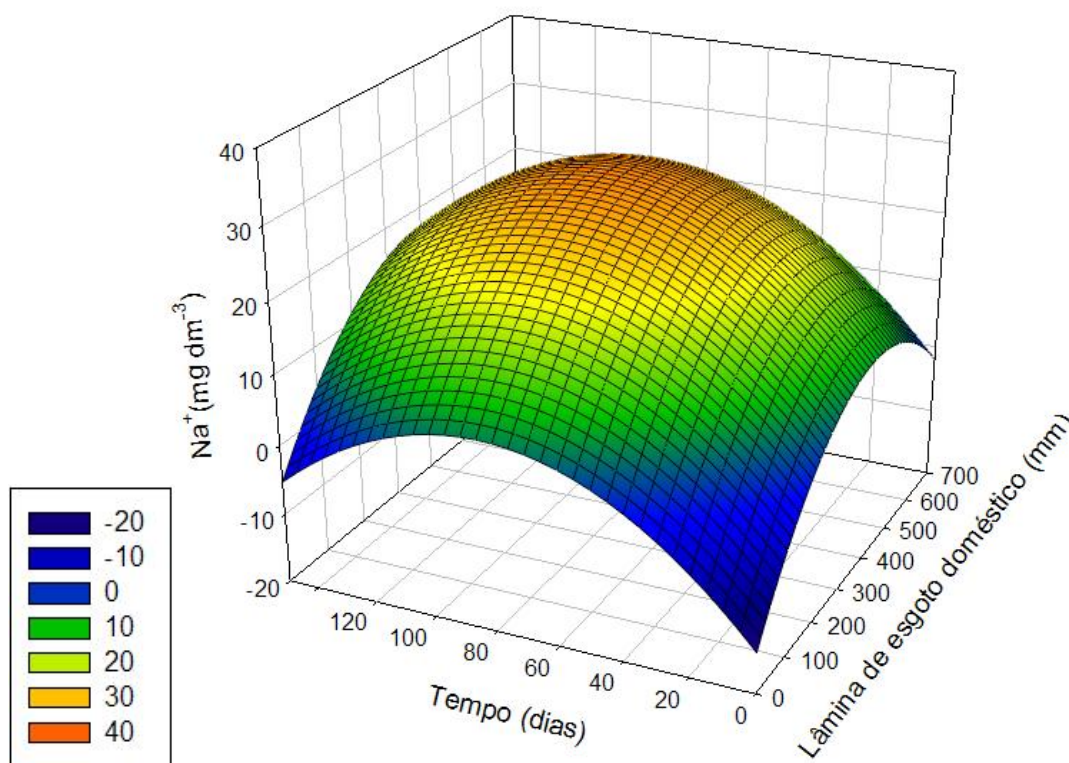


Figura 8. Superfície de resposta para a variável Na^+ (40 - 60 cm) em função da lâmina de aplicação de esgoto e do tempo de aplicação.

Considerando-se a interação das duas variáveis (tempo e tratamento), observa-se que os maiores teores de Na^+ trocável e valores de ISNa no solo foram obtidos quando a lâmina foi maior conjuntamente com maior tempo de aplicação. É observada diminuição nos teores de Na^+ trocável e valores de ISNa nos tempos finais (aos 120 dias) com as maiores lâminas (640 mm). Esse comportamento pode ser explicado pelo fato de a irrigação por gotejamento apresentar movimento vertical da água no solo a partir de certa profundidade o que promove o carreamento de nutrientes quando uma lâmina grande é aplicada. Também, durante o último mês do experimento foi aplicada maior lâmina média mensal, igual a 10,62 mm, o que pode ter sido responsável por esse decréscimo nos teores de Na^+ e ISNa.

Quanto ao decréscimo observado nos demais tratamentos (lâminas menores de esgoto doméstico), a explicação pode estar relacionada à complementação da fertirrigação com água limpa. É esperado que, não havendo aporte de nutrientes ao solo quando processada a irrigação com água limpa, haja lixiviação de nutrientes, seja para camadas inferiores ou para águas subterrâneas. Isto foi observado nas figuras, com diminuição dos teores de Na^+ e ISNa nos tempos finais (próximo de 100 dias) mesmo para lâminas menores,

visto que estas lâminas menores referem-se aos tratamentos T2, T3 e T4 em que os solos receberam complementação da fertirrigação com água limpa.

