

SANDRA PARREIRAS PEREIRA FONSECA

AVALIAÇÃO DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO
DOMÉSTICO POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL

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

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2007

SANDRA PARREIRAS PEREIRA FONSECA

AVALIAÇÃO DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO
DOMÉSTICO POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL

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

APROVADA: 28 de fevereiro de 2007.

Prof. Antonio Teixeira de Matos
(Co-orientador)

Prof. Márcio Mota Ramos

Profa. Mônica de Abreu Azevedo

Prof. Marcos Rocha Vianna

Prof. Antônio Alves Soares
(Orientador)

*Foram muitos os momentos difíceis,
mas a minha fé fez com que o
Senhor me acalmasse e me acolhesse.
Obrigado, meu Deus, por ter conquistado
mais esta etapa de minha vida!*

Dedico esta tese

À minha querida amada mãe (in memoriam).

*Aos meus queridos Cláudio, Sara e Igor,
Os quais tiveram paciência, compreensão e amor para comigo.*

À Companhia de Saneamento de Minas Gerais – COPASA.

“A sabedoria não é dada: é preciso descobri-la por nós mesmos depois de
uma viagem que ninguém nos pode poupar ou fazer por nós.”

(Marcel Proust)

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Viçosa, em especial, ao Departamento de Engenharia Agrícola (DEA), pela oportunidade de realizar meus estudos de doutorado, e ao CNPq, pelo apoio financeiro na realização desta pesquisa.

Ao professor Antônio Alves Soares, pela orientação e empenho em viabilizar a realização deste trabalho; ao professor Antonio Teixeira de Matos (co-orientador), pelas contribuições e sugestões oportunas; ao professor Mauro Aparecido Martinez (co-orientador), pela paciência e pelo apoio; e a todos os professores do DEA, em especial a Demétrius David, Luiz Cláudio Costa e Francisco Pinto, pelo carinho em me atender.

Ao professor Marcos Rocha Vianna, pelo incentivo e pelas sugestões oportunas.

Aos professores Odilon Pereira Gomes, Eduardo Paulino da Costa e Brauliro Leal, pelo apoio nesta pesquisa.

Ao Gilberto Estanislau dos Santos (Gil), pela amizade e pela sua dedicação e competência na operacionalização e monitoramento do experimento.

Ao Simão, pela amizade e pela competência e pelo apoio na realização das análises.

Ao professor Hugo Alberto Ruiz, ao Sr. Benedito Santos (Benê) e ao Chicão, pelo apoio na realização das análises de solo.

Aos funcionários do Departamento de Engenharia Agrícola Edna, Galinári, José Mauro, Claudenilson e Fátima, pela acolhedora atenção, e em especial à Dona Maria, pelo carisma; e à Patrícia Vaz de Mello, por ter sempre, que precisei, estado disposta a me atender.

Aos meus colegas de curso Suzana Santos, Rodrigo Sanchez, Rafael, Mariana, Denise, Débora e Renata Chagas, pelo auxílio e pela colaboração;

e, em especial, à minha amiga Ana Paula Santana Loures, por estar sempre disposta a ouvir minhas dúvidas e lamentos.

Aos diretores da COPASA, em especial ao ex-diretor José Geraldo Prado, por terem acreditado em minha capacidade de conciliar atividades nessa Companhia e desenvolver trabalhos na área científica.

Aos meus colegas da COPASA Francisco Palmieri, Marília e toda a equipe da Biblioteca; e aos funcionários do Laboratório da Metropolitana, Aires, Adriana, Cida e Ronaldo, pelo apoio na realização desta pesquisa; em especial ao colega e professor Daniel Adolpho Cerqueira, pelas sugestões na área de microbiologia.

Agradeço ainda, de maneira geral, a todos os meus colegas da COPASA, por, de alguma forma, terem contribuído para que eu conseguisse terminar este trabalho.

Aos meus familiares, em especial à minha querida irmã Magda Lúcia Parreiras, pela amizade e pela dedicação nos meus momentos mais difíceis; ao meu pai Geraldo Magela Parreiras e aos meus sogros Laércio Fonseca e Theomar Dutra Fonseca, pelo apoio e pelo incentivo.

BIOGRAFIA

SANDRA PARREIRAS PEREIRA FONSECA, filha de Geraldo Magela Parreiras e Cananéia Pereira Parreiras, nasceu no dia 24 de agosto de 1960, em Itaúna, Minas Gerais.

Em 20 de dezembro de 1986, graduou-se em Engenharia Civil pela Escola de Engenharia Kennedy, de Belo Horizonte, MG.

Em fevereiro de 2000, obteve o título de *Magister Scientiae* em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal de Viçosa (UFV), em Viçosa, MG, tendo concentrado seus estudos na área de Irrigação e Drenagem, com ênfase em implantação e monitoramento de estações de tratamento de esgoto por disposição no solo conciliado ao reúso agrícola.

Em março de 2002, iniciou seus estudos no Programa de Pós-Graduação para obter o título de *Doctor Scientiae* em Engenharia Agrícola da UFRV, tendo concentrado seus estudos na área de Recursos Hídricos e Ambientais, com ênfase em operacionalização e monitoramento de estações de tratamento de esgoto por disposição no solo, submetendo-se à defesa da tese em fevereiro de 2007.

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE ABREVIACÕES E SÍMBOLOS _____	x
LISTA DE TABELAS E QUADROS _____	xii
LISTA DE FIGURAS _____	xiv
RESUMO _____	xvi
ABSTRACT _____	xviii
INTRODUÇÃO GERAL _____	1
AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE ESGOTO POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL, IMPLANTADO APÓS TANQUE SÉPTICO _____	3
RESUMO _____	3
ABSTRACT _____	5
1. INTRODUÇÃO _____	7
2. REVISÃO DE LITERATURA _____	9
2.1. Tratamento de esgoto por disposição no solo _____	9
2.2. Regulamentação do uso de águas residuárias _____	11
2.3. Desempenho da unidade de tratamento _____	15
2.3.1. <i>Parâmetros de dimensionamento e operacionais</i> _____	15
2.3.2.1. Caracterização do solo _____	16
2.3.2.2. Caracterização da vegetação _____	18
2.3.2. <i>Parâmetros de monitoramento de eficiência do sistema</i> _____	19
2.3.2.1. Remoção do material orgânico _____	19
2.3.2.2. Remoção de nitrogênio _____	20
2.3.2.3. Remoção de fósforo _____	21
2.3.2.4. Remoção de potássio _____	22
2.3.2.5. Remoção de sódio _____	23
3. MATERIAL E MÉTODOS _____	24

3.1. Caracterização da área e delineamento do experimento _____	24
3.2. Aspectos quantitativos – operacionais _____	27
3.2.1. <i>Velocidade de infiltração básica</i> _____	27
3.2.2. <i>Taxa de aplicação e tempo de avanço</i> _____	28
3.2.3. <i>Manejo da vegetação</i> _____	30
3.2.4. <i>Solo</i> _____	31
3.3. Aspectos qualitativos – monitoramento da eficiência do sistema _____	32
3.3.1. <i>Coleta e amostragem do esgoto</i> _____	32
3.3.2. <i>Análises físicas e químicas do esgoto</i> _____	32
3.4. Análise estatística _____	33
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO _____	34
4.1. Parâmetros operacionais _____	34
4.1.1. <i>Taxa de aplicação</i> _____	34
4.1.2. <i>Manejo da vegetação</i> _____	34
4.1.3. <i>Solo</i> _____	36
4.2. Monitoramento dos parâmetros físicos e químicos _____	42
4.2.1. <i>Temperatura</i> _____	42
4.2.2. <i>pH</i> _____	44
4.2.3. <i>Condutividade elétrica</i> _____	45
4.3. Monitoramento da eficiência do sistema _____	46
4.3.1. <i>Remoção de material orgânico</i> _____	46
4.3.2. <i>Remoção de nutrientes</i> _____	48
4.3.2.1. Nitrogênio _____	48
4.3.2.2. Fósforo _____	50
4.3.2.3. Sódio _____	51
4.3.2.3. Potássio _____	53
5. CONCLUSÕES _____	54
6. REFERÊNCIAS _____	56
VARIAÇÃO NA POPULAÇÃO DE COLIFORMES NO SISTEMA DE TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL _____	64
RESUMO _____	64
ABSTRACT _____	65
1. INTRODUÇÃO _____	66
2. REVISÃO DE LITERATURA _____	68
2.1. Organismos indicadores _____	68
2.2. Sobrevivência dos coliformes _____	69
2.3. Crescimento e sustentação da biomassa microbiana _____	71

2.4. Métodos de remoção e transporte dos coliformes _____	72
2.5. Métodos de determinação dos coliformes _____	74
2.6. Regulamentação do uso de águas residuárias _____	74
2.7. Riscos - aspectos epidemiológicos associados ao reúso _____	75
3. MATERIAL E MÉTODOS _____	77
3.1. Caracterização da área e delineamento do experimento _____	77
3.2. Coleta, amostragem e análise de coliformes _____	79
3.3. Análise estatística _____	80
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO _____	81
5. CONCLUSÕES _____	90
6. REFERÊNCIAS _____	91
PARÂMETROS DOS MODELOS MATEMÁTICOS QUE SIMULAM A REMOÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA NO TRATAMENTO POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL _____	97
RESUMO _____	97
ABSTRACT _____	98
1. INTRODUÇÃO _____	99
2. REVISÃO DE LITERATURA _____	101
2.1. Aplicabilidade do método do escoamento superficial _____	101
2.2. Modelo matemático de remoção de material orgânico _____	102
3. MATERIAL E MÉTODOS _____	108
3.1. Caracterização da área e delineamento do experimento _____	108
3.2. Coleta de dados _____	110
3.3. Modelo testado e análise estatística _____	111
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO _____	112
5. CONCLUSÕES _____	118
6. REFERÊNCIAS _____	119
CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES GERAIS _____	122
APÊNDICE _____	124
- Dados climatológicos de referência _____	124

LISTA DE ABREVIações E SÍMBOLOS

- A** – Fração sedimentável da DBO do esgoto aplicado (1º. estágio)
A – Fração sedimentável de DBO do esgoto aplicado
A' – Fração sedimentável da DBO do esgoto aplicado (2º. estágio)
ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
ADA – Argila dispersa em água
C – Concentração de DBO do efluente dos esgotos
Cc – Capacidade de campo
CE – Condutividade elétrica
CE_{es} – Condutividade elétrica do extrato da pasta saturada do solo saturada
CF – Coliformes fecais
C_o – Concentração de DBO do afluente dos esgotos
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPAM – Comissão de Política Ambiental
CT – Coliformes totais
DBO – Demanda bioquímica de oxigênio em 5 dias
DQO – Demanda química de oxigênio
EETAR – Estação Experimental de Tratamento de Águas Residuárias
EMBRAPA – CENTRO NACIONAL DE PESQUISA DE SOLO
EPA – *Environmental Protection Agency*
ETc – Evapotranspiração da cultura
ETE – Estação de tratamento de esgoto
ETe – Evapotranspiração da referência
ETEs – Estações de tratamento de esgoto
F4 – Faixa de tratamento F4
F5 – Faixa de tratamento F5
K – Potássio

K trocável – Potássio trocável
K – Coeficiente de ajuste (1º. estágio)
K' – Coeficiente de ajuste (2º. estágio)
k₁ – Coeficiente de ajuste determinado empiricamente (1º. estágio)
k₂ – Coeficiente de ajuste determinado empiricamente (2º. estágio)
Kc – Coeficiente de cultura
Kr – Coeficiente de reação
L – Distância a partir do início da faixa de tratamento
MO – Matéria orgânica
MS – Massa seca
N – Nitrogênio
N total – Nitrogênio total
n – Coeficiente de ajuste determinado empiricamente (1º. estágio)
n' – Coeficiente de ajuste determinado empiricamente (2º. estágio)
Na – Sódio
Na trocável – Sódio trocável
ND – Não determinado
NMP – Número mais provável
NTK – Nitrogênio total Kjeldahl
OMS – Organização Mundial de Saúde
P – Fósforo
P disponível – Fósforo disponível
pH – Potencial hidrogeniônico
P total – Fósforo total
PB – Proteína bruta
Pp – Ponto de murchamento
q – Taxa de aplicação
q_{vib} – Taxa de aplicação referente a VIB
R – Concentração residual estimada do esgoto
SAEG – Sistema para análise estatística e genéticas
SS – Sólidos em suspensão
t – Tempo
VIB – Velocidade de infiltração básica

LISTA DE TABELAS E QUADROS

Capítulo I

- Tabela 1 – Principais parâmetros de qualidade da água para reúso
- Tabela 2 – Critérios para utilização de águas residuárias em irrigação recomendados pela EPA (1984)
- Tabela 3 – Valores típicos das águas residuárias domésticas e limites recomendados para lançamento de águas residuárias em corpos receptores e recomendações para seu uso na irrigação
- Tabela 4 – Características gerais dos sistemas de tratamento de esgoto por escoamento superficial
-
- Quadro 1 – Resultado dos volumes de água percolado e escoado e da Velocidade de Infiltração Básica
- Quadro 2 – Características físicas e químicas típicas do esgoto efluente do tanque séptico, aplicado na faixa de tratamento F5
- Quadro 3 – Produtividade e características nutricionais do capim Tifton 85 aos 41 dias de fertirrigação com esgoto, na primavera
- Quadro 4 – Características físicas do solo fora e dentro da faixa, após seis meses de aplicação de esgoto
- Quadro 5 – Valores médios das características físicas e químicas das amostras do solo, após seis meses de aplicação de efluente de tanque séptico, ao longo da faixa de tratamento
- Quadro 6 – Valores médios e desvio – padrão das características físicas e químicas do afluente do tanque séptico e ao longo da faixa de tratamento, no período de agosto a dezembro de 2006

Capítulo II

Quadro 1 – Valores médios e desvio-padrão da contagem de coliformes totais no efluente do tanque séptico e ao longo da faixa de tratamento, no período de agosto a dezembro de 2006

Quadro 2 – Valores médios e desvio-padrão da contagem de *E. coli* no efluente do tanque séptico e ao longo da faixa de tratamento, no período de agosto a dezembro de 2006

Capítulo III

Tabela 1 – Coeficientes do modelo matemático de remoção de DBO, para dimensionamento do tratamento por escoamento superficial, determinados pelas diferentes características do sistema

Quadro 1 – Estatística descritiva e eficiência de remoção de DBO e DQO do efluente de tanque séptico e ao longo da faixa de tratamento

Quadro 2 – Modelos ajustados para DBO e DQO em função da distância, com os respectivos coeficientes de determinação e remoções simuladas

Apêndice

Quadro 1A – Dados meteorológicos dos dias de coleta de dados durante o monitoramento da estação de tratamento de esgoto

LISTA DE FIGURAS

Capítulo I

- Figura 1 – Planta de localização da ETE – escoamento superficial, na área Experimental de Tratamento de Águas Residuárias do DEA-UFV.
- Figura 2 – Distribuição do esgoto no início das faixas de tratamento (a); e canaletas de recolhimento dos efluentes tratados (b).
- Figura 3 – Canaletas de coleta de material e regularização da distribuição do esgoto ao longo das faixas.
- Figura 4 – Corte da forragem e regularização das faixas de tratamento.
- Figura 5 – Valores médios de pH, CE_{es} , MO, N-total, P-disponível, K^+ e Na^+ , ao longo da faixa de tratamento, observados nas camadas 0-10 e 50-60 cm, após seis meses de aplicação de esgoto.
- Figura 6 – Curva de retenção de água no solo à profundidade de 0-10 cm sem e com aplicação de efluente de tanque séptico.
- Figura 7 – Curva de retenção de água no solo à profundidade de 50-60 cm sem e com aplicação de efluente de tanque séptico.
- Figura 8 – Variação do pH do efluente do tanque séptico ao longo da faixa de tratamento.
- Figura 9 – Variação da concentração de sais do efluente do tanque séptico ao longo da faixa de tratamento.
- Figura 10 – Variação da concentração de DBO do efluente do tanque séptico ao longo da faixa de tratamento.
- Figura 11 – Variação da concentração de DQO do efluente do tanque séptico ao longo da faixa de tratamento.

Figura 12 – Variação da concentração de nitrogênio do efluente do tanque séptico ao longo da faixa de tratamento.

Figura 13 – Variação da concentração de fósforo do efluente do tanque séptico ao longo da faixa de tratamento.

Figura 14 – Variação da concentração de sódio do efluente do tanque séptico ao longo da faixa de tratamento.

Figura 15 – Variação da concentração de potássio do efluente do tanque séptico ao longo da faixa de tratamento.

Capítulo II

Figura 1 – Faixas de tratamento F4 e F5 (com esgoto) e F6 (sem esgoto).

Figura 2 – Ponto de coleta do esgoto.

Figura 3 – Variação espacial do número de coliformes totais do efluente do tanque séptico ao longo da faixa de tratamento.

Figura 4 – Variação espacial do número de *E. coli* do efluente do tanque séptico ao longo da faixa de tratamento.

Figura 5 – Diferença do valor médio do número de coliformes totais em relação a *E. coli* ao longo da faixa de tratamento.

Figura 6 – Variação temporal do número de coliformes totais do efluente na faixa de tratamento.

Figura 7 – Variação temporal do número de *E. coli* do efluente na faixa de tratamento.

Capítulo III

Figura 1 – Planta de localização da ETE - escoamento superficial, na área Experimental de Tratamento de Águas Residuárias do DEA-UFV.

Figura 2 – Distribuição do esgoto no início das faixas de tratamento (a) e canaletas de recolhimento dos efluentes tratados (b).

RESUMO

FONSECA, Sandra Parreiras Pereira, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2007. **Avaliação de uma estação de tratamento de esgoto doméstico por escoamento superficial.** Orientador: Antônio Alves Soares. Co-orientadores: Antonio Teixeira de Matos e Mauro Aparecido Martinez.

O objetivo do presente trabalho foi avaliar o desempenho da unidade de tratamento de esgoto doméstico (ETE), constituída por desarenador, tanque de equalização, tanque séptico e tratamento secundário por disposição no solo pelo método do escoamento superficial nas condições edafoclimáticas do município de Viçosa, MG, implantada em um CAMBISSOLO Háplico Tb distrófico latossólico, textura argilo-arenosa. Foram implantados quatro planos de sistematização, cada um com três faixas de 1 m de largura, 25 m de comprimento e declividade de 2%, cultivadas com o capim Tifton 85 bermudagrass (*Cynodon* spp.). Foi aplicada a taxa de $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ por um período de dez horas e frequência de seis dias por semana, durante seis meses de operação. Foram coletadas amostras do esgoto a cada 2 m do início da faixa até atingir 18 metros, 10 minutos após a chegada do afluyente ao ponto de coleta, duas vezes por semana, as quais foram submetidas às análises físicas, químicas e de contagem de coliformes. Após seis meses de operação do sistema, amostras do solo e da vegetação foram coletadas e submetidas às análises físicas e químicas. O pH do esgoto tendeu a aumentar ao longo da faixa de tratamento e a CE e as concentrações de DBO, DQO, N total, P total e K, a reduzir-se. Já a tendência da concentração de Na foi manter-se constante ao longo da faixa. Os teores de matéria seca (MS), proteína bruta (PB), N, P e K da matéria verde do capim Tifton 85 tenderam a reduzir-se ao longo do

comprimento da faixa de tratamento. Na camada de 0-10 cm do solo ocorreu aumento do pH e da CE_{es} e das concentrações de MO, N-total, P-disponível, Na e K trocáveis; entretanto, com a aplicação do esgoto esse aumento tendeu a ser menor ao longo do comprimento da faixa. Na camada de 50-60 cm, as concentrações de MO e N-total se mantiveram constantes. Já o pH, a CE_{es} , o P-disponível, o Na e o K trocáveis tenderam a reduzir-se, na camada de 50-60 cm, ao longo da faixa de tratamento. A concentração de Na e K trocáveis aumentou no perfil do solo. Não houve variação na população de coliformes totais e fecais (*E. coli*) ao longo da faixa de tratamento; por essa razão, esses indicadores microbiológicos não devem ser usados para avaliação do desempenho de ETE por escoamento superficial. O modelo do EPA 1984, quando ajustado aos dados experimentais, representou adequadamente a remoção de DBO e DQO, entretanto os coeficientes K e K' diferiram dos encontrados por outros autores em diferentes condições edafoclimáticas, tipos de efluente tratado e taxas de aplicações.

ABSTRACT

FONSECA, Sandra Parreiras Pereira, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2007. **Evaluation of a sewage treatment plant overland flow method.** Adviser: Antônio Alves Soares. Co-Advisers: Antonio Teixeira de Matos and Mauro Aparecido Martinez .

The objective of the present work was to evaluate the performance of a sewage treatment unit (ETE), constituted of sand box, equalization tank, septic tank and overland flow system, under the edafoclimatic conditions of Viçosa, MG, implanted in a Dystrudepts, with a clayey-sandy texture. The plant area was land leveled in four plans, each one with three borders of 1 m width, 25 m length with 2% of slope, and cultivated with Tifton 85 grass bermudagrass (*Cynodon* spp.). The application rate of $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ was applied for ten hours a day and six day a week, during six months of operation. The samples of sewage collected along the borders, at every 2 meters up to 18 meters, were submitted to physical, chemical and coliforms analyses and after six months physical and chemical analyses were carried out in the soil and vegetation samples. The sewage pH tended to increase along the border, and the CE, the DBO, DQO, N-total, P-total and K^+ concentrations tended to decrease. The Na concentration tended to remain constant along the border. The amounts of dry matter (DM), crude protein (CP), N, P and K of the grass Tifton 85 green matter tended to decrease along the length of the border. In the 0-10 cm layer of the soil there was an increase in the pH, CE_{es} , OM, N-total, P-available, and the concentrations of K and Na exchangeable, however, with the sewage application, the increase was less along of the border. In the 50-60 cm layer the OM and N-total in the soil remained constant. The pH, CE_{es} , P-available, Na and K tended to decrease along the border in the 50-60 cm layer. The exchangeable Na and

K increased in the soil profile. The total and fecal coliforms - *E. coli* population remain practically constant along the border. These microorganisms are not recommended for the monitoring of ETE by disposal on the soil. The EPA model proposed in 1984 represented well the removal of the DBO and DQO, however the coefficients K and K' differed from those observed by other authors under different edafoclimatic conditions, kind of effluent treated and application rates.

INTRODUÇÃO GERAL

No Brasil, as autarquias e companhias de saneamento básico têm procurado alternativas para a implantação de sistemas de tratamento de esgoto de baixo custo e que apresentem eficiências semelhantes ou superiores às obtidas pelos métodos convencionais. Com a crise da falta de água, que já assola vários países, surgiu a demanda para o uso de águas de baixa qualidade, a exemplo da implantação de unidades de tratamento de esgoto, conciliada com a utilização de águas residuárias na fertirrigação de culturas agrícolas.

O uso do esgoto doméstico com fins agrícolas apresenta atrativos de ordens ambiental (controle de poluição e reciclagem de nutrientes) e econômica (fonte alternativa de água e fertilizantes, possibilitando maior produção agrícola). Surgiu como opção de grande potencial, desde que os riscos à saúde pública sejam controlados e dificuldades culturais de aceitação da técnica sejam superadas.

As medidas tomadas para proteger a saúde pública e o meio ambiente variam de país para país, permanecendo entre os critérios mais importantes o econômico, com atenção ao custo operacional e de monitoramento de unidades de tratamento do esgoto.

Nos países mais desenvolvidos, geralmente têm sido editados guias com recomendações e soluções técnicas de baixo risco à saúde pública e ao meio ambiente, com base numa abordagem de alta tecnologia e de alto custo (ultravioleta, ozônio, membranas filtrantes). Já em vários países em desenvolvimento, como o Brasil, têm sido adotadas tecnologias de baixo custo, com base em recomendações nacionais e internacionais.

As técnicas de altos padrões e altas tecnologias nem sempre são garantia de unidades de tratamento eficientes e de baixo risco à saúde

pública e ao meio ambiente, podendo ter efeitos adversos se não houver disponibilidade de mão-de-obra especializada com conhecimento mínimo para operação e monitoramento. Os custos com operação e monitoramento também devem ser fatores a serem considerados em projeto.

Resultados citados na literatura demonstram que não existe tratamento convencional de esgoto de baixo custo operacional que reduza significativamente as concentrações da carga orgânica, nutrientes “eutrofizadores dos corpos de água” (nitrogênio e fósforo) e patógenos. Seria muito importante que, após o tratamento do esgoto em unidades convencionais, os efluentes gerados fossem aproveitados na agricultura, evitando-se, assim, a contaminação dos corpos de água e reduzindo os custos com adubação convencional na agricultura, conciliando o tratamento de esgoto com aproveitamento agrícola.

O presente trabalho objetivou monitorar e avaliar o desempenho da unidade de tratamento de esgoto (ETE) pelo método do escoamento superficial, implantada após tanque séptico, nas condições edafoclimáticas do município de Viçosa, MG, visando especificamente:

- Avaliar a eficiência do sistema de tratamento de esgoto por disposição no solo, implantado após tratamento primário do tipo tanque séptico.
- Analisar a variação da população de coliformes ao longo das faixas de tratamento.
- Obter os parâmetros de modelos matemáticos empíricos que simulam a remoção de material orgânico ao longo da faixa de tratamento.

AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE ESGOTO POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL, IMPLANTADO APÓS TANQUE SÉPTICO

RESUMO

FONSECA, Sandra Parreiras Pereira, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2007. **Avaliação da eficiência do sistema de tratamento de esgoto por escoamento superficial implantado após tanque séptico.** Orientador: Antônio Alves Soares. Co-orientadores: Antonio Teixeira de Matos e Mauro Aparecido Martinez.

O objetivo do presente trabalho foi avaliar as condições operacionais e a eficiência da unidade de tratamento de esgoto (ETE), constituída por desarenador, tanque de equalização, tanque séptico e tratamento secundário por disposição no solo pelo método do escoamento superficial nas condições edafoclimáticas do município de Viçosa, MG, implantada em um CAMBISSOLO Háptico Tb distrófico latossólico, textura argilo-arenosa. Foram implantados quatro planos de sistematização, cada um com três faixas de 1 m de largura, 25 m de comprimento e declividade de 2%, cultivadas com o capim Tifton 85 bermudagrass (*Cynodon* spp.). Foi aplicada a taxa de $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ por um período de dez horas e frequência de seis dias por semana, durante seis meses de operação. Foram coletadas amostras do esgoto a cada 2 m do início da faixa até atingir 18 metros, 10 minutos após a chegada do afluente ao ponto de coleta, duas vezes por semana, as quais foram submetidas às análises físicas e químicas. Após seis meses de operação do sistema, amostras do solo e da vegetação foram coletadas e submetidas às análises físicas e químicas. O pH do esgoto tendeu a aumentar ao longo da faixa de tratamento e a CE e as concentrações de DBO, DQO, N total, P total e K, a reduzir-se. Já a tendência da concentração de Na foi manter-se constante ao longo da faixa. Os teores de matéria seca (MS), proteína bruta (PB), N, P e K da matéria verde do capim Tifton 85 tenderam a reduzir-se ao longo do comprimento da

faixa de tratamento. Na camada de 0-10 cm do solo ocorreu aumento do pH e da CE_{es} e das concentrações de MO, N-total, P-disponível, Na e K trocáveis; entretanto, com a aplicação do esgoto esse aumento tendeu a ser menor ao longo do comprimento da faixa. Na camada de 50-60 cm, as concentrações de MO e N-total se mantiveram constantes. Já o pH, a CE_{es} , o P-disponível, o Na e o K trocáveis tenderam a reduzir-se, na camada de 50-60 cm, ao longo da faixa de tratamento. A concentração de Na e K trocáveis aumentou no perfil do solo.

ABSTRACT

FONSECA, Sandra Parreiras Pereira, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2007. **Efficiency evaluation of the sewage treatment system by overland flow, implanted after septic tank.** Advisor: Antônio Alves Soares. Co-Advisors: Antonio Teixeira de Matos and Mauro Aparecido Martinez.

The objective of the present work was to evaluate the operational conditions and the efficiency of a sewage treatment unit (ETE), constituted of sand box, equalization tank, septic tank and overland flow system, under the edafoclimatic conditions of Viçosa, MG, implanted in a Dystrudepts, with a clayey-sandy texture. The plant area was land leveled in four plans, each one with three borders of 1 m width, 25 m length with 2% of slope, and cultivated with Tifton 85 grass bermudagrass (*Cynodon* spp.). The application rate of $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ was applied for ten hours a day and six day a week, during six months of operation. The samples of sewage collected along the borders, at every 2 meters up to 18 meters, were submitted to physical and chemical and after six months physical and chemical analyses were carried out in the soil and vegetation samples. The sewage pH tended to increase along the border, and the CE, the DBO, DQO, N-total, P-total and K^+ concentrations tended to decrease. The Na concentration tended to remain constant along the border. The amounts of dry matter (DM), crude protein (CP), N, P and K of the grass Tifton 85 green matter tended to decrease along the length of the border. In the 0-10 cm layer of the soil there was an increase in the pH, CE_{es} , OM, N-total, P-available, and the concentrations of K and Na exchangeable, however, with the sewage application, the increase was less along of the border. In the 50-60 cm layer

the OM and N-total in the soil remained constant. The pH, CE_{es} , P-available, Na and K tended to decrease along the border in the 50-60 cm layer.

1. INTRODUÇÃO

As autarquias e companhias de saneamento básico do País têm buscado alternativas para o tratamento do esgoto que sejam eficientes e de baixo custo de implantação e operação.

O sistema de tratamento por disposição no solo é uma alternativa a ser contemplada, pois ele não só contribui para a preservação do meio ambiente, mas também permite aproveitar a água residuária na agricultura como alternativa de *fertirrigação*, devido aos nutrientes disponíveis, além de recarga do lençol subterrâneo. A água servida e os nutrientes que ela traz consigo são reciclados, tornando-se uma alternativa especialmente importante para regiões áridas e semi-áridas, como é o caso do Nordeste brasileiro e norte e nordeste do Estado de Minas Gerais. Trata-se, portanto, de uma opção de grande potencial, desde que as objeções culturais e os riscos à saúde pública sejam superados.

A operação e o monitoramento de estações de tratamento por escoamento superficial, nos dias de hoje, tornaram-se um desafio para as empresas de saneamento, devido à falta de informações em relação aos parâmetros e indicadores específicos necessários para que essa técnica possa ser oficializada junto aos órgãos que ditam as leis e deliberações no Brasil.

Desde a década de 1980, no Brasil, principalmente na região Sudeste, têm sido desenvolvidas pesquisas com relação à eficiência de unidades de tratamento de esgoto pelo método do escoamento superficial, no que se refere à remoção de material orgânico, nutrientes e microrganismos. É com base em resultados obtidos por Coraucci Filho (1991), Paganini (1995), Fonseca (2000), Chernicharo (2001), Loures (2002) e outros autores, que se

tem procurado definir parâmetros e indicadores, de baixo custo, para subsidiar a operação e monitoramento de ETEs deste tipo.

O objetivo deste trabalho foi avaliar as condições operacionais e a eficiência de remoção de material orgânico e nutrientes da unidade de tratamento de esgoto (ETE) pelo método do escoamento superficial, implantado após tratamento primário, do tipo tanque séptico, nas condições edafoclimáticas do município de Viçosa, MG.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Tratamento de esgoto por disposição no solo

Os métodos de disposição de efluentes no solo são assim classificados por EPA (1981) e Paganini (1997):

- Método de Infiltração Rápida ou Infiltração-Percolação

O esgoto é disposto em faixas e, devido às altas taxas de aplicação, as perdas por evaporação são relativamente pequenas, sendo a maior parte do líquido percolado no solo, recebendo, assim, o tratamento. A aplicação é feita de forma intermitente, de modo a permitir um período de descanso para o solo, no qual ele seca e restabelece as condições aeróbicas. Esse método é aplicado a solos arenosos com alta permeabilidade.

- Método de Infiltração Lenta ou Fertirrigação

Consiste na aplicação do esgoto sobre uma área com vegetação, com a finalidade de fornecer água e nutrientes para o crescimento das plantas. Parte do esgoto aplicado é evaporado e parte é infiltrada, mas a maior parte é absorvida pelas plantas e transpirada para a atmosfera. Esse método é aplicado aos solos com permeabilidade de moderadamente lenta para moderadamente rápida. As técnicas de aplicação dos esgotos sobre a superfície podem ser por sulcos, aspersão ou inundação.

A técnica de aplicação do esgoto no solo, por meio de sulcos em curva de nível, requer a sistematização do terreno, sendo o efluente distribuído pelos sulcos que, por sua vez, são alimentados por canais de distribuição. Esse método é usado para fertirrigação de diversas culturas.

A técnica por aspersão pode ser aplicada em culturas não consumidas cruas e espécies florestais. O efluente é distribuído por meio de tubulações pressurizadas, o que acarreta custos elevados na aquisição e manutenção de equipamentos. O grande problema desse método é quanto ao transporte de microrganismos patogênicos pelos ventos, podendo afetar a saúde pública de comunidades vizinhas e causar risco de contaminação dos operadores do sistema.

- Método de Escoamento Superficial

O esgoto é aplicado na parte mais alta do terreno, em faixas com declividade de até 8%, e coletado na parte inferior das faixas, de onde é captado para lançamento em corpos receptores de água. Os terrenos utilizados devem possuir baixa permeabilidade, para evitar risco de contaminação do lençol freático. A depuração do esgoto depende da vegetação, ocorrendo absorção de minerais resultantes do processo de decomposição biológica da matéria orgânica pelas plantas, de características do solo e hidráulicas do sistema.

- Método de escoamento superficial procedido de tanque séptico

O escoamento superficial é uma das alternativas para tratamento complementar do efluente líquido do tanque séptico, sendo este arranjo eqüivalente ao nível secundário de tratamento de esgoto doméstico. A Norma brasileira de número 7229, de 1993 (ABNT, 1993), indica como possível tratamento de efluente de tanque séptico a disposição no solo por meio de valas de infiltração ou sumidouros para posterior lançamento do efluente em curso de água.

