

FABIANA FERREIRA AVELAR

**DESEMPENHO DE SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS CULTIVADOS
COM *Mentha aquatica* NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO**

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
2012**

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UFV

T

A948d
2012

Avelar, Fabiana Ferreira, 1983-

Desempenho de sistemas alagados construídos cultivados
com *Mentha aquatica* no tratamento de esgoto sanitário /
Fabiana Ferreira Avelar. – Viçosa, MG, 2012.
viii, 70f. : il. (algumas col.) ; 29cm.

Inclui apêndice.

Orientador: Antonio Teixeira de Matos.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f. 58-67

1. Águas residuais - Purificação. 2. Esgotos. 3. Alagadiços.
4. Plantas aquáticas. 5. *Mentha aquatica*. I. Universidade
Federal de Viçosa. II. Título.

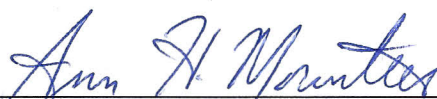
CDD 22.ed. 628.162

FABIANA FERREIRA AVELAR

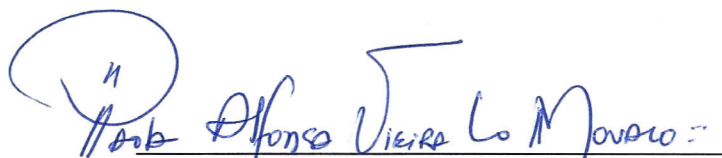
**DESEMPENHO DE SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS CULTIVADOS
COM *Mentha aquatica* NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO**

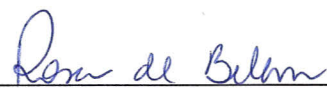
Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

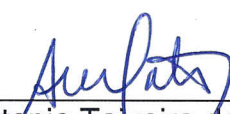
APROVADA: 19 de março de 2012.


Ann Honor Munteer


Aristéa Alves Azevedo


Paola Alfonsa Vieira Lo Monaco


Rosa de Belém das Neves Alves


Antonio Teixeira de Matos
(Orientador)

À minha família e meus amigos.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A Deus, por sempre iluminar meu caminho.

Aos meus pais, João e Lúcia, agradeço por toda dedicação, amor e apoio incondicional em todos os momentos da minha vida.

Aos meus irmãos, André e Luciana, e aos meus cunhados, Rodrigo e Danúbia, pelo carinho, amor e amizade e por sempre estarem torcendo por mim.

Ao meu sobrinho Felipe, pela grande alegria que proporciona na minha vida.

À Universidade Federal de Viçosa e ao Departamento de Engenharia Agrícola, pela oportunidade e infraestrutura.

Ao Professor Antonio Teixeira de Matos, pela oportunidade, orientação e amizade.

Aos coorientadores, professores Alisson Carraro Borges e Antônio Jacinto Demuner, pelas sugestões e ensinamentos fundamentais no desenvolvimento deste trabalho.

Aos membros da banca, Ann Honor Munteer, Aristéa Alves Azevedo, Paola Alfonsa Vieira Lo Monaco e Rosa de Belém das Neves Alves, pelas sugestões dadas para o enriquecimento do trabalho.

Ao CNPq, pela concessão da bolsa de estudos.

Ao Centro Nacional de Recursos Genéticos e Biotecnologia (CENARGEN), EMBRAPA, por fornecer o material vegetal para a realização do trabalho.

Ao Simão, pelos ensinamentos e ajuda na realização das análises no laboratório.

Aos Funcionários do DEA: José Galinari, Edna, Délio, Graça, Gil, Hamilton, Chicão, Rosária, Rafaela, D. Maria, pela disponibilidade e agradável convivência.

Aos funcionários e amigos do Laboratório de Análise e Síntese de Agroquímicos (LASA), pela ajuda na realização de algumas análises.

Aos estagiários Alvimar, Thaís, Tamires, Gabriel, Matheus e Daniel, pela amizade e dedicação na condução do experimento.

Aos meus amigos, em especial aos que conheci em Viçosa, pelo companheirismo, apoio e carinho. Vocês tornaram essa caminhada mais tranquila e alegre!

E a todos que, de alguma forma, colaboram com este trabalho.

SUMÁRIO

RESUMO.....	v
ABSTRACT.....	vii
1 INTRODUÇÃO.....	01
2 OBJETIVOS.....	03
3 REVISÃO DE LITERATURA.....	03
3.1 Sistemas Alagados Construídos (SACs).....	03
3.2 Macrófitas em SACs.....	05
3.3 A espécie <i>Mentha aquatica</i>	07
3.4 Remoção de matéria orgânica e nutrientes.....	11
3.5 Remoção de micro-organismos patogênicos.....	13
3.6 Modelos de decaimento de coliformes.....	14
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	19
4.1 Descrição Geral.....	19
4.2 Configuração dos SACs-EHSS.....	19
4.3 Monitoramento e avaliação do sistema.....	21
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	24
5.1 Condições ambientais.....	24
5.2 Desenvolvimento e produtividade da espécie <i>Mentha aquatica</i>	27
5.3 Desempenho dos SACs-EHSS no que se refere à remoção de poluentes do esgoto sanitário.....	32
5.3.1 Potencial hidrogeniônico, condutividade elétrica e turbidez.....	32
5.3.2 Remoção de matéria orgânica.....	34
5.3.3 Remoção de nutrientes.....	37
5.3.4 Remoção de coliformes.....	44
5.4 Modelos de decaimento de coliformes.....	46
5.5 Rendimento e composição de óleo essencial de <i>Mentha aquatica</i>	56
6 CONCLUSÕES.....	58
7 REFERÊNCIAS.....	58
APÊNDICE.....	68

RESUMO

AVELAR, Fabiana Ferreira, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, março de 2012. **Desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com *Mentha aquatica* no tratamento de esgoto sanitário.** Orientador: Antonio Teixeira de Matos. Coorientadores: Alisson Carraro Borges e Antônio Jacinto Demuner.

Um dos processos de tratamento de águas residuárias domésticas de potencial uso em pequenas comunidades é o tratamento em sistemas alagados construídos (SACs). A espécie *Mentha aquatica*, conhecida como hortelã da água, pode ser útil na redução de poluentes presentes na água, principalmente micro-organismos. Neste estudo objetivou-se: avaliar o desempenho da espécie *Mentha aquatica* em Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SACs-EHSS), no que se refere à remoção de matéria orgânica, nutrientes e coliformes de esgoto sanitário; obter os parâmetros de ajuste do modelo de cinética de decaimento bacteriano ao longo do comprimento dos SACs-EHSS e determinar o teor e os constituintes majoritários presentes no óleo essencial extraído da espécie *Mentha aquatica*, quando cultivada sob diferentes cargas orgânicas. Para isso, quatro SACs-EHSS de 24,0 m x 1,0 m x 0,35 m foram construídos e preenchidos com brita # 0, como meio suporte, até a altura de 0,20 m. Em dois SACs-EHSS (1 e 4) foram cultivados a espécie *Mentha aquatica*, permanecendo os outros dois sem vegetação. O experimento foi realizado em duas etapas: na primeira, avaliaram-se os tempos de detenção hidráulica (TDH) de 6,0 e 4,5 dias, aplicando-se uma taxa de carregamento orgânico (TCO) de 40,35 kg ha⁻¹ d⁻¹ nos SACs-EHSS 1 e 2 e de 53,80 kg ha⁻¹ d⁻¹ nos SACs-EHSS 3 e 4, sendo estes sistemas denominados de SAC-EHSS 1A, SAC-EHSS 2A, SAC-EHSS 3A e SAC-EHSS 4A, respectivamente; na segunda etapa, avaliaram-se os TDH de 3,0 e 1,5 dias, aplicando-se TCO de 79,66 kg ha⁻¹ d⁻¹ nos SACs-EHSS 1 e 2, e 160,35 kg ha⁻¹ d⁻¹ nos SACs-EHSS 3 e 4, os quais foram denominados SAC-EHSS 1B, SAC-EHSS 2B, SAC-EHSS 3B e SAC-EHSS 4B, respectivamente. Para avaliação do desempenho dos sistemas, foram quantificadas as seguintes variáveis: demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio total, fósforo, potássio, sódio, coliformes totais e *Escherichia coli*. As eficiências médias de remoção de DQO variaram de 71,3 a 91,4% e de 75,3 a 91,0% na DBO. Quanto aos nutrientes, foram obtidas

remoções médias de 29,5 a 77,2% de N, 12,8 a 58,3% de P, 20,4 a 63,3% de K e 17,5 a 53,4% de Na. A redução na contagem de coliformes totais foi de 1,29 a 3,41 unidades logarítmicas e de 1,13 a 3,46 unidades logarítmicas na de *E. coli*. Maiores eficiências na remoção de nitrogênio, coliformes totais e *E. coli* foram observadas utilizando-se maiores TDH. O cultivo de *Mentha aquatica* em SAC-EHSS proporcionou aumento na remoção de nutrientes, coliformes totais e *E. coli* do esgoto sanitário. Os modelos matemáticos avaliados (Reed, 1995; Laber, 1999; Brasil *et al.*, 2007 e Kadlec e Wallace, 2008) apresentaram bom ajuste aos dados médios de contagem de coliformes totais e *E. coli*, destacando-se, entre eles, o modelo proposto por Brasil *et al.* (2007). Nos sistemas cultivados sob maior TCO não se observaram diferenças no rendimento e composição do óleo essencial, tendo o limoneno, viridiflorol e o germacreno D como principais constituintes das folhas de menta cultivadas nos SACs-EHSS.

ABSTRACT

AVELAR, Fabiana Ferreira, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, March, 2012. **Performance of constructed wetland systems planted with *Mentha aquatica* in the treatment of sewage.** Adviser: Antonio Teixeira de Matos. Co-advisers: Alisson Carraro Borges and Antônio Jacinto Demuner.