5. RESUMO E CONCLUSÕES

A utilização de esgoto doméstico na agricultura deve ser feita de modo racional, respeitando critérios ambientais para evitar contaminação do meio ambiente, e para tanto, estudos relacionados à quantidade que pode ser aplicada ao sistema solo-planta devem ser conduzidos, com o objetivo de desenvolver técnicas viáveis ao aproveitamento deste tipo de resíduo na agricultura.

O objetivo neste trabalho foi avaliar os efeitos do uso do esgoto doméstico em solo cultivado com cafeeiro e acompanhar os teores de sódio trocável e outros nutrientes no solo, quando aplicadas diferentes lâminas de esgoto doméstico.

Foram monitoradas as características químicas do solo em análises de rotina, teores de Na^+ e valores de ISNa. Quanto ao esgoto doméstico, foram analisadas amostras mensais compostas de amostras diárias em que foram monitorados teores totais de macro e micronutrientes alguns metais pesados e sólidos. O aporte de nutrientes também foi quantificado pelo conhecimento das características químicas do esgoto doméstico e sua atuação no solo.

Pode-se constatar que a utilização de esgoto doméstico na agricultura é uma alternativa viável de tratamento e reúso deste resíduo. Entretanto, um manejo correto da técnica de disposição de esgoto doméstico em solos cultivados é preconizado, visando evitar possíveis alterações físicas e químicas indesejáveis, que podem promover contaminação do solo, de águas subterrâneas e superficiais e salinização.

No tratamento T1, o solo recebeu irrigação com água limpa e adubação completa (NPK + Calagem) e nos tratamentos T2, T3, T4 e T5 o solo recebeu lâminas de fertirrigação com esgoto doméstico por meio de um sistema de gotejamento, de 180, 350, 480 e 638 mm, respectivamente.

O esgoto doméstico proporcionou aporte de nutrientes ao solo, sendo eficiente na diminuição da recomendação de calagem, adubação fosfatada, nitrogenada e potássica. As reduções na recomendação foram de 20 % para o P, de 19 % para o N, 11 % para o K e até 26 % para a calagem.

A aplicação de esgoto doméstico foi responsável pelo aumento na concentração de Na^+ e valores de ISNa no solo, principalmente nas camadas mais profundas.

A aplicação de lâminas diárias em torno de 10,62 mm no último mês promoveu diminuição dos valores de Na^+ e ISNa no final do experimento, em função de lixiviação. Houve também aumento no valor da RAS do solo devido à aplicação de esgoto doméstico.

A utilização de águas residuárias na agricultura apresentou potenciais riscos de salinização do solo. A sua utilização não pode ser baseada na necessidade hídrica das culturas, considerando-se o esgoto doméstico como uma fonte de água, mas sim nos nutrientes que podem oferecer riscos de contaminação ambiental, como os sais, dentre os quais o que desempenha papel mais importante é o sódio.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AL-NAKSHABANDI, G. A.; SAQQAR, M. M.; SHATANAWI, M. R.; FAYYAD, M.; AL-HORANI, H. Some environmental problems associated with the use of treated wastewater for irrigation in Jordan. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 34, p. 81- 94, 1997.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 19 ed. New York: APHA, AWWA, WPCR, 1995.

AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. **A qualidade da água na agricultura**. 2 ed. Campina Grande: UFPB, 1999. 153p.

BATISTA, R.O., SOARES; A.A., MATOS; A.T., MANTOVANI, E.C., EUCLIDES, R.M.A. Suscetibilidade ao entupimento de gotejadores mediante a aplicação de esgoto sanitário tratado. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v.14, n.2, 81-87, Abr./Jun, 2006.

BATISTA, R.O. **Desempenho de sistema de irrigação por gotejamento utilizado na aplicação de água residuária de suinocultura**. 2007. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2007.

BISCEGLIA, K. J., ROBERTS, A. L., A usage study and preliminary environmental risk assessment for human pharmaceuticals in the United States. **Environmental Science & Technology**, Washington, 2006.

BRASIL, Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Ministério do Meio Ambiente.

BUCKS, D. A.; NAKAYAMA, F. S.; GILBERT, R. G. Trickle irrigation water quality and preventive maintenance. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 2, n. 2, p. 149-162, 1979.

BUSHNAK, A.A. Future strategy for water resources management in Saudi Arabia. In: Proceeding of a Future Vision for the Saudi Economy Symposium, 12 – 23 October, 2003, Riyadh. **Annals**. Riyadh: 2003, p. 37.