Os tanques sépticos são unidades de forma cilíndrica ou prismática retangular, de fluxo horizontal. Tem como função a separação gravitacional da espuma e dos sólidos, em relação ao líquido afluente, a digestão anaeróbia e liquefação do lodo, bem como armazená-lo. Os dados de eficiência de tanques sépticos são bastante variáveis e sujeitos às condições locais e de operação das unidades, geralmente removendo de 30 a 55% de

material orgânico, de 20 a 90% dos sólidos suspensos e de 70 a 90% de óleos e graxas (CHERNICHARO, 1997).

2.2. Regulamentação do uso de águas residuárias

Na Tabela 1, estão apresentados os parâmetros de qualidade da água, de maior importância nos sistemas de reúso da água e nas faixas de aproximadas de cada parâmetro do esgoto e das águas servidas, recomendados por Metcalf e Eddy (2003).

Tabela 1 – Principais parâmetros de qualidade da água para reúso

Parâmetros	Unidades	Variações de efluentes secundários	Resultados desejados das águas para reúso
Sólidos suspensos	mg.L ⁻¹	5 – 50	< 5 - 30
Turbidez	UNT	1 – 30	< 0,1 - 30
DOB5	mg.L-1	10 – 30	< 10 - 45
DQO	mg.L-1	50 – 150	< 20 - 90
Coliformes totais	UFC/100mL	< 10 -107	< 1 - 200
Coliformes fecais	UFC/100mL	< 1-106	< 1 - 103
Ovos de helmintos	ovo.L-1	< 1- 10	< 1- 0,5
Vírus	virus.L-1	< 1- 10	< 1- 0,5
Nitrogênio	mg.L-1	10 - 30 mg.L-1	< 1 – 30 mg.L-1
Metais pesados	mg.L-1	váriavel	< 0,001 Hg; 0,01 Cd; e 0,02 Ni
Fósforo	mg.L-1	0,1 - 30 mg.L-1	< 1 - 20 mg.L-1

Fonte: Adaptado de FATTA e KYTHREOTOU (2005).

Os critérios de qualidade microbiológica recomendados pela EPA para a utilização de águas residuárias em fertirrigação, estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 – Critérios para utilização de águas residuárias em fertirrigação recomendados pela EPA (1984)

Tipo de irrigação e cultura	Processo de tratamento	Qualidade do efluente
Culturas alimentícias não processadas comercialmente Irrigação por superfície ou por aspersão de qualquer cultura, incluindo culturas a serem consumidas cruas Irrigação Campos de esporte, parques, jardins e cemitérios	Secundário + filtração + desinfecção	DBO \leq 10 mg.L ⁻¹ Turbidez \leq 2 UNT Cloro residual \leq 1 mg.L ⁻¹ Coliformes fecais ND Organismos patogênicos ND
Culturas alimentícias processadas comercialmente Irrigação por superfície de pomares e vinhedos Culturas não – alimentícias Pastagens para rebanhos de leite, forrageiras, cereais, fibras e grãos	Secundário + desinfecção	DBO \leq 30 mg.L ⁻¹ SS \leq 30 mg.L ⁻¹ Cloro residual \leq 1 mg.L ⁻¹ Coliformes fecais \leq 200/100 mL

Fonte: Adaptado de EPA (1984). ND (não determinados).

A OMS (1989) sugeriu, como diretriz para uso de águas residuárias em fertirrigação de culturas ingeridas cruas, campos de esportes e parques públicos, um padrão de qualidade bacteriológico de 1.000 coliformes fecais por 100 mL e de, no máximo, um ovo de helminto por litro. Citou ainda, que não existe nenhuma recomendação quanto aos limites bacteriológicos da água de fertirrigação para forrageiras, desde que os agricultores e a população, em geral, não sejam expostos a riscos sanitários.

A Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), nº. 357, de 17 de março de 2005, no capítulo IV, dispõe das Condições e Padrões de Lançamento de Efluentes, estabelecidas a seguir:

- O lançamento dos efluentes não poderá conferir ao corpo de água características em desacordo com padrões de qualidade que constam na classe na qual o corpo receptor estiver enquadrado (art. 28).

- A disposição de efluentes no solo, mesmo tratados, não poderá causar poluição ou contaminação das águas (art. 29).

- Para as classes de águas, exceto as especiais, o lançamento de efluentes deverá, simultaneamente, não ocasionar a ultrapassagem das condições e padrões de qualidade de água, estabelecidos para as respectivas classes, nas condições de vazão de referência (artigo 32, parágrafo 1º, item II).

- Os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água desde que não causem efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor e obedeçam às condições e padrões estabelecidos no art. 34, parágrafo 4º.

Segundo a Deliberação Normativa Nº 010/86 do COPAM – Comissão de Política Ambiental, o lançamento de efluentes será permitido caso não provoque mudança significativa nas condições do corpo receptor. Os efluentes de qualquer fonte poluidora poderão ser lançados direta ou indiretamente nos corpos de água desde que obedeçam às seguintes condições:

1. Material flutuante: virtualmente ausente.
2. Óleos minerais: até 20 mg.L⁻¹.
3. Óleos vegetais e gorduras animais: até 50 mg.L⁻¹.
4. DBO padrão, 5 dias a 20 °C: até 60 mg.L⁻¹ de O₂. Este limite poderá ser ultrapassado no caso de o sistema de tratamento reduzir a carga poluidora do efluente em termos de DBO em, no mínimo, 85%.
5. pH: 6,5 a 8,5, com tolerância de +/- 0,5.
6. Regime de lançamento: vazão máxima de até 1,5 vez a vazão média diária no período da atividade.
7. Sólidos em suspensão: concentração máxima diária de 100 mg.L⁻¹.

Na Tabela 3 estão apresentadas as condições e padrões estabelecidos pela Resolução do CONAMA nº. 357, para lançamentos de efluentes em corpos de água, valores típicos de águas residuárias domésticas e recomendações para uso de fertirrigação.

Tabela 3 – Valores típicos das águas residuárias domésticas e limites recomendados para lançamento de águas residuárias em corpos receptores e recomendações para seu uso na irrigação

Parâmetros	Unidades	Valores típicos do esgoto ⁽¹⁾	Limites para lançamento em corpos de água ^(2a)	Recomendações para uso na irrigação ^(2b)
Temperatura (amostra)	°C	28,0	3 a 40	-
pH	-	6,8	5 a 9	6,5 a 8,4 ^{(c) (b)}
Sólidos dissolvidos totais	mg.L ⁻¹	354	-	-
Sólidos sedimentáveis	mL.L ⁻¹	9,0	1,0	-
Óleos minerais	mg.L ⁻¹		até 20	-
Óleos vegetais/gorduras minerais	mg.L ⁻¹		até 50	
Cloretos	mg.L ⁻¹	55	-	250 ^{(b) (c)}
Condutividade elétrica	µS.cm ⁻¹	480	-	Baixa (0-250) Média (250-750) Alta (750-2250) Muito alta (2250-5000)
Alumínio	mg.L ⁻¹	0,72	-	5,0 ^(b)
Arsênio total	mg.L ⁻¹	<0,005	0,5	0,10 ^(b)
Bário total	mg.L ⁻¹	<0,20	5,0	
Boro total	mg.L ⁻¹	ND	5,0	
Cádmio total	mg.L ⁻¹	<0,005	0,2	0,01 ^(b)
Chumbo total	mg.L ⁻¹	<0,05	0,5	
Cianeto total	mg.L ⁻¹	ND	0,2	
Cobre dissolvido	mg.L ⁻¹	<0,024	1,0	
Cromo total	mg.L ⁻¹	<0,05	0,5	0,10 ^(b)
Estanho total	mg.L ⁻¹	ND	4,0	0,10 ^(b)
Ferro dissolvido	mg.L ⁻¹	1,3	15,0	5,0 ^(b)
Fluoreto total	mg.L ⁻¹	ND	10,0	5,0 ^(b)
Manganês dissolvido	mg.L ⁻¹	0,03	1,0	0,20 ^(b)
Mercúrio total	mg.L ⁻¹	< 0,001	0,01	
Níquel total	mg.L ⁻¹	ND	2,0	
Prata total	mg.L ⁻¹	< 0,027	0,1	
Selênio total	mg.L ⁻¹	0,005	0,30	0,02 ^(b)
Sulfeto	mg.L ⁻¹	64	1,0	
Zinco total	mg.L ⁻¹	0,28	5,0	2,0 ^(b)

Nota:

1)- Valores típicos de águas residuárias domésticas do Condomínio Bosque do Acamari, Viçosa, MG (FONSECA, 2000).

2) - Os valores máximos recomendados:

(a) Diretrizes sobre os parâmetros de lançamento de efluentes, estabelecidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, Resolução CONAMA n.º. 357, de 17.03.2005.

(b) PESCOD (1992). Recomendado pela FAO 47 – “Irrigation and drainage paper”.

(c) Classificação proposta pelo “U. S. Salinity Laboratory Staff – USDA. Agriculture Handbook n.º 60”, citado por BERNARDO et al. (2006) e EPA (1981).

2.3. Desempenho da unidade de tratamento

Segundo relatos da U. S. *Environmental Protection Agency* – EPA (1981), a eficiência operacional e de monitoramento de unidades de tratamento de esgoto pelo método do escoamento superficial está diretamente relacionada às condições gerais para dimensionamento, as quais ocorrem segundo as características do esgoto (vazão disponível e carga orgânica); do solo (classe, textura, capacidade de infiltração, permeabilidade, capacidade de troca catiônica, pH, potencial de adsorção de fósforo e metais pesados e matéria orgânica); da área (condições topográficas, declividade de projeto); do clima (nível de precipitação, evapotranspiração, temperatura, época de plantio da cultura, velocidade e direção do vento, ocorrência de geada ou neve e armazenamento); da cobertura vegetal (nativa da região, capacidade de remoção de nutrientes, nível de toxicidade, tolerância à mistura de vegetação utilizável e manejo); e das condições geológicas (água subterrânea).

Diferenças climáticas, o tipo do solo, a localização da área, o tipo de cobertura vegetal, as características físicas, químicas e microbiológicas do esgoto, a textura do solo, a topografia e outros fatores locais podem provocar diferenças significativas no desempenho do sistema por escoamento superficial (WIGHTMAN et al., 1983).

2.3.1. Parâmetros de dimensionamento e operacionais

Os parâmetros de projeto para dimensionamento de unidades de tratamento de esgoto por disposição no solo, pelo método do escoamento superficial, recomendados por EPA (1981) são: taxa de aplicação ($\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$), taxa de aplicação superficial ($\text{cm} \cdot \text{h}^{-1}$), período de aplicação ($\text{h} \cdot \text{dia}^{-1}$), frequência de aplicação ($\text{dia} \cdot \text{semana}^{-1}$), comprimento da faixa (m) e taxa de remoção (%).

Na Tabela 4 estão apresentadas as condições de aplicabilidade do método de tratamento de esgoto por escoamento superficial e características gerais do sistema.

Tabela 4 – Características gerais dos sistemas de tratamento de esgoto por escoamento superficial

Fator interveniente	Escoamento superficial
Taxa de aplicação ($m^3 \cdot h^{-1} \cdot m^{-1}$)	0,07 a 0,12 (bruto), 0,08 a 0,12 (tratamento primário), 0,10-0,20 (tratamento secundário) ^(7, 9) , 0,05 a 0,32 ⁽¹⁰⁾
Taxa de aplicação superficial ($cm \cdot semana^{-1}$)	0,6 a 6,7 ⁽⁷⁾ , 6 a 14 ⁽²⁾ , 5 a 15 ⁽³⁾ , 6,3 a 40 ⁽⁵⁾ , 1 a 2 (bruto), 1,5 a 3,0 (tratamento primário), 1,5 a 6,0 (tratamento secundário) ⁽⁹⁾
Período de aplicação ($h \cdot dia^{-1}$)	6 a 24 ^{(7) (10)}
Frequência ($dias \cdot semana^{-1}$)	5 a 7 ^{(7) (10)}
Comprimento das faixas (m)	30 e 45 ⁽⁷⁾ , > 20 ⁽⁸⁾ , 30 a 60 ⁽¹⁰⁾
Declividade do terreno (%)	2 a 6 ⁽¹⁾ , até 8 ^{(2) (3) (7)} , até 15 ^{(4) (10)}
Textura do solo	argila, argila arenosa ^(1, 6) , argila ⁽¹⁰⁾
Permeabilidade e drenagem	Permeabilidade baixa e moderadamente drenado ^{(1) (10)} , solos com camada semipermeável ^(2, 6) .
Cultura	Gramíneas (pastagens) ⁽¹⁾
Profundidade do lençol freático	Mais de 0,9 m ⁽¹⁾

Fonte: (1) Adaptado de Mucci et al. (1978), citados por Paganini (1997); (2) Martinez (1993); (3) Braile; Cavalcanti (1979); (4) Matos et al. (2003); (5) Water Environment Federation - WEF (1992); (6) Reed et al. (1995); (7) EPA (1981 e 1984); (8) Fonseca (2000); (9) Smith (1982); e (10) Matos (2006).

2.3.2.1. Caracterização do solo

Segundo Matos et al. (2003), as rampas de tratamento pelo método do escoamento superficial devem ser implantadas em áreas cujos solos sejam de baixa permeabilidade, como os argilosos, desde que a estrutura não seja granular, comum em ARGISSOLOS; elas devem ter comprimento entre 30 e 60 m, sendo a largura dependente da vazão de água residuária a ser tratada.

A literatura recomenda o tratamento por escoamento superficial em solos com permeabilidade menor que $1,5 \text{ cm} \cdot h^{-1}$ (REED, 1990), mas o sistema pode ser implantado em locais com permeabilidade moderada entre

1,5 e 5,0 cm.h⁻¹. Isto se deve ao fato de que, ao longo do tempo, a infiltração de água no solo tende a diminuir devido ao processo de colmatação e ao crescimento da vegetação, nas faixas de tratamento. A permeabilidade também pode ser alterada pela compactação do solo durante a sistematização das faixas e o plantio da cultura (CORAUCCI FILHO et al., 1999).

A velocidade de infiltração da água no solo é relativamente elevada no início do processo, decrescendo gradualmente com o tempo e tendendo a uma velocidade praticamente constante, que é chamada Velocidade de Infiltração básica (VIB). A VIB pode ser medida diretamente no campo pelos métodos mais usuais de entrada e saída e por meio de infiltrômetros, ou simulada, utilizando-se modelos que descrevem a irrigação por superfície, tendo como entrada os dados da fase de avanço medidos no campo. Geralmente, necessita-se de grande número de medições no campo para obter valor médio representativo (SOARES, 1998).

Fonseca et al. (2000a), durante um ano de pesquisa na ETE-Experimental em Viçosa, UFV/DEA, em um ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Câmbico, nos horizontes A e B, averiguaram que, com a aplicação do esgoto bruto, a VIB tendeu a aumentar inicialmente e, ao longo do tempo, a diminuir, devido à camada de material orgânico e inorgânico que se formou na superfície do solo, provocando o selamento superficial, pelo filme biológico e pelo material gorduroso presente no esgoto. Os autores citam, ainda, que o teor de gordura do esgoto pode entupir os poros do solo, o que contribui para a diminuição da capacidade de retenção de água no solo.

A incorporação aos solos dos resíduos de culturas ou de outro tipo de matéria orgânica é prática cada vez mais aceita e que favorece a infiltração da água (AYERS e WESTCOT, 1991). As principais alterações são: redução na massa específica (cimentação das partículas do solo e, com conseqüente, aumento na porosidade e capacidade de infiltração de água no solo), alterações na estrutura e estabilidade dos agregados e o aumento da retenção de água, além do aumento da atividade biológica (DAVIS; WILSON, 1964; MAZUR et al., 1983; KIEHL, 1988; MATOS et al., 2003).

A determinação de argila dispersa em água (ADA) é fundamental para averiguar possíveis efeitos prejudiciais ao solo, proporcionados pela elevada concentração relativa de Na^+ da água residuária. Solos com manejo convencional, sob aplicação de água residuária de origem doméstica, apresentaram tendência de maiores porcentagens de ADA que os sob o manejo convencional, com água doce, embora não tenha havido diferença estatística entre os manejos (SOUZA, 2005). O mesmo autor cita que a aplicação de água residuária de origem doméstica pode provocar a diminuição dos macroporos pela deposição de argila dispersa, proporcionando a redução da permeabilidade do solo.

2.3.2.2. Caracterização da vegetação

No tratamento de águas residuárias de origem doméstica, pelo escoamento superficial, as plantas são responsáveis pela absorção de nutrientes (principalmente nitrogênio, potássio, fósforo e cálcio); ajudam a manter a permeabilidade dos solos; proporcionam redução da erosão e fornecem meio para os microrganismos decomporem o material orgânico.

O escoamento do esgoto por entre o colo das plantas mantém os organismos em equilíbrio biológico suficientemente para transformar as substâncias sedimentáveis, coloidais e dissolvidas em sólidos estáveis em meio de suporte, formando o biofilme, o que favorece a decomposição e estabilização da matéria orgânica (SCOTT e FULTON, 1978).

A utilização das gramíneas do gênero *Cynodon*, tais como Coastcross e o Tifton 85, tem sido muito comum em sistemas de tratamento por escoamento superficial, por serem gramíneas perenes, rizomatosas, estoloníferas, com grande massa foliar, que exigem solos de boa fertilidade e, quando bem manejadas, proporcionam excelente fechamento do solo. Adaptam-se muito bem em regiões frias e quentes de clima subtropical e tropical (FONSECA et al., 2001a). São capazes de produzir grandes quantidades de matéria seca, com boa relação folha/colmo, resultando em adequado valor nutritivo (GONÇALVES et al., 2002).

Loures (2002), ao avaliar o desempenho do tratamento de esgoto por escoamento superficial, sob taxa de aplicação de $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, em faixas de tratamento com 2% de declividade, cultivadas com o capim Coastcross, registrou os valores médios de teores de massa seca de $0,59 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$, proteína bruta de $23,33 \text{ dag} \cdot \text{kg}^{-1}$, nitrogênio de $3,73 \text{ dag} \cdot \text{kg}^{-1}$, fósforo de $0,49 \text{ dag} \cdot \text{kg}^{-1}$ e potássio de $1,61 \text{ dag} \cdot \text{kg}^{-1}$, na idade de 45 dias. Fonseca (2000), em estudo conduzido na mesma área com o capim coastcross e aplicação de esgoto doméstico, sob a taxa de $0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, registrou os valores médios de teores de proteína bruta de $20,71 \text{ dag} \cdot \text{kg}^{-1}$, de fósforo de $0,46 \text{ dag} \cdot \text{kg}^{-1}$, e potássio de $3,57 \text{ dag} \cdot \text{kg}^{-1}$, na mesma idade.

2.3.2. Parâmetros de monitoramento de eficiência do sistema

2.3.2.1. Remoção do material orgânico

A matéria orgânica se adere ao filme biológico, onde ocorre a degradação aeróbica pelos organismos aeróbios e, à medida que estes crescem, a espessura da camada biológica aumenta. O oxigênio é consumido antes de atingir as camadas mais internas, que passam a se comportar anaerobicamente (Von SPERLING, 1996; Arceivala, 1981; Pessoa e Jordão, 1982 e Brix, 1987; citados por PAGANINI, 1997).

Coraucci Filho (1991) relata que nos primeiros 10 m de faixas de tratamento com aplicação de esgoto doméstico bruto, variando a taxa de aplicação de $0,15$ a $0,30 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, foram obtidas remoções de DQO entre 59,3 a 94,2%, dependendo da taxa de aplicação.

Fonseca (2000) obteve remoções de 54 a 75% e de 47 a 75% de DBO, com as taxas de aplicação de $0,24 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ e $0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, respectivamente, no comprimento das faixas de tratamento de 20 m com declividade de 2%, em um ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Câmbico, cultivadas com o capim coastcross. Loures et al. (2002) obtiveram nos primeiros 10 m de comprimento de faixa na mesma área experimental, com a taxa de aplicação de $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, eficiências de remoção de 34,1 e de 41,8% para DBO e DQO, respectivamente.

Marquezini (2000), avaliando o tratamento de esgoto pelo método do escoamento superficial em faixa de 20 m de comprimento, cultivada com o capim *Brachiaria humidicula*, e taxa de aplicação de $0,50 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, obteve remoções de DBO e DQO de 70,0 e 63,0%, correspondentes às concentrações efluentes na faixa de tratamento de 82 e $225 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, respectivamente.

O sistema de tratamento do esgoto doméstico na cidade de Itabira, MG, composto de um reator anaeróbico seguido de sistema de escoamento superficial, apresentou alta eficiência com valores médios de DBO de 48 a $62 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; DQO de 98 a $119 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; SS de 17 a $57 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, no efluente final (CHERNICHARO et al., 2001). Os mesmos autores sugerem que os sistemas de escoamento superficial que atuam como uma etapa de pós-tratamento dos reatores UASB possam funcionar com taxas de aplicação que variem de 0,4 a $0,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, que são superiores aos recomendados na literatura internacional.

Cerqueira (2004), aplicando efluentes de lagoa anaeróbia em faixas de tratamento de 40 m de comprimento por 4,25 m de largura, com declividade de 3,5%, cultivadas com capim Tifton 85, e taxa de $0,30 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, obteve remoções de DBO e DQO de 76,2 e 55,6%, ou seja, concentrações efluentes de 33 e $139 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, respectivamente.

2.3.2.2. Remoção de nitrogênio

A remoção de N depende de fatores como a espessura do filme biológico, textura, estrutura e conteúdo orgânico do solo, tempo de detenção, frequência de aplicação, tipo e quantidade da cobertura vegetal (WIGHTMAN et al., 1983).

No sistema de escoamento superficial, o nitrogênio orgânico coloidal e suspenso é removido por sedimentação e filtração; posteriormente, a maior parte do amônio é removido, inicialmente, por troca iônica na superfície do solo; o amônio é nitrificado durante a fase de secagem do solo e de aplicação do esgoto, quando o solo apresentar condições aeróbias. Parte do nitrato formado durante a fase de secagem pode ser desnitrificada, se existirem condições anaeróbias em parcelas do solo. O nitrato remanescente

acompanha o efluente. O fato de a desnitrificação exigir maior quantidade de carbono como fonte de energia exalta a melhor eficiência do processo com o tratamento de esgoto bruto, em que existe maior proporção de carbono para nitrogênio (PAGANINI, 1997).

Coraucci Filho (1991), avaliando o sistema de tratamento de esgoto por escoamento superficial, averiguou que a remoção de nitrogênio total kjeldahl (NTK) foi de 80,4% para a taxa de aplicação $0,20 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, superior a 80% no nitrogênio orgânico, para a taxa $0,15 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$; e próximo a 50% para nitrogênio amoniacal, para as taxas de $0,15$ a $0,30 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$. A remoção do NTK decresceu com o aumento das taxas aplicadas e da declividade da rampa.

Loures et al. (2002) avaliaram o sistema de tratamento de esgoto por escoamento superficial seguido de tratamento preliminar, com taxa de aplicação de esgoto bruto de $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, e verificaram que a eficiência de remoção de nitrogênio total foi de 16,6%, correspondente às concentrações médias do afluente de $47,9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e do efluente de $39,9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, para o comprimento da faixa de 8 m com declividade de 2% em um ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Câmbico.

2.3.2.3. Remoção de fósforo

O fósforo pode ocorrer na natureza como fósforo inorgânico e orgânico, ligado à matéria orgânica e no protoplasma celular, como fosfatos inorgânicos complexos (polifosfatos), a exemplo dos utilizados em detergentes, e como ortofosfato inorgânico solúvel, que é o produto final do ciclo do fósforo, sendo a forma disponível para o metabolismo microbiano. Pode ser altamente adsorvido pela maioria dos solos. Sua concentração tende a ser alta nas primeiras camadas do perfil do solo e pequena nas profundidades maiores (MIRANDA et al., 2002).

A remoção do fósforo no sistema de escoamento superficial dá-se por meio da adsorção no solo e da absorção pelas plantas e pela população microbiana. O fósforo ocorre, principalmente, na forma de ortofosfato e é adsorvido por minerais argilosos e na matriz de certos solos orgânicos, o

que o torna resistente à lixiviação (WIGHTMAN et al., 1983; METCALF e EDDY, 1985; PAGANINI, 1997).

Wightman et al. (1983) observaram que no sistema de tratamento de esgoto por escoamento superficial, operando com a taxa de aplicação de $0,95 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ e taxa de aplicação superficial de $13 \text{ cm} \cdot \text{semana}^{-1}$, para o comprimento da rampa de 36,5 m e 11 m de largura e declividade variando de 2 a 3%, a remoção de fósforo total foi de 20 a 23%, valores relativamente baixos. Turner et al. (1994) relataram que a remoção de fósforo é inversamente proporcional à taxa de aplicação. Entretanto, o método de aplicação não tem efeito na remoção do fósforo. Averiguaram, também, que o aumento no teor de fósforo no solo está relacionado a sua adsorção e precipitação.

Loures et al. (2006) avaliaram o sistema de escoamento superficial seguido de tratamento preliminar, com taxa de aplicação de esgoto bruto de $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, e verificaram que a eficiência de remoção de fósforo foi de 10,6%, com concentrações médias de $9,7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ do afluente e de $8,7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ do efluente, para o comprimento da faixa de 10 m, declividade de 2%, em um ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Câmbico.

2.3.2.4. Remoção de potássio

O potássio é um elemento químico de grande mobilidade tanto no solo quanto nas plantas. Ele pode deslocar o sódio do complexo de troca catiônica do solo; em contrapartida, pode ser deslocado por outros cátions bivalentes ou monovalentes. Muitos minerais, em meio argiloso, têm grande capacidade de fixar o potássio por substituição isomórfica. Esse fenômeno é importante ao longo do tempo, com a incorporação do potássio na formação de minerais secundários.

Melo et al. (2000) aplicaram efluentes de reatores anaeróbios em duas faixas de tratamento de 10 m de comprimento e 3,5 m de largura com declividade de 1 e 6%, em um solo de textura areia franca, cultivadas com o capim-elefante e taxa de aplicação de $0,70 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$, e observaram a remoção de 82,0% na concentração de potássio no efluente.

Loures et al. (2005), operando um sistema com taxa de aplicação de esgoto bruto de $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, verificaram que o sistema não foi eficiente na remoção de potássio, tendo às concentrações médias no afluente variado de $9,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ para $10,2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ no efluente, para o comprimento da faixa de 10 m e declividade de 2% em um ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Câmbico.

2.3.2.5. Remoção de sódio

A salinidade pode reduzir a retirada de água do solo pela planta, por intermédio da diminuição do potencial osmótico deste. Isso obriga a planta a utilizar uma elevada quantidade da energia disponível para ajustar a concentração de sais no interior de seus tecidos, a fim de obter água suficiente, resultando em menos energia disponível para o crescimento. O problema é maior em condições de clima quente e seco (PAGANINI, 1997).

A aplicação de águas residuárias com altas concentrações de sódio, ou mesmo potássio, em relação a outros cátions, e, ao mesmo tempo, baixa condutividade elétrica pode causar dispersão da argila do solo, promovendo sua desagregação, com mudança no tamanho efetivo dos poros, e, com isso, proporcionando diminuição da sua permeabilidade à água (MATOS et al., 2003).

Melo et al. (2000), aplicando efluentes de reatores anaeróbios em duas faixas de tratamento de 10 m de comprimento com declividades de 1 e 6%, em um solo de textura areia franca, cultivadas com o capim-elefante e taxa de aplicação de $0,70 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$, observaram o aumento da concentração de sódio no efluente das faixas.

Loures et al. (2005) avaliaram o sistema de escoamento superficial seguido de tratamento preliminar, com taxa de aplicação de esgoto bruto de $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$. Verificaram que a eficiência de remoção de sódio foi de 12,1%, correspondente às concentrações médias afluentes de $56,9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e efluentes de $50,1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, para o comprimento da faixa de 10 m e declividade de 2% em um ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Câmbico.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Caracterização da área e delineamento do experimento

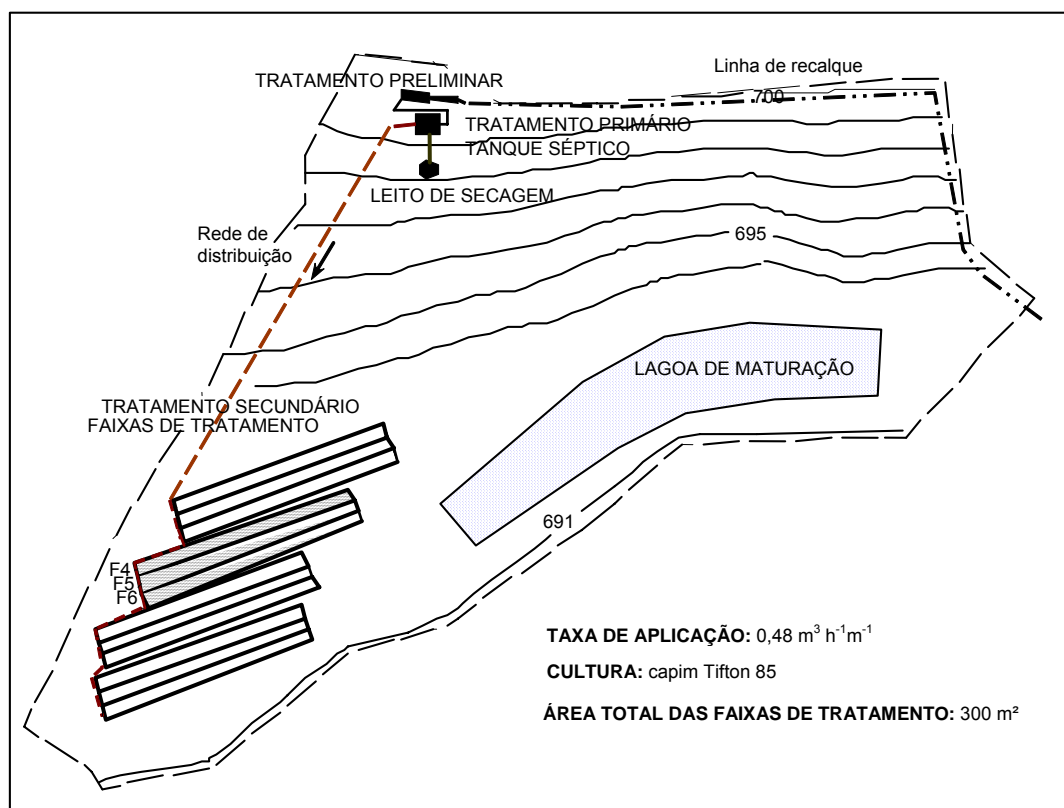
O experimento foi conduzido na unidade de tratamento de esgoto (ETE), por disposição no solo instalada na Estação Experimental de Tratamento de Águas Residuárias (EETAR), do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa, MG. A ETE está localizada a 20°45'14" S, 42°52'53" W, na altitude de 693,00 m. A unidade é constituída de tratamento preliminar (caixa de areia, gradeamento e tanque de equalização); tratamento primário do tipo tanque séptico (câmara dupla e leito de secagem, com tempo de detenção de aproximadamente 16 horas); e tratamento secundário pelo método do escoamento superficial (faixas de tratamento).

O esgoto do efluente do tanque séptico, que foi aplicado nas faixas de tratamento, é proveniente do Condomínio Bosque do Acamari, constituído de 136 unidades residenciais unifamiliares, com 568 habitantes, situado na cidade de Viçosa, MG.

A unidade de tratamento por escoamento superficial, com área total de 300 m² (Figura 1), foi implantada em um solo classificado como CAMBISSOLO Háplico Tb distrófico latossólico, textura argiloso-arenosa, dividida em quatro planos de sistematização, cada um com três faixas de 1 m de largura, 25 m de comprimento e declividade de 2%, cultivadas com o capim Tifton 85 bermudagrass (*Cynodon* spp.).

Das 12 faixas de tratamento implantadas, três foram escolhidas, aleatoriamente, para desenvolvimento da pesquisa, sendo uma testemunha (F6) sem aplicação do esgoto, e as outras duas (F4 e F5) com aplicação da taxa de 0,48 m³.h⁻¹.m⁻¹ de esgoto por faixa (Figura 1). Os dados

experimentais foram coletados na faixa F5, enquanto a faixa F4 operava como reserva.



Fonte: Adaptado de SANTOS (2004).

Figura 1 – Planta de localização da ETE – escoamento superficial, na área Experimental de Tratamento de Águas Residuárias do DEA-UFV.

O efluente do tanque séptico foi conduzido até o tratamento por escoamento superficial, por meio de tubos de PVC com diâmetro nominal de 100 mm, e distribuído nas faixas de tratamento por intermédio de válvulas de gaveta de 100 mm, instaladas na entrada de cada plano, sendo em cada faixa instaladas válvulas de esfera de 50 mm de diâmetro, nas quais se regulava a taxa de aplicação (Figura 2a).

Canaletas de concreto foram construídas tanto no início de cada faixa, para uniformizar a aplicação do esgoto, quanto no final, para recolher o escoamento superficial (Figura 2b). Os efluentes da unidade de tratamento foram conduzidos, por tubulação de PVC, até a lagoa de maturação e, posteriormente, lançados na rede coletora de esgoto da UFV.

A cada 2 m na faixa foram construídos sulcos transversais à esta, para uniformizar a distribuição do esgoto no solo e possibilitar a coleta de amostras ao longo da faixa de tratamento; para mais adequada amostragem do esgoto coletado foram utilizados coletores de PVC, meia-cana, com diâmetro de 50 mm (Figura 3).



(a)



(b)

Figura 2 – Distribuição do esgoto no início das faixas de tratamento (a); e canaletas de recolhimento dos efluentes tratados (b).



Figura 3 – Canaletas de coleta de material e regularização da distribuição do esgoto ao longo das faixas.

3.2. Aspectos quantitativos – operacionais

Os aspectos quantitativos referem-se aos parâmetros operacionais: a velocidade de infiltração básica; a taxa de aplicação, o tempo de avanço das faixas de tratamento e o manejo da vegetação e do solo.