A process for treating domestic waste water for potential use in small communities is treatment in constructed wetlands (CWs). The *Mentha aquatica*, called Water Mint, may be useful in the reduction of pollutants in water, especially microorganisms. This study aimed to: evaluate the performance of *Mentha aquatica* in constructed wetlands of subsurface horizontal flow (CWs-SSHf), with regard to removal of organic matter, nutrients and coliforms in sewage; adjust parameters of bacterial decay kinetic models along the length of CWs-SSHf and determine the yield and major constituents present in the essential oil extracted from *Mentha aquatica* when grown under different organic loading rates. For this, four CWs-SSHf measuring 24,0m x 1,0m x 0,35m were built and filled with a 0,20 m high layer gravel # 0, as a support medium. *Mentha aquatica* was planted in two CWs-SSHf (1 and 4), the other two remained without vegetation. The experiment was conducted in two stages: in the first, hydraulic retention times (HRT) of 6,0 and 4,5 days, corresponding to organic loading rate (TCO) of 40,35 kg ha⁻¹ d⁻¹ (CW-SSHf 1 and 2) and 53,80 kg ha⁻¹ d⁻¹ (CW-SSHf 3 and 4) were evaluated. These systems were designated SAC-EHSS 1A, EHSS-SAC 2A, SAC-EHSS 3A and SAC-EHSS 4A, respectively. In the second stage, HRT of 3,0 and 1,5 days, corresponding to TCO of 79,66 kg ha⁻¹ d⁻¹ (CW-SSHf 1 and 2) and 160,35 kg ha⁻¹ d⁻¹ (CW-SSHf 3 and 4) were evaluated. These systems were designated SAC-EHSS 1B, EHSS-SAC 2B, SAC-EHSS 3B and SAC-EHSS 4B, respectively. To evaluate systems performance, the following variables were quantified: chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD), total nitrogen, phosphorus, potassium, sodium, total coliforms and *Escherichia coli*. The average removal efficiencies of COD ranged from 71,3 to 91,4% and 75,3 to 91,0% in BOD. With respect to nutrients, average removals ranged from 29,5 to 77,2% N, 12,8 to 58,3% P, 20,4 to 63,3% K and 17,5 to 53,4% Na. Reduction in the total coliforms was 1,29 to 3,41 log units and 1,13 to 3,46 log units in *E. coli*. Improved efficiencies in removal of nitrogen, total coliforms and *E. coli* were

observed at higher HRT. The presence of *Mentha aquatica* in CW-SSHFs increased removal of nutrients, total coliforms and *E. coli* from sewage. Mathematical models evaluated (Reed, 1995; Laber, 1999; Brasil *et al.*, 2007 e Kadlec e Wallace, 2008) showed good fit to average total coliforms and *E. coli* reductions, highlighting, among them the model proposed by Brasil *et al.* (2007). No differences in yield and essential oil composition were observed in implanted systems at higher TCO. Limonene, germacrene D and viridiflorol were the main constituents of mint leaves grown in CWs-SSHFs.

1 INTRODUÇÃO

O saneamento básico no Brasil está longe do que pode ser considerado adequado, mesmo sabendo-se de sua importância para a saúde pública e para o meio ambiente. Segundo dados da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, realizada em 2008 pelo IBGE, somente 44% dos domicílios brasileiros têm acesso à rede coletora de esgotos, sendo que apenas 28,5% do esgoto gerado no país recebe algum tipo de tratamento (IBGE, 2011).

Águas residuárias domésticas e municipais contêm, além de grande quantidade de matéria orgânica e nutrientes, vários agentes patogênicos ou potencialmente patogênicos, os quais, dependendo da concentração no meio, representam risco potencial à saúde humana. A presença desses agentes patogênicos deverá ser reduzida no processo de tratamento dessas águas residuárias, visando-se a sua disposição final em corpos hídricos (VYMAZAL, 2005).

Um dos processos de tratamento de águas residuárias domésticas de potencial uso em pequenas comunidades é o tratamento em sistemas alagados construídos (SACs). Os SACs são constituídos por um conjunto de canais com fundo e laterais de baixa permeabilidade, que são preenchidos com algum substrato poroso (areia grossa, brita, cascalho), o qual serve de suporte para o desenvolvimento de biofilme bacteriano e para o crescimento de plantas (KADLEC; WALLACE, 2008). Em SACs, para tratamento de águas residuárias, os principais mecanismos de remoção de poluentes são: físicos (sedimentação e filtração), químicos (adsorção) e biológicos (degradação microbiana e absorção de nutrientes).

Esses sistemas de tratamento têm sido subdivididos em SAC com escoamento superficial (SAC-ES), SAC com escoamento horizontal subsuperficial (SAC-EHSS) e SAC com escoamento vertical (SAC-EV). Dentre esses, o SAC-EHSS tem sido o mais estudado, em razão do menor potencial para geração de odores e um menor potencial para atração de mosquitos e ratos.

As macrófitas cultivadas em SACs-EHSS auxiliam na remoção de poluentes nos seguintes aspectos: absorvem nutrientes, apresentam grande área superficial para crescimento de micro-organismos, reduzem a velocidade do escoamento, o que promove maior sedimentação e adsorção, excretam

substâncias as quais podem ser tóxicas a micro-organismos patogênicos e alteram o ambiente físico-químico na região da rizosfera (BRIX; SCHIERUP, 1989).

A espécie *Mentha aquatica*, conhecida como hortelã da água, é uma planta que pode ser útil na redução de poluentes presentes na água, principalmente micro-organismos. Segundo Seidel (1971), citada por Todd e Josephson (1996), essa espécie produz compostos ou antibióticos que podem reduzir alguns patógenos humanos.

A detecção de agentes patogênicos em águas residuárias é extremamente difícil, em razão das suas baixas concentrações, o que demandaria o exame de grandes volumes de amostra para que estes sejam detectados. Sendo assim, a utilização de organismos indicadores de poluição fecal, tais como as bactérias do grupo coliforme, é uma alternativa para determinar a potencialidade dos micro-organismos presentes em transmitir doenças (VON SPERLING, 2005).

A *Escherichia coli* é a principal bactéria do grupo dos coliformes termotolerantes, sendo abundante nas fezes humanas e animais. A sua detecção laboratorial é bastante simples, principalmente devido aos métodos fluorogênicos desenvolvidos recentemente. Diferentemente de alguns outros organismos do grupo coliforme, a *E. coli* é considerada garantidamente indicadora de contaminação exclusivamente fecal, sendo, portanto, muito utilizada para esse fim (VON SPERLING, 2005).

A capacidade de um SAC-EHSS em remover poluentes é função de suas características físicas, químicas e biológicas. Estas características e o posterior desempenho dos sistemas podem ser descritos por meio de modelos matemáticos que, por sua vez, podem auxiliar na compreensão de como se processa a remoção de poluentes e a dinâmica desta no sistema (KINCANON; McANALLY, 2004).

Tendo em vista que poucas informações encontram-se disponíveis na literatura, no que diz respeito à eficiência e a modelagem do processo de remoção de coliformes em SACs-EHSS, notadamente quando se utiliza espécies de plantas de reconhecida capacidade bactericida, torna-se importante a execução de trabalhos científicos que as disponibilizem, visto que são de grande importância no dimensionamento e na operação destes sistemas.

2 OBJETIVOS

Neste trabalho, objetivou-se a avaliação do desempenho de Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SACs-EHSS) cultivados com *Mentha aquatica* no tratamento do efluente primário de esgoto sanitário.

Os objetivos específicos foram:

- Avaliar o efeito de diferentes taxas de carregamento orgânico sobre a produtividade e estado nutricional da *Mentha aquatica*;
- Avaliar a eficiência dos SACs-EHSS, submetidos a diferentes tempos de detenção hidráulica, na remoção de matéria orgânica, nutrientes e bactérias do grupo coliforme do esgoto sanitário;
- Comparar a eficiência dos SACs-EHSS cultivados com *Mentha aquática* com os sistemas não cultivados, na remoção de matéria orgânica, nutrientes e bactérias do grupo coliforme do esgoto sanitário, submetidos a diferentes tempos de detenção hidráulica;
- Avaliar a acurácia de diferentes modelos matemáticos em descrever a cinética de decaimento bacteriano ao longo do comprimento dos SACs-EHSS e obter os parâmetros de ajuste para cada modelo avaliado;
- Determinar o rendimento e os constituintes majoritários do óleo essencial extraído da espécie *Mentha aquatica* quando cultivada sob diferentes cargas orgânicas.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Sistemas Alagados Construídos (SACs)

O tratamento de águas residuárias em sistemas alagados construídos (SACs) reproduz, de certa maneira, os processos naturais que ocorrem em ambientes alagados naturais, sendo a diferença, a introdução de tecnologia com objetivo de fazer com que o processo de depuração se desenvolva em condições controladas e em taxas mais elevadas (MATOS *et al.*, 2011).

Os SACs utilizam o sistema substrato-planta-micro-organismos e a radiação solar como reatores para a depuração dos resíduos. Em geral, os principais mecanismos envolvidos na remoção de poluentes em SACs são:

filtração pelo meio suporte e pelo biofilme aderido nele e nas raízes das plantas, degradação microbiana da matéria carbonácea e nitrogenada, absorção de nutrientes pelas plantas e adsorção no meio suporte, entre outros (KADLEC; WALLACE, 2008).

Três tipos de SACs têm sido desenvolvidos para o tratamento de águas residuárias: SAC com escoamento superficial (SAC-ES) e SAC com escoamento horizontal subsuperficial (SAC-EHSS) ou vertical (SAC-EV). Dentre esses, o SAC-EHSS tem sido o mais estudado, em razão do menor potencial para geração de odores e um menor potencial para atração de mosquitos e ratos. Nesse tipo de sistema, a água residuária flui no meio poroso, sendo purificada durante contato com a superfície do substrato, rizomas e raízes, locais de concentração do biofilme bacteriano. A maior parte dessa zona subsuperficial é anaeróbia, com sítios aeróbios imediatamente adjacentes aos rizomas e raízes (MARQUES, 1999).

Os sistemas de tratamento em SACs-EHSS podem ser constituídos por uma ou mais unidades dispostas em série ou paralelo, construídos de alvenaria ou escavados no solo, situação em que devem ser recobertos com material impermeável, podendo ser membranas plásticas (PEAD, PEBD ou PVC de 0,5 a 1,0 mm de espessura) (VALENTIM, 2003; SEZERINO; PHILIPPI, 2003) ou, ainda, argila (bentonita) compactada na base do canal (U.S. EPA, 2000), para impedir a percolação e lixiviação de poluentes presentes na água residuária em tratamento.

A profundidade do meio suporte do SAC-EHSS pode variar de 0,3 a 0,9 m, dependendo da profundidade alcançada pelas raízes das macrófitas que serão cultivadas. O fundo do SAC-EHSS pode apresentar declividade na faixa de 0 a 2,5%, no sentido de escoamento da água, entretanto deverá estar em nível no sentido perpendicular a este (BORIN *et al.*, 2004; GARCIA *et al.*, 2004).

O uso de SACs-EHSS tem sido proposto como um método de tratamento para efluentes líquidos, devido a sua grande capacidade de reduzir carga orgânica e substâncias tóxicas (GOPAL, 1999). Os baixos custos de implantação e operação, aliados à tecnologia relativamente simples, também são fatores que têm contribuído para a utilização crescente dos SACs-EHSS em diversas partes do mundo (MANNARINO *et al.*, 2006).