CHANEY, R.L. Trace metal movement in soil – plant systems and bioavailability of biosolids. In: Clapp CE, Larson WE, editors. Sewage sludge land utilization and the environment. Madison, WI: Soil Sci Soc Amer Publ; 1994. p. 27–31.

CHERNICHARO, C.A.L. **Princípios do tratamento biológico de água residuárias: tratamentos anaeróbios**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, v. 5, 1997, 246 p.

CIRRA. Centro Internacional de Referência em Reúso de Água. Disponível em <<http://www.usp.br/cirra>>acesso em 19 jun. 2007.

CONAB - Companhia Nacional de Abastecimento. Brasília: Disponível em <<http://www.conab.gov.br/download/safra/lºLevantamento-Safra2007-08.pdf>> acesso em: 26 jun. 2007.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de métodos de análise do solo**. 2 ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA - Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997. 247 p.

FALKINER, R.A.; SMITH, C.J. Changes in soil chemistry in effluent- irrigated *Pinus radiata* and *Eucalyptus grandis*. **Australian Journal of Soil Research**, Victoria, v.35, p.131-147, 1997.

FEIGIN, A.; RAVINA, I.; SHALHEVET, J. **Irrigation with treated sewage effluent: management for environmental protection**. Berlin: Springer-Verlag, 1991.

FONSECA, A.F. **Disponibilidade de nitrogênio, alterações nas características químicas do solo e do milho pela aplicação de efluente de esgoto tratado**. 2001. 110f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ), Piracicaba, SP, 2001.

FUNARBE. **SAEG – Sistema para análises estatísticas** – Versão 5.0. Viçosa: Fundação Arthur Bernardes, 80p., 1995.

GITTIGER, J.P. **Economic analysis of agricultural projects**. Baltimore, MD, Johns Hopkins University Press. 1982.

GLOAGUEN, T. V.; FORTI, M. C.; LUCAS, Y.; MONTES, C. R.; GONÇALVES, R. A. B.; HERPIN, U.; MELFI, A. J. Soil solution chemistry of a Brazilian Oxisol irrigated with treated sewage effluent. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, n. 88 p. 119 – 131, 2007.

GONÇALVES, R.A.B.; FOLEGATTI, M.V.; GLOAGUEN, T.V.; LIBARDI, P. L.; MONTES, C. R.; LUCAS, Y.; DIAS, C.T.S.; MELFI, A. J. Hydraulic conductivity of a soil irrigated with treated sewage effluent. **Geoderma**, Amsterdam, n. 139, p. 241–248, 2007.

HALLIWELL, D.J., BARLOW, K.M., NASH, D.M. A review of the effects of wastewater sodium on soil properties and their implications for irrigation systems. **Australian Journal of Soil Research**, Victoria, n. 39, p. 1259–1267, 2001.

HEBERER, T. Occurrence, fate, and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment: a review of recent research data. **Toxicology**. Clare, Ireland, n. 131, p. 5 – 17, 2002.

HEIDARPOUR, M.; MOSTAFAZADEH-FARD, B.; KOUPAIAND, J. A.; MALEKIAN, R. The effects of treated wastewater on soil chemical properties using subsurface and surface irrigation methods. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, n. 90, p. 87 – 94, 2007.

HERPIN, U.; GLOAGUEN, T. V.; FONSECA, A. F.; MONTES, C. R.; MENDONÇA, F. C.; PIVELI, R. P.; BREULMANN, G.; FORTI, M. C.; MELFI, A. J. Chemical effects on the soil–plant system in a secondary treated wastewater irrigated coffee plantation - A pilot field study in Brazil. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, n. 89, p. 105 – 115, 2007.

HESPANHOL, I. Potencial de reuso de água no Brasil: agricultura, indústria, municípios, recarga de aquíferos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Rio de Janeiro, v. 7 n.4, p. 75-95, out./dez. 2002.

HILEMAN, B. Antiseptic soaps under scrutiny: FDA to assess whether household use leads to bacterial resistance. **Chemical & Engineering News**. Washington, n. 83, p. 14, 2005.

HUERTA, L.; CONTRERAS-VALADEZ, R.; PALACIOS-MAYORGA, S.; MIRANDA, J.; CALVA-VASQUEZ, G. Total elemental composition of soils contaminated with wastewater irrigation by combining IBA techniques. **Nuclear Instruments and Methods in Physics Research**, Amsterdam, B. 189, p. 158–162, 2002.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Estados @ Disponível em <<http://www.ibge.gov.br/estadosat>> acesso em 6 jun. 2007.