O sistema foi implantado considerando-se o método do escoamento superficial. No seu dimensionamento, determinou-se, primeiramente, a taxa de infiltração estável para posteriormente definir a taxa de aplicação.

3.2.1. Velocidade de infiltração básica

A velocidade de infiltração básica (VIB) foi determinada pelo método de Entrada-saída de água na faixa de tratamento, conforme recomendações de Bernardo et al. (2006).

No Quadro 1 estão apresentados os valores médios da VIB determinada nas faixas de tratamento da ETE em diferentes vazões aplicadas, variando de 1,5; 2,0; e 3,0 L.s⁻¹, no comprimento de 25 m e 1 m de largura da faixa de tratamento. Esta determinação foi feita utilizando-se água da represa da UFV, próximo do experimento.

Quadro 1 – Resultado dos volumes de água percolado e escoado e da velocidade de infiltração básica

Vazão (L.s ⁻¹)		Volume (%)		VIB	q _{VIB}
Entrada	Saída	Percolado	Escoado	(cm.h ⁻¹)	(m ³ .h ⁻¹ .m ⁻¹)
1,5	0,000	100	0	2,16 ⁽¹⁾	0,54
1,5	0,144	90	10	1,95	0,49
1,5	0,000	100	0	2,16 ⁽¹⁾	0,54
2,0	0,396	80	20	2,31	0,58
2,0	0,306	85	15	2,44	0,61
2,0	0,360	82	18	2,36	0,59
3,0	1,152	62	38	2,66	0,67
3,0	1,620	46	54	1,99	0,50
3,0	1,152	62	38	2,66	0,67
2,5 ⁽²⁾	0,57 ⁽²⁾	78 ⁽²⁾	22 ⁽²⁾	2,30 ⁽²⁾	0,57 ⁽²⁾

q_{VIB}= taxa de aplicação referente à VIB. (1) Valores estimados; (2) Média aritmética. No cálculo do volume percolado, foi desconsiderada a evapotranspiração (Etc) da forrageira.

O valor da VIB variou de 1,95 a 2,66 cm.h^{-1} (Quadro 1), em um CAMBISSOLO Háplico Tb distrófico latossólico, textura argiloso-arenosa, valores esses considerados altos para implantação de ETE por escoamento superficial, segundo Reed (1990). Já Reed et al. (1995) e Paganini (1995) recomendaram a implantação de ETE deste tipo em solos com textura argilo-arenosa. Já Coraucci Filho et al. (1999) relataram que o escoamento superficial pode ser implantado em locais com permeabilidade moderada entre 1,5 e 5,0 cm.h^{-1} . Coraucci Filho (1991) obteve resultados satisfatórios de eficiência do sistema de tratamento por escoamento superficial para um solo de textura areia franca e VIB variando de 1,82 a 3,6 cm.h^{-1} .

De acordo com os resultados apresentados, o comprimento da faixa deve ser de 18 m, de forma a atender à máxima VIB de 2,66 cm (Quadro 1). Foi definido em manter a faixa de tratamento com 25 m de comprimento, considerando que, ao longo do tempo, a infiltração de água no solo tende a diminuir (CORAUCCI FILHO et al., 1999).

3.2.2. Taxa de aplicação e tempo de avanço

A taxa de aplicação foi determinada em função da taxa de infiltração estável e a avaliação preliminar da eficiência do sistema existente, em relação à remoção do material orgânico e nutrientes.

Optou-se em testar, preliminarmente, a eficiência do sistema com as taxas de aplicação de 0,48 e 0,56 $\text{m}^3.\text{h}^{-1}.\text{m}^{-1}$, próximas ao menor valor encontrado e à média da taxas de infiltração estável (Quadro 1).

Foram coletadas amostras simples e pontuais do esgoto na entrada e no final da faixa aos 25 m quando aplicada a taxa de 0,56 $\text{m}^3.\text{h}^{-1}.\text{m}^{-1}$ e, posteriormente, até 18 m da faixa para a taxa de 0,48 $\text{m}^3.\text{h}^{-1}.\text{m}^{-1}$. O esgoto foi coletado segundo recomendações de Silva (1977).

Inicialmente foi testada a taxa de 0,56 $\text{m}^3.\text{h}^{-1}.\text{m}^{-1}$, quando foi observado o arraste de partículas de sólidos totais, sedimentáveis e em suspensão, bem como o aumento da concentração de material orgânico no efluente. Posteriormente, foi testada a taxa de 0,48 $\text{m}^3.\text{h}^{-1}.\text{m}^{-1}$. De acordo com os resultados preliminares apresentados no Quadro 2, a taxa de aplicação de

0,48 m³.h⁻¹.m⁻¹ foi mais eficiente na remoção de material orgânico, e a de 0,56 m³.h⁻¹.m⁻¹ provocou o arraste de sólidos.

Após definida a taxa de aplicação de 0,48 m³.h⁻¹.m⁻¹, optou-se pela faixa de tratamento F5 como modelo para coleta de dados, sendo mantida a F4 em igual operação, como reserva e bordadura, para manter o equilíbrio dinâmico de distribuição do esgoto ao longo das faixas sem haver o movimento subsuperficial e transversal da água.

Durante o período de seis meses de operação e monitoramento do sistema, quando este era diariamente ligado as válvulas de esfera de 50 mm de diâmetro, instaladas no início das faixas, eram calibradas para proporcionar a taxa de aplicação de 0,48 m³.h⁻¹.m⁻¹.

Quadro 2 – Características físicas e químicas típicas do esgoto efluente do tanque séptico, aplicado na faixa de tratamento F5

Parâmetros *	Unidades	Resultados das análises nas faixas de tratamento			
		Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
Taxa de aplicação	m ³ .h ⁻¹ .m ⁻¹	0,56		0,48	
Hora da coleta	-	9:00	9:45	8:50	11:15
Temperatura (esgoto)	°C	23	23	23	23
pH	-	7,1	7,2	6,7	7,0
Sólidos totais	mg.L ⁻¹	549,0	805,0	ND	ND
Sólidos suspensos totais	mg.L ⁻¹	226,0	549,0	ND	ND
Sólidos sedimentáveis	mL.L ⁻¹	0	2,3	0	0
Condutividade elétrica	µS.cm ⁻¹	515	559	628	630
DBO	mg.L ⁻¹	187	230	157	87
DQO	mg.L ⁻¹	392	431	432	244
Fósforo total	mg.L ⁻¹	7,4	6,6	6,4	5,7
Nitrogênio total	mg.L ⁻¹	32,5	41,4	43,9	43,9
Sódio	mg.L ⁻¹	18,9	28,2	44,3	43,3
Potássio	mg.L ⁻¹	14,1	7,1	15,6	14,6
Coliformes totais	NMP/ 100 mL	ND	ND	2,4 x10 ⁻⁷	2,3 x10 ⁻⁷
Coliformes fecais	NMP/ 100 mL	ND	ND	5,1 x10 ⁻⁶	5,2 x10 ⁻⁶

*Análises realizadas pelo Laboratório de Qualidade da Água do DEA/UFV.

3.2.3. Manejo da vegetação

As faixas foram cultivadas com o capim Tifton 85 bermudagrass (*Cynodon* spp.).

Foram realizados três cortes da forragem, dez dias após o sistema de tratamento estar paralisado, conforme recomendações de Fonseca (2000), sendo o primeiro e segundo de uniformização, em 5 de junho e 1º de novembro, respectivamente, e, em 21 de dezembro de 2006, para coleta e análise do material vegetal. Após os cortes, toda a biomassa foi retirada e encaminhada ao pátio de secagem, para posterior queima, para evitar o risco de contaminação do solo fora da faixa de tratamento (Figura 4).



Figura 4 – Corte da forragem e regularização das faixas de tratamento.

Para avaliar a forrageira quanto à sua capacidade de remover nutrientes, no último corte, foram coletadas amostras do material verde em uma área, de 0,50 x 0,50 m, no início, aos 8 m e aos 18 m do início da faixa.

As amostras do capim coletadas foram submetidas à pré-secagem a 65 °C, por 72 horas, moídas e acondicionadas em frascos de polietileno. Nas amostras do material verde, foram realizadas análises de teores de matéria seca – MS (método gravimétrico); proteína bruta – PB e nitrogênio –

N (processo microKjeldahl); fósforo – P (espectrofotômetro) e potássio – K (fotômetro de chama), segundo recomendações de Silva; Queiroz (2002), em triplicata. As análises foram realizadas no Laboratório de Nutrição Animal do Departamento de Zootecnia (DZO) da UFV.

3.2.4. Solo

O solo da área experimental foi classificado como CAMBISSOLO Háplico Tb distrófico latossólico, segundo Vieira (2003).

Após dez dias do término das coletas do esgoto na faixa de tratamento F5, o sistema foi desligado e amostras do solo foram retiradas de dois em dois metros, até a extensão de 18 m da faixa, além de amostras coletadas fora dela, onde não foi aplicado esgoto nas profundidades de 0-10 e 50-60 cm para que pudessem ser realizadas as análises físicas e químicas. As amostras foram retiradas, somente, nas camadas de 0-10 e de 50-60 para verificar a lixiviação de sais. Quando da coleta do solo, foi detectada presença de rocha a partir de 60, 50 e 70 cm de profundidade, ao longo da faixa de tratamento, correspondente às distâncias de 10 a 12 m, de 12 a 14 m e de 14 a 16 m, respectivamente.

Nas amostras coletadas, foram realizadas análises físicas: textural e de argila dispersa em água – ADA (método da proveta) e condutividade elétrica – CEes (extrato da pasta saturada do solo) e químicas: pH em água (potenciômetro), matéria orgânica (MO = carbono orgânico*1,724 – método Walkely-Black), nitrogênio total – N-total (método Kjeldahl), fósforo disponível– P-disponível (extração com Mehlich 1 e determinação por colorimetria), potássio trocável – K^+ e Sódio trocável – Na^+ (extração com Mehlich 1 e fotometria de chama), de acordo com as recomendações estabelecidas pela Embrapa (1997).

A curva de retenção de água no solo foi obtida após seis meses de aplicação do esgoto no solo, sendo as amostras coletadas, dentro da faixa de tratamento F5 e fora da faixa de aplicação do esgoto, nas profundidades de 0-10 e 50-60 cm. O ponto de murchamento (P_p) e a capacidade de campo (C_c) foram determinados considerando a tensão de 1,5 MPa e de 0,03 MPa, respectivamente, (BERNARDO et al., 2006).

3.3. Aspectos qualitativos – monitoramento da eficiência do sistema

Quanto aos aspectos qualitativos, foram avaliadas as características físicas e químicas dos efluentes gerados após o tratamento primário (tanque séptico) e no tratamento por disposição no solo pelo método do escoamento superficial.

3.3.1. Coleta e amostragem do esgoto

Durante os seis meses de funcionamento da unidade de tratamento, com o sistema operando no intervalo das 8 às 18 horas, de segunda a sábado, foram coletadas amostras do esgoto em 10 pontos da faixa F5, sendo no início da faixa e a cada 2 m até atingir os 18 m. As coletas foram realizadas às quartas-feiras e aos sábados, entre as 8 e as 11 horas e 30 minutos, 10 minutos após a chegada do afluyente no ponto de coleta, constituindo para cada ponto uma amostra simples.

As amostras de esgoto foram coletadas em frascos de plástico, com volume de 300 mL, acondicionadas em caixa térmica, sob temperatura de aproximadamente 4 °C, e encaminhadas, para análise, ao Laboratório de Qualidade de Água do DEA/UFV. Na maioria dos dias de coleta, o tempo se encontrava nublado, com temperatura média variando entre 17,1 e 23,8 °C (Quadro 1A, Apêndice).

3.3.2. Análises físicas e químicas do esgoto

Nas amostras coletadas foram realizadas análises de pH (método eletrométrico, medidor de pH portátil – DIGIMED DM-20); temperatura (termômetro de mercúrio digital de máxima e mínima, POLIMED PM-50, precisão ± 1 °C); DBO (método Iodométrico – processo Winkler); DQO (método oxidimétrico com refluxo aberto); nitrogênio total (processo semimicro Kjeldahl); fósforo total (meio de digestão nítrico-perclórico, determinado em espectrofotômetro); potássio total (meio de digestão nítrico-perclórico, determinado em fotômetro de chama); e sódio (meio de digestão nítrico-perclórico, determinado em fotômetro de chama). Todas as análises foram feitas em, no máximo, 24 horas, após coleta.

O esgoto foi coletado diretamente (SILVA, 1977), e as análises foram feitas no Laboratório de Qualidade da Água do Departamento Agrícola da UFV e Standard Methods...– APHA (2001).

3.4. Análise estatística

O experimento foi montado em delineamento inteiramente casualizado (DIC), para estudar a eficiência de tratamento do esgoto pelo método do escoamento superficial.

A eficiência de tratamento do esgoto foi estudada em relação a 14 repetições em um período de cinco meses, quanto à remoção de material orgânico e nutrientes ao longo da faixa, com taxa de aplicação constante de $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$.

Foram averiguadas a normalidade e a homocedasticidade e, posteriormente, a análise de variância. Caso apresentasse significância, foi realizado o teste de comparação de médias de Teste de Scott-knoff, a 1 e 5% de probabilidade de erro (SAEG, 1999).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Parâmetros operacionais

4.1.1. Taxa de aplicação

Durante o período de monitoramento da ETE, a vazão de entrada no início das faixas de tratamento, F4 e F5, após regulada no início de operação da unidade de tratamento, manteve-se constante, correspondente à taxa de aplicação de $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$. A implantação da unidade de tratamento primário, do tipo tanque séptico, contribuiu para manter a taxa de aplicação constante, o que normalmente não ocorre quando o sistema de tratamento por escoamento superficial é implantado após tratamento preliminar, ou seja aplicação de esgoto bruto no solo.

4.1.2. Manejo da vegetação

No Quadro 4 estão apresentados os resultados das características da vegetação depuradora do esgoto, fertirrigada com efluente do tanque séptico, ao longo da faixa de tratamento, com a taxa de aplicação de $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$.

Observa-se que há tendência da redução nos teores de matéria seca, proteína bruta, N, P e K da matéria verde do capim Tifton 85 ao longo do comprimento da faixa de tratamento.

A produção de matéria seca no último corte foi de $3,7 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$, para 100 kg/ha de N (Quadro 3), valor superior a $3,3 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$, encontrado por Menegatti et al. (2002) com a mesma dosagem de N e intervalo de corte de 35 dias. Cecato et al. (1996) obtiveram $13,1 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ com a aplicação de 400 kg/ha de N, em três cortes, efetuados a cada 35 dias, no período do verão. Já

Gonçalves et al. (2002), com adubação nitrogenada, com dose de 80 kg/ha de N, para intervalo de 42 dias, obtiveram valores médios de 4,3; 0,9; 0,6; e 2,5 t.ha⁻¹ de MS, correspondentes aos períodos verão, outono, inverno e primavera, respectivamente.

Quadro 3 – Produtividade e características nutricionais do capim Tifton 85 aos 41 dias de fertirrigação com esgoto, na primavera

Pontos de coleta do material	Altura da Vegetação (cm)	MS t.ha ⁻¹	N kg/ha	N ----- dag.kg ⁻¹	PB	P	K -----
0-2 m	55	3,8	116,0	2,9	18,1	0,4	2,3
8-10 m	75	3,7	99,6	2,5	15,5	0,4	2,9
16-18 m	54	3,7	84,8	2,1	13,1	0,4	1,5
Valores médios		3,7	100,0	2,5	15,6	0,4	2,2

Os valores da proteína bruta do capim Tifton foram inferiores aos do capim Coastcross, encontrados por Loures (2002) com idade de 45 dias e Fonseca (2000) com 46 dias, de 23,3 dag.kg⁻¹ e 20,7 dag.kg⁻¹, correspondentes às taxas de aplicação do esgoto de 0,48 e 0,36 m³.h⁻¹.m⁻¹, respectivamente, ambos coletados no inverno.

Os teores de nitrogênio de 2,5 dag.kg⁻¹, correspondentes a 100 kg/ha de N e fósforo de 0,4 dag.kg⁻¹ (Quadro 3), foram inferiores aos obtidos por Loures (2002), de 3,7 dag.kg⁻¹ de N, 0,5 dag.kg⁻¹ de P, na mesma taxa de aplicação do esgoto. Já o teor de potássio de 2,2 dag.kg⁻¹ foi superior a 1,6 dag.kg⁻¹, registrado por Loures (2002), e inferior a 3,6 dag.kg⁻¹ de K, encontrado por Fonseca (2000), em cortes realizados no inverno. O teor de potássio registrado por Fonseca (2000) foi alto, provavelmente devido à menor taxa de aplicação e ao maior tempo de detenção do esgoto na faixa de tratamento, o que propiciou maior absorção de potássio pela planta.

4.1.3. Solo

Observa-se, no Quadro 4, que há tendência de aumento do percentual de argila dispersa em água nas camadas de 0-10 e 50-60 cm do solo com a aplicação do esgoto quando comparado com o solo teste, que não recebeu aplicação de esgoto.

Quadro 4 – Características físicas do solo fora e dentro da faixa, após seis meses de aplicação de esgoto

Pontos de coleta / Profundidade (cm)	Areia grossa		Areia fina		Site		Argila		Classe textural		ADA	
	0-10	50-60	0-10	50-60	0-10	50-60	0-10	50-60	0-10	50-60	0-10	50-60
	----- dag.kg ⁻¹ -----								----- % -----			
Testemunha*	30	20	15	18	12	6	43	56	argilo-arenosa	argila	35	40
2 m**	23	19	17	18	9	7	49	56	argila	argila	42	49
8 m**	26	18	21	18	7	9	46	55	argilo-arenosa	argila	41	48
18 m**	27	21	19	15	7	5	47	59	argilo-arenosa	argila	38	49

* Fora da faixa de tratamento sem aplicação de esgoto. ** Dentro da faixa de tratamento com aplicação de esgoto. ADA – argila dispersa em água.

Observa-se, no Quadro 5, que na camada do solo de 0-10 cm o pH reduziu de 6,6 para 5,4 com a aplicação do esgoto nos primeiros 2 m, voltando a aumentar ao longo da faixa de tratamento (Figura 5a), com valores variando de 5,4 a 6,3. Já na camada de 50-60 cm o pH aumentou nos primeiros 2 m e manteve-se praticamente constante ao longo do comprimento da faixa.

Observa-se, no Quadro 5, que a condutividade elétrica do solo saturado aumentou nos primeiros 4 m, em ambas as camadas do solo, e após veio reduzindo ao longo da faixa de tratamento (Figura 5b). Estes resultados indicam que nos primeiros 4 m há possibilidade de lixiviação de íons, no caso o cátion Na⁺, podendo ocorrer problemas futuros de salinização do solo, além de se tornar um ponto vulnerável do solo para contaminação do lençol freático. Para evitar esses problemas, recomenda-se o rodízio de aplicação do esgoto nas faixas de tratamento.

Quadro 5 – Valores médios das características físicas e químicas das amostras do solo, após seis meses de aplicação de efluente de tanque séptico, ao longo da faixa de tratamento

Pontos de coleta / Profundidade	pH em água		CE _{es} ----- $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ----		MO ----- dag.kg^{-1} -----		N-total -----		P-disponível -----		K-trocável ----- mg.dm^{-3} -----		Na-trocável -----	
	0-10	50-60	0-10	50-60	0-10	50-60	0-10	50-60	0-10	50-60	0-10	50-60	0-10	50-60
Sem esgoto Início da faixa	6,6	5,7	46,4	81,5	1,2	1,7	0,06	0,08	7,5	8,5	91,7	92,0	5,2	5,2
2m	5,4	5,9	227,0	157,5	5,8	1,7	0,30	0,11	56,5	20,6	36,4	26,3	16,4	20,3
4m	5,7	5,8	163,5	83,9	5,9	1,3	0,32	0,11	54,0	4,9	30,6	25,4	18,3	15,4
6m	6,3	5,7	74,1	72,6	3,0	1,2	0,17	0,09	36,4	3,7	28,7	22,0	14,9	17,3
8m	6,1	5,8	63,5	77,5	2,7	1,3	0,21	0,08	40,7	4,3	31,6	22,0	15,9	15,4
10m	6,1	5,7	83,4	76,1	2,8	1,5	0,14	0,08	41,8	7,7	29,2	16,3	17,8	14,4
12m	6,0	5,3	69,0	73,5	2,7	1,5	0,18	0,08	40,4	12,7	23,0	14,4	16,9	16,9
14m	6,2	5,5	56,8	69,7	4,0	1,9	0,18	0,10	23,2	3,1	17,7	14,4	15,4	16,9
16m	6,2	5,7	101,3	62,7	3,4	1,7	0,20	0,11	29,4	3,1	18,7	21,6	21,2	18,8
18m	6,2	5,7	73,5	70,5	4,0	1,2	0,18	0,10	24,4	3,1	18,2	20,1	18,8	15,4

pH em água; CE_{es} = condutividade elétrica do extrato da pasta saturada do solo; P, Na⁺, K⁺ = extrator Mehlich 1; MO = carbono orgânico * 1,724 = Walkley-Black; N = total = nitrogênio total – Kjeldahl.

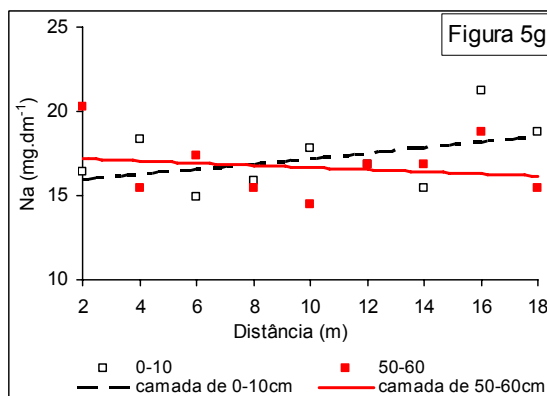
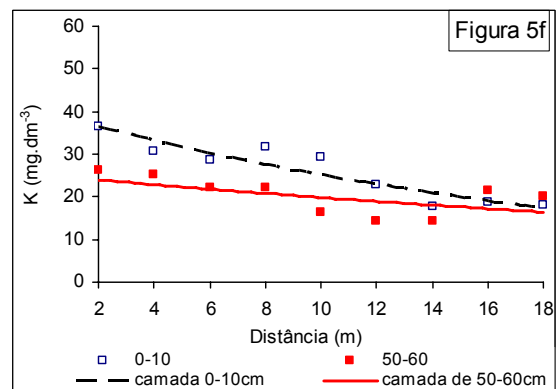
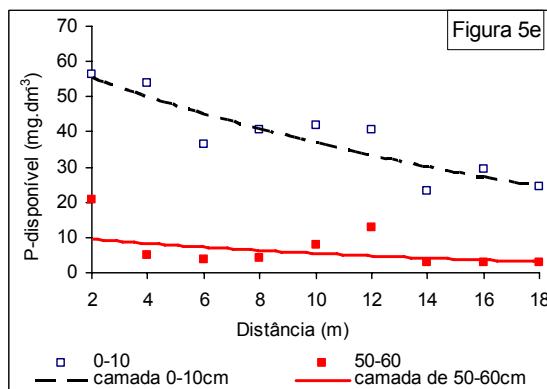
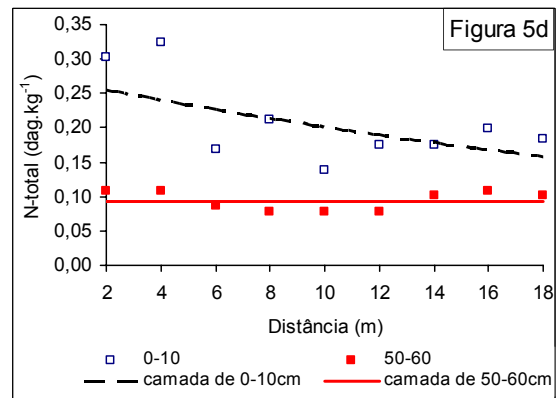
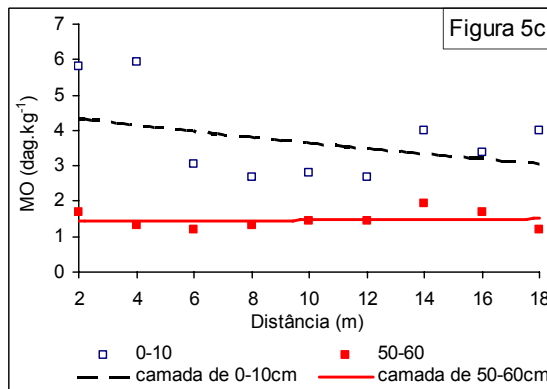
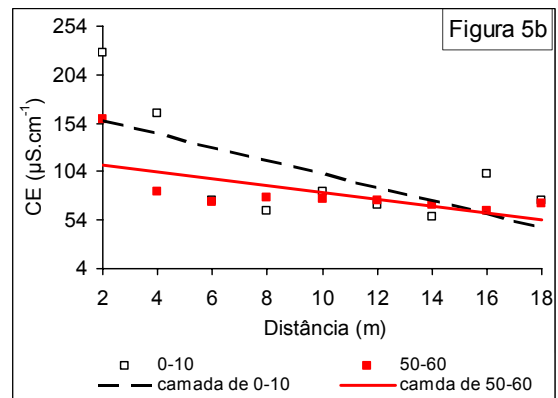
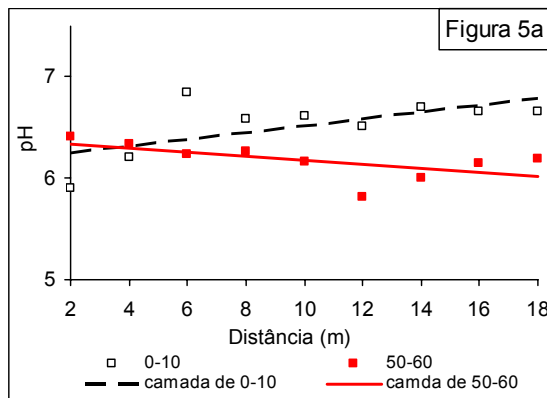


Figura 5 – Valores médios de pH, CE_{es} , MO, N-total, P-disponível, K^+ e Na^+ , ao longo da faixa de tratamento, observados nas camadas de solo a 0-10 e 50-60 cm de profundidade, após seis meses de aplicação de esgoto.

Observa-se, no Quadro 5, que o conteúdo de matéria orgânica na camada de 0-10 cm do solo aumentou de 1,2 dag.kg⁻¹ para 5,8 dag.kg⁻¹, com aplicação do esgoto, nos primeiros 4 m da faixa de tratamento, tendendo a diminuir ao longo do seu comprimento, e manteve-se praticamente constante na profundidade de 50-60 cm, variando de 1,2 dag.kg⁻¹ a 1,9 dag.kg⁻¹ (Quadro 6, Figura 5c). Já Loures et al. (2002) observaram que, em um ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Câmbico, na camada 0-10 cm do solo, à distância de 1 m do início da faixa de tratamento, houve diminuição no conteúdo de matéria orgânica de 5,21 dag.kg⁻¹ para 2,26 dag.kg⁻¹, antes e depois de seis meses de aplicação de esgoto com a taxa de 0,48 m³.h⁻¹.m⁻¹. Os autores relatam que pode ter ocorrido intenso processo de mineralização da matéria orgânica, pois a atividade microbológica do solo utilizou não apenas o carbono orgânico presente no esgoto como também aquele presente no próprio solo.

Observa-se, no Quadro 5, que o teor de nitrogênio aumentou de 0,06 dag.kg⁻¹ para 0,30 dag.kg⁻¹ e de 0,08 dag.kg⁻¹ para 0,11 dag.kg⁻¹, correspondentes às camadas de 0-10 cm e 50-60 cm, respectivamente. A concentração de N tendeu, no entanto, a reduzir no perfil do solo e ao longo do comprimento da faixa de tratamento para a camada de 0-10 cm, mantendo-se praticamente constante na camada de 50-60 cm. O nitrogênio adicionado ao solo pode estar sendo absorvido pela vegetação, perdido por desnitrificação e lixiviado na forma de nitrato.

O teor de fósforo aumentou de 7,5 para 56,5 mg.dm⁻³ e de 8,5 para 20,6 mg.dm⁻³, correspondentes às camadas de 0-10 cm e 50-60 cm, respectivamente, com a aplicação de esgoto, equivalendo a aumentos de 753 e 242% (Quadro 5). O teor de fósforo reduziu no perfil do solo e ao longo do comprimento da faixa de tratamento em ambas as camadas (Figura 5e).

Fonseca et al. (2001) registraram acréscimo no conteúdo de fósforo de 8,8 mg.dm⁻³ para 22,6 mg.dm⁻³, na camada de 0-10 cm, e de 1,8 mg.dm⁻³ para 9,3 mg.dm⁻³, na camada de 50-60 cm, correspondendo a aumentos de 256 e 517%, respectivamente, em um ARGISSOLO, para a taxa de aplicação de esgoto de 0,36 m³.h⁻¹.m⁻¹. Já Loures et al. (2006), trabalhando com a taxa de aplicação 0,48 m³.h⁻¹.m⁻¹, para a mesma classe do solo,

observaram diminuição de 49,7 para 15,1 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ e de 5,4 para 2,3 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$, nas camadas de 0-10 cm e 50-60 cm, à distância de 1 m do início da faixa de tratamento, relatando que tal fato se deve ao grande aporte de material orgânico, favorecendo a quelação/complexação do P-disponível, e também à maior taxa de imobilização ("dreno") desse elemento. O fósforo pode ser imobilizado junto aos oxidróxidos de ferro e alumínio e à biomassa microbiana.

A concentração de potássio trocável (Quadro 5) diminuiu após a aplicação do esgoto no solo, devido a absorção pelo capim Tifton 85, como pode ser averiguado nos resultados apresentados no Quadro 3. A concentração de K-trocável tendeu a diminuir com a profundidade e ao longo do comprimento da faixa, em ambas as profundidades estudadas (Figura 5f).

Fonseca et al. (2001b) trabalhando em um ARGISSOLO, sob taxa de aplicação de $0,36 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$, e Loures et al. (2005), com $0,48 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$, registraram aumentos no conteúdo de K de 14 e 21% na camada de 0-10 cm e 29 e 39%, respectivamente, indicando que ocorreu a lixiviação do K no solo e absorção pela cultura.

Observa-se, no Quadro 5, que o aumento na concentração de Na com a aplicação de esgoto foi de 5,2 para 16,4 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ e de 5,2 para 20,3 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ nas camadas de 0-10 e 50-60 cm, respectivamente, com tendência de aumento no perfil do solo e ao longo do comprimento da faixa na camada de 0-10 cm. Porém, houve redução na camada de 50-60 cm (Figura 5g). Loures et al. (2005) obtiveram aumentos de 14,9 para 24,9 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ e de 6,9 para 21,9 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ nas camadas de 0-10 e 50-60 cm, respectivamente, e redução da concentração no perfil do ARGISSOLO estudado.

Nas Figuras 6 e 7 estão apresentadas as curvas de retenção de água no solo fora da faixa de tratamento, onde não foi aplicado esgoto, e na faixa de tratamento, após seis meses de aplicação de esgoto, correspondentes às profundidades de 0-10 e 0-50 cm, respectivamente.

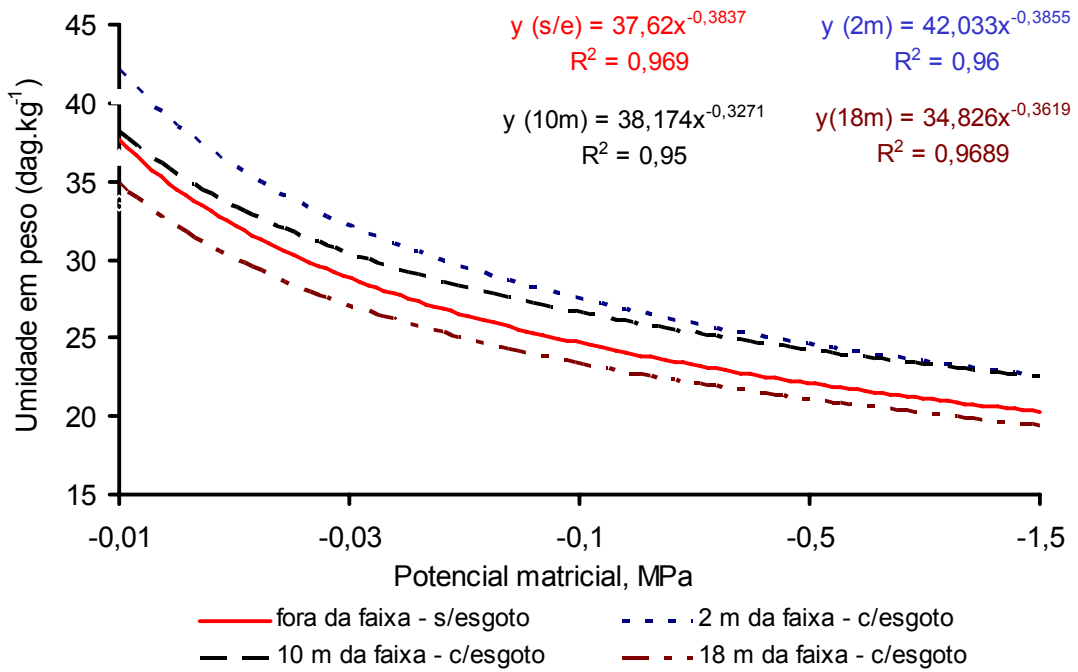


Figura 6 – Curva de retenção de água no solo à profundidade de 0-10 cm sem e com aplicação de efluente de tanque séptico.