3.2 Macrófitas em SACs-EHSS

As plantas cultivadas que crescem em SACs-EHSS são geralmente denominadas de macrófitas. Este termo inclui plantas vasculares aquáticas (angiospermas, coníferas e samambaias) e musgos (KADLEC; WALLACE, 2008).

As macrófitas, assim como outros organismos fotoautotróficos, usam a luz solar para assimilar carbono inorgânico da atmosfera e produzir matéria orgânica, a qual se torna fonte energética para organismos heterotróficos (animais, bactérias e fungos). Como resultado da presença de luz e suprimento constante de água e nutrientes em SACs-EHSS, a produtividade em ecossistemas dominados por macrófitas é muito elevada. Associada a esta elevada produtividade tem-se, também, alta atividade heterotrófica, com alta capacidade na decomposição e transformação da matéria orgânica e outras substâncias (BRIX, 1994). Portanto, ecossistemas alagados podem atuar, ao mesmo tempo, como fonte, dreno e transformadores de nutrientes e carbono, sendo esta habilidade explorada em processos em que se objetiva alcançar melhorias na qualidade da água (BRIX, 1997).

A eficiência na remoção de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, em SACs-EHSS é bastante variável, dependendo do tipo de planta cultivada. As macrófitas apresentam alta produtividade, podendo remover considerável quantidade de nutrientes, embora, dependendo da carga aplicada nos SACs-EHSS, esta quantidade possa ser inexpressiva. A capacidade de remoção de nutrientes por macrófitas emergentes está, normalmente, entre 1000 a 2500 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de nitrogênio e 50 a 150 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de fósforo. Macrófitas submersas possuem menores capacidades de remoção, provavelmente por apresentarem menores produtividades quando comparadas às demais macrófitas (BRIX, 1994).

As plantas cultivadas em SACs devem apresentar características fisiológicas que garantam sua sobrevivência em condições extremas ocorrentes na rizosfera. Entre essas condições estão: meio altamente redutor (especialmente em SACs-EHSS); pH ácido ou alcalino, dependendo da água residuária; presença de componentes tóxicos tais como fenóis, surfactantes, metais pesados e biocidas; além de elevada salinidade (STOTTMEISTER *et al.*, 2003).

A forma como as plantas reagem à falta de oxigênio na rizosfera dos SACs-EHSS é muito variável. A sobrevivência de plantas adaptadas em condições anóxicas na rizosfera deve-se a sua capacidade de suprir suas raízes com o oxigênio captado na atmosfera (STOTTMEISTER *et al.*, 2003). Esta constante liberação de oxigênio na zona radicular é de interesse particular no tratamento de águas residuárias, já que viabiliza a ocorrência da degradação aeróbia de compostos orgânicos e o crescimento de bactérias nitrificantes (BRIX, 1994).

Em SACs-EHSS, o escoamento da água no leito poroso é muito influenciado pelas raízes das plantas. Quando raízes e rizomas apodrecem e morrem, elas deixam poros tubulares e canais (macroporos), os quais podem aumentar e estabilizar a condutividade hidráulica do substrato. A estrutura do sistema de macroporos é dependente da espécie de planta e das condições de crescimento (BRIX, 1994). A magnitude da condutividade hidráulica em SACs-EHSS afeta vários processos de remoção de poluentes, principalmente aqueles de natureza física.

Os compostos orgânicos liberados pelas plantas (exsudatos e material de células mortas) apresentam composição química muito diversificada. Algumas substâncias que estão presentes nos exsudatos são açúcares, vitaminas, aminoácidos e outros ácidos orgânicos, fenol e outras substâncias desconhecidas. Muitos desses compostos orgânicos (açúcares, aminoácidos e vitaminas) podem ser utilizados pelos micro-organismos, favorecendo seu crescimento e aumentando, assim, a degradação de poluentes na rizosfera. Outros compostos, porém, apresentam atividade bactericida. A composição do exsudato varia entre espécies de plantas e, até mesmo, entre subespécies próximas. No entanto, o conhecimento sobre a composição dos exsudatos excretados por macrófitas é ainda muito limitado (STOTTMEISTER *et al.*, 2003).

Segundo Kadlec e Wallace (2008) o cultivo de plantas em SACs-EHSS é essencial para o bom desempenho do sistema de tratamento, uma vez que muitos estudos avaliando tratamentos com e sem vegetação tem comprovado maior eficiência nos sistemas cultivados.

De acordo com Vicznevski e Silva (2003), as plantas vasculares aquáticas, emergentes e perenes são as mais utilizadas em SACs-EHSS em razão de sua alta capacidade em absorver nutrientes e por estarem adaptadas

a condições de alta umidade e com carga orgânica elevada. Entre estas, as mais utilizadas são a taboa (*Typha* sp.), *Phragmite* ssp. e navalha de mico (*Scirpus* sp.). Algumas espécies de plantas, que não são macrófitas, mas que são de interesse comercial, também têm sido avaliadas em SACs-EHSS, em vista do benefício econômico que podem trazer (ABRAHÃO, 2006). Matos *et al.* (2009b) avaliaram o desempenho agrônômico da taboa (*Typha* sp.), da alternantera (*Alternanthera* sp.) e do capim-tifton 85 (*Cynodon* spp.) em SACs-EHSS utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. Matos *et al.* (2010a), em SACs-EHSS utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios, avaliaram o comportamento agrônômico do capim-elefante cv. Napier (*Pennisetum purpureum* Schum) e do capim-tifton 85. Chagas (2008) avaliou o desempenho da espécie *Hemerocallis flava* L., comumente conhecida como lírio amarelo, em SACs-EHSS utilizados no tratamento de esgoto sanitário. O desempenho agrônômico da aveia preta (*Avena strigosa* Schreb) cultivada em SACs-EHSS no tratamento de esgoto sanitário foi avaliado por Eustáquio Júnior *et al.* (2010). Fia *et al.* (2010a) avaliaram o desempenho de forrageiras de inverno (azevém e aveia preta) cultivadas em SACs-EHSS utilizados no tratamento das águas residuárias do processamento dos frutos do cafeeiro.

3.3 A espécie *Mentha aquatica*

O gênero *Mentha*, pertencente à família Lamiaceae, compreende aproximadamente 30 espécies que se desenvolvem em diversas regiões da Europa, Ásia, Oceania e América do Sul (DECHAMPS *et al.*, 2008). Em geral, inclui plantas aromáticas que apresentam difícil identificação taxonômica devido à grande variabilidade em suas características morfológicas e a facilidade de hibridação (LORENZO *et al.*, 2002). As espécies de *Mentha* apresentam porte herbáceo e ocorrem em baixas altitudes e em locais permanentemente úmidos e férteis (ROBBERS *et al.*, 1997).

O gênero *Mentha* é caracterizado por apresentar caules ramificados, folhas opostas e serradas, flor com quatro estames, dispostas em inflorescências terminais ou axilares, lilases ou azuladas (Figura 1) (BARROSO, 1991).



Figura 1: Exemplar de *Mentha aquatica*.

A espécie *Mentha aquatica*, conhecida como hortelã da água, é uma planta herbácea, rizomatosa, perene e de hábito de crescimento prostrado. Apresenta caule aéreo tipo haste, arroxeadado e glabro. Suas folhas são opostas, decussadas, simples, glabras, com área foliar média de 1,64 cm², limbo com forma ovalada, de coloração verde escura nas faces adaxial e abaxial, com pecíolo inserido na base da folha (FERREIRA, 2008).

A espécie pode ser útil na redução de poluentes presentes na água, principalmente micro-organismos. Segundo Seidel (1971), citada por Todd e Josephson (1996), essa espécie produz compostos ou antibióticos que podem reduzir alguns patógenos humanos.

O produto principal da cultura de espécies de *Mentha* é o óleo essencial, o qual encontra aplicações em perfumaria, cosmética, higiene pessoal, bebidas, produtos alimentícios, condimentos, conservantes de alimentos, aromatizantes, confeitos, produtos medicinais, entre outros (GRISI *et al.*, 2003).

Em espécies do gênero *Mentha*, foi demonstrado que a biossíntese e acumulação de óleos essenciais ocorre, especificamente, nos tricomas glandulares, estruturas secretoras da parte aérea da planta (KOKKINI, 1991). Dois tipos principais de tricomas estão presentes nessas espécies: tricomas glandulares capitados e tricomas glandulares peltados (BRUN; VOIRIN, 1991). Os tricomas glandulares capitados têm capacidade de armazenamento limitada e contém, predominantemente, carboidratos, lipídeos e proteínas (ASCENSÃO *et al.*, 1998). Já os tricomas glandulares peltados se diferenciam pelo número superior de células apicais, nas quais são sintetizados e armazenados os

componentes voláteis do óleo essencial (TURNER *et al.*, 2000). Portanto, em espécies de *Mentha*, o óleo essencial é encontrado especialmente nos tricomas glandulares peltados (McCASKILL *et al.*, 1992). Na espécie *Mentha aquatica*, esses tricomas estão distribuídos preferencialmente na face abaxial das folhas, podendo ocorrer também na face adaxial, embora em menor densidade (DESCHAMPS *et al.*, 2006).

Os solos mais indicados para o cultivo de *Mentha* são os de alta permeabilidade, ricos em matéria orgânica, com pH próximo ao da neutralidade e com adequado teor de água. Regiões de climas temperados a subtropicais são recomendáveis para o cultivo, tendo em vista que apresentam temperaturas médias entre 18 a 24°C (CASTRO; CHEMALE, 1995).

São poucos os trabalhos relativos à nutrição de plantas de *Mentha*, mas os disponíveis na literatura consultada reportam grande exigência dessas plantas, no que se refere à nutrição mineral. O nitrogênio é o nutriente que apresenta maior resposta positiva na produção de massa verde de *Mentha*, sendo que a dose a ser aplicada pode chegar a 150 kg ha⁻¹. Limitações na disponibilidade de nitrogênio causam alterações na composição do óleo essencial, redução no crescimento das folhas, hastes e raízes, plantas com folhas amareladas e com ápice mais arredondado. O fósforo, cuja recomendação de adubação é de 30 kg ha⁻¹, é determinante no rendimento da cultura, tanto pela dose utilizada, como pela profundidade e distância da linha em que é aplicado, pois as raízes, relativamente curtas, não têm capacidade de se desenvolverem até regiões mais distantes da linha de plantio em busca do nutriente. O potássio influencia, de forma marcante, a absorção de N, a taxa de respiração e o teor de óleo essencial nas plantas. Plantas deficientes em K apresentam desenvolvimento lento, redução no número de brotações e folhas menores com manchas necróticas, das margens para o centro das folhas mais velhas (MAIA, 1998).