JNAD, I.; LESIKAR, B.; KENIMER, A.; SABBAGH, G. Subsurface Drip Dispersal of Residential Effluent: II. Soil Hydraulic Characteristics. **Transactions of the ASAE**. St. Joseph, v. 44(5), 2001b.

KELLER, J.; BLIESNER R. D. **Sprinkle and trickle irrigation**. New York: Avibook, 649 p., 1990.

KOLPIN, D.W.; FURLONG, E.T.; MEYER, M.T.; THURMAN, E.M.; ZAUGG, S.D.; BARBER, L.B.; BUXTON, H.T. Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in U.S. Streams, 1999 - 2000: a national reconnaissance. **Environmental Science Technology**, n. 36, p. 1202–1211, 2002. Land utilization and the environment. Madison, WI: Soil Sci Soc Amer Publ; p. 27–31, 1994.

- LARCHER, W. **Ecofisiologia Vegetal**. São Carlos: Rima Artes e textos, 531p. 2006.
- LÉON S. G.; CAVALLINI, J.M. **Tratamento e uso de águas residuárias industriais**. Tradução. Campina Grande: Universidade Federal da Paraíba, 110 p., 1999.
- MATOS, A.T. Aproveitamento de efluentes líquidos domésticos e agroindustriais na agricultura. In: **Encontro de Preservação de mananciais da Zona da Mata Mineira**, 3. Viçosa: Anais. Viçosa: UFV, 2003. 392p
- MATOS. A. T. **Disposição de águas residuárias no solo**. Série caderno Didático, n. 38. Engenharia na Agricultura. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais. 2004
- MCBRIDE M. B. Toxic metal accumulation from agricultural use of sewage sludge. Are USEPA regulations protective? **Journal Environmental Quality**, Madison, n. 24, p. 5–18, 1995.
- MEDEIROS, S. S., SOARES, A. A., FERREIRA, P. A., NEVES, J. C. L., MATOS, A. T.; SOUZA, J. A. A. Utilização de água residuária de origem doméstica na agricultura: Estudo das alterações químicas do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande,PB, v.9, n.4, p.603-612, 2005
- MEDEIROS, S. S. **Alterações física e químicas do solo e estado nutricional do cafeeiro em resposta à fertirrigação com água residuária de origem doméstica**. 2005. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005.
- NAKAYAMA, F. S.; BOMAN, B. J.; PITTS, D. Maintenance. In: LAMM, F. R.; AYARS, J. E.; NAKAYAMA, F. S. (Eds.) **Microirrigation for crop production: Design, Operation and Management**. Amsterdam, cap. 1, p. 389 – 430, 2006.
- PESCOD, M.B. **Wastewater treatment and use in agriculture**. Irrigation and Drainage Paper No. 47, FAO, Rome, 125p., 1992.
- RAVINA, I., PAS, E., SOFER, Z., MARCU, A., SCHICHA, A., SAGI,G. YECHIALI, Z.; LEV, Y. Control of clogging in drip irrigation with stored treated municipal sewage effluent. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 33, p. 127 – 137, 1997.
- REZENDE, A.A.P. **Fertirrigação do Eucalipto com Efluente Tratado de Fábrica de Celulose Kraft Branqueada**. 2003, 152f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2003.
- RIBEIRO, A.C., GUIMARÃES, P.T.G., ALVAREZ, V.H. **Recomendações para uso de corretivos e fertilizantes em minas Gerais, 5ª Aproximação**, Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais - CFSEMG, Viçosa - MG, 1999.

SANTOS, S. S.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T.; MANTOVANI, E. C.; BATISTA R. O.; MELO, J. C. Contaminação microbiológica do solo e dos frutos de cafeeiros fertirrigados com esgoto sanitário. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v.14 n.1, 16 - 22, Jan/Mar, 2006a.

SANTOS, S. S.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T.; MANTOVANI, E. C.; BATISTA R. O. Efeitos da aplicação localizada de esgoto sanitário tratado nas características químicas do solo. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v.14 n.1, 32-32 38, Jan/Mar, 2006b.

SHARPE, R.M., IRVINE, D.S. How strong is the evidence of a human reproductive health? Link between environmental chemicals and adverse effects. **British Medical Bulletin**. Philadelphia, J. 328, 447–451, 2004.

SILVA, A. M.; COELHO, G. & SILVA, R. A. Épocas de irrigação e parcelamento de adubação sobre a produtividade do cafeeiro, em quatro safras. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, v.9, n.3, p.314-319, 2005.