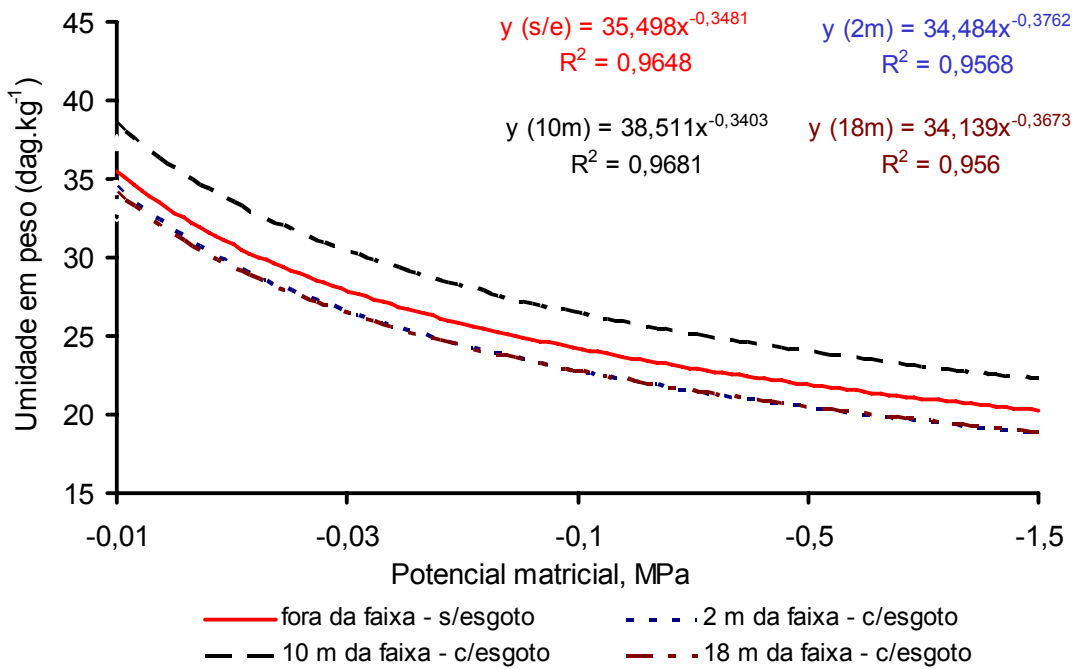


Figura 7 – Curva de retenção de água no solo à profundidade de 50-60 cm sem e com aplicação de efluente de tanque séptico.

Observou-se que a retenção de água no solo aumentou com a aplicação do esgoto, até aos 10 m da faixa de tratamento na camada de 0-10 cm (Figura 6), tendo sido maior a 2 m; e aos 18 m da faixa, não houve alteração em ambas as camadas, o que era esperado, devido à maior concentração de material orgânico no início da faixa de tratamento.

Já na camada de 50-60 cm, a retenção de água no solo foi ligeiramente maior que a obtida a 10 m do início da faixa, o que não era esperado, devido ao teor de matéria orgânica não ter aumentado neste ponto (Quadro 5).

Os resultados das características de retenção de água no solo deste experimento foram contraditórios em relação aos observados por FONSECA et al. (2001b), que justificaram a redução na capacidade de retenção de água no solo pelo entupimento dos seus poros pela gordura.

4.2. Monitoramento dos parâmetros físicos e químicos

No Quadro 6 estão apresentados os resultados dos valores médios dos parâmetros físicos e químicos, bem como os indicadores de eficiência da unidade de tratamento de esgoto das medições efetuadas de agosto a dezembro de 2006,.

4.2.1. *Temperatura*

Observa-se, no Quadro 6, que a temperatura do esgoto se manteve estável ao longo da faixa de tratamento, o que era esperado, devido à presença de cobertura vegetal.

Quadro 6 – Valores médios e desvio padrão das características físicas e químicas do efluente do tanque séptico e ao longo da faixa de tratamento, no período de agosto a dezembro de 2006

Indicadores avaliados	Unidade	Efluente do tanque séptico	Pontos de coletas do esgoto ao longo da faixa de tratamento								
			2 m	4 m	6 m	8 m	10 m	12 m	14 m	16 m	18 m
Temperatura	°C	24,0	24,0	24,0	24,0	24,0	24,0	24,0	24,0	24,0	24,0
pH		6,6 ± 0,1 ^a	6,9 ± 0,1 ^b	7,0 ± 0,1 ^c	7,0 ± 0,2 ^c	7,1 ± 0,2 ^c	7,1 ± 0,3 ^c	7,0 ± 0,2 ^c	7,1 ± 0,1 ^c	7,1 ± 0,1 ^c	7,3 ± 0,1 ^d
Variação		-					6,6 – 7,3				
CE	µS.cm ⁻¹	642 ± 65 ^a	645 ± 60 ^a	651 ± 61 ^a	633 ± 55 ^a	620 ± 46 ^a	602 ± 38 ^b	595 ± 55 ^b	586 ± 51 ^b	582 ± 44 ^b	564 ± 38 ^b
Eficiência (%)		-					12,1				
DBO	mg.L ⁻¹	193 ± 37 ^a	191 ± 47 ^a	173 ± 35 ^a	151 ± 39 ^b	147 ± 47 ^b	121 ± 38 ^c	123 ± 42 ^c	108 ± 36 ^c	97 ± 31 ^c	99 ± 25 ^c
Eficiência (%)		-					48,7				
DQO	mg.L ⁻¹	416 ± 74 ^a	383 ± 83 ^a	330 ± 90 ^b	312 ± 114 ^b	288 ± 118 ^b	250 ± 87 ^c	201 ± 54 ^c	194 ± 58 ^c	178 ± 46 ^c	177 ± 26 ^c
Eficiência (%)		-					57,3				
Nitrogênio	mg.L ⁻¹	43,0 ± 4,0 ^a	42,4 ± 6,8 ^a	41,1 ± 6,9 ^a	38,5 ± 5,7 ^a	38,4 ± 7,7 ^a	33,9 ± 7,7 ^b	32,8 ± 8,6 ^b	31,9 ± 10,9 ^b	28,8 ± 8,9 ^b	26 ± 7 ^b
Eficiência (%)		-					39,2				
Fósforo total	mg.L ⁻¹	6,0 ± 1,1 ^a	6,4 ± 1,3 ^a	6,0 ± 1,3 ^a	5,7 ± 1,2 ^a	5,7 ± 1,2 ^a	5,2 ± 1,1 ^a	5,5 ± 1,0 ^a	5,5 ± 1,0 ^a	5,5 ± 1,3 ^a	5,4 ± 1,6 ^a
Eficiência (%)		-					10,4				
Sódio	mg.L ⁻¹	40,9 ± 7,3 ^a	40,5 ± 5,6 ^a	40,9 ± 6,1 ^a	41,3 ± 7,3 ^a	39,1 ± 7,8 ^a	38,3 ± 6,5 ^a	38,8 ± 5,3 ^a	39,6 ± 6,1 ^a	41,1 ± 6,7 ^b	41,1 ± 6,1 ^b
Eficiência (%)		-					- 0,4				
Potássio	mg.L ⁻¹	12,9 ± 2,4 ^a	12,3 ± 2,3 ^a	12,3 ± 2,5 ^a	12,4 ± 2,6 ^a	12,1 ± 3,0 ^a	11,7 ± 2,7 ^a	11,8 ± 2,1 ^a	12,2 ± 2,1 ^a	12,5 ± 2,1 ^a	11,9 ± 1,8 ^a
Eficiência (%)		-					2,9				

Nota: para cada parâmetro avaliado, tem-se:

- Letras minúsculas sobrescritas diferentes indicam variação significativa entre os tratamentos (pontos de coleta do esgoto ao longo da faixa de tratamento), em nível de significância de 5%, pelo teste de Scott-Knott.

4.2.2. pH

No Quadro 6 e na Figura 8 estão apresentados os resultados de concentração hidrogeniônica (pH) do afluente (efluente do tanque séptico), do efluente até 18 m e ao longo da faixa de tratamento.

Observa-se que os valores de pH ao longo da faixa praticamente não variaram, mantendo-se entre 6,6 e 7,3 (Quadro 6), o que atende às recomendações da FAO 47 (PESCOD, 1992) para uso de águas residuárias de origem doméstica na irrigação.

Verifica-se, na Figura 8, que o pH do esgoto tendeu a aumentar ao longo da faixa de tratamento, indicando que o esgoto em escoamento passa, a partir de certo período de operação da ETE, a carrear cátions anteriormente retidos no solo. Esses cátions são de reação básica com a água, o que promoveu o aumento no pH do esgoto. Outra possibilidade seria de solubilização de cátions de reação básica com a mineralização do material orgânico.

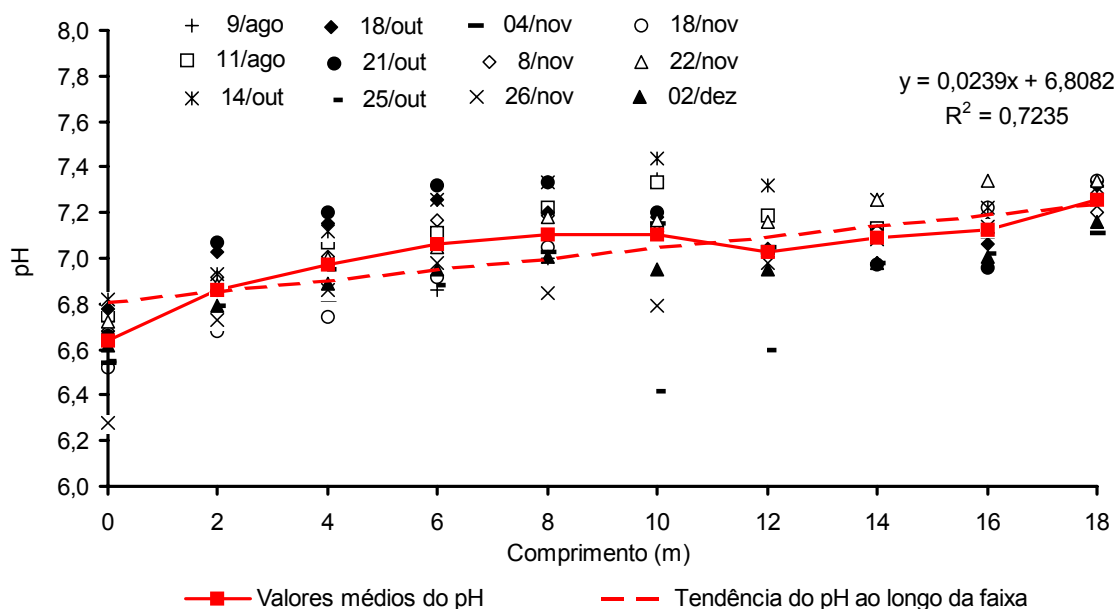


Figura 8 – Variação do pH do efluente do tanque séptico ao longo da faixa de tratamento.

4.2.3. Condutividade elétrica

Houve uma queda de 12,1% na CE no efluente quando comparado ao afluente, correspondente às concentrações de 642 e 564 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ao longo da faixa até 18 m (Quadro 6). De acordo com esse resultado, o esgoto antes e depois do tratamento pode ser classificado como água com salinidade média – C2 (CE entre 250 e 750 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, a 25 °C), podendo ser utilizado na fertirrigação de culturas com moderada tolerância aos sais, na maioria dos casos sem práticas especiais de controle da salinidade (BERNARDO et al., 2006).

Observa-se, na Figura 9, que a condutividade elétrica tendeu, inicialmente, nos primeiros 4 m, a aumentar e, posteriormente, a diminuir até 18 m da faixa. Tal fato, deve-se à retenção de íons no solo (Quadro 5) e, provavelmente, à absorção pelas plantas.

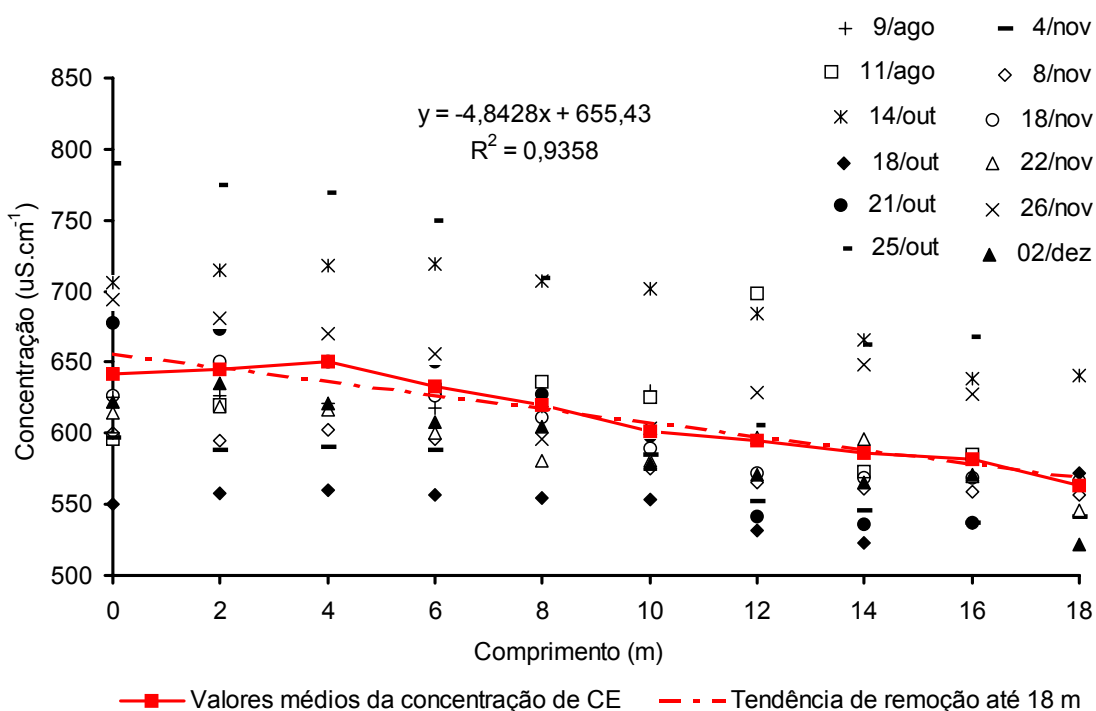


Figura 9 – Variação da concentração de sais do efluente do tanque séptico ao longo da faixa de tratamento.

4.3. Monitoramento da eficiência do sistema

4.3.1. Remoção de material orgânico

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) no efluente da faixa de tratamento por escoamento superficial foi reduzida em 48,7%, correspondente à concentração média do efluente, de 99 mg.L⁻¹. A demanda química de oxigênio (DQO) foi de 57,3%, correspondente à concentração média do efluente, de 177 mg.L⁻¹, até 18 m de comprimento da faixa (Quadro 6). Para a mesma taxa de aplicação, estes valores foram superiores aos citados por Loures (2002) que, em 10 m de faixa, obteve eficiências de remoção de 34,1% de DBO e 41,8% para DQO. Entretanto, foram inferiores aos citados por Coraucci Filho (1991), que variou a taxa de aplicação de 0,15 a 0,30 m³.h⁻¹.m⁻¹, obtendo remoções de DQO entre 59,3 a 94,2%, e aos citados por Fonseca (2000), que obteve remoções de 54 a 75% de DQO e de 47 a 75% de DBO, trabalhando com esgoto bruto em faixas de tratamento de 20 m de comprimento. Já Chernicharo et al. (2001) encontraram valores baixos nas concentrações de matéria orgânica no efluente final, com médias de 48 a 62 mg.L⁻¹ de DBO e de 98 a 119 mg.L⁻¹ de DQO, utilizando taxas variadas de 0,40 e 0,50 m³.h⁻¹.m⁻¹ para tratamento de efluente de seu reator UASB.

A oscilação nesses resultados apresentados deve-se às características da carga orgânica, às condições edafoclimáticas, diferenciadas para cada região, e principalmente ao comprimento da faixa.

Verifica-se, nas Figuras 10 e 11, que houve tendência de a eficiência de remoção da matéria orgânica, DBO e DQO, respectivamente, aumentar com o comprimento da faixa de tratamento. No entanto, verificou-se aumento e não decréscimo do material orgânico em determinados pontos ao longo da faixa, provavelmente devido à oscilação da concentração do afluente nos diferentes dias de coleta, normalmente nas quartas-feiras e sábados; ao arraste do material orgânico proveniente do filme biológico que se desprende da superfície solo-planta; e a biomassa proveniente do corte do capim que não é totalmente removido da faixa de tratamento permanecendo sobre a esta, enquanto sofre decomposição.

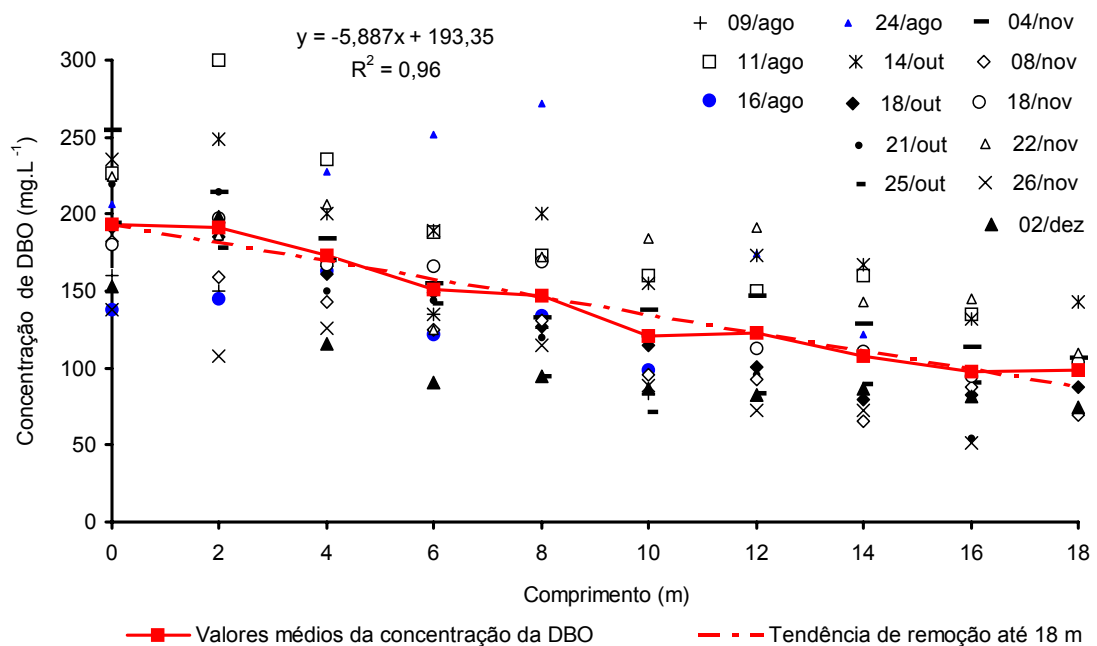


Figura 10 – Variação da concentração de DBO do efluente do tanque séptico ao longo da faixa de tratamento.

No dia 16.08, a concentração do efluente foi inferior e as condições climáticas: temperatura, evaporação e brilho solar (Quadro 1A – Apêndice) foram bem maiores que as do dia 21.10, condições estas que, provavelmente, contribuíram para que o esgoto não passasse dos 10 m, enquanto no dia 21.10, mesmo com a concentração do efluente maior e as condições climáticas baixas, ocorreu a maior redução da DBO e DQO, o que é devido ao tempo de detenção do esgoto no solo.

A eficiência baixa na remoção de DBO e DQO, em determinadas datas, deve-se à variabilidade da concentração do efluente aplicado, bem como às condições operacionais. O sistema foi projetado para o comprimento de faixa de 18 m e implantado em faixas com comprimento de 25 m. Espera-se que ao longo do tempo, com a formação do filme biológico em toda a extensão da faixa e a redução da infiltração de água no solo, o efluente atingirá o final da faixa com melhores eficiências de remoção de material orgânico, devido ao maior tempo de detenção do esgoto no solo.

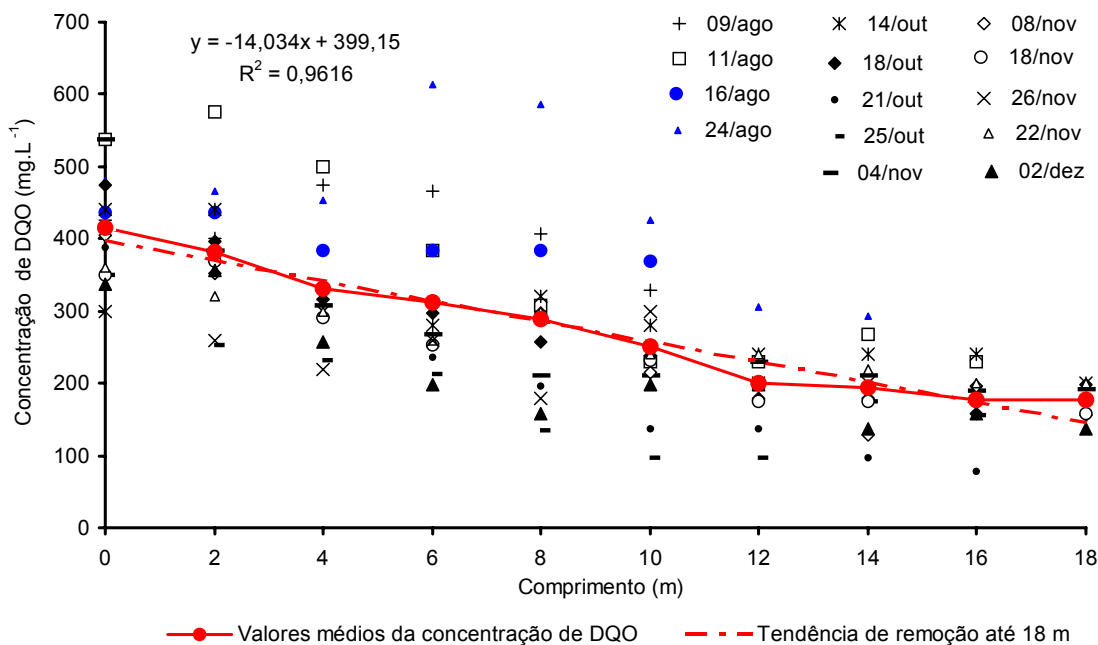


Figura 11 – Variação da concentração de DQO do efluente do tanque séptico ao longo da faixa de tratamento.

Os resultados médios obtidos (Quadro 6), não atenderam aos padrões de lançamento de efluentes nos corpos receptores de água no Estado de Minas Gerais, deliberação do COPAM nº 010/86, que é de 90 e 60 mg.L⁻¹ (ou 85% de remoção), em termos de DQO e DBO, respectivamente, caso fosse considerado o lançamento do efluente no ribeirão São Bartolomeu. Torna-se importante ressaltar que essas eficiências encontradas se referem a valores médios e não-pontuais. Entretanto, para momentos pontuais (Figuras 10 e 11), o sistema é eficiente em atender à deliberação normativa vigente no Estado de Minas Gerais.

4.3.2. Remoção de nutrientes

4.3.2.1. Nitrogênio

No Quadro 6 e na Figura 12 estão apresentados os resultados da remoção do nitrogênio total (N) do esgoto afluente (efluente do tanque séptico), do efluente ao longo do tempo e da faixa de tratamento.

A concentração de nitrogênio no efluente da faixa foi reduzida em 39,2%, correspondente a uma variação na concentração média de nitrogênio do afluente de 43,0 para 26,1 mg.L⁻¹ até 18 m de faixa (Quadro 6). Ressalta-se, no entanto, que o experimento foi realizado na primavera.

Os valores citados por Loures (2002) estão muito próximos aos encontrados nesta pesquisa. A mesma autora cita que Campos (1999) obteve valores no intervalo de 60 a 90% e no sistema de tratamento de efluente de lagoa, localizado em Utica, Mississipi, EUA, a eficiência de remoção de nitrogênio diminuiu de 90%, nos meses de primavera e verão, para menos de 80%, durante o inverno. No sistema de tratamento de efluentes primário e secundário em Hanover, New Hampshire, EUA, esta eficiência abaixou para cerca de 30% durante o inverno.

Estas divergências de resultados quanto à reduzida eficiência de remoção de nitrogênio podem ser atribuídas às condições edafoclimáticas diferentes de cada região. A baixa temperatura do município de Viçosa pode ter contribuído para a diminuição da taxa biológica de nitrificação-desnitrificação, bem como para a redução da absorção de nitrogênio pela planta, devido à redução no desenvolvimento vegetativo da cultura (EPA, 1981).

O valor médio da concentração de nitrogênio obtido nesta pesquisa, de 38,4 mg.L⁻¹, foi superior a 30,0 mg.L⁻¹, recomendado por Metcalf e Eddy (2003). Logo, se o efluente for lançado em corpos de água, pode, ainda, contribuir para o crescimento de algas e, conseqüentemente, propiciar a eutrofização do corpo receptor. Entretanto, para momentos pontuais o sistema é eficiente em atender às recomendações de Metcalf e Eddy (2003), conforme representado na Figura 12.

Avaliando os dados apresentados na Figura 12, verificou-se que há tendência de a eficiência de remoção de nitrogênio aumentar com o comprimento da faixa de tratamento. Faixas maiores poderia remover maior quantidade de N da água residuária.

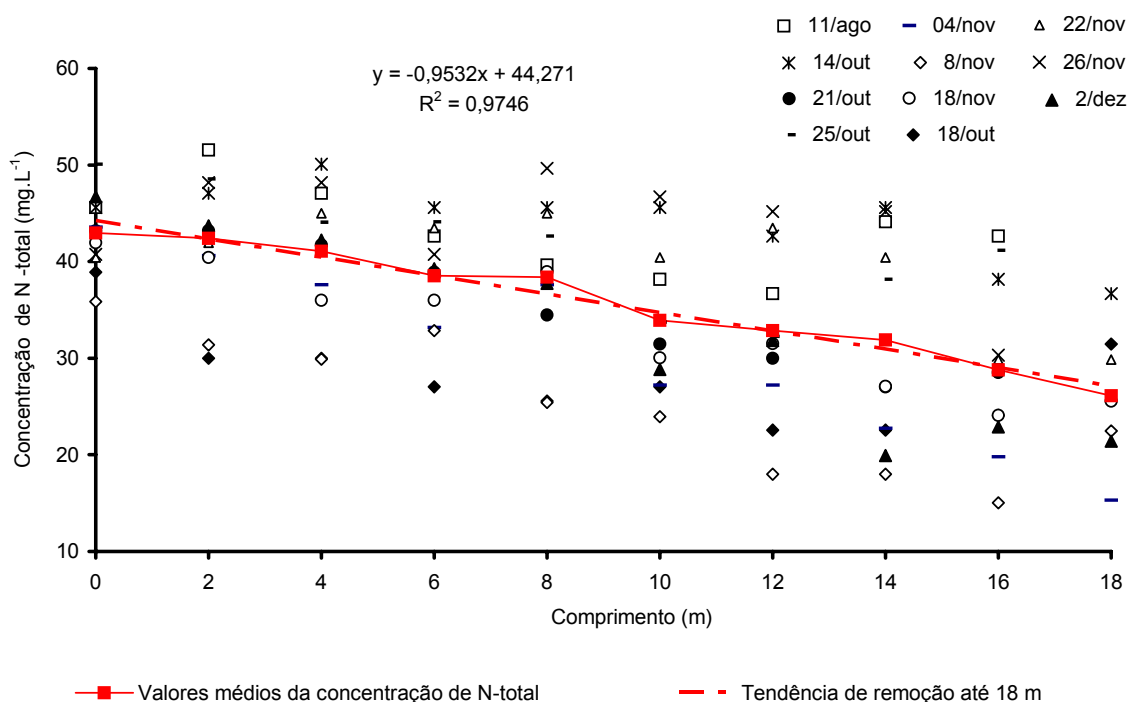


Figura 12 – Variação da concentração de nitrogênio do efluente do tanque séptico ao longo da faixa de tratamento.

4.3.2.2. Fósforo

A concentração de fósforo no efluente da faixa de tratamento foi reduzida em 10,4%, correspondente à concentração média de fósforo do efluente de $5,4 \text{ mg.L}^{-1}$ até 18 m de faixa (Quadro 6). Os valores citados por Loures et al. (2006) foram muito próximos aos encontrados nesta pesquisa (10,6% de remoção).

Wightman et al. (1983) encontraram valores de remoção do fósforo total de 20 a 23%, para a taxa de aplicação de $0,95 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ em faixas com comprimento de 36,5 m e declividade de 2-3%.

Coraucci Filho (1991) registrou, no primeiro ano de seu experimento, que a remoção média no fósforo total foi de 55%; para a taxa $0,30 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$; no segundo ano, de 50%; e, no terceiro ano, manteve próximo a 50%, para faixas de 45 m de comprimento e declividade de 4%. O autor atribuiu a remoção inicial do fósforo ao calcário utilizado na época de plantio da grama, o qual, depois de dissociado, formou com o fósforo compostos insolúveis na

superfície do solo. Os valores encontrados por este autor estão dentro do intervalo de 40 a 60%, apresentados por EPA (1981), para faixas de 45 m.

Avaliando os dados apresentados na Figura 13, verificou-se que há uma tendência de a eficiência de remoção de fósforo aumentar com o comprimento da faixa de tratamento. A aplicação contínua de esgoto proporcionou o acúmulo de fósforo no solo da faixa, principalmente nos primeiros 2 m, e sua movimentação até a camada 50-60 cm (Quadro 5).

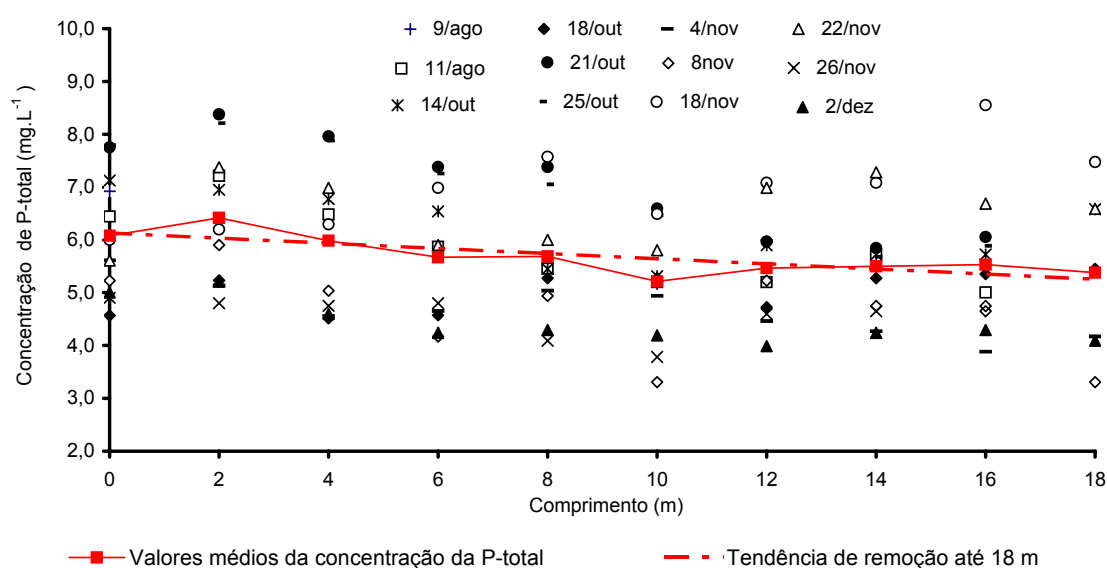


Figura 13 – Variação da concentração de fósforo do efluente do tanque séptico ao longo da faixa de tratamento.

4.3.2.3. Sódio

A concentração de sódio no efluente da faixa foi acrescida de 0,4%, correspondente à concentração média de sódio do afluente de 40,9 e efluente de 41,1 mg.L⁻¹ até 18 m de comprimento da faixa (Quadro 6).

Os valores das concentrações encontrados divergem dos citados por Loures et al. (2005), correspondentes às concentrações médias do afluente de 56,9 mg.L⁻¹ e do efluente de 50,1 mg.L⁻¹. Tal fato deve-se, provavelmente, ao tipo de solo de cada experimento, considerando que no

experimento de Loures et al. (2005) foi aplicado esgoto em ARGISSOLO, enquanto nesta pesquisa o solo utilizado foi um CAMBISSOLO.

Na Figura 14 verificou-se que há tendência de se manter constante a concentração de sódio ao longo da faixa de tratamento, o que pode ser explicado pelo fato de o sódio não estar sendo adsorvido nos sítios de carga negativa dos colóides minerais e orgânicos do solo, e, após atingir a saturação do complexo de troca com íons diversos, os cátions de sódio, provavelmente, permanecem na água residuária em tratamento que escoar na faixa ou parte pode ser absorvido pela planta.

Observa-se que nos primeiros 6 m da faixa (Figura 14), com a aplicação contínua do esgoto, há tendência de aumento da concentração de sais no solo, que pode ter provocado a dispersão da argila nestes primeiros metros, conforme averiguado na Figura 5f e no Quadro 6. Com isso, pode-se concluir que a aplicação de esgoto deverá ser alternada nas faixas de tratamento, para que, em longo do prazo, os sais acumulados possam ser removidos por lixiviação ou preferencialmente por absorção pelas plantas, para evitar seu acúmulo e concentração em níveis que dificultem o funcionamento do sistema depurador do esgoto.

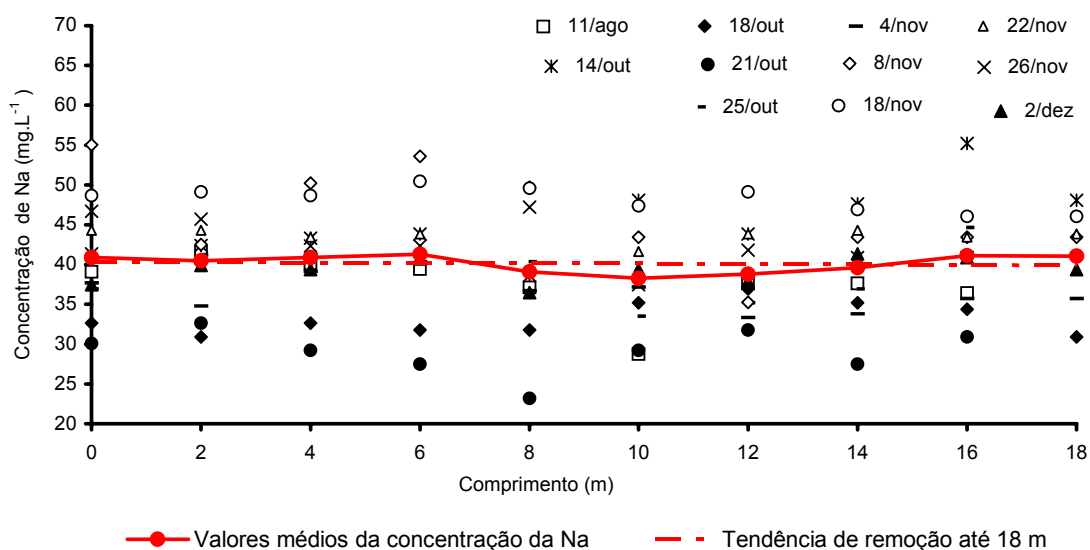


Figura 14 – Variação da concentração de sódio do efluente do tanque séptico ao longo da faixa de tratamento.