O controle fitossanitário em plantas medicinais, como é o caso das espécies de *Mentha*, é bastante difícil, pelo fato de não ser recomendável o uso de pesticidas agrícolas (inseticidas, fungicidas e herbicidas) comerciais, e não existirem produtos registrados para estas espécies, conforme exigência legal, além de que resíduos tóxicos podem estar presentes no óleo essencial extraído dessas plantas (MARTINS *et al.*, 2003), comprometendo sua qualidade.

A cultura de *Mentha* pode ser atacada por formigas, lagartas, vaquinhas e cigarrinhas (BRUGNERA *et al.*, 1999). A principal doença relatada para as espécies de *Mentha* é a ferrugem, causada pelo fungo *Puccinia menthae*. Zayat *et al.* (1994), citado por Ferreira (2008), observaram que a espécie *Mentha aquatica* possui alta suscetibilidade à ferrugem, o que não ficou comprovado pelo último autor.

As plantas de *Mentha aquatica*, assim como todas as espécies do gênero *Mentha*, são facilmente cultiváveis e multiplicam-se por divisão do caule, estolões, estacas ou sementes. A propagação vegetativa é o processo mais utilizado, na qual são formadas mudas com as mesmas características genotípicas da planta-mãe, ocasionando formação uniforme da cultura (BRUGNERA *et al.*, 1999).

A propagação de *Mentha aquatica* por estacas é o processo mais empregado e deve ser realizada utilizando-se segmentos apicais do caule com aproximadamente 5 centímetros, retirados de plantas matrizes com boas condições de nutrição e sanidade. As estacas devem ser plantadas em substrato contendo areia, o qual deve ser mantido com adequado teor de água. Após 30 dias, as plantas já enraizadas podem ser transferidas para o local de cultivo (DECHAMPS *et al.*, 2006).

As plantas apresentam crescimento rápido e fácil, podendo atingir 60 cm de altura. Possuem sistema radicular vigoroso, mas não suportam déficits hídricos prolongados devido ao fato de suas raízes serem rasas, isto é, se desenvolverem, principalmente, na camada mais superficial do solo (10 cm) (MAIA, 1998). Em cultivos convencionais, no solo, embora as plantas apresentem grande capacidade em reter água, caso as precipitações não sejam frequentes, torna-se necessária a irrigação (ROBBERS *et al.*, 1997) para que se possa maximizar a produção de massa verde.

A colheita de *Mentha aquatica*, quando destinada à produção de óleo essencial, deve ser realizada bem cedo, pela manhã, ou à noite, pois o período de exposição ao sol pode provocar perda quantitativa do óleo existente na planta (MARTINS *et al.*, 2003). O corte deve ser feito rente ao solo, pois as melhores brotações surgem dos rizomas, que estão localizados abaixo da superfície.

3.4 Remoção de matéria orgânica e nutrientes

Conforme já apresentado, em SACs, os poluentes podem ser removidos por meio de mecanismos físicos, químicos e biológicos, incluindo-se entre esses os processos de sedimentação, filtração, absorção, precipitação e adsorção química, interações microbianas, extração pelas plantas e volatilização (MARQUES, 1999; WOOD, 1995).

A matéria orgânica carbonácea está presente nas águas residuárias tanto na forma particulada (em suspensão) como na forma solúvel (dissolvida). Os principais mecanismos de remoção da matéria orgânica particulada em SACs são os físicos: filtração, floculação e sedimentação. Os SACs favorecem a ocorrência desses mecanismos por causa da baixa velocidade de escoamento da água residuária (U.S. EPA, 2000).

No meio suporte dos SACs se desenvolve um biofilme entremeado pelas raízes das plantas, o qual proporciona a degradação de parte da matéria orgânica em solução. Esta degradação pode ser aeróbia ou anaeróbia, prevalecendo, em SACs-EHSS os processos anaeróbios, estando os processos aeróbios restritos a pequenas zonas adjacentes aos rizomas e raízes das plantas e a uma fina camada superficial onde a difusão de oxigênio da atmosfera possa ocorrer (VYMAZAL; KRÖPFELAVÁ, 2009). Entretanto, nas condições climáticas de Viçosa, MG, Chagas (2008) e Matos *et al.* (2010b) observaram predomínio de condições anóxicas/aeróbias em SACs-EHSS, a partir de quatro metros de percurso longitudinal do escoamento no sistema. Com a degradação do material carbonáceo há a liberação de sais inorgânicos no meio, disponibilizando, assim, nutrientes para as macrófitas (MARQUES, 1999).

Em sistemas de tratamento de águas residuárias domésticas, as formas de nitrogênio de maior interesse são o nitrato, o nitrito, o nitrogênio amoniacal e o nitrogênio orgânico. A soma dessas formas de nitrogênio é reportada como nitrogênio total (VON SPERLING, 2005).

Em SACs, os mecanismos que removem nitrogênio de águas residuárias incluem a volatilização de amônia, desnitrificação, absorção pela planta (com a colheita da biomassa), adsorção de amônio e a transformação anaeróbia de amônio em nitrogênio gasoso (ANAMMOX). Outros processos, como a

amonificação ou nitrificação, apenas convertem o nitrogênio em outras formas, mas, na verdade, não o removem da água residuária (VYMAZAL, 2007).

O fósforo está presente em águas residuárias na forma orgânica e inorgânica. A maior parte do fósforo está na forma orgânica, podendo estar presente em plantas e seus resíduos, micro-organismos ou em material orgânico dissolvido ou em suspensão na água. O fósforo inorgânico existe sob a forma de ortofosfato e polifosfatos (VYMAZAL, 2004).

Em razão da rápida extração biológica de nutrientes, a saída do fósforo nos SACs ocorre mais na forma orgânica (presente nos tecidos de plantas e micro-organismos) do que na forma inorgânica. A única forma de remoção de fósforo inorgânico dos SACs é aquela em que ocorre a liberação desse elemento como gás PH_3 (KADLEC; WALLACE, 2008). Entretanto, o fósforo inorgânico pode, também, se tornar indisponível por adsorção à fase sólida, por precipitação e complexação pelo material orgânico retido nos SACs, embora se saiba que, por dessorção da fase sólida e, ou, alterações químicas no meio e por mineralização do material orgânico nos SACs, ele pode voltar a ser disponibilizado na água residuária em tratamento (VYMAZAL, 2004).

A capacidade de SACs em remover fósforo é limitada, quando comparada com a capacidade de remoção de nitrogênio, já que não há nenhum "mecanismo de perda permanente" de fósforo nesses sistemas, além da remoção pelas plantas, que seja análogo à desnitrificação. Desta forma, a escolha de espécies vegetais com grande capacidade de absorver fósforo, torna-se fundamental para se evitar o acúmulo de fósforo em SACs (VYMAZAL, 2007).

Não existe muita informação sobre o comportamento de metais alcalinos em SACs utilizados no tratamento de águas residuárias, uma vez que estes constituintes não são variáveis normalmente associadas à qualidade do efluente de um sistema de tratamento que, geralmente visa a sua disposição em corpos hídricos. No entanto, o potássio e o sódio estão incluídos entre os elementos absorvidos pelas plantas e que podem causar problemas quando presentes em altas concentrações. Portanto, suas concentrações devem ser necessariamente mensuradas (BRASIL *et al.*, 2005; FIA, 2009; MATOS *et al.* 2010c).

3.5 Remoção de micro-organismos patogênicos

A remoção de micro-organismos patogênicos em SACs, em geral, não é o objetivo principal do tratamento de águas residuárias. Entretanto, sabe-se que SACs atuam como excelentes biofiltros, devido à influência de vários fatores físicos, químicos e biológicos, os quais participam na redução de várias bactérias de origem antropogênica (VYMAZAL, 2005). Os fatores físicos que podem ser citados incluem filtração e sedimentação; fatores químicos incluem oxidação, exposição a biocidas excretados por algumas plantas e adsorção a matéria orgânica; fatores de remoção biológica incluem predação por nematóides, protozoários e zooplâncton, ataque por bactérias líticas e vírus e morte natural (RIVERA *et al.*, 1995). Fatores ambientais tais como pH, radiação solar, temperatura e potencial redox também podem afetar a sobrevivência e eliminação de patógenos (WERKER *et al.*, 2007).

Existem grandes evidências que SACs cultivados com macrófitas sejam mais efetivos na remoção de bactérias quando comparados com sistemas sem cultivo de espécies vegetais. Isso pode ser devido a dois fatores principais: presença de oxigênio na rizosfera de SACs-EHSS e presença de exsudatos com propriedades antimicrobianas. Bactérias entéricas são anaeróbias obrigatórias ou facultativas, portanto, a presença de oxigênio cria condições de vida desfavoráveis aos organismos anaeróbios obrigatórios. A presença de oxigênio na rizosfera é geralmente restrita a áreas adjacentes às raízes e rizomas (VYMAZAL, 2005).

Geralmente, em SACs-EHSS, a remoção de micro-organismos patogênicos é aumentada sob as seguintes condições: maior tempo de detenção hidráulica (TDH), isto é, menor carga hidráulica aplicada; utilização de substratos de granulometria mais fina; temperatura da água mais elevada e menor profundidade dos leitos (KADLEC; WALLACE, 2008).

Estudos revelam que a remoção de bactérias entéricas em SACs-EHSS cultivados com macrófitas é elevada e comparável com outros sistemas de tratamento, tais como lodos ativados, nos quais as remoções obtidas estão entre 1,0 a 2,0 unidades logarítmicas (VYMAZAL, 2005). Recentemente, alguns estudos foram realizados indicando a eficiência de SACs-EHSS na remoção de micro-organismos indicadores de contaminação fecal (KARATHANASIS *et al.*, 2003; GARCÍA *et al.*, 2008; TORRENS *et al.*, 2009). Freitas (2006) obteve

remoções de coliformes totais variando de 1,0 a 3,0 unidades logarítmicas em SACs-EHSS utilizados no tratamento de água residuária da suinocultura cultivados com taboa, alternantera e capim-tifton 85. Brasil *et al.* (2005) obtiveram remoções de coliformes totais entre 1,1 a 2,7 e de 1,3 a 3,0 unidades logarítmicas para coliformes termotolerantes em SACs-EHSS cultivados com taboa utilizados no tratamento de águas residuárias domésticas. Em trabalho desenvolvido por Chagas *et al.* (2012), no tratamento dessa mesma água residuária, a remoção de coliformes totais foi de 1,0 a 4,0 unidades logarítmicas em SACs-EHSS cultivados com lírio amarelo.