SOUZA, E. A.; COELHO, E. F.; PAZ, V. P. S. Growth and yield of papaya fertirrigated with phosphorous by surface and subsurface drip. **Revista Brasileira de Fruticultura**. Jaboticabal, v. 27, n. 3, p.495-499, Dezembro 2005.

SOUZA, J. A. A. **Uso de água residuária de origem doméstica na fertirrigação do cafeeiro: efeitos no solo e na planta**. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2005.

SQUIRE, L.; VAN DER TAK, H.G. **Economic analysis of projects**. Baltimore, MD, Johns Hopikins University Press. 1975.

TOZE, S. Reuse of effluent water - benefits and risks. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 80, p. 147–159, February 2006.

U.S.EPA. **Guidelines for water reuse**. U.S. EPA, Offices of Water and Wastewater and compliance (Ed.). U.S. EPA, Washington. 2004.

UDOM, B.E.; MBAGWU, J.S.C.; ADESODUN, J.K.; AGBIM, N.N. Distributions of zinc, copper, cadmium and lead in a tropical ultisol after long-term disposal of sewage sludge. **Environment International**, St. Joseph, v30,p. 467– 470, 2004.

VAN DER HOEK, W.; HASSAN, U.M.; ENSINK, J.H.J.; FEENSTRA, S.; RASCHIDSALLY, L.; MUNIR, S.; ASLAM, R.; ALIM, N.; HUSSAIN, R.; MATSUNO, Y. **Urban wastewater: A Valuable Resource for Agriculture. A case study from Horoonabad, Pakistan**. Research Report 63. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute. 2002.

VIEIRA, E.O. **Índices de Lixiviação e modelagem dos Transporte de Pesticidas no Solo**. Tese (Doutorado em Solos) Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2003.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ª ed. Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; v.1, 452 p, 2005.

WA STATE WATER STRATEGY. **Securing our water future: A state water strategy for Western Australia**. Western Australian Government, February, 2003, <http://www.ourwaterfuture.com.au/community/statewaterstrategy.asp>.

WHO. **Health Guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture**. Geneva, Technical Report Series No. 74. World Health Organization, 2004.

YU, J. T.; BOUWER, E. J.; COELHAN M. Occurrence and biodegradability studies of selected pharmaceuticals and personal care products in sewage effluent. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, n.86 p. 72 – 80, 2006.

7. APÊNDICE

Quadro 1. Análise de Variância (ANOVA) do Experimento para os macronutrientes, Na e ISNa

Fonte de variação	Grau de Liberdade	Quadrado Médio								
		pH	P	K	Ca	Mg	Al	H+Al	Na	ISNa
Tratamentos (Trat)	4	0,6294**	62,825ns	2049,205ns	0,827ns	0,033ns	0,832**	4,427**	976,269**	147,353*
Blocos (B)	3	1,3206	97,831	1378,510	1,077	0,043	0,776	1,533ns	1885,512*	102,393**
Resíduo (a)	12	0,1366	141,135	1345,418	4,365	0,073	0,132	0,980	364,838	30,179
Profundidade (Prof)	2	0,6343**	1469,809**	4292,89**	4,395**	0,323**	0,907**	14,991**	80,646ns	0,986ns
Trat x Prof	8	0,0320	36,671ns	548,653*	0,861ns	0,020*	0,043ns	0,190ns	102,713ns	6,245ns
Resíduo (b)	30	0,0786	79,590	236,607	3,270	0,010	0,108	0,328	111,077	10,459
Tempo (Temp)	4	0,8082**	287,5491*	4095,738**	10,875**	0,111**	2,355**	73,623**	2388,503*	153,176*
Trat x Temp	16	0,2126*	146,292ns	1465,705**	3,953ns	0,039*	0,195*	1,056**	398,170*	23,832*
Prof x Temp	8	0,1472ns	156,055ns	901,886*	1,346ns	0,010ns	0,189ns	0,420ns	78,763ns	6,357ns
Trat x Prof x Temp	32	0,03823ns	86,685ns	467,737ns	3,414ns	0,011ns	0,039ns	0,133ns	41,433ns	2,350ns
Resíduo (c)	180	0,0879	94,230	420,808	31,591	0,022	0,102	0,262	122,541	7,953
CV (%) Parcela		6,0408	261,770	68,356	62,919	92,203	42,246	15,709	86,455	83,622
CV (%) subparcela		7,5327	320,3628	122,2257	313,7825	166,5753	48,1726	30,3665	149,1778	162,9029
CV (%) subsubparcela		5,7140	240,5777	51,2564	271,5880	61,6523	43,5738	17,5679	82,3127	95,9016
Média Geral		4,9065	3,708	30,010	0,666	0,162	0,754	3,260	12,804	3,372

** , * e ^{ns} F significativo a 1 e 5% de probabilidade e não significativo a 5% de probabilidade, respectivamente. CV = coeficiente de variação

Quadro 2 - Estudo da necessidade hídrica anual do cafeeiro na região de Viçosa – MG.