4.3.2.3. Potássio

A concentração de potássio no efluente da faixa de tratamento por escoamento superficial foi reduzida em 2,9%, correspondente à variação na concentração média de potássio de 12,9 do afluente para 11,9 mg.L⁻¹ do efluente até 18 m de faixa (Quadro 6). Os resultados divergem dos obtidos por Melo et al. (2000), quando observaram remoção de 82,0%, e por Loures et al. (2005), que obtiveram o acréscimo de 7,4% no efluente das faixas de tratamento. Estas divergências devem-se às características do solo e ao tipo de planta utilizada.

Na Figura 15 verificou-se que há tendência de a concentração de potássio manter-se praticamente constante ao longo da faixa de tratamento, o que pode ser explicado pelo fato de parte do potássio ser absorvido pela planta (Quadro 3).

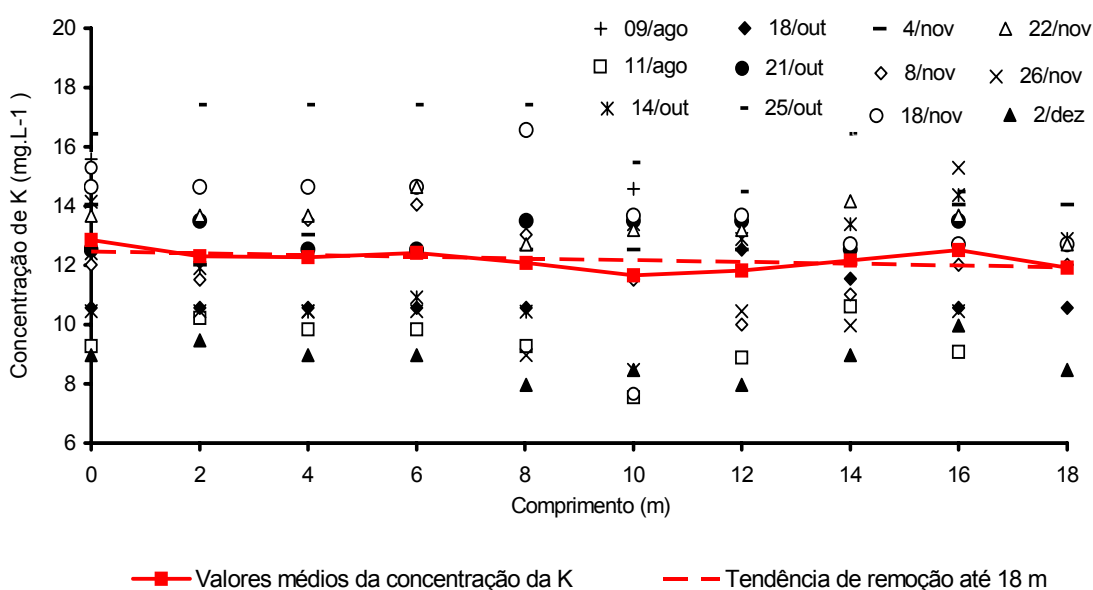


Figura 15 – Variação da concentração de potássio do efluente do tanque séptico ao longo da faixa de tratamento.

5. CONCLUSÕES

Os resultados permitiram as seguintes conclusões:

- O método do escoamento superficial foi relativamente eficiente na remoção de material orgânico e nutrientes, quando implantado em solo da classe CAMBISSOLO Háplico Tb distrófico latossólico.
- A variação do pH tendeu a aumentar, e a CE reduziu em 12,1% ao longo da faixa de tratamento.
- O sistema de tratamento de esgoto apresentou eficiências máximas de remoção de DBO e DQO de 75,4 e 79,8%, respectivamente.
- A concentração de N-total, P-disponível e potássio reduziu em média 39,2; 10,4; e 2,9%, respectivamente; entretanto, a concentração de Na⁺ manteve-se constante.
- Os teores de matéria seca (MS), proteína bruta (PB), N, P e K da matéria verde do capim Tifton tenderam a reduzir-se ao longo do comprimento da faixa de tratamento.
- Na camada de 0-10 cm do solo nos primeiros 2 m da faixa ocorreu acréscimo maior na concentração do pH, CE_{es} MO, N-total, P-disponível, K e Na com a aplicação do esgoto, tendendo a reduzir ao longo do seu comprimento a CE_{es}, a MO, o N-total, o P-disponível e o K e a aumentar o pH e o Na.
- A MO e o N-total não aumentaram no perfil do solo e se mantiveram constantes ao longo do perfil na a profundidade de 50-60 cm. Já o pH, a CE_{es}, o P-disponível, o Na e o K tenderam a reduzir-se ao longo da faixa de tratamento na camada de 50-60 cm.

- A concentração de íons trocável, Na e K aumentou no perfil do solo. O monitoramento da concentração de sódio no solo é importante, do ponto de vista operacional, em uma ETE por escoamento superficial.

Recomenda-se:

- Aplicação do esgoto alternadamente nas faixas de tratamento, para evitar problemas futuros com a salinização do solo.
- Instalação de poços de observação para avaliação quantitativa e qualitativa da água do lençol freático, conforme recomendado por Fonseca et al. (2000b).

6. REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19th. ed. Washington: APHA, 2001.

AYERS, T. S.; WESTCOT, D. W. **Water quality for irrigation**. Rev. 1, Rome: FAO, 1991. 1.174 p. (Irrigation Drainage. Pap., n. 29).

BERNARDO, S.; SOARES, A. A.; MONTOVALNI, E. C. **Manual de irrigação**. 8. ed. Viçosa, MG: Editora UFV, 2006. 625 p.

BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. São Paulo: CETESB, 1979. 764 p.

CAMPOS, J. R. (Coor.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), 1999. 435 p.

CECATO, U.; SANTOS, G. T.; MACHADO, M. A.; GOMES, L. H.; DAMACENO, J. C.; JOBIM, C. C.; RIBAS, N. P.; MIRA, R. T.; CANO, C. C. P.A. Avaliação de cultivares do gênero *Cynodon* com e sem nitrogênio. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 23, n. 4, p.781-788. 2001.

CERQUEIRA, R. SANDOVAL. **Pós-tratamento de efluente de lagoa anaeróbia por escoamento superficial no solo**. Campinas, SP: UNICAMP,

2004. 335 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Arquitetura) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: UFMG, 1997. 246 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 5).

CHERNICHARO, C. A.; COTA, R. S.; ZERBINI, A. M.; Von SPERLING, M.; BRITO, L.H. Post-treatment of anaerobic effluents in overlanflow system, **Water Sci. Tech.**, v.44,n.4, p. 229-236, 2001

CORAUCCI FILHO, B. **Tratamento de esgotos domésticos no solo pelo método do escoamento superficial**. Campinas, SP: UNICAMP, 1991. 1336 p. Tese (Doutorado em Engenharia) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

CORAUCCI FILHO, B.; CHERNICHARO, C. A. L.; ANDRADE NETO, C. O.; NOUR, E. A.; ANDREOLI, F. N.; SOUZA, H. N.; MONTEGGIA, L. O. L.; Von SPERLING, M.; LUCAS FILHO, M.; AISSE, M. M.; FIGUEIREDO, R. F.; STEFANUTTI, R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo: Bases conceituais da disposição controlada de águas residuárias no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 321-356. (Projeto PROSAB).

DAVIS, A. P.; WILSON, H. M. **Irrigation engineering**. 7. ed. London: John Wiley e Sons, 1964. p. 27-33.

DELIBERAÇÃO NORMATIVA DA COMISSÃO DE POLÍTICA AMBIENTAL – COPAM N.º 010, de 16 de dezembro de 1986. Estabelece normas e padrões para qualidade das águas, lançamento de efluentes nas coleções de água, e dá outras providências. Brasília, 1986.

EMBRAPA – CENTRO NACIONAL DE PESQUISA DE SOLO. **Manual de método e análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro, RJ: EMBRAPA-CNPS, 1997. 212p.

FATTA, D.; KYTHREOTOU, N. Wastewater as valuable water resource-concerns, constraints and requirements related to reclamation, recycling, and reuse. In: **IWA INTERNATIONAL CONFERENCE ON WATER ECONOMICS, AND FINANCE**. Rethymno, Greece, July, 2005. p. 8-11.

FONSECA, S. P. P. **Avaliação do tratamento e esgoto doméstico bruto pelo método de escoamento superficial utilizando o capim-coastcross (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.)**. Viçosa, MG: UFV, 2000. 133 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola – Irrigação e Drenagem) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

FONSECA, S. P. P.; SOARES, A.A.; CHERNICHARO, C. L.; VIANNA, M. R.; MATOS, A. T. Comparação de metodologias para dimensionamento do tratamento de esgoto doméstico pelo método de escoamento superficial. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000a, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: [s.n.], 2000a. CD-ROM.

FONSECA, S. P. P.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T.; VIANNA, M. R. Qualidade da água do lençol freático em uma área com tratamento de esgoto pelo método do escoamento superficial. In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., 2000, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: [s.n.], 2000b. CD-ROM.

FONSECA, S. P. P.; SOARES, A.A.; MATOS, A.T.; PEREIRA, O.G. Avaliação do valor nutritivo e contaminação fecal do capim coastcross cultivado nas faixas de tratamento de esgoto doméstico pelo método do escoamento superficial. **Rev. Engenharia Agrícola**, v. 21, n. 3, p. 293-301, 2001a.

FONSECA, S. P. P.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T. Soil alterations in an overland flow domestic sewage unit treatment. In: ENVIRONMENT AND THE WATER – COMPETITIVE USE AND CONSERVATION STRATEGIES FOR

WATER AND NATURAL RESOURCES. Fortaleza, Brasil. **Book...** Fortaleza, Brasil: ABIRD; ICID-CIID, ago., 2001b. p. 216-224.

GONÇALVES, G. D.; SANTOS, G. T.; CECATO, U.; JOBIM, C. C.; DAMASCENO, J. C.; BRANCO, A.F.; FARIA, K. Produção e valor nutritivo de gramíneas do gênero *Cynodon* em diferentes idades ao corte durante o ano. **Acta Scientiarum**, Maringá, v.24, n.4, p.1163-1174, 2002.

KIEHL, E. J. **Manual de compostagem**: maturação e qualidade do composto. Piracicaba, SP: [s.n.], 1998. 171 p.

LOURES, A. P. S. **Modelos de remoção de parâmetros qualitativos em sistema para tratamento de esgoto doméstico por escoamento superficial utilizando o capim coastcross (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.)**. Viçosa, MG: UFV, 2002. 98 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola - Irrigação e Drenagem) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

LOURES, A. P. S.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T.; CECON, P. R.; OLIVEIRA, R. A.; FONSECA, S. P. P. Qualitative parameters in overland flow systems for domestic wastewater treatment: prediction equations. In: INTER-REGIONAL CONFERENCE ON ENVIRONMENT AND WATER, 5. 2002, Burkina Faso, Africa. **BOOK ...** Burkina Faso, África: IER/ETS, novembro, 2002. p. 392-401.

LOURES, A. P. S.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T. de; CECON, P. R. Concentrações de sódio e potássio em sistema de tratamento de esgoto doméstico, por escoamento superficial. **Revista Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v. 13, n. 4, p. 231-239, 2005.

LOURES, A. P. S.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T. de; CECON, P. R.; PEREIRA, O. G. Remoção de fósforo em sistema de tratamento de esgoto doméstico, por escoamento superficial. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental (On-line)**, v. 10, p. 706-714, 2006.

MARTINEZ, I. M. **Tratamiento de águas residuales, basuras y escombros em el âmbito rural**. Espanha: Agrícola Española, S.A., 1993. p.406. (Série Técnica, 6).

MATOS, A. T. Tratamento das águas residuárias na aqüicultura. **Cadernos Técnicos de Veterinária e Zootecnia**, v.50, n.5, p.28-74, Maio, 2006.

MATOS, A. T.; BRASIL, M. S.; FONSECA, S. P. P. Aproveitamento de efluentes líquidos domésticos e agroindustriais na agricultura. In: FONSECA, S. P. P. (Ed.). ENCONTRO DE PRESERVAÇÃO DE MANANCIAS DA ZONA DA MATA MINEIRA, 3., 2003, Viçosa. **Anais...** Viçosa, MG: ABES MG/UFV-DEA/ABAS MG, 2003. p. 25-80.

MAZUR, N.; VELLOSO, A. C. X.; SANTOS, G. A. Efeito do composto de resíduo urbano no pH e alumínio trocável em solo ácido. **Rev. Brasileira Ciência do Solo**, v. 7, p. 157-159, 1983.

MELO, J. L. S.; LIMA, A. M.; SOUZA MELO, H. N.; ANDRADE NETO, C. O.; LUCAS FILHO, M. Avaliação da remoção dos macronutrientes sódio, potássio, cálcio e magnésio em disposição controlada em solo. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: [s.n.], 2000. CD-ROM.

MENEGATTI, D. P.; ROCHA, G. P.; FURTINI NETO, A. E.; NUNIZ, J. A. Nitrogênio na produção de matéria seca, teor e rendimento de proteína bruta de três gramíneas do gênero *Cynodon*. **Ciência Agrotécnica**, Lavras, v.26, n.3, p. 633-642, 2002.

METCALF E EDDY, Inc. **Ingeniería sanitaria: tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales**. 2. ed. Barcelona: Labor, 1985. p. 908.

METCALF E EDDY, Inc. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4. ed. New York: McGraw-Hill, Inc., 2003. p.1819.

MIRANDA, J. H.; DUARTE, S. N.; BLANCO, F. F.; SILVA, E. F. F. Determinação de parâmetros de transporte de nitrato e potássio no solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 31., 2002, Salvador. **Anais...** Salvador, 2002. CD ROM.

OMS – ORGANIZACION MUNDIAL DE LA SALUD. **Directrices sanitarias sobre el uso de agua residuales en agricultura y acuicultura.** Genebra: OMS, 1989. 93 p. (Série de Informes Técnicos, 778).

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMA TÉCNICA. **NBR 7229:** Fossa séptica. Rio de Janeiro, 1993. 15 p.

PAGANINI, W. S. **Disposição de esgotos no solo (escoamento superficial).** São Paulo: Fundo Editorial AESABESP, 1997. 232 p.

PESCOD, M. B. **Wastewater treatment and use in agriculture.** Rome: Food and Agricultural Organization of the United Nations, 1992. 125 p. (FAO. Irrigation and Drainage Paper, 47).

REED, S. C. **Natural systems for wastewater treatment, manual of practice FD-16.** Alexandria: Water Pollution Control Federation, 1990. 270 p.

REED, S. C.; CRITES, R.W.; MIDDLEBROOKS, E. J. **Natural systems for waste management and treatment.** 2. ed. New York: McGraw-Hill, 1995. 434 p.

RESOLUÇÃO CONAMA N°. 357, DOU, 18.03.2005, de 17 de março de 2005.

ROCHA, G. P.; EVANGELISTA, A. R.; PAIVA, P. C. A.; FREITAS, R. T. F.; GARCIA, E.; ROSA, B. Estudo da composição mineral de três gramíneas do Gênero *Cynodon*. **Ciência animal brasileira**, v.1, n.1, p.31-41, 2001.

SISTEMA DE ANÁLISE ESTATÍSTICA E GENÉTICA (SAEG). Viçosa, MG: UFV, Central de Processamento de dados, 1999.

SANTOS, S. S. **Influência da aplicação, via irrigação por gotejamento, de esgoto sanitário tratado na cultura do cafeeiro e no solo.** Viçosa, MG: UFV, 2004. 65 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

SCOTT, T.; FULTON, P. Removal of pollutants in the overland flow (grass filtration) system. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON DEVELOPMENTS IN LAND METHODS OF WASTEWATER TREATMENT AND UTILISATION, 22., 1978, Melbourne. **Proceedings...** Melbourne: IAWPRC, 1978.

SILVA, D. J.; QUEIROZ, A. C. de. **Análise de alimentos: método químicos e biológicos.** 3. ed. Viçosa, MG: UFV, 2002. 235 p.

SILVA, M. O. S. A. **Análises físico-químicas para controle de estações de tratamento de esgotos.** São Paulo: CETESB, 1977. 226 p.

SMITH, R. G. The overland-flow process: a viable alternative for the removal of organic from wastewaters? A predictive model. **Environmental Progress**, Davis, California, v.1, n.3, p.195-205, ago. 1982.

SOARES, A. A. **Curso de irrigação por superfície.** Brasília: ABEAS, 1998. 89 p. (Curso por tutoria a distância – Curso de Engenharia e Manejo de Irrigação. Módulo, 3).

SOUZA, J. A. **Uso de água residuária de origem doméstica na fertirrigação do cafeeiro: efeitos no solo e na planta.** Viçosa, MG: UFV, 2005. 147 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. **Process design manual** – Land treatment of municipal wastewater. Washington, D.C.: Department of the Interior, 1981. 625 p.

U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. **Supplement on rapid infiltration and overland flow design manual** – land treatment of municipal waste water – Process. Washington, D.C.: Department of the Interior, 1984. 121 p.

VIEIRA, E. O. **Índices de lixiviação e modelagem do transporte de pesticidas no solo**. Viçosa MG: UFV, 2003. 184 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

Von SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos / Marcos Von Sperling**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996. 211 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 2).

WATER ENVIRONMENT FEDERATION – WEF. **Design of municipal wastewater treatment plants**. Alexandria/New York: WEF/ASCE, 1992. v. 2, p. 831-869.

WIGHTMAN, D.; GEORGE, D. B.; ZIRSCHCY, J. H.; FILIP, D. S. High-rate overland flow. **Water Res.**, Great Britain, v. 17, n. 11, p.1679-1690, 1983.

VARIAÇÃO NA POPULAÇÃO DE COLIFORMES NO SISTEMA DE TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL

RESUMO

FONSECA, Sandra Parreiras Pereira, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2007. **Variação na população de coliformes no sistema de tratamento de esgoto doméstico por escoamento superficial.** Orientador: Antônio Alves Soares. Co-orientadores: Antonio Teixeira de Matos e Mauro Aparecido Martinez.

O objetivo do presente trabalho foi a variação temporal da população de coliformes totais e *Escherichia coli* (*E. coli*), ao longo da faixa de tratamento da unidade de tratamento de esgoto (ETE), constituída por desarenador, tanque de equalização, tanque séptico e tratamento secundário por disposição no solo pelo método do escoamento superficial nas condições edafoclimáticas do município de Viçosa, MG, implantada em um CAMBISSOLO Háptico Tb distrófico latossólico, textura argilo-arenosa. Foram implantados quatro planos de sistematização, cada um com três faixas de 1 m de largura, 25 m de comprimento e declividade de 2%, cultivadas com o capim Tifton 85 bermudagrass (*Cynodon* spp.). Foi aplicada a taxa de $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ por um período de dez horas e frequência de seis dias por semana, durante seis meses de operação. Foram coletadas amostras do esgoto a cada 2 m do início da faixa até atingir 18 metros, 10 minutos após a chegada do afluente ao ponto de coleta, duas vezes por semana, as quais foram submetidas às análises de contagem de coliformes. Não houve variação na população de coliformes totais e fecais (*E. coli*) ao longo da faixa de tratamento; por essa razão, esses indicadores microbiológicos não devem ser usados para avaliação do desempenho de ETE por escoamento superficial.

ABSTRACT

FONSECA, Sandra Parreiras Pereira, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2007. **Variation of the coliform the sewage domestic treatment of overland flow.** Adviser: Antônio Alves Soares. Co-Advisers: Antonio Teixeira de Matos and Mauro Aparecido Martinez.

The objective of the present work was to the temporal variation of the total coliform population and *E. coli* along the overland flow treatment border of the sewage unit treatment (ETE), constituted of sand box, equalization tank, septic tank and overland flow system, under the edafoclimatic conditions of Viçosa, MG, implanted in a Dystrudepts, with a clayey-sandy texture. The plant area was land leveled in four plans, each one with three borders of 1 m width, 25 m length with 2% of slope, and cultivated with Tifton 85 grass bermudagrass (*Cynodon* spp.). The application rate of 0,48 m³.h⁻¹.m⁻¹ was applied for ten hours a day and six day a week, during six months of operation. The samples of sewage collected along the borders, at every 2 meters up to 18 meters, were submitted of total coliform and *Escherichia coli* (*E. coli*) were carried out with these samples. The total and fecal coliforms - *E. coli* population remain practically constant along the border. These microorganisms are not recommended for the monitoring of ETE by disposal on the soil.

1. INTRODUÇÃO

Os microrganismos são determinantes na formação do solo e na ciclagem de nutrientes, bem como nas transformações da matéria orgânica e na composição de espécies vegetais, participam na estruturação do solo e na solubilização de nutrientes, em associações mutualísticas com plantas e animais; afetam a composição da atmosfera do solo e a retenção de água; e produzem hormônios e substâncias inibidoras de crescimento de plantas e de microrganismos, além de enzimas e outros compostos com efeitos variados no solo (CHAER et al., 2003).

O uso do esgoto doméstico com fins agrícolas apresenta, evidentemente, atrativos de ordens ambiental (controle de poluição e reciclagem de nutrientes) e econômica (fonte alternativa de água e fertilizantes, possibilitando maior produção agrícola), surgindo como opção de grande potencial, desde que os riscos à saúde pública sejam controlados e dificuldades culturais de aceitação sejam superadas.

Dentre os sistemas conjugados de tratamento de esgoto e agricultura irrigada, o de disposição no solo por escoamento superficial é um dos mais utilizados e promissores.

No método de tratamento por escoamento superficial, o escoamento do esgoto por entre o colo das plantas mantém os organismos em equilíbrio biológico suficiente para transformar as substâncias sedimentáveis, coloidais e dissolvidas em sólidos estáveis em meio de suporte para os microrganismos, formando o biofilme, o que favorece a decomposição e estabilização da matéria orgânica (SCOTT e FULTON, 1978; Von SPERLING, 1996; TYRREL e QUINTON, 2003).

Os perigos para a saúde associados ao tratamento de esgoto por disposição no solo e o reúso com aplicação de águas residuárias de origem

doméstica existem, e precauções devem ser tomadas. Os riscos são de dois tipos: o perigo ocupacional dos trabalhadores da área fertirrigada e o risco de produtos contaminados pelo reúso, que podem posteriormente infectar humanos e animais quando do seu consumo e manejo (EPA, 2002).

Visando minimizar os riscos de contaminação, os pesquisadores têm recomendado o monitoramento das estações de tratamento de esgoto por escoamento superficial, principalmente quanto aos aspectos biológicos.

O coliforme fecal *Escherichia coli* é considerado, mundialmente, um organismo indicador de contaminação fecal. A literatura cita que várias pesquisas têm demonstrado que em regiões quentes e úmidas, como em de Viçosa, MG, no verão, a *E. coli* se desenvolve no solo. Portanto, deve ser questionado o uso da *E. coli* como indicador adequado da qualidade da água de escoamento superficial localizadas em ambientes tropicais e subtropicais.

O objetivo deste trabalho foi avaliar a variação temporal e espacial da população de coliformes totais e *E. coli* no tratamento de esgoto por escoamento superficial, nas condições edafoclimáticas do município de Viçosa, MG.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Organismos indicadores

As bactérias indicadoras de presença de material fecal são selecionadas entre aquelas espécies comensais que vivem exclusivamente no trato intestinal humano e de outros animais de sangue quente, sem causar doenças. Devido ao fato de elas estarem sempre presentes naturalmente nas fezes e serem excretadas em grandes números (mais de 10^9 - 10^{10} células por grama de fezes), sua presença na água levanta a suspeita de que a água tenha sido contaminada com material fecal e, possivelmente, com patógenos excretados (FEACHEM et al., 1983). Um bom organismo indicador deve apresentar uma resistência aos fatores ambientais similar à dos organismos patogênicos, além de estar presente em maior número que os patogênicos, não se multiplicar no meio e ser facilmente detectados por meio de métodos fáceis, rápidos e baratos (BITTON, 1994; OMS, 1995).

Os coliformes são bactérias de forma arredondada a alongada (bastonete), heterotróficas, de tamanhos variando de 0,5 a 2 μm . Os coliformes são anaeróbicos facultativos, capazes de respiração aeróbica, respiração anaeróbica e fermentação como mecanismos para a síntese de ATP (ROSE et al., 2004). Fermentam a lactose com produção de gás em 24 a 48 horas, em uma temperatura de incubação de 35 °C (BITTON, 1994).

Coliformes fecais ou coliformes termotolerantes são bactérias gram-negativas, em forma de bacilos, oxidase-negativa, caracterizadas pela atividade da enzima β -galactosidase, pertencem ao subgrupo de coliformes totais, apresentando as características desse subgrupo, porém fermentam a

lactose à temperatura de incubação de 44-45 °C (BITTON, 1994; OMS, 1995; ROSE et al., 2004; CONAMA, 2005).

2.2. Sobrevivência dos coliformes

Os fatores ambientais (temperatura, conteúdo de água, insolação e viabilidade da matéria orgânica) influenciam na sobrevivência de microrganismos no solo (BITTON; GERBA, 1984; SOLO-GABRIELE et al., 2000). A temperatura é um fator importante na determinação do tempo de sobrevivência dos patógenos existentes nos solos, a qual aumenta com a diminuição dela. Outros fatores que podem afetar a sobrevivência dos patógenos incluem a disponibilidade de nutrientes, pH básico, dessecação e competição (TYRREL e QUINTON, 2003).

Fonseca et al. (2000) relataram que os solos úmidos e ligeiramente alcalinos, com pH entre 5,8 e 7,8, estão em condições mais adequadas à sobrevivência de *E. coli* e *Enterococcus faecalis*, podendo ambos os organismos persistir por várias semanas nessas condições. Os mesmos autores sugeriram que a pequena remoção de coliformes totais e *E. coli* no efluente do tratamento por escoamento superficial é devida, provavelmente, às condições favoráveis do meio à sobrevivência das bactérias, ou seja, pH alcalino, manutenção de elevada umidade no solo, freqüente adição de material orgânico e, principalmente, a baixa insolação na sua superfície, devido à presença de cobertura vegetal.

O período de sobrevivência de bactérias do grupo dos coliformes fecais no solo, em temperatura ambiente de 20 a 30 °C, é usualmente menor que 20 dias; entretanto, esse período pode chegar a 70 dias, dependendo das condições climáticas, do tipo de solo e da qualidade da água residuária (FEACHEM et al., 1983; WHO, 1989; EPA, 2004).

Bitton e Gerba (1984) relataram que em solos arenosos, devido à sua baixa capacidade de retenção de água, o tempo de sobrevivência das bactérias varia entre quatro a sete dias durante o tempo seco, e, em solos que retêm grande quantidade de água, os organismos podem persistir por mais de 42 dias.

A maioria dos patógenos não aumenta em número fora do seu hospedeiro, embora, em algumas instâncias, os ovos de helmintos não amadureçam até atingirem o estágio de larvas, se não estiverem no solo (KIEHL, 1998; EPA, 2004). Em todos os casos, o número decresce, dependendo de vários fatores, incluindo a natureza do agente biológico, temperatura, pH, intensidade solar, umidade relativa e competição da flora e fauna (EPA, 2004).

A *E. coli* é a única espécie do grupo coliformes termotolerantes cujo habitat exclusivo é o intestino humano e o de animais homeotérmicos, onde ocorre em densidades elevadas (CONAMA, 2005).

Souza (2005) observou que, com a aplicação de água residuária de origem doméstica proveniente de tanque séptico, a concentração de *E. coli* na profundidade de 1,0 m do solo foi a mesma da testemunha, evidenciando a capacidade do solo de inativar estes organismos, seja por predação por outros organismos, seja por competição por alimento ou, principalmente, por diminuição da umidade do solo.

Santos et al. (2006) estudaram a concentração de coliformes totais e fecais em um CAMBISSOLO, fertirrigado com água residuária de origem doméstica, proveniente de lagoa facultativa e observaram aumento significativo do nível populacional de coliformes totais e ausência de coliformes fecais em todo o perfil do solo, quando a fertirrigação foi suspensa por mais de uma semana, e a presença apenas até a profundidade de 0,20 m, quando a irrigação era contínua.

Solo-Gabriele et al. (2000) citaram que a capacidade da *E. coli* de se multiplicar no solo é função do conteúdo de água neste, provavelmente devido à capacidade deste organismo de superar os predadores naturais do solo relativamente seco. Os autores ainda relataram da importância da umidade do solo para regular a multiplicação da *E. coli* é muito grande nas áreas afetadas por marés, em razão do periódico umedecimento e ressecamento do solo em contato com fontes de água.

A umidade ideal dos solos para o desenvolvimento de bactérias aeróbias, no caso dos coliformes, corresponde àquela em que o solo está na faixa de 50 a 70% da capacidade de retenção de água (BRANDÃO, 1992).

Byappanahalli e Fujioka (2004) verificaram que os solos do Hawaí possibilitam o crescimento *in situ* de *E. coli* e *Enterococci*. As capacidades genéticas destes microrganismos são fortes o suficiente para fazer com que essas bactérias se tornem pequenas populações da microflora do solo. Embora as concentrações destes organismos representem uma fração da microbiota total do solo, sua presença nesse habitat pode ser muito significativa. Os mesmos autores concluíram que a *E. coli* e o *Enterococci* foram indicadores inadequados para medir o grau de contaminação fecal e a presença potencial de patógenos oriundos de esgoto nos córregos havaianos.

Em regiões caracterizadas por condições quentes e úmidas, como é o caso do clima do sul da Flórida, a *E. coli* se desenvolveu no solo. Tal crescimento tem sido documentado em outros estudos realizados em regiões tropicais e subtropicais do mundo (Carillo et al., 1985; Wright, 1986; Santiago-Mercado e Hazen, 1987; Rivera, 1988; Wright, 1989; Roll e Fujioka, 1997; Hardina e Fujioka, 1991; citados por SOLO-GABRIELE et al., 2000).

2.3. Crescimento e sustentação da biomassa microbiana

No tratamento biológico de esgoto, o crescimento e a sustentação da biomassa microbiana se processam segundo os mecanismos de crescimento disperso e aderido. No crescimento disperso, a biomassa cresce no meio líquido sem nenhuma estrutura de sustentação e, no crescimento aderido, a biomassa cresce em um meio suporte, formando um biofilme, o que ocorre nos tratamentos por disposição no solo.

No biofilme, os compostos necessários para o desenvolvimento bacteriano, como matéria orgânica, oxigênio e micronutrientes, são adsorvidos na superfície. Após a aderência, eles são transportados através do biofilme por meio de mecanismos de difusão, onde são metabolizados pelos microrganismos (von SPERLING, 1996).

O mesmo autor cita que o processo de formação de um biofilme pode ser compreendido como ocorrendo em três estágios em relação à sua espessura. No primeiro estágio, o filme é delgado e freqüentemente não

cobre toda a superfície do meio suporte. O crescimento bacteriano se dá segundo uma taxa logarítmica e todos os microrganismos crescem nas mesmas condições com o crescimento sendo similar ao de uma biomassa dispersa.

No segundo estágio, a espessura do filme torna-se maior, ativa, permanecendo inalterada, independentemente do aumento da espessura total do biofilme, e a taxa de crescimento bacteriano torna-se constante. Caso o suprimento de matéria orgânica seja limitado, os microrganismos assumem um metabolismo suficiente apenas para sua manutenção, não havendo crescimento bacteriano. Caso o suprimento de matéria orgânica seja inferior aos requisitos para manutenção, a espessura do biofilme torna-se menor.

No terceiro e último estágio, a espessura do biofilme atinge um valor bastante elevado. O crescimento microbiano é contraposto pelo próprio decaimento dos organismos e pelo consumo por outros organismos; conseqüentemente parte do biofilme pode ser desalojada do meio suporte. Caso o biofilme continue a crescer, sem ser desalojado do meio suporte, ocorrerão entupimentos do biofiltro.

2.4. Métodos de remoção e transporte dos coliformes

Os coliformes podem ser removidos por processos naturais, como lagoas de maturação e disposição no solo, e com elevadas eficiências, por meio de cloração, ozonização e radiação ultravioleta (UV) (Von SPERLING, 1996).

A remoção de *E. coli* no escoamento superficial, sob condições de saturação do solo, foi investigada em faixas de tratamento com 1 m de largura e 5 m de extensão. Para as faixas de tratamento gramadas, submetidas a uma vazão de 2 L.min⁻¹ (0,12 m³.h⁻¹.m⁻¹), 27% da *E. coli* no escoamento foi removida após 5 m com a remoção seguindo uma função logarítmica com respeito à distância. Para as taxas de aplicação mais altas, de 6 L.min⁻¹ (0,36 m³.h⁻¹.m⁻¹) e 20 L.min⁻¹ (1,2 m³.h⁻¹.m⁻¹), não foi observada nenhuma tendência de remoção nessa distância (MUIRHEAD et al., 2006).

Os mesmos autores citaram que a remoção do *E. coli* durante o escoamento em faixas de tratamento cultivadas foi significativamente maior que a obtida nas faixas de tratamento sem cultivo. Isso foi atribuído a uma maior taxa de infiltração nas faixas cultivadas (devido ao cultivo), que possibilitou a passagem de maior volume de percolado através da matriz do solo, dando oportunidade para a filtração e a absorção dos microrganismos. A análise do transporte de *E. coli* revelou que as bactérias estavam sendo transportadas por movimento do tipo convecção e predominantemente aderidas às partículas menores que 20 μm de diâmetro e não estavam ligadas a grandes partículas de solo. Concluíram que a remoção limitada (< 50%) das bactérias no escoamento superficial sob condições de escoamento de excessiva saturação é devida ao fato de as bactérias serem rapidamente transportadas pela superfície e terem pouca oportunidade de interagir com a matriz do solo.