3.6 Modelos de decaimento de coliformes

A modelagem da remoção de poluentes em SACs-EHSS é mais complexa do que a de sistemas convencionais, devido à maior importância do fluxo difusivo e à variedade de mecanismos e processos envolvidos. Por essa razão, a estimativa da eficiência na remoção de poluentes não é facilmente previsível nesses sistemas (MARSILI-LIBELLI; CHECCHI, 2005).

Segundo Mayo (2004), os fatores que afetam a remoção de micro-organismos patogênicos em SACs-EHSS não têm sido adequadamente modelados. Para o autor, um modelo abrangente deve levar em consideração os efeitos da temperatura, radiação solar, sedimentação, dispersão hidráulica, pH, concentração de oxigênio dissolvido, nível da água no sistema, tamanho das partículas do substrato, adsorção e filtração. Para García *et al.* (2008), o regime hidráulico do SAC tem influência direta nos mecanismos de remoção bacteriana, sendo que, em SACs-EHSS, a condutividade hidráulica no substrato é importante variável a ser considerada.

Em razão da grande complexidade de alguns modelos matemáticos desenvolvidos recentemente, o modelo de decaimento de primeira ordem ainda é o mais comumente utilizado na descrição da remoção de micro-organismos indicadores. Com ele, tem sido predita a diminuição do número de coliformes ao longo do deslocamento longitudinal da água residuária no SAC-EHSS (KADLEC; WALLACE, 2008). Quando se considera o modelo hidráulico ideal pistonado no reator, tem-se um decaimento exponencial entre as concentrações de entrada e saída (ROUSSEAU *et al.*, 2004). A forma geral desse modelo está apresentada na equação 1 (REED *et al.*, 1995):

$$C_e = C_0 \cdot e^{(-K \cdot TDH)} \quad (1)$$

em que,

C_e = concentração efluente (ML^{-3});

C_0 = concentração afluenta (ML^{-3});

K = constante de primeira ordem dependente da temperatura (T^{-1});

TDH = tempo de detenção hidráulica (T).

O tempo de detenção hidráulica no SAC-EHSS pode ser calculado utilizando-se a equação 2 (REED *et al.*, 1995):

$$TDH = \frac{L \cdot W \cdot h \cdot n}{Q} \quad (2)$$

em que,

L = comprimento do SAC (L);

W = largura do SAC (L);

h = altura do nível da água no SAC (L);

n = porosidade do meio (expresso em decimal);

Q = vazão afluenta ao SAC (L^3T^{-1}).

O efeito da temperatura é expresso pela constante K , a qual é determinada segundo a equação de Arrhenius (equação 3). Para coliformes, o valor dessa constante depende da natureza do organismo e das condições do meio, sendo que valores típicos situam-se entre 0,5 a 1,5 d^{-1} (VON SPERLING, 2005):

$$K = K_{20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (3)$$

em que,

K_{20} = valor de K a 20 °C;

T = temperatura da água (°C);

θ = coeficiente da temperatura.

Kadlec e Wallace (2008) sugerem o valor médio de 1,002 para o coeficiente da temperatura (θ) na remoção de coliformes fecais em SACs-EHSS.

Do início ao fim do reator, o coeficiente de remoção, K, é constante, e a concentração de coliformes diminui gradualmente com o escoamento. Na entrada do reator, a concentração é elevada, fazendo com que a taxa de remoção (dC/dt) seja também elevada (em reações de primeira ordem a taxa de remoção é proporcional à concentração). No final do reator, a concentração de substrato é reduzida e, portanto, a taxa de remoção é também inferior (VON SPERLING, 1996).

Kadlec e Wallace (2008) propuseram um modelo modificado de primeira ordem, muitas vezes denominado modelo K-C*. Neste modelo, considera-se que haverá uma concentração residual (C^*), ou seja, um limite inferior diferente de zero, diferentemente da abordagem do modelo anterior que considera que a concentração tenda a zero.

As equações 4 e 5 descrevem o modelo de primeira ordem K-C* proposto pelos referido autores:

$$J = K.(C_e - C^*) \quad (4)$$

$$R = K_v . (C_e - C^*) \quad (5)$$

em que,

J = taxa de remoção com base na área ($M L^{-2} T^{-1}$);

R = taxa de remoção volumétrica ($M L^{-3} T^{-1}$);

K = constante de reação com base na área ($L T^{-1}$);

K_v = constante de reação volumétrica (T^{-1});

C_e = concentração efluente ($M L^{-3}$)

C^* = concentração residual ($M L^{-3}$).

As equações 4 e 5 são usadas combinadas com o balanço de massa de água no sistema para obter o perfil de concentração de poluente, o qual é obtido pelas seguintes equações (KADLEC, 2000):

$$\frac{C_e - C^*}{C_0 - C^*} = e^{\left(\frac{-K_v y}{q}\right)} \quad (6)$$

$$\frac{C_e - C^*}{C_0 - C^*} = e^{(-K_v \cdot TDH \cdot y)} \quad (7)$$

em que,

C_0 = concentração afluente ($M L^{-3}$);

q = taxa de aplicação hidráulica ($L T^{-1}$);

y = distância fracionada do SAC (L);

TDH = tempo de detenção hidráulica (T).

Segundo Reed *et al.* (1995), a concentração residual (C^*) para coliformes termotolerantes está em torno de 50-500 NMP $100 mL^{-1}$. Já Kadlec (2000) afirma que, no processo de ajuste dos dados de remoção de coliformes em SACs-EHSS, ocasionalmente observam-se valores de C^* próximos a zero.

O modelo de degradação K- C^* tem sido considerado o mais adequado para fins de projeto de SACs-EHSS, no entanto, esta adequação só é verdadeira quando os parâmetros do modelo forem empregados em sistemas que estejam operando em condições semelhantes (condições climáticas, composição da água residuária, porosidade do substrato e espécie de plantas) (LANGERGRABER, 2008).

Uma variação desses modelos de primeira ordem foi adaptada, a partir do modelo proposto por Laber *et al.* (1999), estando apresentada na equação 8:

$$\frac{C_e}{C_0} = C^* \cdot e^{-K\left(\frac{A}{Q}\right)} \quad (8)$$

em que,

C^* = coeficiente determinado empiricamente representando a fração não removida do poluente (adimensional);

K = constante de redução das variáveis, por unidade de área (LT^{-1});

A = área superficial do SAC (L^2);

Q = vazão do afluente ao SAC (L^3T^{-1}).

Outra variação nos modelos de primeira ordem foi proposta por Brasil (2005), na qual o autor sugere inserir um novo coeficiente empírico ao modelo apresentado na equação 9, sendo assim descrito:

$$C_e = C_0 \cdot e^{-K \cdot TDH^n} \quad (9)$$

em que n é o coeficiente (adimensional) que, no caso da remoção de matéria orgânica, representa o aumento da resistência de degradação do material remanescente mais a jusante do leito do SAC. No entanto, o coeficiente n também pode ser representativo da redução no tempo de detenção hidráulica no sistema, o qual ocorre devido à formação de volume “morto” junto a zona radicular das plantas e à evapotranspiração, que proporciona diminuição na vazão de água em escoamento; além da dispersão de poluentes no meio. A magnitude de n é inversamente proporcional ao grau de dispersão do escoamento no sistema (BRASIL, 2005).

Esse último modelo citado foi estudado em SACs-EHSS, na remoção de matéria orgânica (DQO), por Brasil *et al.* (2007a) e Chagas *et al.* (2011), e na remoção de matéria orgânica (DBO e DQO) e nutrientes (NTK e P) por Fia (2009), obtendo-se bons ajustes aos dados experimentais e descrevendo adequadamente a cinética de remoção desses poluentes. Entretanto, esse modelo cinético ainda não foi testado para a remoção de coliformes.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Descrição geral

O trabalho foi conduzido na Área Experimental de Tratamento de Resíduos Urbanos do Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa (UFV), no município de Viçosa, Minas Gerais, tendo como coordenadas geográficas: latitude 20° 45' 14" S, longitude 42° 52' 53" W e altitude média de 650 m.

O esgoto sanitário bruto, proveniente do Condomínio Bosque Acamari, foi conduzido até a Estação Elevatória de Esgoto, sendo, então, bombeado para a área experimental. Na entrada da área, o esgoto recebeu tratamento preliminar (gradeamento, desarenação e caixa de gordura) e primário (tanque séptico), antes de ser conduzido para o reservatório de distribuição, disposto anteriormente aos SACs.

4.2 Configuração dos SACs-EHSS

O experimento foi constituído por quatro SACs-EHSS, cujos leitos foram formados por canais escavados no solo, estando dispostos em paralelo, nas dimensões de 0,35 m de altura x 1,0 m de largura x 24 m de comprimento. Os canais escavados foram impermeabilizados com geomembrana de policloreto de vinila (PVC), com espessura de 0,50 mm. Como meio suporte, foi utilizada a brita # 0 (diâmetro – $D_{60} = 7,0$ mm, coeficiente de uniformidade - $C_u D_{60}/D_{10} = 1,6$ e volume de vazios de 48,4%, condutividade hidráulica saturada $K_{s20} = 7,970 \text{ m d}^{-1}$). A profundidade preenchida de brita nos leitos foi de 0,20 m, para se obter profundidade molhada (de escoamento) de 0,15 m, deixando-se permanecer uma borda livre, não molhada, de 0,05 m (Figura 2).

Ao longo das unidades de tratamento foram instalados, na posição vertical, tubos de PVC de 40mm de diâmetro, dispostos numa extensão que corresponda à da espessura da camada do meio suporte. Esses tubos foram colocados 2 a 2, emparelhados no sentido transversal e distanciados de 4 em 4 m no sentido longitudinal. Estes tubos permitiram a realização de coletas intermediárias de amostras de esgoto doméstico, constituindo, assim, cinco pontos de amostragem ao longo de cada SAC-EHSS.

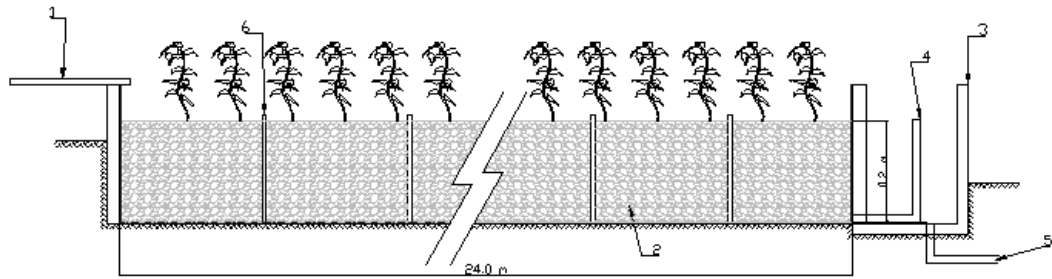


Figura 2: Diagrama esquemático de um leito de SAC-EHSS: (1) dispositivo de distribuição do afluente; (2) meio suporte; (3) caixa de coleta; (4) dispositivo de descarga e controle de nível; (5) rede de esgotamento do efluente; (6) pontos internos de coleta de amostra da água residuária em tratamento.