Mês	Ano	Precipitação (mm) (Total)	ETo (mm) (Média)	ETo (mm) (Total)	ETo (mm) (Máx)	ETc (mm) (Média)	ETc (mm) (Total)	ETc (mm) (Máx)
1	2005	174,95	4,61	142,78	5,22	3,47	107,53	3,93
2	2005	133,01	4,46	124,92	5,13	3,36	93,97	3,86
3	2005	103,36	4	124,02	4,57	2,97	92,05	3,44
4	2005	50,55	3,09	92,57	3,66	2,27	68,16	2,73
5	2005	20,87	2,28	70,76	2,78	1,67	51,83	2,04
6	2005	10,58	1,82	54,45	2	1,33	39,89	1,45
7	2005	11,43	2,02	62,54	2,44	1,48	45,84	1,8
8	2005	19,86	2,93	90,82	3,78	2,12	65,66	2,79
9	2005	49,67	3,35	100,63	3,95	2,45	73,64	2,87
10	2005	154,96	3,59	111,43	4,06	2,7	83,78	3,06
11	2005	230,75	3,89	116,69	4,75	2,93	87,85	3,58
12	2005	216,3	4,09	126,85	4,79	3,08	95,55	3,61
		1176,29		1218,46			905,75	

Demanda Hídrica do cafeeiro

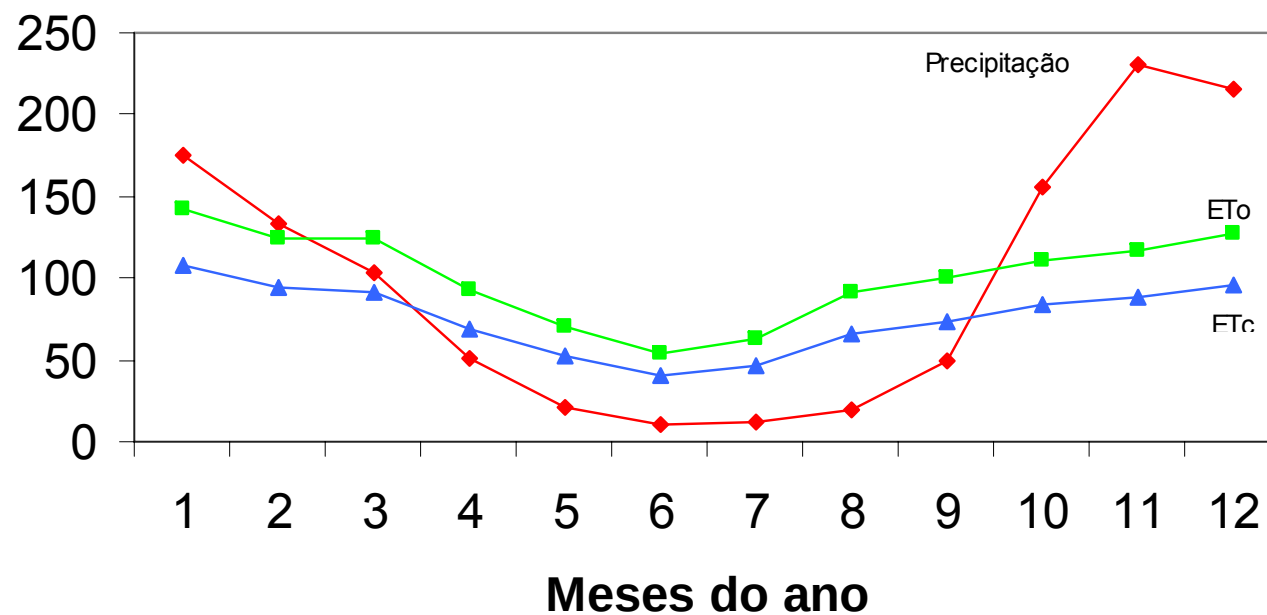


Figura 9. Estimativa da demanda hídrica do cafeeiro para a região de Viçosa – MG.