Coraucci Filho (1991) observou a remoção de uma unidade logarítmica na contagem de coliforme fecal (*E. coli*) no efluente do tratamento do esgoto bruto, em solo de textura franco-argiloso.

Araújo et al. (2000), trabalhando na unidade-piloto de tratamento de esgoto doméstico por escoamento superficial, pré-tratado em reator UASB, observaram, na contagem de coliformes fecais, a remoção de uma unidade logarítmica no reator UASB e de uma a duas unidades logarítmicas nas rampas de tratamento, resultando em efluente variando com o número de coliformes entre 10^4 e 10^5 UFC/100 mL (CHERNICHARO et al., 2001).

Fonseca et al. (2000) pesquisaram a remoção de coliformes em faixas de tratamento com comprimento de 20 m em um ARGISSOLO, vegetadas com o capim Coastcross, submetidas a aplicação de esgoto bruto, durante um ano. Os autores relataram que a quantidade de coliformes totais e *E. coli* do esgoto sofreu acréscimo menor que uma unidade logarítmica e que a contagem de coliformes totais variou significativamente em relação às taxas de aplicação de 0,24 e 0,36 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, enquanto a *E. coli* não variou, no efluente das faixas. Observaram, ainda, que existe diferença de aproximadamente uma unidade logarítmica entre a contagem de coliformes totais e *E. coli*.

2.5. Métodos de determinação dos coliformes

O número de coliformes totais pode ser determinado pelas técnicas de números mais prováveis (NMP), com fermentação em tubos múltiplos e pela contagem de unidades formadoras de colônias por membrana filtrante ou por métodos mais avançados, rápidos e mais precisos, por meio de procedimentos enzimáticos. Os métodos enzimáticos enumeram simultaneamente coliformes totais e fecais (*Escherichia coli*), em 24 horas, em amostras do meio e águas naturais e residuárias (FONSECA, 2000).

2.6. Regulamentação do uso de águas residuárias

Metcalf e Eddy (2003) e Fatta e Kythreotou (2005) citaram que as variações nas populações de coliformes totais e fecais nos efluentes de tratamentos secundários foram menores que 10^7 UFC/100mL e de 10^6 UFC/100mL, respectivamente, e que as populações finais desejadas no tratamento de água são abaixo do 200 UFC/100 mL e 10^3 UFC/100 mL, para coliformes totais e fecais, respectivamente, como medida de risco de infecção devido à presença potencial de patógenos.

Feachem et al. (1983); Shuval et al. (1986) e Strauss (1985) citaram que, no uso de águas residuárias na agricultura, existe risco de infecções por nematóides tanto para os consumidores de lavouras fertirrigadas quanto para os trabalhadores em contato com as águas residuárias e estabeleceram o limite de um ovo de nematóide intestinal por litro de água, como padrão de segurança.

Em 1989, a *World Health Organization* (Organização Mundial de Saúde) publicou guias de saúde revisados para o uso de águas residuárias na agricultura e na aquicultura (WHO, 1989). Em comparação com guias anteriores (WHO, 1973), o guia de coliforme para a fertirrigação irrestrita foi relaxado e sugeriu, como diretriz para uso de águas residuárias em fertirrigação de culturas ingeridas cruas, de campos de esportes e de parques públicos, um padrão de qualidade bacteriológico menor ou igual a 1.000 coliformes fecais por 100 mL e, no máximo, de um ovo de helminto por

litro. Citou, ainda, que não existe nenhuma recomendação quanto aos limites bacteriológicos da água de fertirrigação para forrageiras, desde que os agricultores e a população, em geral, não sejam expostos a riscos sanitários.

As diretrizes da WHO (1989) não propuseram padrões de coliformes fecais para fertirrigação restrita, devido à falta de evidência de risco de infecções bacterianas e virais em trabalhadores do campo e residentes nas vizinhanças. Um nível de coliformes fecais de 10^3 CF/100 mL é, atualmente, adotado no México (PEASEY et al., 2000) e em várias cidades da Europa, as quais atendem a esta recomendação prescrita em seus guias de reúso de águas residuárias na região do mediterrâneo (BAHRI e BRESSAUD, 2002).

Blumenthal et al. (1996) sugeriram que, se o riscos de contaminação com esgoto não tratado não puderem ser eliminados, é mais prudente para o uso de águas residuárias adotar a concentração máxima de 0,5 ovo de helminto por litro e a concentração máxima de coliformes fecais de 10^4 coliformes fecais por litro, para proteger os agricultores contra a transmissão de infecções.

Peasey et al. (2000) relaram que, onde existem insuficientes recursos de tratamento para alcançar 10^3 CF/100 mL, uma diretriz de 10^4 CF/100ml poderia ser adotada, entretanto deveria ser suplementada com outras medidas de proteção à saúde do operador e da população vizinha as unidades de tratamento.

Os guias de reúso de águas residuárias na agricultura (EPA, 2004) sugerem que, para fertirrigação de pastos para animais em lactação, forragem, fibra e cultura de grãos, a aplicação deve ser feita com águas residuárias de tratamento secundário com desinfecção e com o limite máximo de 200 CF/100 mL.

2.7. Riscos – aspectos epidemiológicos associados ao reúso

Os grupos de riscos associados a sistemas de reúso agrícola são os consumidores de culturas, carne e leite originários de campos irrigados com esgotos, operários agrícolas e suas famílias, transportadores de colheitas e

populações localizadas nas proximidades de campos fertirrigados (HESPANHOL, 2003).

O mesmo autor cita que a saúde pública dos grupos de risco pode ser protegida por medidas básicas, como: fertirrigação com esgoto tratado, seleção e restrição de culturas, técnicas de aplicação do esgoto e controle da exposição humana.

É necessário que o monitoramento da quantidade de coliformes fecais seja diário, devendo as áreas fertirrigadas ser locadas no mínimo a 90 m do suprimento de água (poços artesianos, nascentes e lagos) e no mínimo 300 m de áreas acessíveis ao público (irrigação por aspersão). Animais em lactação podem pastar somente 15 dias após terminar a fertirrigação (EPA, 2004).

Matos (2006) cita que no escoamento superficial o capim colhido pode ser utilizado, na forma fresca ou como feno, ou após ser ensilado, para alimentação de ruminantes.

Bevilacqua et al. (2003) relataram que animais ruminantes alimentados com massa verde da forrageira *Brachiaria humidicula*, fertirrigada com esgoto efluente de UASB, não apresentaram alterações no perfil sanitário, não sendo identificadas nas suas fezes *Salmonellae* spp. e *Cryptosporidium* spp. Entretanto, foram encontrados na forragem $1,36 \times 10^4$ /g de coliformes totais e $6,07 \times 10^2$ /g de *E. coli*. A análise microbiológica das carcaças dos animais não revelou amostras com presença de indicadores acima dos padrões estabelecidos pelo Ministério da Saúde (1997), e os resultados da pesquisa sorológica para *Cisticercus bovis* foram negativos.

Fonseca et al. (2001a) citaram que, após sete dias do sistema de tratamento do esgoto por escoamento superficial paralisado ou após 12 dias do capim fenado, a contaminação por coliformes totais e fecais (*E. coli*) se reduz a menos que um organismo por grama de forragem.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Caracterização da área e delineamento do experimento

O experimento foi conduzido na unidade de tratamento de esgoto (ETE), por disposição no solo instalada na Estação Experimental de Tratamento de Águas Residuárias (EETAR), do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa, MG. A ETE está localizada a 20°45'14" S, 42°52'53" W, na altitude de 693,00 m. A unidade é constituída de tratamento preliminar (caixa de areia, gradeamento e tanque de equalização); tratamento primário do tipo tanque séptico (câmara dupla e leito de secagem, com tempo de detenção de aproximadamente 16 horas); e tratamento secundário pelo método do escoamento superficial (faixas de tratamento).

O esgoto do efluente do tanque séptico, que foi aplicado nas faixas de tratamento, é proveniente do Condomínio Bosque do Acamari, constituído de 136 unidades residenciais unifamiliares, com 568 habitantes, situado na cidade de Viçosa, MG.

A unidade de tratamento por escoamento superficial, com área total de 300 m² (Figura 1), foi implantada em um solo classificado como CAMBISSOLO Háplico Tb distrófico latossólico, textura argiloso-arenosa, dividida em quatro planos de sistematização, cada um com três faixas de 1 m de largura, 25 m de comprimento e declividade de 2%, cultivadas com o capim Tifton 85 bermudagrass (*Cynodon* spp.).

Das 12 faixas de tratamento implantadas, três foram escolhidas, aleatoriamente, para desenvolvimento da pesquisa, sendo uma testemunha (F6) sem aplicação do esgoto, e as outras duas (F4 e F5) com aplicação da taxa de 0,48 m³.h⁻¹.m⁻¹ de esgoto por faixa (Figura 1). Os dados

experimentais foram coletados na faixa F5, enquanto a faixa F4 operava como reserva.



Figura 1 – Faixas de tratamento F4 e F5 (com esgoto) e F6 (sem esgoto).

O efluente do tanque séptico foi conduzido até o tratamento por escoamento superficial, por meio de tubos de PVC com diâmetro nominal de 100 mm, e distribuído nas faixas de tratamento por intermédio de válvulas de gaveta de 100 mm, instaladas na entrada de cada plano, sendo em cada faixa instaladas válvulas de esfera de 50 mm de diâmetro, nas quais se regulava a taxa de aplicação.

Canaletas de concreto foram construídas tanto no início de cada faixa, para uniformizar a aplicação do esgoto, quanto no final, para recolher o escoamento superficial. Os efluentes da unidade de tratamento foram conduzidos, por tubulação de PVC, até a lagoa de maturação e, posteriormente, lançados na rede coletora de esgoto da UFV.

A cada 2 m na faixa foram construídos sulcos transversais à faixa, para uniformizar a distribuição do esgoto no solo e possibilitar a coleta de

amostras ao longo da faixa de tratamento; para mais adequada amostragem do esgoto coletado, foram utilizados sacos coletores, esterilizados (Figura 2).



Figura 2 – Ponto de coleta do esgoto.

3.2. Coleta, amostragem e análise de coliformes

Durante o período de seis meses de operação da unidade de tratamento, com o sistema operando no intervalo das 8 às 18 horas, de segunda a sábado, foram coletadas amostras do esgoto em 10 pontos da faixa F5, sendo no início da faixa e a cada 2 m até atingir os 18 m. As coletas foram realizadas às quartas-feiras e aos sábados, no intervalo entre as 8 e as 11 horas e 30 minutos, 10 minutos após a chegada do afluente no ponto de coleta, constituindo para cada ponto uma amostra simples.

As amostras de esgoto foram coletadas em saco tipo Nasco, esterilizado, com volume de 100 mL, acondicionadas em caixa térmica, sob temperatura de aproximadamente 4 °C, e encaminhadas, para análise, ao Laboratório de Qualidade de água do DEA/UFV. Na maioria dos dias de coleta, o tempo se encontrava nublado, com temperatura média variando entre 17,1 e 23,8 °C (Quadro 1A, Apêndice).

Nas amostras coletadas foram realizadas as contagens de coliformes totais e *E. coli* por meio do teste comercial, Auto-análise Colilert (AC), também chamado de meio mínimo ONPG-MUG (MMO-MUG), baseado na tecnologia dos substratos definidos (DST). Para contagem de coliformes totais, foi utilizado o substrato ONPG, constituído de enzimas metabolizadoras dos nutrientes, que é o açúcar β -d-galactosidase, e, como indicador da liberação do radical orgânico cromogênico, o composto orgânico o-nitrofenil. Para contagem de coliformes fecais (*E. coli*), foi utilizado o substrato MUG, constituído de enzimas metabolizadoras dos nutrientes, o açúcar β -d-glucuronidase, radical orgânico cromogênico e o composto orgânico 4-methyl-umbelliferyl. Os resultados foram expressos em número mais provável (NMP) por 100 mL de água residuária de origem doméstica.

As análises de microbiologia de coliformes totais e *E. coli* foram efetuadas em triplicata e no máximo em seis horas após cada coleta, segundo recomendações descritas por Standard Methods... APHA (2001).

3.3. Análise estatística

O experimento foi montado em delineamento inteiramente casualizado (DIC), para avaliar o decaimento ou acréscimo da população de coliformes totais e fecais (*Escherichia coli*) ao longo da faixa de tratamento e no decorrer do tempo na ETE por disposição no solo, pelo método do escoamento superficial.

Foram averiguadas a normalidade e a homocedasticidade e, posteriormente, a análise de variância. Caso apresentasse significância, era realizado o teste de comparação de médias de Newman Keuls, a 5% de probabilidade de erro (SAEG, 1999).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Observa-se, nos Quadros 1 e 2, que a quantidade média de coliformes totais e *E. coli*, respectivamente, sofreu um acréscimo não-significativo ($p < 0,05$), menor que uma unidade logarítmica, de $1,14 \times 10^7$ NMP coliformes totais/100 mL para $1,50 \times 10^7$ NMP coliformes totais/100 mL e de $3,59 \times 10^6$ NMP *E. coli*/100 mL para $4,14 \times 10^6$ NMP *E. coli*/100 mL, ao longo de 18 m da faixa de tratamento. Os resultados conferem com os obtidos por Fonseca et al. (2000) e divergem dos obtidos por CORAUCCI FILHO (1991), que registrou a remoção de coliformes totais e *E. coli* de unidade logarítmica, e dos de Muirhead (2006), que não registrou a remoção de coliformes. Essas divergências se devem, provavelmente, à característica da água residuária de origem doméstica utilizada, taxa de aplicação, comprimento da faixa e ao tempo de detenção do esgoto no solo.

Observa-se, na Figura 3, que há tendência de aumento na quantidade de coliformes totais até 8 m da faixa de tratamento e de decréscimo a partir daí, embora a magnitude das alterações observadas seja muito pequena, situando-se na faixa do erro experimental. A quantidade de coliformes totais neste ponto (8 m) chegou a ser superior à do efluente do tanque séptico, aplicado no início da faixa. Já o número de *E. coli* (Figura 4) foi maior aos 6, 10 e 16 m ao longo da faixa de tratamento e começou a decair nos intervalos destas distâncias e até aos 18 m, mas, mesmo assim, permaneceu superior ao efluente do tanque séptico.

Quadro 1 – Valores médios e desvio-padrão da contagem de coliformes totais no efluente do tanque séptico e ao longo da faixa de tratamento, no período de agosto a dezembro de 2006

Data	Efluente do tanque séptico	Pontos de coletas do esgoto ao longo da faixa de tratamento								
		2 m	4 m	6 m	8 m	10 m	12 m	14 m	16 m	18 m
..... NMP/100 mL										
09/ago	2,38E+07 ± 7,42E+06	3,45E+07 ± 2,82E+06	3,87E+07	4,58E+07 ± 4,41E+07	4,91E+07 ± 7,94E+06	2,30E+07 ± 4,43E+06				
11/ago	5,41E+06 ^{BC} ± 3,72E+05	8,68E+06 ^{AB} ± 1,87E+06	4,32E+06 ^C ± 1,62E+06	1,13E+07 ^A ± 1,97E+06	7,34E+06 ^{ABC} ± 1,67E+06	4,10E+05 ± 6,18E+06	7,04E+06 ± 1,81E+06	7,66E+06 ± 1,97E+06	4,49E+06 ± 3,26E+06	
16/ago	1,94E+07 ^B ± 1,09E+06	2,42E+07 ^B ± 8,63E+05	5,07E+07 ^A ± 1,02E+07	3,98E+07 ^{AB} ± 1,28E+07	3,78E+07 ^{AB} ± 4,65E+06	3,36E+07 ± 1,06E+07				
24/ago	1,43E+07 ± 2,52E+06	1,21E+07	2,28E+07 ± 4,65E+06	1,76E+07 ± 4,12E+06	2,72E+07 ± 1,96E+07	1,72E+07 ± 5,41E+06	1,61E+07 ± 1,65E+06	2,10E+07 ± 2,06E+06		
11/out	5,04E+06 ± 9,28E+05	8,68E+06 ± 1,87E+06	4,96E+06 ± 4,43E+06	1,07E+07 ± 1,78E+06	7,11E+06 ± 2,49E+06	1,28E+07 ± 9,61E+06	7,97E+06 ± 1,92E+06	7,66E+06 ± 1,97E+06	7,25E+06 ± 2,25E+06	
14/out	1,27E+07 ± 1,29E+06	1,29E+07 ± 3,41E+06	1,69E+07 ± 3,57E+06	1,74E+07 ± 3,54E+06	1,47E+07 ± 2,88E+06	1,20E+07 ± 2,79E+06	1,32E+07 ± 1,22E+06	1,34E+07 ± 2,41E+06	9,88E+06 ± 4,44E+06	1,06E+07 ± 1,52E+06
18/out	9,13E+06 ± 1,09E+06	1,22E+07 ± 5,57E+06	4,95E+06 ± 5,04E+06	6,30E+06 ± 3,29E+06	6,02E+06 ± 4,82E+06	1,26E+07 ± 1,07E+07	6,06E+06 ± 4,79E+06	4,72E+06 ± 4,44E+06	1,12E+07 ± 9,36E+06	1,02E+07 ± 2,60E+06
21/out	8,52E+06 ± 2,18E+06	9,99E+06 ± 4,66E+05	8,97E+06 ± 8,18E+05	9,41E+06 ± 4,01E+05	1,08E+07 ± 1,20E+06	1,01E+07 ± 9,04E+06	8,90E+06 ± 3,90E+05	1,07E+07 ± 1,99E+06	1,18E+07 ± 3,33E+06	
25/out	4,40E+06 ± 1,59E+06	6,40E+06 ± 2,26E+06	5,66E+06 ± 3,74E+06	6,85E+06 ± 1,02E+06	6,14E+06 ± 1,53E+06	9,32E+06 ± 1,51E+06	4,78E+06 ± 4,51E+05	1,06E+07 ± 7,79E+06	1,07E+07 ± 4,82E+06	1,07E+07 ± 7,58E+05

Continua...

Quadro 1, Continuação

Data	Efluente do tanque séptico	Pontos de coletas do esgoto ao longo da faixa de tratamento								
		2 m	4 m	6 m	8 m	10 m	12 m	14 m	16 m	18 m
..... NMP/100 mL										
04/nov	1,53E+07 ± 1,72E+06	2,06E+07 ± 3,03E+06	2,60E+07 ± 3,14E+06	2,32E+07 ± 4,02E+06	2,77E+07 ± 1,17E+07	3,06E+07 ± 5,36E+06	2,27E+07 ± 5,06E+06	2,34E+07 ± 6,91E+06	2,43E+07 ± 7,51E+06	2,97E+07 ± 1,43E+07
08/nov	7,24E+06 ^{AB} ± 9,33E+06	7,32E+06 ^{AB} ± 5,82E+06	1,40E+07 ^{AB} ± 1,21E+07	8,37E+05 ^B ± 4,72E+05	2,85E+07 ^A ± 1,12E+07	1,42E+07 ± 7,26E+06	1,04E+07 ± 1,05E+07	1,63E+07 ± 1,31E+07	2,37E+07 ± 1,12E+07	8,08E+06 ± 1,08E+07
18/nov	1,61E+07 ± 6,13E+06	2,84E+07 ± 7,78E+05	2,96E+07 ± 6,14E+06	2,63E+07 ± 5,70E+06	2,67E+07 ± 4,50E+06	2,63E+07 ± 9,35E+06	2,42E+07 ± 3,75E+06	1,04E+07 ± 1,35E+07	3,27E+07 ± 1,82E+07	1,54E+07 ± 1,21E+07
22/nov	1,81E+07 ^B ± 2,00E+06	2,08E+07 ^B ± 1,08E+06	2,49E+07 ^{AB} ± 7,11E+06	3,31E+07 ^{AB} ± 6,01E+06	1,92E+07 ^B ± 5,07E+06	2,36E+07 ^{AB} ± 5,59E+06	1,86E+07 ^B ± 4,31E+06	2,41E+07 ^{AB} ± 1,37E+06	1,86E+07 ^B ± 4,16E+06	1,69E+07 ^B ± 2,60E+06
26/nov	1,06E+06 ^B ± 4,16E+05	2,08E+07 ^{AB} ± 1,79E+07	3,21E+06 ^{AB} ± 2,79E+06	1,62E+07 ^{AB} ± 1,48E+07	3,53E+07 ^{AB} ± 3,16E+06	3,34E+07 ^{AB} ± 2,60E+07	1,48E+07 ^{AB} ± 7,65E+06	1,34E+07 ^{AB} ± 2,27E+06	1,16E+07 ^{AB} ± 9,98E+06	
02/dez	1,03E+07 ^{AB} ± 4,95E+06	9,71E+06 ^{AB} ± 6,37E+06	3,28E+06 ^B ± 3,00E+06	1,30E+07 ^B ± 8,32E+06	8,36E+06 ^{AB} ± 6,11E+06	1,61E+07 ^A ± 9,81E+05	2,07E+07 ^A ± 8,97E+06	1,47E+07 ^{AB} ± 5,05E+06	1,71E+07 ^A ± 7,05E+05	1,87E+07 ^A ± 2,00E+06
Média	1,14E+07	1,58E+07	1,73E+07	1,85E+07	2,08E+07	1,83E+07	1,35E+07	1,37E+07	1,53E+07	1,50E+07
Desvio padrão	6,41E+06	8,54E+06	1,46E+07	1,29E+07	1,36E+07	9,71E+06	6,58E+06	6,09E+06	8,22E+06	6,98E+06

Letras maiúsculas sobrescritas diferentes indicam variação significativa entre repetições experimentais (distância entre pontos de coleta na faixa), a 5% de probabilidade, pelo teste de Newman Keuls.

Quadro 2 – Valores médios e desvio-padrão da contagem de *E. coli* no efluente do tanque séptico e ao longo da faixa de tratamento, no período de agosto a dezembro de 2006

Data	Efluente do tanque séptico	Pontos de coletas do esgoto ao longo da faixa de tratamento								
		2 m	4 m	6 m	8 m	10 m	12 m	14 m	16 m	18 m
..... NMP/100 mL										
09/ago	5,10E+06 ± 1,98E+06	4,96E+06 ± 4,53E+05	4,52E+06	7,92E+06 ± 2,09E+06	6,34E+06 ± 2,27E+06	5,15E+06 ± 2,57E+06				
11/ago	1,26E+06 ± 4,90E+05	8,93E+05 ± 1,31E+06	9,83E+05 ± 3,55E+05	3,05E+06 ± 1,18E+06	1,13E+06 ± 2,69E+05	1,78E+06 ± 9,87E+05	2,32E+06 ± 8,74E+05	2,25E+06 ± 6,85E+05	2,09E+06 ± 4,56E+05	
16/ago	4,48E+06 ± 6,40E+05	4,80E+06 ± 1,00E+04	8,56E+06 ± 2,25E+06	7,94E+06 ± 3,95E+05	6,09E+06 ± 1,89E+06	7,90E+06 ± 1,70E+06				
24/ago	4,01E+06 ± 3,15E+05	2,89E+06 ± 9,00E+05	3,58E+06 ± 7,70E+05	6,34E+06 ± 3,25E+06	3,36E+06 ± 1,90E+05	3,79E+06 ± 4,75E+05	2,68E+06	2,83E+06		
11/out	1,31E+06 ^{BC} ± 5,56E+05	1,70E+06 ^{ABC} ± 6,61E+05	4,47E+05 ^C ± 4,62E+05	3,09E+06 ^A ± 1,15E+06	1,52E+06 ^{BC} ± 9,50E+05	1,78E+06 ^{ABC} ± 9,87E+05	2,32E+06 ^{AB} ± 8,74E+05	2,28E+06 ^{AB} ± 7,23E+05	2,09E+06 ^{AB} ± 4,56E+05	
14/out	5,77E+06 ± 4,94E+05	5,94E+06 ± 1,12E+06	6,34E+06 ± 1,59E+06	5,97E+06 ± 9,67E+05	6,28E+06 ± 1,44E+06	6,28E+06 ± 1,28E+06	5,94E+06 ± 6,61E+05	5,99E+06 ± 3,68E+05	4,34E+06 ± 1,11E+06	3,91E+06 ± 3,67E+05
18/out	2,42E+06 ± 1,20E+05	2,32E+06 ± 1,57E+06	1,03E+06 ± 1,17E+06	8,90E+05 ± 7,11E+05	1,09E+06 ± 8,66E+05	1,49E+06 ± 2,05E+06	1,31E+06 ± 1,56E+05	1,73E+06 ± 2,66E+06	3,13E+06 ± 2,36E+06	2,93E+06 ± 1,54E+06
21/out	4,68E+06 ± 1,29E+06	4,86E+06 ± 4,48E+05	4,47E+06 ± 5,32E+05	4,11E+06 ± 3,39E+05	3,13E+06 ± 1,95E+06	3,65E+06 ± 2,05E+05	3,63E+06 ± 3,42E+05	3,61E+06 ± 1,34E+06	4,51E+06 ± 1,00E+06	
25/out	2,07E+06 ± 1,07E+06	2,26E+06 ± 9,01E+05	1,68E+06 ± 1,30E+06	1,98E+06 ± 7,03E+05	1,96E+06 ± 6,76E+05	2,76E+06 ± 5,21E+05	1,57E+06 ± 6,52E+05	2,44E+06 ± 9,03E+05	1,53E+06 ± 7,10E+05	2,61E+06 ± 4,24E+05

Continua...

Quadro 2, Continuação

Data	Efluente do tanque séptico	Pontos de coletas do esgoto ao longo da faixa de tratamento								
		2 m	4 m	6 m	8 m	10 m	12 m	14 m	16 m	18 m
..... NMP/100 mL										
04/nov	4,11E+06 ± 4,25E+05	5,62E+06 ± 2,70E+05	4,28E+06 ± 3,76E+05	3,85E+06 ± 8,69E+05	4,57E+06 ± 3,64E+06	5,14E+06 ± 9,76E+05	5,20E+06 ± 5,60E+05	5,35E+06 ± 1,35E+06	4,53E+06 ± 6,08E+05	4,57E+06 ± 1,52E+06
08/nov	5,38E+06	1,81E+06 ± 7,07E+05	3,32E+06 ± 2,80E+06	2,00E+05	5,24E+06 ± 2,22E+06	2,55E+06 ± 1,68E+06	1,53E+06 ± 2,29E+06	6,29E+06 ± 1,05E+06	5,61E+06 ± 3,36E+06	3,20E+06 ± 4,38E+06
18/nov	3,72E+06 ^B ± 1,77E+06	7,90E+06 ^A ± 1,76E+06	8,49E+06 ^A ± 1,67E+06	7,40E+06 ^A ± 5,35E+05	6,45E+06 ^A ± 1,22E+06	5,83E+06 ± 2,08E+06	6,91E+06 ± 6,25E+05	1,05E+07 ± 2,41E+06	1,32E+07 ± 8,01E+06	8,76E+06 ± 2,91E+06
22/nov	3,39E+06 ± 1,73E+06	5,58E+06 ± 1,85E+06	3,66E+06 ± 5,55E+05	4,64E+06 ± 1,25E+06	3,69E+06 ± 1,24E+06	3,64E+06 ± 1,05E+06	4,05E+06 ± 7,08E+05	4,36E+06 ± 1,41E+06	4,40E+06 ± 7,69E+05	3,69E+06 ± 4,96E+05
26/nov		2,43E+06 ± 2,52E+06	1,00E+05	1,74E+06 ± 2,17E+06	3,09E+06 ± 5,60E+05	3,64E+06 ± 5,66E+05	2,66E+06 ± 9,19E+04	1,67E+06 ± 1,40E+06	1,93E+06 ± 1,17E+06	
02/dez	2,55E+06 ± 1,82E+06	3,31E+06 ± 1,98E+05	3,03E+06 ± 1,86E+06	2,02E+06 ± 1,62E+06	2,16E+06 ± 6,08E+05	3,31E+06 ± 2,33E+06	3,67E+06 ± 1,82E+06	2,57E+06 ± 2,11E+06	3,58E+06 ± 1,25E+06	3,46E+06 ± 4,67E+05
Média	3,59E+06	3,82E+06	3,63E+06	4,07E+06	3,74E+06	3,91E+06	3,37E+06	3,99E+06	4,25E+06	4,14E+06
Desvio padrão	1,47E+06	1,99E+06	2,64E+06	2,55E+06	1,97E+06	1,83E+06	1,76E+06	2,52E+06	3,11E+06	1,96E+06

Letras maiúsculas sobrescritas diferentes indicam variação significativa entre repetições experimentais (distância entre pontos de coleta na faixa), a 5% de probabilidade, pelo teste de Newman Keuls.

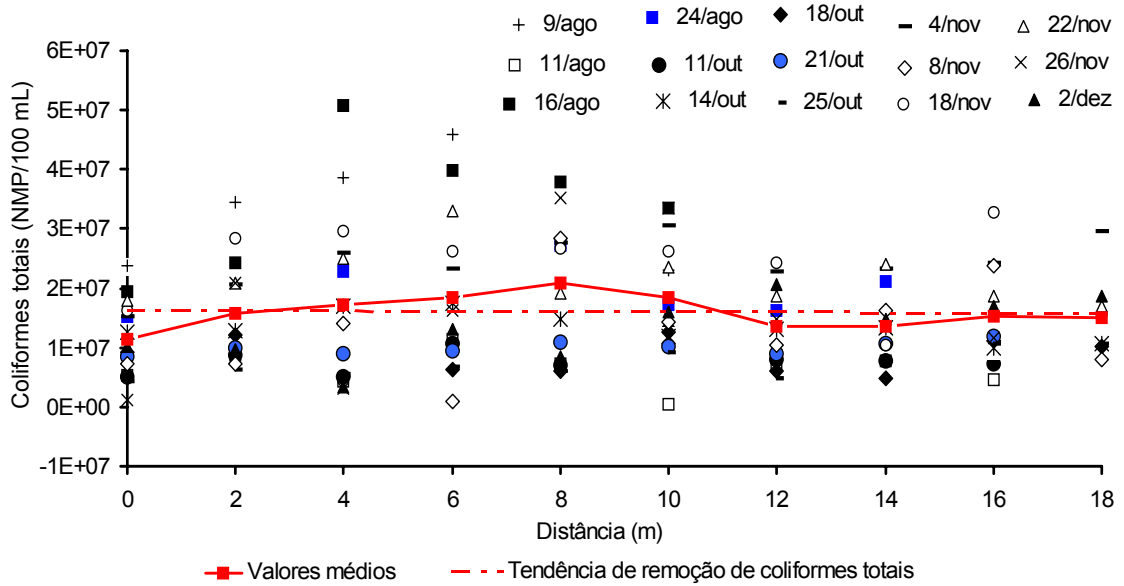


Figura 3 – Variação espacial do número de coliformes totais do efluente do tanque séptico ao longo da faixa de tratamento.

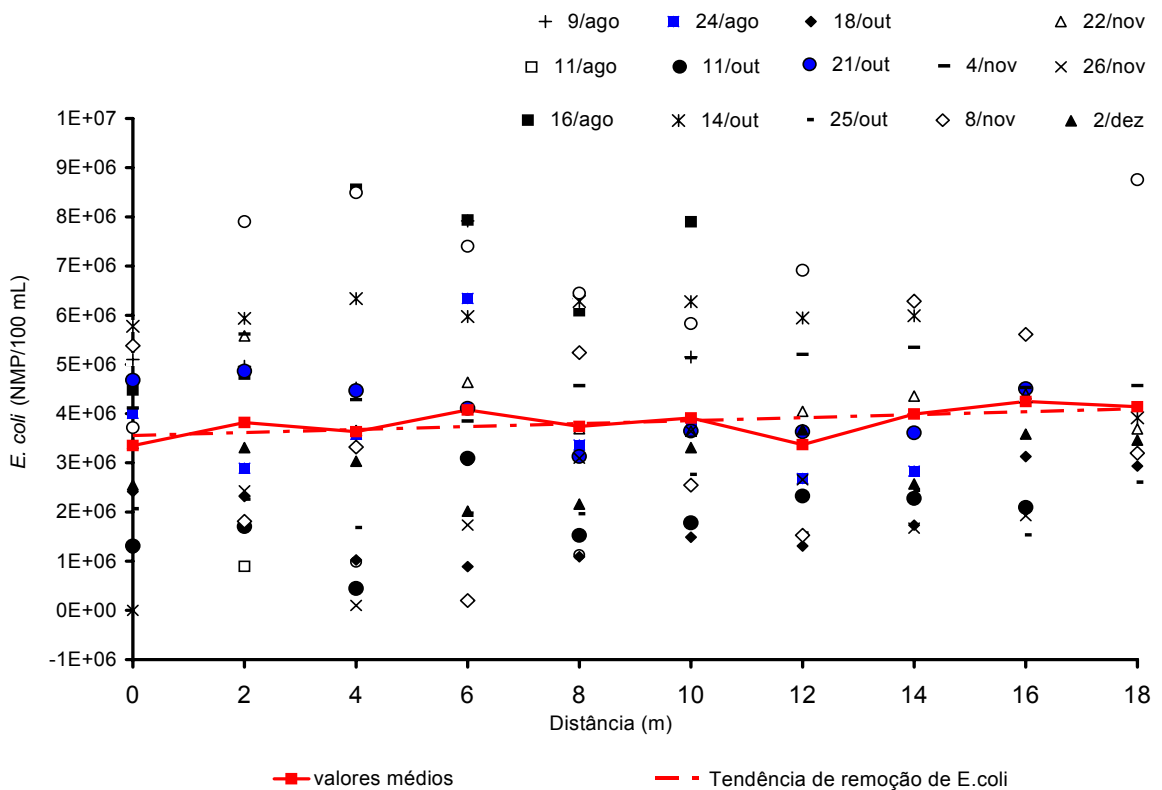


Figura 4 – Variação espacial do número de *E. coli* do efluente do tanque séptico ao longo da faixa de tratamento.