Material vegetal (estacas da parte aérea e estolões) da espécie *Mentha aquatica*, variedade “Lime Mint”, foram cedidas pelo Centro Nacional de Recursos Genéticos e Biotecnologia (CENARGEN), EMBRAPA, Brasília, DF. Este material foi multiplicado mediante propagação vegetativa, em casa de vegetação, utilizando-se estacas homogêneas com, aproximadamente, 50 mm de comprimento, correspondendo a 3 pares de folhas por estaca, retiradas na extremidade apical das plantas matrizes. As estacas foram colocadas na areia e irrigadas diariamente, durante 2 semanas, tempo necessário para o aparecimento de raízes. Em seguida, as mudas formadas foram transplantadas para os SACs-EHSS 1 e 4, com espaçamento triangular de 0,30 m entre fileiras e 0,25 m entre plantas, resultando numa densidade de 11,6 propágulos por metro quadrado (Figura 3). Os SACs-EHSS2 e 3 permaneceram sem cultivo vegetal. Após o transplântio das mudas, os SACs-EHSS foram saturados com água e assim mantidos para aclimatação e desenvolvimento inicial das mudas.

Durante quatro meses após o transplântio, período em que a Estação Elevatória de Esgoto ainda não estava em funcionamento e, portanto, não havia como efetuar a aplicação de esgoto, os SACs-EHSS foram mantidos com água e realizou-se aplicação de adubo foliar Nutriverde (formulação 06N-06P-08K e micronutrientes), mensalmente, para manutenção das plantas. Assim que a Estação Elevatória de Esgoto entrou em operação, os SACs-EHSS foram alimentados, durante 2 semanas, com esgoto sanitário diluído. Em seguida, procedeu-se ao corte das plantas na altura de 5 cm acima do meio suporte e iniciou-se a aplicação das vazões estabelecidas no experimento.



Figura 3: Aspecto geral dos SACs-EHSS após efetuado o transplântio das mudas (A) e detalhe do espaçamento entre as mudas transplantadas no SAC (B).

4.3 Monitoramento e avaliação do sistema

O experimento foi conduzido num esquema fatorial 4 x 2, sendo avaliados quatro tempos de detenção hidráulica nominal (TDH) e o efeito da presença ou ausência da espécie *Mentha aquatica* no desempenho dos SACs-EHSS, no delineamento em blocos casualizados (DBC), com o número de repetições igual ao de amostragens (repetições no tempo).

O experimento foi realizado em duas etapas. Na primeira etapa, avaliaram-se os TDH de 6,0 e 4,5 dias, aplicando-se vazão de $0,39 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ nos SACs-EHSS1 e 2 e $0,52 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ nos SACs-EHSS 3 e 4, sendo estes sistemas denominados de SAC-EHSS 1A, SAC-EHSS 2A, SAC-EHSS 3A e SAC-EHSS4A, respectivamente. Na segunda etapa, avaliaram-se os TDH de 3,0 e 1,5 dias, aplicando-se vazão de $0,77 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ nos SACs-EHSS1 e 2 e $1,55 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ nos SACs-EHSS 3 e 4, os quais foram denominados SAC-EHSS 1B, SAC-EHSS 2B, SAC-EHSS 3B e SAC-EHSS 4B, respectivamente. Os valores das taxas de carregamento orgânico em cada SAC-EHSS, nas duas etapas experimentais, estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1: Valores nominais de tempo de retenção hidráulica (TDH), vazão afluente e taxas de carregamento orgânico (TCO), expressa em termos de DBO, aplicada em cada SAC-EHSS.

Tratamentos	TDH (d)	Vazão (m ³ d ⁻¹)	TCO (kg ha ⁻¹ d ⁻¹)
SAC-EHSS 1A	6	0,39	40,35
SAC-EHSS 2A	6	0,39	40,35
SAC-EHSS 3A	4,5	0,52	53,80
SAC-EHSS 4A	4,5	0,52	53,80
SAC-EHSS 1B	3	0,77	79,66
SAC-EHSS 2B	3	0,77	79,66
SAC-EHSS 3B	1,5	1,55	160,35
SAC-EHSS 4B	1,5	1,55	160,35

A primeira etapa do experimento transcorreu de 20 de junho a 24 de agosto e a segunda de 31 de agosto a 09 de novembro de 2011. As duas semanas iniciais de cada etapa foram consideradas período para estabilidade operacional do sistema, sendo monitoradas apenas as vazões afluentes, não sendo realizada, portanto, nenhuma amostragem de água residuária. A vazão aplicada em cada SAC-EHSS foi controlada, diariamente, por meio de aferição manual (uso de cronômetro e proveta).

Os valores de temperatura ambiente, umidade relativa do ar e precipitação durante o período de experimentação foram obtidos na estação meteorológica automática de Viçosa, monitorada pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). A temperatura no líquido residente foi monitorada diariamente utilizando-se, para isso, um termômetro registrador de temperaturas máxima e mínima posicionado no SAC-EHSS 4.

Para avaliação do desempenho dos sistemas, foram realizadas seis amostragens durante cada fase experimental, realizando-se análises em amostras afluentes e efluentes, sendo determinadas as variáveis apresentadas na Tabela 2. Também foram coletadas amostras ao longo do comprimento de cada SAC-EHSS, para quantificação de coliformes totais e *Escherichia coli*. As análises laboratoriais foram realizadas no Laboratório de Qualidade da Água do Departamento de Engenharia Agrícola da UFV, em conformidade com recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA *et al.*, 2005) para análise de água residuária.

Tabela 2: Variáveis analisadas e respectivos métodos ou equipamentos utilizados na sua determinação.

Variável	Método/equipamento
Potencial hidrogeniônico (pH)	Peagâmetro
Condutividade elétrica (CE)	Condutímetro
Turbidez	Turbidímetro
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)	Titulométrico
Demanda química de oxigênio (DQO)	Oxidação química em refluxo aberto
Coliformes totais (CT)	Enzimático (Colilert)
<i>Escherichia coli</i> (EC)	Enzimático (Colilert)
Nitrogênio total	Processo semimicro Kjeldahl modificado
Fósforo	Espectrofotometria
Potássio	Fotometria de chama
Sódio	Fotometria de chama

No período de operação do sistema de tratamento, foi quantificada a evaporação e a evapotranspiração nos SACs-EHSS, visando-se obter o valor real de redução mássica nas variáveis analisadas. Essa quantificação foi realizada medindo-se, individualmente, o volume afluente e efluente de cada sistema.

Amostras da parte aérea das plantas foram coletadas nos SACs-EHSS 1 e 4, ao final de cada etapa experimental. Em cada área de 4 m² de SAC-EHSS coletaram-se quatro amostras de plantas contidas numa área de 0,0625 m², sendo duas amostras centrais e uma de cada extremidade lateral. As amostras foram secas em estufa com recirculação de ar, sob temperatura de 65°C, por 72 horas, e posterior trituração em moinho tipo Wiley, segundo recomendações de Silva (2009), para quantificação de rendimento de matéria seca e análises dos teores foliares de nitrogênio, fósforo, potássio e sódio. Tais procedimentos foram realizados no Laboratório de Solos e Resíduos Sólidos do Departamento de Engenharia Agrícola da UFV.

Ao final de cada etapa experimental, amostras de folhas também foram coletadas ao longo do comprimento dos SACs-EHSS 1 e 4, constituindo uma

amostra composta para cada sistema, as quais foram secas em estufa com recirculação de ar, sob temperatura de 37°C, por 4-5 dias. Estas amostras foram analisadas no Laboratório de Análise e Síntese de Agroquímicos – LASA, do Departamento de Química da UFV, para quantificação do teor de óleo essencial e identificação dos compostos químicos presentes no óleo extraído. Na extração do óleo essencial das folhas de *Mentha aquatica* foi utilizado o aparelho Clevenger, adaptado a um balão de fundo redondo, empregando-se o processo da hidrodestilação. Foram realizadas três repetições extrativas para cada tratamento. A análise qualitativa do óleo foi realizada por cromatografia em fase gasosa acoplada à espectrometria de massa (CG/EM). A quantificação dos componentes no óleo essencial foi realizada utilizando-se um cromatógrafo a gás com detector de ionização de chama (FID).

A análise estatística foi realizada utilizando-se o programa estatístico SAEG® (RIBEIRO Jr., 2001). Constatado efeito significativo para variáveis, contrastes de médias foram utilizados para comparar as médias dos tratamentos.

Com os resultados do decaimento de coliformes totais e *E. coli* ao longo do comprimento do SAC-EHSS, os modelos de Reed *et al.* (1995), Laber (1999), Brasil *et al.* (2007) e de Kadlec e Wallace (2008) foram ajustados utilizando-se o programa estatístico SigmaPlot11.0 (SYSTAT SOFTWARE, 2008). Os parâmetros obtidos para os diferentes modelos avaliados foram considerados variáveis dependentes e submetidos à análise de agrupamento por otimização de Tocher, para determinar quais tratamentos possuem curvas similares.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Condições ambientais

Os valores médios diários de temperatura e umidade relativa do ar ocorridos em Viçosa, durante todo o período de monitoramento experimental, segundo dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), estão apresentados na Figura 4. No período correspondente à primeira etapa do experimento, a temperatura média do ar foi de 16,6°C, sendo a máxima e a

mínima, registradas no período, de 32,0°C e 6,0°C e a umidade relativa média de 77,7%. Na segunda etapa experimental, a temperatura média foi de 19,3°C, sendo a máxima e a mínima registrada no período de 33,6°C e 6,0°C e a umidade relativa média de 70,6 %. Durante a primeira etapa, ocorreram apenas 2 eventos de chuva: no dia 27 junho, de 2,3 mm, e no dia 06 de agosto, de 0,2 mm (Figura 5). Já na segunda etapa, ocorreram várias precipitações, sendo a lâmina total precipitada de 162,4 mm. Acredita-se que essas ocorrências de precipitação não tenham influenciado os resultados experimentais, por não terem coincidido com os dias antecedentes às amostragens.

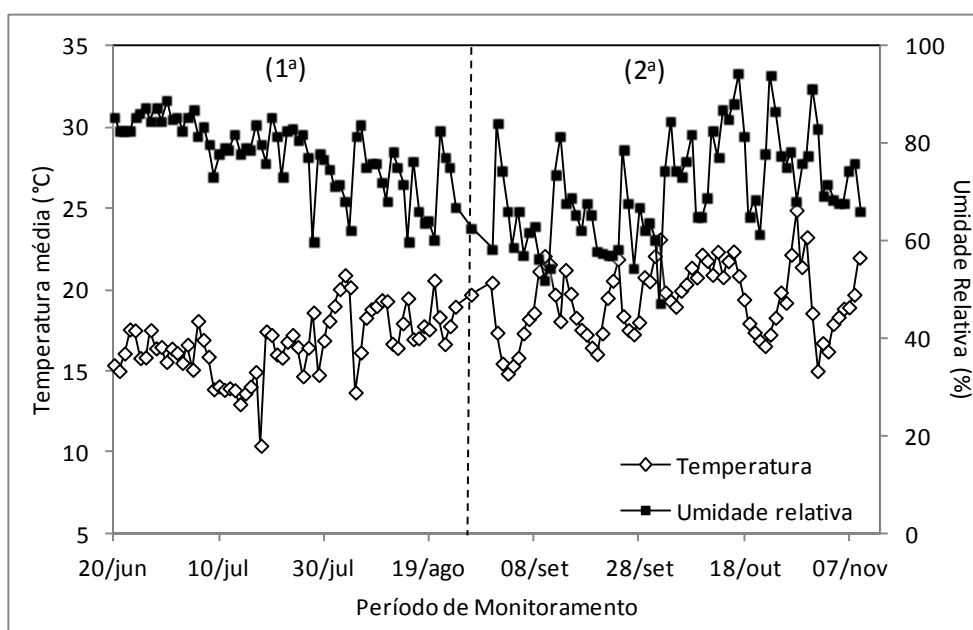


Figura 4: Temperatura e umidade relativa média do ar durante o período de monitoramento do experimento.

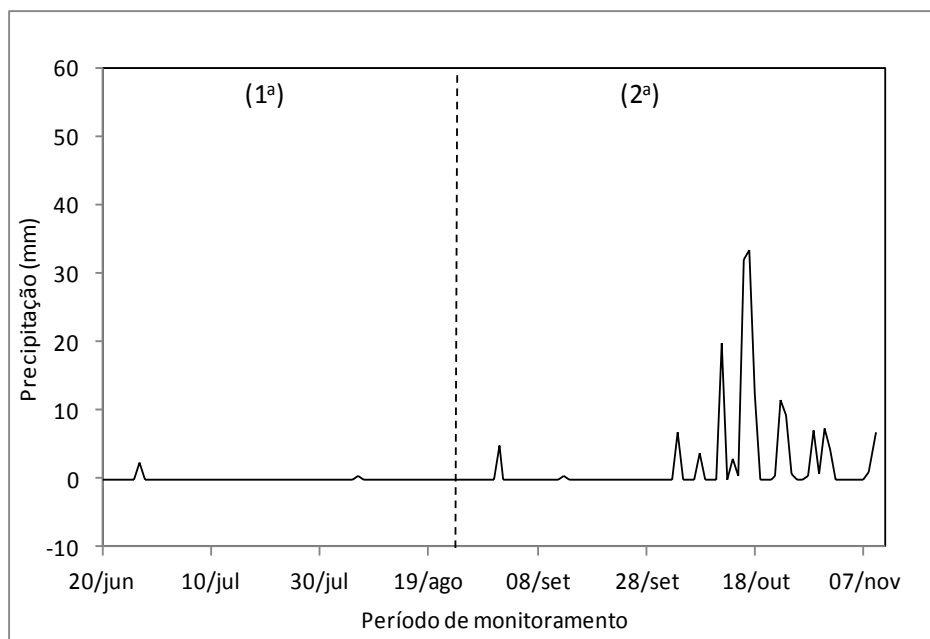


Figura 5: Precipitação durante o período de monitoramento do experimento.

As temperaturas médias do líquido na primeira e na segunda etapa foram de 19,6°C e 21,5°C, respectivamente (Figura 6). Na primeira etapa experimental, durante a maior parte do tempo, os SACs-EHSS operaram numa amplitude de temperatura considerada psicrófila (0 a 20°C), enquanto as variações na temperatura do líquido na segunda etapa encontram-se, principalmente, na faixa mesófila (20 a 45°C). Entretanto, considerando-se as proximidades entre as faixas de temperatura, não seria de se esperar condições ambientais muito diferentes no meio líquido que fossem suficientes para proporcionar efeitos importantes nos processos ocorrentes nos SACs-EHSS.

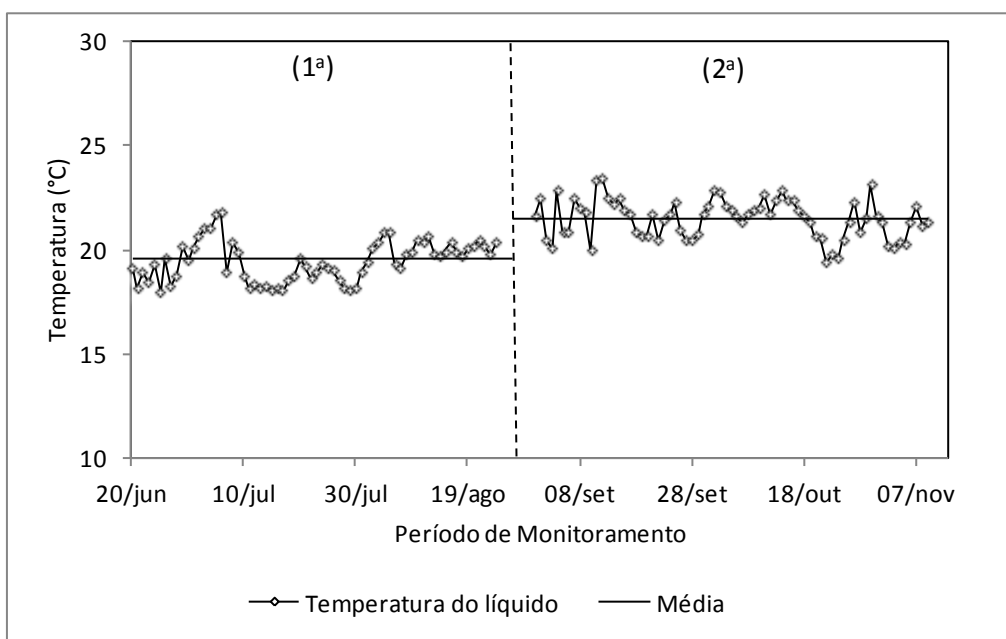


Figura 6:Variação na temperatura do líquido ocorrida durante a fase experimental.

A evapotranspiração média dos SACs-EHSS cultivados, na primeira etapa do experimento, foi de $8,2 \text{ mm d}^{-1}$ e a evaporação nos SACs-EHSS sem cultivo vegetal foi de $3,9 \text{ mm d}^{-1}$. Na segunda fase, a evapotranspiração média dos SACs-EHSS cultivados foi de $14,9 \text{ mm d}^{-1}$ e a evaporação nos SACs-EHSS sem cultivo vegetal foi de $6,5 \text{ mm d}^{-1}$.

Estes valores de evapotranspiração estão próximos aos obtidos por Brasil e Matos (2008), na mesma área experimental, em SACs-EHSS cultivados com taboa (*Typhasp.*), que foram de $7,27 \text{ mm d}^{-1}$ no mês de agosto e de $14,03 \text{ mm d}^{-1}$ no mês de setembro.

As diferenças nas lâminas evapotranspiradas e evaporadas na primeira e segunda etapa do experimento estão associadas à maior demanda evaporimétrica e transpiração das plantas, decorrentes das alterações nas condições climáticas do inverno e primavera.

5.2 Desenvolvimento e produtividade da espécie *Mentha aquatica*

As mudas de *Mentha aquatica* transplantadas nos SACs-EHSS não apresentaram problemas de adaptação. O desenvolvimento inicial, antes de iniciar a aplicação de esgoto sanitário, foi lento, provavelmente devido à falta de nutrientes no meio suporte das plantas. Com o início da aplicação do esgoto

doméstico, e o posterior corte das plantas, as plantas apresentaram rápido crescimento.

No início da primeira etapa experimental, as plantas cultivadas na zona de saída do SAC-EHSS 4 foram atacadas por formigas. No entanto, o desenvolvimento não chegou a ser prejudicado, uma vez que iscas formicidas foram utilizadas logo que se observou o ataque, o que proporcionou rápido controle da praga. Ao longo do tempo, na segunda etapa experimental, as plantas dos SACs-EHSS 1 e 4 sofreram infestação de lagartas, sendo necessárias duas aplicações do inseticida Decis para eliminação dessa praga.

Na segunda etapa experimental, observou-se menor desenvolvimento das plantas cultivadas na zona de entrada do SAC-EHSS 4, provavelmente devido a problemas de colmatação, ocorridos nesta região (Figura 7).

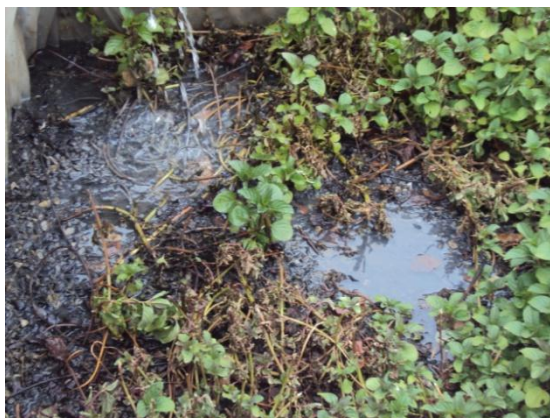


Figura 7: Zona de entrada do SAC-EHSS 4, apresentando, em detalhe, a colmatação superficial do substrato, ocorrida no transcorrer da segunda etapa experimental.

Apesar desses fatores ocorridos durante o período experimental, acredita-se que não houve grande limitação ao desenvolvimento geral das plantas. Na Figura 8 observam-se os SACs-EHSS, ao final de cada etapa experimental, podendo ser visto que as plantas cresceram e se desenvolveram satisfatoriamente em todos os sistemas cultivados.



Figura 8: Vista dos SACs-EHSS ao final da primeira (A) e da segunda (B) etapa experimental.

O aumento na taxa carregamento orgânico (TCO) e consequente aumento na quantidade de nutrientes aportados proporcionou aumento na produtividade de matéria seca da espécie *Mentha aquatica*, demonstrando a importância na disponibilização de nutrientes para se potencializar a produção de massa verde (Tabela 3). Deve-se ressaltar que a matéria seca avaliada nos SACs-EHSS 1A e 4A foi produzida em um período de 65 dias, enquanto a matéria seca quantificada nos SACs-EHSS 1B e 4B foi produzida em um período de 71 dias, que foi a duração de cada etapa experimental. Gracindo *et al.* (2006) obtiveram produtividade de matéria seca dessa espécie de 3053 kg ha⁻¹, cultivada em solo de baixa fertilidade e em período seco, durante 75 dias.