A tendência de acréscimo e decréscimo da *E. coli* ao longo da faixa de tratamento deve-se a três hipóteses:

1ª hipótese: pode estar ocorrendo o acúmulo da *E. coli* ao longo do comprimento da faixa, devido à capacidade de sobrevivência desta bactéria em função das condições favoráveis do meio. As condições de umidade alta e constante, bem como a temperatura baixa, variando entre 16 e 23 °C (Quadro A1), durante todo o período experimental podem ter sido os fatores mais determinantes para a sobrevivência da *E. coli*. Deve-se ressaltar que o tempo de sobrevivência da *E. coli* aumenta com a diminuição da temperatura.

2ª hipótese: a *E. coli* contida no biofilme formado no início da faixa pode ser arrastada ao longo da faixa, junto ao material orgânico proveniente do filme biológico que se desprende da superfície solo-planta quando ocorre a aplicação constante de esgoto.

3ª hipótese: a *E. coli* pode estar se reproduzindo no solo. A literatura citada relata que em países de clima tropical ou subtropical este organismo é capaz de reproduzir-se no solo ou mesmo no biofilme.

Observa-se na Figura 5 que a diferença do número de *E. coli* em relação aos coliformes totais foi menor que uma unidade logarítmica, diferindo dos resultados citados por Fonseca (2000), Metcalf e Eddy (2003) e Fatta e Kythreotou (2005), quanto à diferença de uma unidade logarítmica.

O número de *E. coli* no efluente do tanque séptico tendeu a diminuir nos primeiros 8 m da faixa de tratamento atingindo o valor de 18,0% e aumentar a partir deste ponto até aos 18 m, atingindo ao valor de 27,5%, em relação ao número de coliformes totais.

Considerando que nos primeiros 8 m da faixa o filme biológico é mais espesso, provavelmente pode estar ocorrendo o crescimento de população de outros organismos, competindo com a *E. coli* e, conseqüentemente, causando o decréscimo de sua população. Já a partir dos 8 m ocorre o aumento da *E. coli* em relação ao coliformes totais, provavelmente pela redução de competição ou, hipoteticamente, por estarem se reproduzindo.

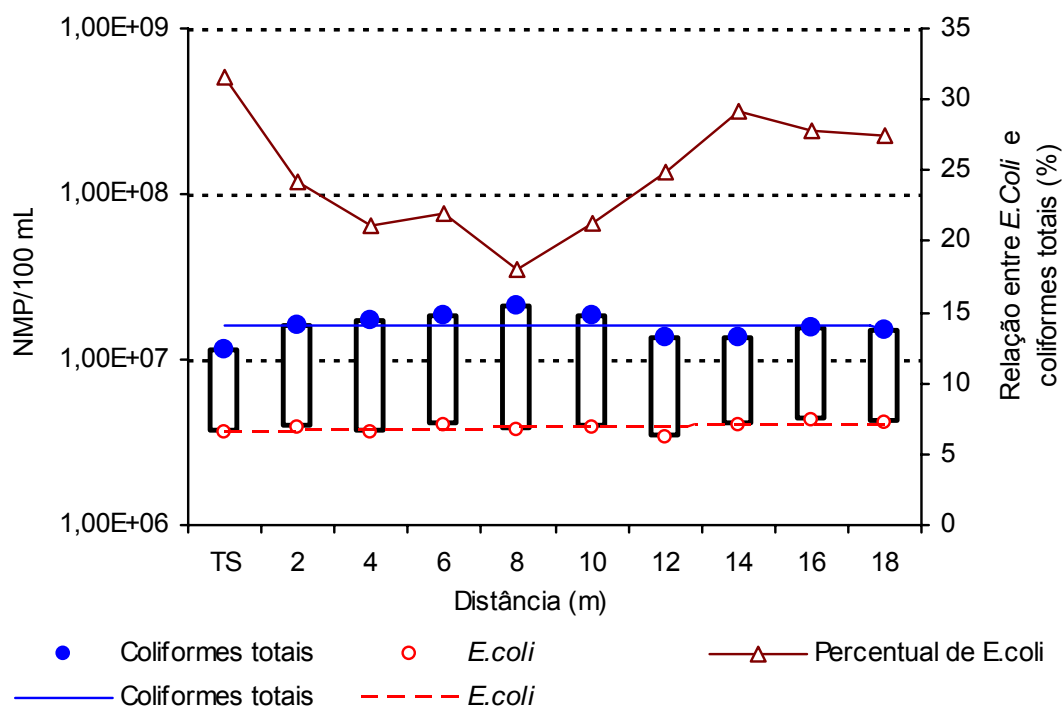


Figura 5 – Diferença do valor médio do número de coliformes totais em relação a *E. coli* ao longo da faixa de tratamento.

Como a população de *E. coli* aumentou ao longo da faixa, suspeita-se que ela não é um bom indicador da eficiência de tratamento de esgoto por escoamento superficial. Recomenda-se o estudo do uso de novos indicadores de contaminação biológica, provavelmente um indicador de poluição ambiental do solo como o controle da biomassa microbiana.

Observa-se que há pequena tendência de redução do número de coliformes totais (Figura 6) e *E. coli* (Figura 7) na água residuária de origem doméstica, ao longo da faixa de tratamento de seis meses de aplicação no solo. Após a formação do filme biológico, ao longo de toda a faixa, poderá haver tendência de aumento da remoção de coliformes.

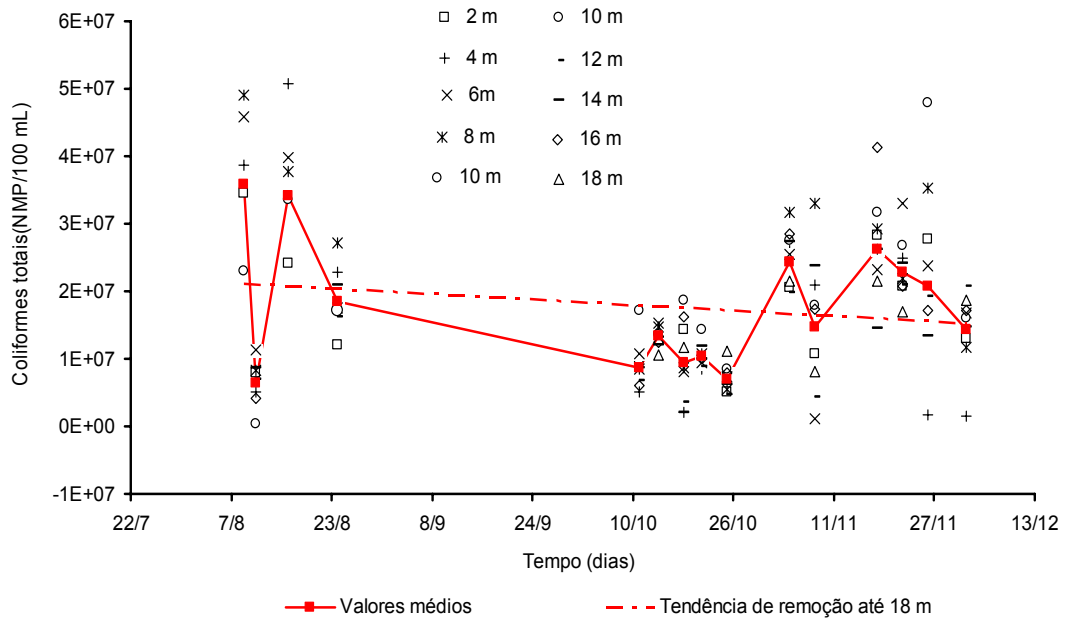


Figura 6 – Variação temporal do número de coliformes totais na faixa de tratamento.

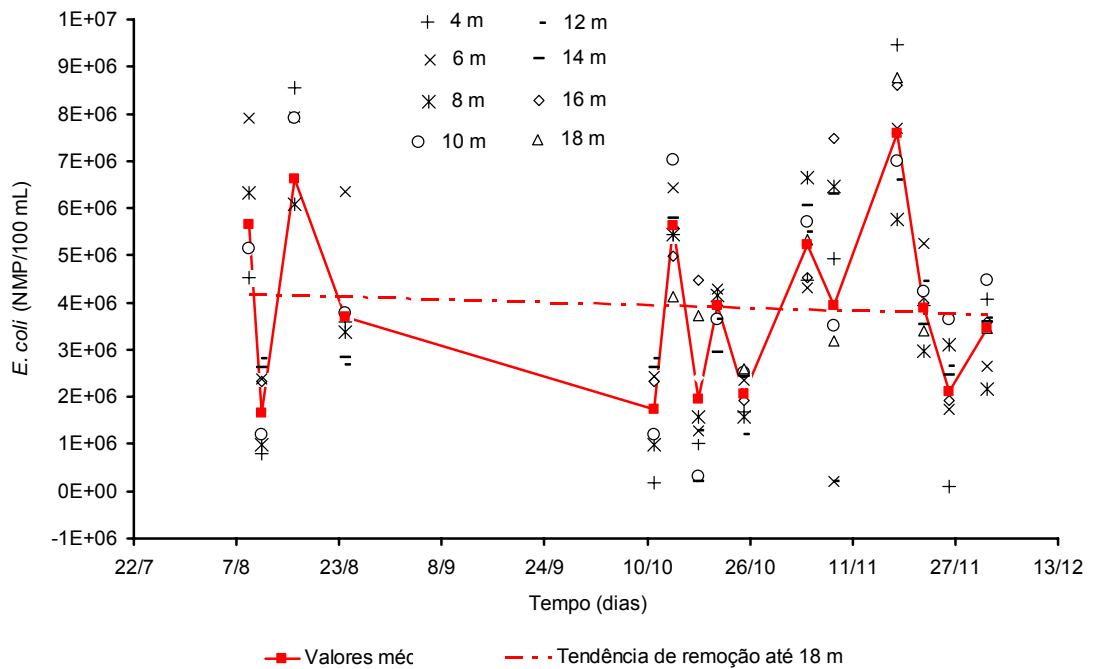


Figura 7 – Variação temporal do número de *E. coli* na faixa de tratamento.

5. CONCLUSÕES

Os resultados permitiram as seguintes conclusões:

- O tratamento de esgoto pelo método do escoamento superficial não é eficiente na remoção de coliformes totais e *E. coli*.
- Não se recomenda a *E. coli* como indicador para monitoramento de unidades de tratamento de esgoto por escoamento superficial.

6. REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 19th. ed. Washington: APHA, 2001.

ARAÚJO, G. C.; COTA, R. S.; ZERBINI, A. M.; CHERNICHARO, C. A. L.; Von SPERLING, M.; VIANA, E. M. Avaliação de um sistema de escoamento superficial de esgotos de efluentes de reatores UASB. In: **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.** São Carlos, SP: PROSAB, 2000 p. 31-45. (Coletânea de trabalhos técnicos).

BAHRI, A.; BRISSAUD, F. Guidelines for municipal water reuse in the Mediterranean Countries. **WHO regional Office for Europe**, Athens, Greece: Euro Project Office, MAP, Athens, Greece, 2002. p. 62.

BEVILACQUA, P. D.; BASTOS, R. K. X.; PINTO, P. S. A.; TAKARABE, J. M.; BANDEIRA, M. L. Avaliação da qualidade sanitária de bovinos alimentados com forrageira irrigada com esgoto sanitários. In: CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. **Anais...** Joinville, SC, setembro 2003.

BITTON, G. **Wastewater microbiology.** New York: Willey-Liss, 1994. 478 p.

BITTON, G.; GERBA, C. P. **Groundwater pollution microbiology.** New York: John Wiley & Sons, 1984. 379 p.

BLUMENTHAL, U. J.; DUCAM MARA, D.; AYERS, R. M.; CIFUENES, E.; PEASEY, A.; SOTT, R.; LEE, D. L.; PALACIOS, G. R. Evaluation of the who nematode egg guidelines for restricted and unrestricted irrigation. **Water Sci. Technol.**, v.33, n.10-11, p. 277-286,1996.

BRANDÃO, E. M. **Os componentes da comunidade microbiana do solo.** Microbiologia do solo. Campinas, SP: Sociedade Brasileira de Ciência do solo, 1992. 360 p.

BYAPPANAHALLI, M.; FUJIOKA, R. Indigenous soil bacteria and low moisture may limit but allow faecal bacteria to multiply and become a minor population in tropical soils. **Water Sci. Technol.**, v.50, n.1, p.27-32,2004.

CHAER, G. M.; TÓTOLA, M. R. Modelo para determinação de índice de qualidade do solo baseado em indicadores físicos, químicos e microbiológicos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS DO SOLO; SOLO – ALICERCE DOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO, 29., 2003, Ribeirão Preto. **Anais...** Ribeirão Preto, SP: UNESP, 2003. CD-ROM.

CHERNICHARO, C. A.; COTA, R. S.; ZERBINI, A. M.; Von SPERLING, M.; BRITO, L. H. Post-treatment of anaerobic effluents in na overlanflow system, **Water Sci. Tech.**, v.44, n.4, p. 229-236, 2001.

CORAUCCI FILHO, B. **Tratamento de esgotos domésticos no solo pelo método do escoamento superficial.** Campinas, SP: UNICAMP, 1991. 1336 p. Tese (Doutorado em Engenharia) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

FATTA, D.; KYTHREOTOU, N. Wastewater as valuable water resource-concerns, constraints and requirements related to reclamation, recycling, and reuse. In: **IWA INTERNATIONAL CONFERENCE ON WATER ECONOMICS, AND FINANCE.** Rethymno, Greece, july, 2005. p. 8-11.

FEACHEM, R. G.; BRADLEY, D. J.; GARELICK, H.; MARA, D. D. **Sanitation and Disease**: health aspects of excreta and wastewater management. Chichester: John Wiley, 1983. 242 p.

FONSECA, S. P. P. **Avaliação do tratamento e esgoto doméstico bruto pelo método de escoamento superficial utilizando o capim coastcross (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.)**. Viçosa, MG: UFV, 2000. 133 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola – Irrigação e Drenagem) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

FONSECA, S. P. P.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T. Remoção de coliformes totais e fecais - *Escherichia coli* no tratamento de esgoto doméstico pelo método do escoamento superficial. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE MICROBIOLOGIA APLICADA AO SANEAMENTO, 2000, Vitória. **Anais ...** Vitória: UFES, 2000. p. 189-199.

FONSECA, S. P. P.; SOARES, A. A.; MATOS, A.T.; PEREIRA, O. G. Avaliação do valor nutritivo e contaminação fecal do capim coastcross cultivado nas faixas de tratamento de esgoto doméstico pelo método do escoamento superficial. **Rev. Engenharia Agrícola**, v. 21, n. 3, p. 293-301, 2001a.

HESPANHOL, I. Potencial de reúso de água no Brasil: Agricultura, indústria, municípios, recarga aquíferos. **Rev. Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 13, n. Especial, p. 411-437, 2003.

KIEHL, E. J. **Manual de compostagem**: maturação e qualidade do composto. Piracicaba, SP: [s.n.], 1998. 171 p.

MATOS, A. T. Tratamento das águas residuárias na aquicultura. **Cadernos Técnicos de Veterinária e Zootecnia**, v. 50, n.5, p.28-74, Maio, 2006.

MUIRHEAD, R. W.; COLLINS, R. P.; BREMER, P. J. Interação da *Escherichia coli* e as partículas do solo no escoamento. **Applied and Environmental Microbiology**, v.72, n.5, p. 3406-3411, 2006.

PEASEY, A.; BLUMENTHAL, U.; MARA, D.; RUIZ-PALACIOS, G. **A review of policy and standards for wastewater reuse in agriculture a latin american perspective**. London: Well Study, Task 68, part II, 2000.74 p.

RESOLUÇÃO CONAMA Nº. 357, DOU, 18.03.2005 de 17 de março de 2005.,

ROSE, J. B.; FARRAH, S. R.; HARWOOD, V. J.; LEVINE, A. D.; LUCASIK, J.; MENENDEZ, P.; SCOTT, T. M. **Reduction of pathogens, indicator bacteria, and alternative indicators by wastewater treatment and reclamation processes**. Alexandria: Water Environment Research Foundation /WERF, 2004. p.1.2-2.3.

SANTOS, S. S. **Influência da aplicação, via irrigação por gotejamento, de esgoto sanitário tratado na cultura do cafeeiro e no solo**. Viçosa, MG: UFV, 2004. 65 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

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**, v.14, n.1, p.16-22, 2006. Jan./Mar. 2006.

SCOTT, T.; FULTON, P. Removal of pollutants in the overland flow (grass filtration) system. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON DEVELOPMENTS IN LAND METHODS OF WASTEWATER TREATMENT AND UTILISATION, 22., 1978, Melbourne. **Proceedings...** Melbourne: IAWPRC, 1978.

SHUVAL, H. I.; ADIN, A.; FATTAL, B.; RAWITZ, E.; YEKUTIEL, P. **Wastewater irrigation in developing countries: health effects and technical solutions.** Washington, DC: The World Bank, 1986. (Technical paper, 51).

SISTEMA DE ANÁLISE ESTATÍSTICA E GENÉTICA (SAEG). Viçosa, MG: UFV, Central de Processamento de Dados, 1999.

SOLO-GABRIELE, H. M.; WOLFERT, M. A.; DESMARAIS, T. R.; PALMER, C.J. Sources of *Escherichia coli* in a coastal subtropical environment. **Applied and Environmental Microbiology**, v.66, n.1, p.230-237, Jan. 2000.

SOUZA, J. A. **Uso de água residuária de origem doméstica na fertirrigação do cafeeiro: efeitos no solo e na planta.** Viçosa, MG: UFV, 2005. 147 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

STRAUSS, M. **Health aspects of nightsoil and sludge use in agriculture and aquaculture** – Part II. Pathogen survival. Duebeldorf: International Reference Centre for Wastes Disposal, 1985. (Report, N. 04/85).

TYRREL, S. F.; QUINTON, J. N. Overland flow transport of pathogens from agricultural land receiving faecal wastes. **Journal of Applied Microbiology**, v.94, p.875-935, 2003.

U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. EPA/625/R-00/008. **Onsite waste treatment systems manual.** Washington, D.C.: Office of Water; Office of Research and Development, February, 2002.

U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. EPA/625/R-04/108. **Guidelines for water reuse:** municipal support division office of wastewater management office of water Washington, DC... Washington, D.C.: U.S. Agency for International Development, september 2004. 291 p.

Von SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos / Marcos Von Sperling**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996. 211 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 2).

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture**. Report of a WHO Scientific Group. WHO Technical Report Series, 778. Geneva, World Health Organization, 1989. 76 p. (WHO Technical Report Series, 778).

PARÂMETROS DOS MODELOS MATEMÁTICOS QUE SIMULAM A REMOÇÃO DA MATERIA ORGÂNICA NO TRATAMENTO POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL

RESUMO

FONSECA, Sandra Parreiras Pereira, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2007. **Parâmetros dos modelos matemáticos que simulam a remoção da matéria orgânica no tratamento por escoamento superficial.** Orientador: Antônio Alves Soares. Co-orientadores: Antonio Teixeira de Matos e Mauro Aparecido Martinez.

O objetivo do presente trabalho foi determinar os parâmetros das equações que possibilitam a estimativa da remoção da matéria orgânica ao longo do comprimento de faixa de tratamento, em unidade de tratamento de esgoto (ETE), constituída por desarenador, tanque de equalização, tanque séptico e tratamento secundário por disposição no solo pelo método do escoamento superficial nas condições edafoclimáticas do município de Viçosa, MG, implantada em um CAMBISSOLO Háplico Tb distrófico latossólico, textura argilo-arenosa. Foram implantados quatro planos de sistematização, cada um com três faixas de 1 m de largura, 25 m de comprimento e declividade de 2%, cultivadas com o capim Tifton 85 bermudagrass (*Cynodon* spp.). Foi aplicada a taxa de $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ por um período de dez horas e freqüência de seis dias por semana, durante seis meses de operação. Foram coletadas amostras do esgoto a cada 2 m do início da faixa até atingir 18 metros, 10 minutos após a chegada do afluente ao ponto de coleta, duas vezes por semana, as quais foram submetidas às análises de DBO e DQO. O modelo do EPA 1984, quando ajustado aos dados experimentais, representou adequadamente a remoção de DBO e DQO, entretanto os coeficientes K e K' diferiram dos encontrados por outros autores em diferentes condições edafoclimáticas, tipo de efluente tratado e taxas de aplicações.

ABSTRACT

FONSECA, Sandra Parreiras Pereira, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February 2007. **Parameters of the models mathematics simile the removal of organic matter in overland flow** Adviser: Antônio Alves Soares. Co-Advisers: Antonio Teixeira de Matos and Mauro Aparecido Martinez.

The objective of the present work was to determine the parameters of the equations which simulate the removal of the organic matter in relation to the length of the treatment band of the sewage treatment unit (ETE), constituted of sand box, equalization tank, septic tank and overland flow system, under the edafoclimatic conditions of Viçosa, MG, implanted in a Dystrudepts, with a clayey-sandy texture. The plant area was land leveled in four plans, each one with three borders of 1 m width, 25 m length with 2% of slope, and cultivated with Tifton 85 grass bermudagrass (*Cynodon* spp.). The application rate of $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ was applied for ten hours a day and six day a week, during six months of operation. The samples of sewage collected along the borders, at every 2 meters up to 18 meters were submitted to analyses the DBO and DQO. The EPA model proposed in 1984 represented well the removal of the DBO and DQO, however the coefficients K and K' differed from those observed by other authors under different edafoclimatic conditions, kind of effluent treated and application rates.

1. INTRODUÇÃO

Atualmente, não existem diretrizes dos órgãos nacionais quanto ao dimensionamento e monitoramento de sistema de tratamento de esgoto por disposição no solo, pelo método do escoamento superficial, desenvolvidas para as condições brasileiras.

Coraucci Filho (1991) e Loures (2002) desenvolveram alguns estudos para ajuste das equações da *U. S. Environmental Protection Agency* (EPA, 1981 e 1984), nas condições brasileiras. Como se acredita que exista influência das condições edafoclimáticas no desempenho dos sistemas, torna-se importante avaliar e ajustar modelos de dimensionamento de ETEs pelo método do escoamento superficial para diferentes solos, climas e tipo de vegetação. Mais pesquisas são necessárias para que se possam disponibilizar parâmetros específicos para diferentes condições edafoclimáticas que subsidiem os órgãos afins a deliberar diretrizes para implantação de estação de tratamento deste tipo no Brasil.

A eficiência do tratamento por disposição no solo está diretamente relacionada com as inter-relações água-solo-planta e clima. Utilizando os parâmetros internacionais de dimensionamento de ETEs, podem-se cometer erros de sub ou superdimensionamento, além da possível contaminação do lençol freático, caso não seja feita adequadamente a escolha do solo para implantação de ETE por escoamento superficial (FONSECA et al., 2000). Os autores ressaltam a necessidade de desenvolvimento de novas metodologias e que devem ser levados em consideração estudos mais detalhados da influência da velocidade de infiltração básica (VIB) no dimensionamento de sistemas de tratamento de esgoto por escoamento superficial.

O objetivo do trabalho foi obter e compará-los os parâmetros da equação empírica dos modelos matemáticos recomendados pela *U. S. Environmental Protection Agency* (EPA, 1981 e 1984), que possibilitem a estimativa da remoção de material orgânico ao longo da faixa de tratamento pelo método do escoamento superficial, utilizando efluente do tratamento primário do tipo tanque séptico, nas condições edafoclimáticas do município de Viçosa, MG.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Aplicabilidade do método do escoamento superficial

No escoamento superficial, o esgoto é aplicado na parte mais alta do terreno, em faixas com declividade de até 8%, e coletado na parte inferior das faixas, de onde é captado para lançamento em corpos receptores de água. Os terrenos utilizados devem possuir baixa a média permeabilidade, para evitar risco de contaminação do lençol freático. A depuração do esgoto depende da vegetação, principalmente da absorção pelas plantas de minerais resultantes do processo de decomposição biológica da matéria orgânica pelos microrganismos na película superficial do solo.

O escoamento superficial é uma alternativa para tratamento complementar do efluente líquido do tanque séptico. A NBR 7229, de 1993 (ABNT, 1993), indica como possível tratamento de efluente de tanque séptico a disposição no solo por meio de valas de infiltração ou sumidouros para posterior lançamento do efluente em um curso de água.

Os tanques sépticos são unidades de forma cilíndrica ou prismática retangular, de fluxo horizontal. Tem como função a separação gravitacional da espuma e dos sólidos, em relação ao líquido afluente, a digestão anaeróbia e liquefação do lodo, bem como seu armazenamento. Os dados de eficiência de tanques sépticos são bastante variáveis e sujeitos às condições locais e de operação das unidades; geralmente removem de 30 a 55% de material orgânico, de 20 a 90% dos sólidos suspensos e de 70 a 90% de óleos e graxas (CHERNICHARO, 1997).

2.2. Modelo matemático de remoção de material orgânico

Os processos biológicos de tratamento de esgoto ocorrem num volume definido por limites físicos específicos, denominado reator. O modelo hidráulico do reator é função do tipo de fluxo, da forma geométrica do reator, da quantidade de energia introduzida por unidade de volume, do tamanho ou escala da unidade.

No reator ocorrem modificações na composição e concentração dos compostos durante a permanência da água residuária neste, devido ao transporte hidráulico de material no reator (entrada e saída) e às reações que nele ocorrem (produção e consumo), o que caracteriza o balanço de massa (BENEFIELD e RANDALL, 1987; Von SPERLING, 1996).

A cinética da reação da matéria orgânica remanescente (DBO_4 remanescente) é modelada segundo uma reação de primeira ordem, na qual a taxa de mudança da concentração de uma substância é proporcional à primeira potência da concentração (BENEFIELD e RANDALL, 1987; Von SPERLING, 1996). A equação da progressão da DBO remanescente pode ser expressa de acordo com a seguinte equação diferencial:

$$\frac{dC}{dt} = -KrC \quad \text{Eq. 1}$$

em que:

C – concentração de DBO do efluente dos esgotos (mg.L^{-1});

t – tempo (dia); e

Kr – coeficiente de reação (dia^{-1}).

Quanto maior a concentração de DBO, mais rapidamente se processará a taxa de sua estabilização. Após certo tempo, quando a concentração de DBO estiver reduzida pela estabilização, a taxa de reação será menor, em virtude da menor concentração da matéria orgânica. O sinal

negativo no termo da direita indica remoção do reagente e o sinal positivo, produção do reagente (Von SPERLING, 1996).

O mesmo autor cita que a equação de cinética de primeira ordem fornece informações importantes acerca da natureza e degradabilidade dos compostos orgânicos presentes no esgoto quando disposto no solo pelo método do escoamento superficial. Permite uma estimativa da velocidade e duração da degradação da matéria orgânica, bem como de práticas adicionais para dimensionamento e operacionalização de sistemas de tratamento de disposição no solo.

Os modelos existentes para tratamento de esgoto pelo método do escoamento superficial são válidos quando se trata de avaliar a eficiência da remoção do material orgânico. A remoção do material orgânico no filme biológico formado na superfície e na interface solo-planta é função, praticamente, de parâmetros operacionais, como tempo de detenção, taxa de aplicação, comprimento da faixa e velocidade de escoamento na superfície do solo, sendo este último dependente da vegetação de cobertura e declividade.

O modelo desenvolvido em laboratório denominado CRREL (*Cold Regions Research and Engineering Laboratory*), validado com dados do sistema instalado em Utica, na Universidade da Califórnia, Davis, nos Estados Unidos da América, estabeleceu a relação entre o tempo de detenção do esgoto nas faixas de tratamento e a redução da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), considerando-se o comprimento e a declividade das faixas determinados pela equação 2 (EPA, 1981).

$$\frac{C}{C_0} = A \exp^{-Kr.t} \quad \text{Eq. 2}$$

em que:

C_0 – concentração de DBO do afluente dos esgotos (mg. L^{-1}); e

A – fração sedimentável de DBO do esgoto aplicado (adimensional).

Para testar o modelo proposto pela equação 1, foi construído em 1975 um sistema, denominado CRREL, que operou por um período de cinco anos. O esgoto, característico da pequena comunidade, apresentou em sua composição valores de DBO de 85 mg.L⁻¹, DQO de 110 mg.L⁻¹, SST de 25 mg.L⁻¹, pH de 7,2 e CE de 500 µS.cm⁻¹. O sistema foi constituído de três faixas de 2,9 m de largura e 30,5 m de comprimento, com declividade de 5% e camada de 15 cm de solo argiloso compactado, revestida com uma manta plástica, sendo a vegetação cultivada o capim *canarygrass*. O esgoto era aplicado no período de quatro dias. semana⁻¹, frequência de 7 h.dia⁻¹, taxas de aplicação superficial de 0,40, 0,80 e 1,2 cm.h⁻¹, variando a taxa de aplicação de 0,12 a 0,50 m³.h⁻¹.m⁻¹. Nessas condições, Smith (1980) obteve resultados para os valores médios de A e k correspondentes a 0,52 e 0,03 min⁻¹, respectivamente (EPA, 1981).

Smith (1982) desenvolveu o modelo que descreve a remoção da DBO em função da variável comprimento da faixa (L). Esse modelo foi desenvolvido, usando-se dados de desempenho do sistema da Universidade da Califórnia (UCD), implantado em escala real na cidade de Davis, Califórnia, utilizando esgoto primário de lagoa de estabilização, aplicado em faixas de 25 m de largura por 41,5 m de comprimento e declividade de 2%.

O modelo considera dois estágios: o primeiro se aplica aos primeiros 10 m do comprimento da rampa, onde a taxa de remoção orgânica é mais rápida, e o segundo, ao restante da rampa, de acordo com as equações três e 4.

- Primeiro Estágio (L ≤ 10 m):

$$\frac{C-R}{C_o} = A \exp^{(-K.L)} \quad \text{Eq. 3}$$

- Segundo Estágio (L > 10 m):

$$\frac{C-R}{C_o} = A' \exp^{(-K'.L)} \quad \text{Eq. 4}$$

em que:

A, A' – fração sedimentável da DBO do esgoto aplicado;

K, K' – coeficientes de ajuste (m^{-1});

L – distância a partir do início da faixa de tratamento (m); e

R – concentração residual estimada do esgoto.

O modelo descrito nas equações 3 e 4 prevê que a fração de matéria orgânica remanescente deveria aproximar-se de zero, para rampas de grande comprimento; entretanto, tem sido demonstrado que às concentrações de DBO no escoamento de faixas de tratamento tendem a valores diferentes de zero, que variam de 3 a 5 $mg.L^{-1}$, provavelmente como resultado de liberação de orgânicos solúveis a partir do sistema solo-planta (SMITH e SCHROEDER, 1985).

Os coeficientes K e K' variaram em função da taxa de aplicação (q), de acordo com as equações 5 e 6, para o primeiro e segundo estágio, respectivamente.

- Primeiro Estágio ($L \leq 10$ m):

$$K = \frac{k_1}{q^n} \quad \text{Eq. 5}$$

- Segundo Estágio ($L > 10$ m):

$$K' = \frac{k_2}{q^{n'}} \quad \text{Eq. 6}$$

em que:

k_1 e k_2 – coeficientes determinados empiricamente ($m.h^{-1}$), que consideram o valor incorporado à massa líquida perdida devido a evapotranspiração e à percolação (SMITH, 1982);

n, n' – coeficientes determinados empiricamente; e

q – taxa de aplicação ($\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$).

Quanto maiores os coeficientes K e K' , menores as relações C/C_0 e, portanto, maiores as remoções. Do ponto de vista de projeto e operação, o primeiro estágio do modelo poderia ser de pouca importância, mas o segundo estágio é a base para projeto e operação. A provável razão da observação de duas taxas de remoção orgânica distintas sobre o comprimento da rampa de escoamento superficial é que o material remanescente é removido prontamente nos primeiros metros, levando o material orgânico coloidal e solúvel a ser removido a uma taxa mais lenta por adsorção e assimilação bacteriana no comprimento restante da rampa (SMITH e SCHROEDER, 1985).

No Tabela 1 estão apresentados os valores dos coeficientes dos modelos matemáticos descritos pelas equações 3 a 6, para a remoção da matéria orgânica, obtidas para diferentes experimentos, implantados em escala real.

Tabela 1 – Coeficientes do modelo matemático de remoção de DBO, para dimensionamento do tratamento por escoamento superficial, determinados pelas diferentes características do sistema

Autores	Características do sistema						Coeficientes		R ²	Equação de regressão
	Local	Tipo de efluente aplicado	Comprimento da faixa (m)	Declividade da faixa (%)	Taxa de aplicação (m ³ .h ⁻¹ .m ⁻¹)	Concentração da DBO do afluente aplicado (mg.L ⁻¹)	K ₁ e K ₂	n e n'		
Smith e Schroeder (1985)	Davis, Califórnia	Primário tanque séptico	45,0	2	0,37	72	0,030	0,402	0,987	(C-5)/Co=0,59exp(-0,0428.L)
Abernathy et al. (1985)	Ealey, Sul da Califórnia	Primário (lagoa facultativa)	7,6	4	0,21	159	-	-	0,980	(C-5)/Co=0,94exp(-0,037.L)
			50,3		0,45	126	-	-	0,950	(C-5)/Co=0,76exp(-0,039.L)
Coraucci Filho (1991)	Batatais, SP, Brasil	Bruto (tratamento preliminar)	5,0	4	0,30	370	0,006	2,395	0,992	(C-5)/Co=0,98exp(-0,1077.L)
			20,0				0,020	0,554	0,972	(C-5)/Co=0,71exp(-0,0397.L)
			40,0	8	0,20	258	0,087	-0,766	0,828	(C-5)/Co=0,74exp(-0,150.L)
Marquezini (2000)	Campinas, SP, Brasil	Bruto (tratamento preliminar)	20,0	4	0,50	277	*	*	0,265	(C-5)/Co=0,95exp(-0,022.L)
Loures et al. (2002)	Viçosa, MG, Brasil	Bruto (tratamento preliminar)	8,0	2	0,48	353	0,002	2,315	0,329	(C-5)/Co=1,02exp(-0,012.L)
Cerqueira (2004)	Limeira, SP, Brasil	Primário (lagoa facultativa)	40	3,5	0,30	137	*	*	0,878	(C-5)/Co=1,41exp(-0,038.L)

O modelo apresentado foi regressão linear, não sendo possível apresentar os dados de K₁, K₂, n e n'.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Caracterização da área e delineamento do experimento

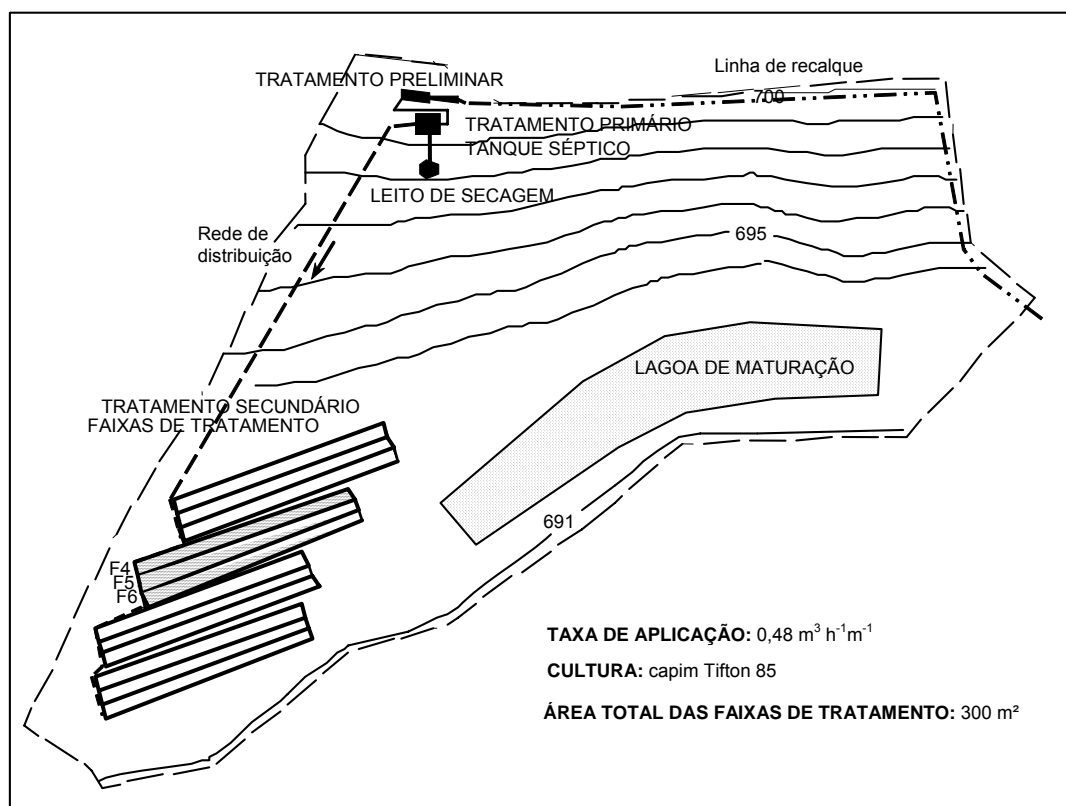
O experimento foi conduzido na unidade de tratamento de esgoto (ETE), por disposição no solo, instalada na Estação Experimental de Tratamento de Águas Residuárias (EETAR), do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa, MG. A ETE está localizada a 20°45'14" S, 42°52'53" W, na altitude de 693,00 m. A unidade é constituída de tratamento preliminar (caixa de areia, gradeamento e tanque de equalização); tratamento primário do tipo tanque séptico (câmara dupla e leito de secagem, com tempo de detenção de aproximadamente 16 horas); e tratamento secundário pelo método do escoamento superficial (faixas de tratamento).

O esgoto do efluente do tanque séptico, que foi aplicado nas faixas de tratamento, é proveniente do Condomínio Bosque do Acamari, constituído de 136 unidades residenciais unifamiliares, com 568 habitantes, situado na cidade de Viçosa, MG.

A unidade de tratamento por escoamento superficial, com área total de 300 m² (Figura 1), foi implantada em um solo classificado como CAMBISSOLO Háplico Tb distrófico latossólico, textura argiloso-arenosa, dividida em quatro planos de sistematização, cada um com três faixas de 1 m de largura, 25 m de comprimento e declividade de 2%, cultivadas com o capim Tifton 85 bermudagrass (*Cynodon* spp.).

Das 12 faixas de tratamento implantadas, três foram escolhidas, aleatoriamente, para desenvolvimento da pesquisa, sendo uma testemunha (F6) sem aplicação do esgoto, e as outras duas (F4 e F5) com aplicação da taxa de 0,48 m³.h⁻¹.m⁻¹ de esgoto por faixa (Figura 1). Os dados

experimentais foram coletados na faixa F5, enquanto a faixa F4 operava como reserva.



Fonte: Adaptado de SANTOS (2004).

Figura 1 – Planta de localização da ETE – escoamento superficial, na área Experimental de Tratamento de Águas Residuárias do DEA-UFV.

O efluente do tanque séptico foi conduzido até o tratamento por escoamento superficial, por meio de tubos de PVC com diâmetro nominal de 100 mm, e distribuído nas faixas de tratamento por intermédio de válvulas de gaveta de 100 mm, instaladas na entrada de cada plano, sendo em cada faixa instaladas válvulas de esfera de 50 mm de diâmetro, nas quais se regulava a taxa de aplicação (Figura 2a).

Canaletas de concreto foram construídas tanto no início de cada faixa, para uniformizar a aplicação do esgoto, quanto no final, para recolher o escoamento superficial (Figura 2b). Os efluentes da unidade de tratamento foram conduzidos, por tubulação de PVC, até a lagoa de maturação e, posteriormente, lançados na rede coletora de esgoto da UFV.



(a)

(b)

Figura 2 – Distribuição do esgoto no início das faixas de tratamento (a) e canaletas de recolhimento dos efluentes tratados (b).

A cada 2 m na faixa foram construídos sulcos transversais à faixa, para uniformizar a distribuição do esgoto no solo e possibilitar a coleta de amostras ao longo da faixa de tratamento; para mais adequada amostragem do esgoto coletado foram utilizados coletores de PVC, meia-cana, com diâmetro de 50 mm.

3.2. Coleta de dados

Durante o período de seis meses de operação da unidade de tratamento, com o sistema operando no intervalo das 8 às 18 horas, de segunda a sábado, foram coletadas amostras do esgoto em 10 pontos da faixa F5, sendo no início da faixa e a cada 2 m até atingir os 18 m. As coletas foram realizadas às quartas-feiras e aos sábados, no intervalo entre as 8 e as 11 horas e 30 minutos, 10 minutos após a chegada do afluente ao ponto de coleta, constituindo para cada ponto uma amostra simples.

As amostras de esgoto foram coletadas em frascos de plástico com volume de 300 mL e acondicionadas em caixa térmica, sob temperatura de aproximadamente 4 °C, e encaminhadas, para análise, ao Laboratório de Qualidade de Água do DEA/UFV. Na maioria dos dias de coleta, o tempo se

encontrava nublado, com temperatura média variando entre 17,1 e 23,8 °C (Quadro 1A).

Nas amostras coletadas foram realizadas análises de DBO (método Iodométrico - processo Winkler) e DQO (método oxidimétrico com refluxo aberto), executadas em, no máximo, 24 horas.

O esgoto foi coletado diretamente (SILVA, 1977), e as análises foram feitas no Laboratório de Qualidade da Água do Departamento Agrícola da UFV e Standard Methods...– APHA (2001).

3.3. Modelo testado e análise estatística

O modelo testado foi o proposto pela U. S. *Environmental Protection Agency* (EPA, 1984), que simula a remoção de material orgânico ao longo da faixa de tratamento, desenvolvido por Smith, 1982 (equações 3 a 6).

Os valores dos coeficientes das equações 3 e 4 foram obtidos aplicando-se análise de regressão aos dados experimentais de DBO e DQO coletados ao longo da faixa de tratamento. As equações 5 e 6 foram substituídas nas equações 3 e 4, respectivamente, para obter os valores de k_1 , k_2 , n e n' , por regressão, e, posteriormente, determinar os valores de K e K' .

As concentrações relativas (C/C_0) em cada ponto de amostragem (2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16 e 18 m) foram determinadas para cada evento de amostragem num total de 14 repetições ao longo do tempo (Quadro 1A). Estes valores foram utilizados para obter os parâmetros do modelo (equações 3 e 4), por meio de regressão exponencial.

Para efeito de análise estatística, considerou-se o experimento montado no delineamento inteiramente casualizado com tratamentos (distância) e repetições (dias/meses). As análises estatísticas foram realizadas utilizando-se o software Statistica for Windows (STATSOFT, 1995).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A seguir, estão apresentados os resultados de eficiência do sistema e os coeficientes do modelo proposto por U. S. *Environmental Protection Agency* – EPA em 1984, que simula a remoção do material orgânico ao longo do comprimento das faixas de tratamento, cultivadas com Tifton 85, utilizando efluente do tratamento primário, do tipo tanque séptico, na taxa de aplicação de $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, em um solo CAMBISSOLO Háplico Tb distrófico latossólico, textura argilo-arenosa na camada de 0-10 cm e argila na camada de 50-60 cm.

No Quadro 1 estão apresentadas a estatística descritiva dos valores médios das variáveis de remoção de DBO e DQO e a eficiência ao longo da faixa de tratamento, referente ao período de monitoramento de agosto a dezembro de 2006.

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) ao longo da faixa de tratamento foi reduzida, em média, 48,7%, correspondente à concentração média do efluente de $99 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, até 18 m do início da faixa. A redução da demanda química de oxigênio (DQO) foi em média de 57,3%, correspondente à concentração média do efluente de $177 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ até 18 m do início da faixa (Quadro 1). Na mesma taxa de aplicação, esses valores foram superiores aos citados por Loures (2002), que, em 10 m de faixa, obteve eficiências de remoção de 34,1% de DBO e de 41,8% de DQO. Entretanto, foram inferiores aos citados por Coraucci Filho (1991), que variou a taxa de aplicação de 0,15 a $0,30 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, obtendo remoções de DQO entre 59,3 e 94,2%, nas faixas com o comprimento variando de 20 a 40 m e aos citados por Fonseca (2000), que obteve remoções de 54 a 75% de DQO e 47 a 75% de DBO, trabalhando com esgoto bruto em faixas de

Quadro 1 – Estatística descritiva e eficiência de remoção de DBO e DQO do efluente de tanque séptico e ao longo da faixa de tratamento

Indicadores avaliados	Variáveis	Efluente do tanque séptico	Distâncias ao longo da faixa de tratamento								
			2 m	4 m	6 m	8 m	10 m	12 m	14 m	16 m	18 m
			1º. Estágio				2º. Estágio				
DBO (mg.L ⁻¹)	Mínimo	138	108	116	91	95	72	73	66	52	69
	Máximo	255	300	235	252	272	185	191	167	145	143
	Mediana	193	189	167	143	132	115	107	100	91	104
	Média	193	191	173	151	147	121	123	108	97	99
	Desvio-padrão	37	47	35	39	47	38	42	36	31	25
	Coeficiente de variação (%)	19,1	24,4	20,4	25,8	32,0	31,0	33,9	33,7	32,1	25,1
	Eficiência do sistema (%)		0 a 8 m ⇒ 23,9 (máx. 51,1)				0 a 18 m ⇒ 48,7 (máx. 74,8)				
DQO (mg.L ⁻¹)	Mínima	300	252	220	198	136	97	97	98	78	137
	Máxima	538	576	499	613	587	427	306	293	240	200
	Mediana	416	376	304	264	294	235	199	189	182	192
	Média	416	383	330	312	288	250	201	194	178	177
	Desvio-padrão	74	83	89	114	118	87	54	58	46	26
	Coeficiente de variação (%)	17,8	21,7	27,1	36,5	41,0	34,6	27,1	29,7	25,6	14,7
	Eficiência do sistema (%)		0 a 8 m ⇒ 30,7 (máx. 61,1)				0 a 18 m ⇒ 57,3 (máx. 79,8)				

O número de repetições ao longo do tempo correspondeu a 14 observações no período de agosto a dezembro de 2006.

tratamento de 20 m de comprimento. Foram, ainda, inferiores aos valores citados por Cerqueira (2004), que alcançou remoções de DBO e DQO de 76,2 e 55,6%, respectivamente, para a taxa de aplicação $0,30 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, e aos de Marquezini (2000), que obteve remoções de DBO e DQO de 70,0 e 63,0%, respectivamente, para a taxa de aplicação $0,30 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$. Ressalta-se que ambos os autores trabalharam com efluentes de lagoa anaeróbia. A diferença entre os resultados das remoções de DBO e DQO é devida à variação da concentração de cada efluente e ao tempo de detenção do esgoto na faixa de tratamento.

Comparando os coeficientes da equação exponencial para DBO ($A = 1,0258$ e $K = 0,0384$) e DQO ($A = 0,9977$ e $K = 0,0502$) (Tabela 1), correspondentes às concentrações do efluente de DBO e DQO, iguais a 192 e $411 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, respectivamente, referentes ao primeiro estágio, verifica-se que os valores do coeficiente A foram próximos aos obtidos por Loures (2002), a qual obteve os valores de DBO ($A = 1,0243$ e $K = 0,0119$) e DQO ($A = 1,0472$ e $K = 0,0374$), correspondentes às concentrações do efluente de DBO e DQO, iguais a 353 e $642 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, respectivamente. O fato de os valores do coeficiente A da equação exponencial de DBO e DQO serem próximos para concentrações muito diferentes, deve-se provavelmente, ao processo de estabilização da matéria orgânica no início das faixas de tratamento, pesquisado por Loures (2000), que foi mais rápido que o obtido neste experimento. Deve-se levar em conta que os dados observados por esse autor foram obtidos durante as quatro estações do ano e os do experimento, no inverno e na primavera. As condições climáticas, provavelmente, influenciaram no processo de estabilização da matéria orgânica.

Já os valores de A da equação de regressão de DBO (Tabela 1), para o primeiro estágio, sugeridos por Abernathy et al. (1985) e Coraucci Filho (1991), foram inferiores aos coeficientes determinados neste experimento (Quadro 2). Estes resultados devem-se à variação da carga orgânica dos efluentes aplicados e ao tempo de detenção, fatores que provavelmente influenciaram nos valores mais baixos da fração sedimentável da DBO.

Quadro 2 – Modelos ajustados para DBO e DQO em função da distância, com os respectivos coeficientes de determinação e remoções simuladas até 8 m e de 8 até 18 m

Parâmetros	Coeficientes		R ²	Modelo exponencial (Z em metros)	Remoção experimental	Remoção simulada				
	K ₁ e k ₂	n e n'		Equação de regressão		----- (%) -----				
1°. Estágio -----					L ≤ 8 m	2 m	4 m	6 m	8 m	
DBO	0,039493	-0,037568	0,930916	(C-5)/Co =1,026.exp.(-0,038419.Z)	28,4	5,0	12,0	18,5	24,6	
DQO	0,051264	-0,029352	0,982418	(C-5)/Co =0,998.exp.(-0,050171.Z)	35,5	9,8	18,4	26,2	33,2	
2°. Estágio -----					8 < L ≤ 45 m	18 m	25 m	35 m	45 m	
DBO	0,054052	-0,714711	0,844671	(C-5)/Co =0,884.exp.(-0,031989.Z)	48,5	50,3	60,3	71,2	79,1	
DQO	0,028801	0,460146	0,879825	(C-5)/Co =0,837.exp.(-0,040372.Z)	56,8	59,6	69,5	79,6	86,4	

Os valores do coeficiente K (equações 5 e 6) encontrados por Loures (2002) e Coraucci Filho (1991), para o primeiro estágio, não foram tão próximos aos obtidos neste experimento. O ocorrido deve-se ao fato de que nos valores de k_1 e k_2 é considerada a massa líquida perdida em consequência da evapotranspiração e da percolação. A ETE do experimento de Loures (2002) foi vegetada com o capim Coastcross, em um ARGISSOLO cuja a VIB variou de 0,82 a 1,05 cm.h^{-1} , a de Coraucci Filho (1991), vegetada com o capim *Brachiaria humidicola* em solo de textura areia franca e VIB variando de 1,82 a 3,6 cm.h^{-1} e a deste experimento, vegetada com o capim Tifton 85, em um CAMBISSOLO e VIB de 1,95 a 2,66 cm.h^{-1} , comprovam que o tipo de planta depuradora e as características físicas do solo, principalmente a VIB, podem ter interferido nos resultados. Já o valor de K da equação de regressão (equação 3), igual a 0,037, sugerido por Abernathy et al. (1985), foi próximo do determinado neste experimento (Tabela 1), provavelmente as características físicas e químicas dos solos de ambos os experimentos se correlacionam.

A ETE em estudo foi menos eficiente em remoção de material orgânico (Quadro 1) nos primeiros 8 m de comprimento da faixa de tratamento que a pesquisada por Loures (2002), que obteve valores de 34,1% de DBO, correspondentes às concentrações médias do afluente de 353 mg.L^{-1} e do efluente de 232 mg.L^{-1} . Tal fato deve-se, provavelmente, ao tempo de operação da ETE pesquisada por Loures (2002), que foi de um ano, proporcionando a formação de um maior filme biológico, o que contribui para sustentação dos microrganismos no solo responsáveis pela decomposição do material orgânico. Outras justificativas podem referir-se as condições climáticas, já que o monitoramento se deu durante as quatro estações do ano, e ao fato de o solo da ETE estudada por Loures (2002) ser um ARGISSOLO, textura argilosa, mais adequado a implantação de ETE por escoamento superficial, de baixa VIB.

Avaliando os valores dos coeficientes, do segundo estágio, os A iguais a 0,59, 0,76 e 0,88 e os K iguais a 0,043, 0,039 e 0,032, sugeridos por Smith e Schroeder (1985) e Abernathy et al. (1985) (Tabela 1), e os deste experimento (Quadro 2), correspondentes às concentrações médias de DBO de 72; 126; e 192 mg.L^{-1} , respectivamente, do afluente aplicado nas faixas de tratamento, observa-se que, para as concentrações menores de DBO, a

fração sedimentável tende a ser menor após o primeiro estágio, independentemente do tamanho da faixa e dos valores de K, que são próximos. Já Coraucci Filho (1991) (Tabela 1) obteve valores de 0,71 para A e de 0,040 para K igual, muito próximos aos dos autores citados anteriormente, para uma concentração muito alta de DBO, igual a 370,0 mg.L⁻¹. Tal fato, provavelmente, deve-se à velocidade da estabilização do material orgânico na faixa de tratamento deste, que deve ter sido mais rápida em relação aos outros resultados.

Verifica-se que os valores de A, K e r^2 , no modelo linear, encontrados por Marquezini (2000) e Cerqueira (2004) (Tabela 1), não se correlacionaram com os valores de A, K e R^2 , no modelo exponencial, nem com os determinados neste experimento e os de Smith e Schroeder (1985), Abernathy et al. (1985), Coraucci Filho, (1991) e Loures (2000). Considerando-se que o modelo mais comum para o dimensionamento de sistemas de tratamento de águas residuárias por escoamento superficial é exponencial, este deve ser recomendado por manter a coerência com aqueles encontrados na literatura (LOURES, 2000).

Observa-se no Quadro 2 que, quanto maiores os coeficientes K e K', menores as relações C/C₀; portanto, maiores foram as remoções e os valores negativos de n e n', indicando que $K=k/q^n$ aumentou com a taxa de aplicação. O modelo subestimou a eficiência de remoção de matéria orgânica de DBO e DQO no primeiro estágio e foi inverso no segundo estágio.

Observa-se, no Quadro 2, que a diferença para mais entre o valor registrado e o modelo é de -13,4 e 6,5% de DBO₅ e DQO, respectivamente, para o primeiro estágio; para o segundo estágio, a diferença é de 3,5 e 4,5% para DBO₅ e DQO, respectivamente. O valor negativo da diferença se deve à variabilidade do tempo de decomposição da matéria orgânica. Os valores encontrados indicam que o modelo proposto por EPA (1984) representou adequadamente a remoção do material orgânico.

Ao simular a remoção de matéria orgânica ao longo da faixa de tratamento, observa-se (Quadro 2) que a maior eficiência se dará quando o esgoto atingir os 45 m, correspondentes a 79,1 e 86,4% em relação à DBO e DQO, respectivamente.

CONCLUSÕES

Os resultados permitiram as seguintes conclusões:

- Os coeficientes K e K' diferem dos encontrados por outros autores, em diferentes condições edafoclimáticas, tipo de efluente tratado e taxas de aplicações.
- O modelo proposto por EPA (1984) representou adequadamente a remoção de DBO e DQO.

Recomendações:

- Maiores coletas de dados e monitoramento nas unidades de tratamento de esgoto deste tipo existentes são necessários para criação de modelos específicos para cada região do Brasil.
- Aperfeiçoamento do modelo, considerando-se o processo de difusão que ocorre ao longo da espessura do biofilme e no perfil do solo e a entrada com parâmetros cinéticos.

6. REFERÊNCIAS

ABERNATHY, A. R.; BORUP, M. B.; ZIRSCHKY, J. Overland flow wastewater treatment at Easley, S.C. **Journal of Water Pollution Control Federation**, v. 57, n. 4, p. 291-299, Apr. 1985.

BENEFIELD, L. D.; RANDALL, C. W. **Biological process design for wastewater treatment**. Charlottesville, Virginia: In Print, Inc., 1987. 526 p.

BERNARDO, S.; SOARES, A. A.; MONTOVALNI, E. C. **Manual de irrigação**. 8. ed. Viçosa, MG: Editora UFV, 2006. 625 p.

CERQUEIRA, R. S. **Pós-tratamento de efluente de lagoa anaeróbia por escoamento superficial no solo**. Campinas, SP: UNICAMP, 2004. 335 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Arquitetura) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

CORAUCCI FILHO, B. **Tratamento de esgotos domésticos no solo pelo método do escoamento superficial**. Campinas, SP: UNICAMP, 1991. 1336 p. Tese (Doutorado em Engenharia) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro, RJ: SNLCS, 1997. 212 p.

FONSECA, S. P. P. **Avaliação do tratamento e esgoto doméstico bruto pelo método de escoamento superficial utilizando o capim coastcross (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.)**. Viçosa, MG: UFV, 2000. 133 f. Dissertação

(Mestrado em Engenharia Agrícola - Irrigação e Drenagem) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

FONSECA, S. P. P.; SOARES, A. A.; CHERNICHARO, C. L.; VIANNA, M. R.; MATOS, A. T. Comparação de metodologias para dimensionamento do tratamento de esgoto doméstico pelo método de escoamento superficial. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27, 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: [s.n.], 2000a. CD-ROM.

LOURES, A. P. S. **Modelos de remoção de parâmetros qualitativos em sistema para tratamento de esgoto doméstico por escoamento superficial utilizando o capim coastcross (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.)**. Viçosa, MG: UFV, 2002. 98 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola – Irrigação e Drenagem) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

LOURES, A. P. S.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T.; CECON, P. R.; OLIVEIRA, R. A.; FONSECA, S. P. P. Qualitative parameters in overland flow systems for domestic wastewater treatment: prediction equations. In: INTER-REGIONAL CONFERENCE ON ENVIRONMENT AND WATER, 5., 2002, Burkina Faso, África. **BOOK...** Burkina Faso, África: IER/ETS, novembro, 2002. p. 392-401.

MARQUEZINI, S. I. **Sistema de tratamento de esgoto no solo: comportamento de duas vegetações suportes**. Campinas, SP: UNICAMP, 2000. 348 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Arquitetura) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

SANTOS, S. S. **Influência da aplicação, via irrigação por gotejamento, de esgoto sanitário tratado na cultura do cafeeiro e no solo**. Viçosa, MG: UFV, 2004. 65 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

SILVA, M. O. S. A. **Análises físico-químicas para controle de estações de tratamento de esgotos**. São Paulo: CETESB, 1977. 226 p.

SISTEMA DE ANÁLISE ESTATÍSTICA E GENÉTICA (SAEG). Viçosa, MG: UFV, Central de Processamento de Dados, 1999.

SMITH, R. G.; SCHROEDER, E. D. Field studies of the overland flow process for the treatment of raw and primary treated municipal wastewater. **Journal of Water Pollution Control Federation**, v. 57, n. 7, p. 785-794, july. 1985.

SMITH, R. G. The overland flow process. A viable alternative for the removal of organic material from wastewaters? A predictive model. **Environmental Progress**, v. 1, n. 3, p. 195-205, ago. 1982.

SMITH, R. G.; SCHROEDER, E. D. Investigation of overland flow design and operating parameters. In: **Overland flow for treatment of municipal wastewater**. Clenison, Sul da California: Abernathy, 1980. p. 29-59.

STATSOFT, Inc. (1995). **Statistica for Windows** [Computer program manual]. Tulsa, OK: StatSoft, Inc., 2300. East 14th Street, Tulsa, WEB: <<http://www.statsoft.com>>.

U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. **Supplement on rapid infiltration and overland flow design manual** – land treatment of municipal waste water – Process. Washington, D.C.: Department of the Interior, 1984. 121 p.

U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. **Process design manual** – Land treatment of municipal wastewater. Washington, D.C.: Department of the Interior, 1981. 625 p.

Von SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos / Marcos Von Sperling**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996. 211 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 2).

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES GERAIS

Após avaliar a unidade de tratamento de esgoto (ETE) do tipo disposição no solo, por escoamento superficial, seguido do tratamento de tanque séptico nas condições edafoclimáticas do município de Viçosa, MG, considerando a taxa de aplicação utilizada de $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, faixas de tratamento cultivadas com o capim Tifton 85 bermudagrass (*Cynodon spp.*) em um solo da classe CAMBISSOLO Háplico Tb distrófico latossólico, foi possível apresentar as seguintes conclusões:

- O método do escoamento superficial foi relativamente eficiente na remoção de material orgânico e nutrientes, quando implantado em solo da classe CAMBISSOLO Háplico Tb distrófico latossólico.
- A variação do pH tendeu a aumentar, e a CE reduziu em 12,1% ao longo da faixa de tratamento.
- O sistema de tratamento de esgoto apresentou eficiências máximas de remoção de DBO e DQO de 75,4 e 79,8%, respectivamente.
- A concentração de N-total, P-disponível e potássio reduziu em média 39,2; 10,4; e 2,9%, respectivamente; entretanto, a concentração de Na^+ manteve-se constante.
- Os teores de matéria seca (MS), proteína bruta (PB), N, P e K da matéria verde do capim Tifton tenderam a reduzir-se ao longo do comprimento da faixa de tratamento.
- Na camada de 0-10 cm do solo nos primeiros 2 m da faixa ocorreu acréscimo maior na concentração do pH, CE_{es} MO, N-total, P-disponível, K e Na com a aplicação do esgoto, tendendo a reduzir ao longo do seu comprimento a CE_{es} , a MO, o N-total, o P-disponível e o K e a aumentar o pH e o Na.

- A MO e o N-total não aumentaram no perfil do solo e se mantiveram constantes ao longo do perfil na a profundidade de 50-60 cm. Já o pH, a CE_{es} , o P-disponível, o Na e o K tenderam a reduzir-se ao longo da faixa de tratamento na camada de 50-60 cm.
- A concentração de íons trocável, Na e K aumentou no perfil do solo. O monitoramento da concentração de sódio no solo é importante, do ponto de vista operacional, em uma ETE por escoamento superficial.
- O tratamento de esgoto pelo método do escoamento superficial não é eficiente na remoção de coliformes totais e *E. coli*.
- Não se recomenda *E. coli* como indicador para monitoramento de unidades de tratamento de esgoto por escoamento superficial.
- Os coeficientes K e K' diferem dos encontrados por outros autores, em diferentes condições edafoclimáticas, tipo de efluente tratado e taxas aplicações.
- O modelo proposto por EPA (1984) representou adequadamente a remoção de DBO e DQO.

Recomenda-se:

- Aplicação do esgoto alternadamente nas faixas de tratamento, para evitar problemas futuros com a salinização do solo.
- Instalação de poços de observação para avaliação quantitativa e qualitativa da água do lençol freático, conforme recomendado por Fonseca et al. (2000b).
- Maiores coletas de dados e monitoramento nas unidades de tratamento de esgoto deste tipo existentes são necessários para criação de modelos específicos para cada região do Brasil.
- Aperfeiçoamento do modelo, considerando-se o processo de difusão que ocorre ao longo da espessura do biofilme e no perfil do solo e a entrada com parâmetros cinéticos.

APÊNDICE

- Dados climatológicos de referência

Os dados meteorológicos utilizados foram os fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia – INEMET, localizado na Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa, MG, latitude sul – 20°45', longitude oeste – 42°51' e altitude de 689,73 m, distante aproximadamente 300 m da unidade experimental. No Quadro 1A são apresentados os dados meteorológicos de dois dias antes e do dia de coleta de dados durante o monitoramento da estação de tratamento de esgoto.

O cálculo da evapotranspiração de referência (ET_o) foi determinado pelo método do tanque USWB (*United States Weather Bureau*) classe “A”, conforme recomendado por Bernardo et al. (2006). As características do tanque classe A em estudo foram: 1,20 m de diâmetro e 25 cm de profundidade, circulado por grama.

O valor do coeficiente (k_t) (Quadro 1A) e o valor máximo do coeficiente (K_c) foram de 1,1 para forrageiras, adotados conforme citado por Doorenbos e Pruitt (1997).

Quadro 1A – Dados meteorológicos dos dias de coleta de dados durante o monitoramento da estação de tratamento de esgoto

Data	Temperatura (°C)			Brilho solar (horas)	UR (%)	Pe (mm)	Vv (km/dia)	EV (mm)	kt	Eto (mm)	Etc (mm)
	Méd.	Máx.	Mín.								
8/8/06	16,30	27,60	9,50	8,70	75,00	0,00	20,30	3,37	0,75	2,53	2,78
9/8/06	17,10	25,80	8,60	8,60	74,00	0,00	23,60	4,59	0,75	3,44	3,79
10/8/06	18,80	28,00	13,10	7,80	78,00	0,00	33,60	4,88	0,75	3,66	4,03
11/8/06	18,20	26,80	11,20	8,20	76,00	0,00	22,5	2,86	0,75	2,15	2,36
15/8/06	19,30	27,60	13,20	5,90	72,00	0,00	33,90	3,90	0,75	2,93	3,22
16/8/06	19,30	29,60	11,80	8,60	68,00	0,00	31,30	3,71	0,75	2,78	3,06
23/8/06	17,70	23,60	13,50	3,80	81,00	0,00	15,10	0,40	0,75	0,30	0,33
24/8/06	17,70	28,60	11,00	6,90	76,00	0,00	31,30	2,02	0,75	1,52	1,67
10/10/06	19,60	23,80	18,00	0,00	84,00	0,00	6,50	0,96	0,75	0,72	0,79
11/10/06	19,80	24,80	17,50	3,50	76,00	0,00	18,10	2,98	0,75	2,24	2,46
17/10/06	23,60	30,80	19,20	9,00	71,00	0,20	31,20	5,53	0,75	4,15	4,56
18/10/06	22,00	29,00	19,00	4,10	86,00	45,40	13,90	4,61	0,75	3,46	3,80
20/10/06	19,60	24,20	18,00	0,60	86,00	0,00	8,80	2,94	0,75	2,21	2,43
21/10/06	20,00	22,40	14,20	0,00	59,00	0,00	13,50	1,32	0,75	0,99	1,09
24/10/06	17,00	22,00	14,80	0,70	89,00	0,00	4,10	0,49	0,75	0,37	0,40
25/10/06	18,70	24,80	14,50	4,90	78,00	0,00	6,80	1,66	0,75	1,25	1,37
1/11/06	23,80	28,40	21,50	4,30	72,00	0,00	42,30	6,36	0,60	3,82	4,20
3/11/06	22,20	25,00	20,00	0,10	91,00	17,10	29,70	3,53	0,65	2,29	2,52
4/11/06	22,40	28,00	20,00	0,30	82,00	0,00	11,90	1,60	0,65	1,04	1,14
7/11/06	22,60	28,60	20,60	0,20	85,00	5,70	25,80	2,84	0,65	1,85	2,03
8/11/06	20,50	24,60	18,40	0,50	77,00	0,00	33,10	1,98	0,65	1,29	1,42
17/11/06	21,60	28,50	17,00	5,40	72,00	0,00	39,80	6,97	0,65	4,53	4,98
18/11/06	22,60	31,20	16,80	7,50	77,00	0,80	30,80	4,98	0,75	3,74	4,11
21/11/06	22,30	28,40	18,70	0,50	83,00	0,00	23,30	3,31	0,75	2,48	2,73
22/11/06	21,20	26,00	18,80	0,70	85,00	0,50	12,50	3,43	0,75	2,57	2,83
25/11/06	22,60	28,40	20,00	2,40	75,00	0,00	37,30	6,32	0,75	4,74	5,21
26/11/06	22,80	27,40	18,00	3,80	81,00	0,00	39,10	5,29	0,75	3,97	4,36
1/12/06	21,40	23,00	20,50	0,00	84,00	0,20	20,00	1,96	0,75	1,47	1,62
2/12/06	21,20	26,80	16,20	5,10	80,00	1,00	17,10	3,72	0,75	2,79	3,07
20/12/06	23,10	29,20	19,50	2,90	75,00	0,00	21,90	3,27	0,75	2,45	2,70
21/12/06	25,00	30,00	20,00	3,50	71,00	0,00	31,50	5,60	0,60	3,36	3,70
Média	20,65	26,87	16,55	3,82	78,03	2,29	23,60	3,46	0,72	2,49	2,73

UR = umidade relativa do ar; Pe = precipitação total; Vv = velocidade do vento; EV = evaporação no tanque classe A; ETo = evapotranspiração de referência; e ETc = evapotranspiração da cultura. Linhas em negrito correspondem aos dias de coleta do esgoto, exceto o dia 21.12.06, que correspondente ao da coleta da vegetação.