Tabela 3: Produtividade média de matéria seca das plantas cultivadas e taxa de carregamento orgânico (TCO) nos SACs-EHSS.

SAC-EHSS	TCO (kg ha ⁻¹ d ⁻¹)	MS (kg ha ⁻¹ d ⁻¹)	MS (kg ha ⁻¹)
SAC-EHSS 1A	40,35	28,58	1858,00 c
SAC-EHSS 4A	53,80	38,16	2480,47 bc
SAC-EHSS 1B	79,66	59,46	4221,87 ab
SAC-EHSS 4B	160,35	75,01	5325,87 a

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Na Figura 9 está apresentada a curva de produtividade de matéria seca nos SACs em função da TCO. Observa-se que houve tendência de redução na produtividade com valores de TCO acima de 135 kg ha⁻¹ d⁻¹ (ponto de máxima produtividade). Portanto, suspeita-se que a aplicação de TCOs muito acima de 160 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO (valor máximo aplicado neste trabalho) poderá prejudicar a produtividade de *Mentha aquatica*, quando cultivadas em SACs-

EHSS, sob condições às que foi desenvolvido este experimento. As TCOs utilizadas no presente trabalho estão dentro da faixa de aplicação sugerida por alguns autores. Metcalf & Eddy (1991) recomendam a aplicação de, no máximo, $70 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO enquanto a U.S. EPA (2000) sugerem que a taxa máxima de DBO a ser aplicada seja de $133 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$. Entretanto, estão muito abaixo das recomendadas por outros autores, tais como FIA *et al.* (2011) que, no tratamento de água residuária da suinocultura, utilizaram TCOs de até $560 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO em SACs-EHSS cultivados com taboa e capim tifton-85 e Matos *et al.* (2010a) que aplicaram TCOs de até $570 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ de DBO no tratamento da água residuária de laticínios, em SACs-EHSS cultivados com capim elefante e capim tifton-85.

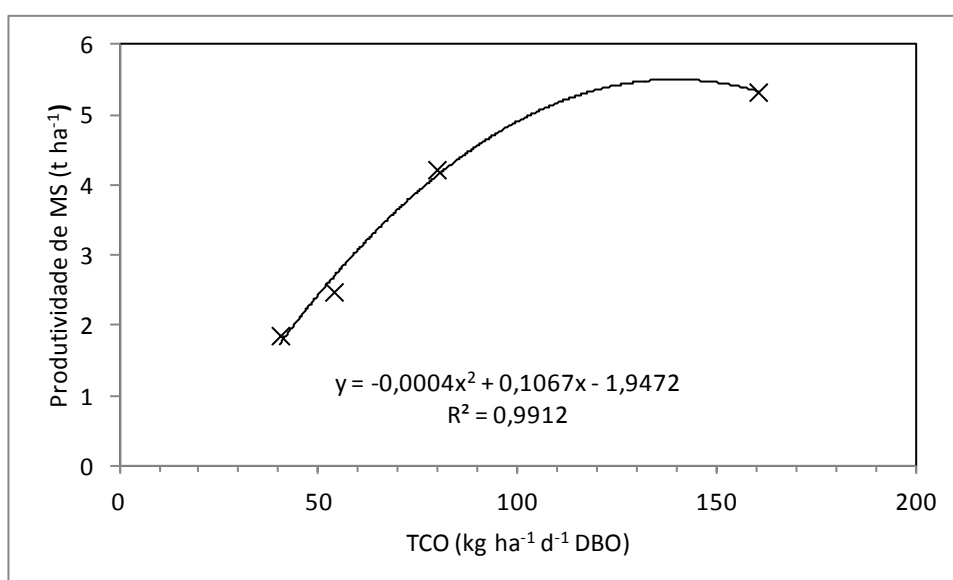


Figura 9: Produtividade de matéria seca nos SACs-EHSS em função da taxa de carregamento orgânico.

Verificou-se que a produção de matéria seca ao longo do comprimento dos SACs-EHSS (Figura 10) está relacionada à TCO e, provavelmente, ao estágio de degradação/decomposição do material orgânico ao longo dos sistemas.

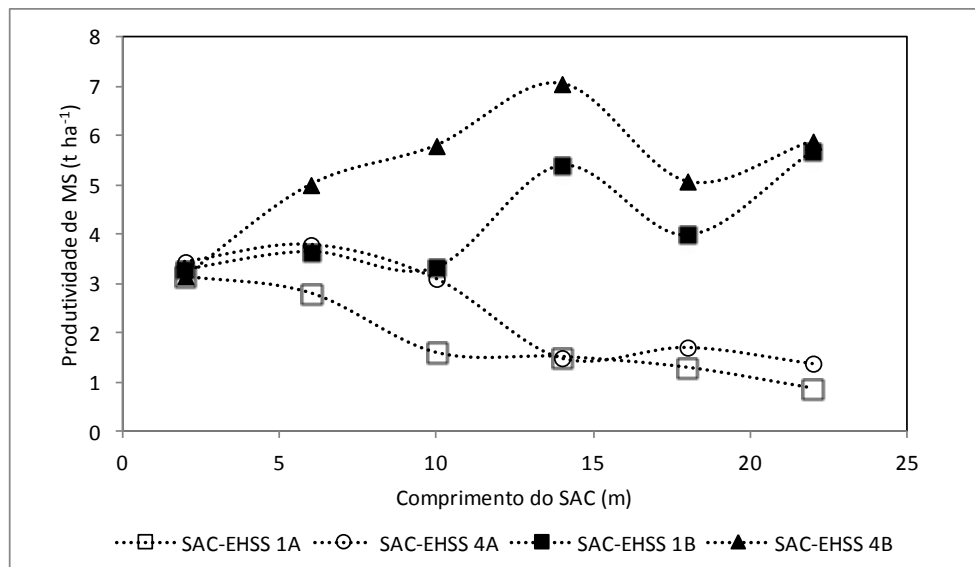


Figura 10: Produção de matéria seca de *Mentha aquatica* ao longo do comprimento dos SACs-EHSS: SAC-EHSS 1A- TCO de 40,35 kg ha⁻¹ d⁻¹; SAC-EHSS 4A -TCO de 53,80 kg ha⁻¹ d⁻¹; SAC-EHSS 1B- TCO de 79,66 kg ha⁻¹ d⁻¹; SAC-EHSS 4B-TCO de 160,35 kg ha⁻¹ d⁻¹.

Na zona de entrada dos SACs-EHSS (4 metros iniciais), a produção de matéria seca foi semelhante em todos os tratamentos. Entretanto, nos sistemas em que foram aplicadas maiores TCOs (SAC-EHSS 1B e 4B) observaram-se maiores produtividades na zona intermediária e de saída dos SACs-EHSS, o que pode ser justificado pela degradação do material orgânico ao longo do sistema, possibilitando a disponibilização de nutrientes com a passagem da água residuária através do meio suporte. Nos SACs-EHSS 1A e 4A, que receberam menores TCOs, o aporte de matéria orgânica na zona de entrada foi menor o que, provavelmente, pode ter possibilitado a sua degradação mais rápida e maior disponibilização de nutrientes às plantas na parte inicial do sistema, favorecendo maior produtividade na primeira metade do SAC-EHSS, quando comparada às áreas próximas à saída do sistema. Comportamento semelhante foi observado por Matos *et al.* (2008), em SACs-EHSS cultivados com capim tifton 85, no tratamento de águas residuárias da indústria de laticínios.

5.3 Desempenho dos SACs-EHSS no que se refere à remoção de poluentes do esgoto sanitário

5.3.1 Potencial hidrogeniônico, condutividade elétrica e turbidez

Os valores médios de potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE) e turbidez afluente e efluentes dos SACs-EHSS estão apresentados na Tabela 4 e a associação com valores de TDH e da presença ou não de vegetação estão apresentados na Tabela 5.

Tabela 4: Valores médios e desvio padrão de potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE) e turbidez afluente e efluentes dos SACs-EHSS.

Amostra	pH	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Turbidez (UNT)
Afluente	7,2 \pm 0,1	750,3 \pm 61,6	169,8 \pm 82,8
SAC-EHSS 1A	7,1 \pm 0,1	597,3 \pm 22,9	10,7 \pm 1,4
SAC-EHSS 2A	7,3 \pm 0,1	692,3 \pm 23,5	10,6 \pm 2,7
SAC-EHSS 3A	7,3 \pm 0,1	706,4 \pm 31,5	9,9 \pm 1,5
Efluente	7,1 \pm 0,1	584,8 \pm 21,9	11,5 \pm 2,4
SAC-EHSS 1B	7,1 \pm 0,1	605,0 \pm 41,8	11,8 \pm 2,3
SAC-EHSS 2B	7,5 \pm 0,1	670,8 \pm 47,5	7,0 \pm 1,2
SAC-EHSS 3B	7,5 \pm 0,1	656,1 \pm 52,4	8,4 \pm 1,6
SAC-EHSS 4B	7,2 \pm 0,1	625,6 \pm 47,1	9,9 \pm 1,8

Tabela 5: Valores médios de potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE) e turbidez de acordo com o TDH e presença ou ausência de vegetação nos SACs-EHSS.

TDH (d)	pH		CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)		Turbidez (UNT)	
	Cultivado	Não cultivado	Cultivado	Não cultivado	Cultivado	Não cultivado
6,0	7,1 a A	7,3 b B	597,3a A	692,3 b A	10,7 a A	10,6 a A
4,5	7,1a A	7,3b B	584,8a A	706,4b A	11,5 a A	9,9 a A
3,0	7,1 a A	7,5 b A	605,0a A	670,8b A	11,8 a A	7,0 b B
1,5	7,2a A	7,5 b A	625,6a A	656,1a A	9,9 a A	8,4 a A

Médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Os valores médios de pH nos efluentes dos SACs não cultivados foram maiores que os apresentados no afluente e SACs-EHSS cultivados. Os maiores valores foram observados nos efluentes dos SACs-EHSS 2B e 3B e os menores nos dos SACs-EHSS cultivados (1A, 4A, 1B e 4B). A redução nos valores de pH nos SACs-EHSS cultivados pode estar associado à decomposição do material orgânico produzido pelas plantas, gerando, em consequência, a produção de ácidos orgânicos e dióxido de carbono (CO₂). Bezbaruah e Zhang (2004) atribuíram a redução do pH em sistemas cultivados ao processo de nitrificação, devido à liberação de oxigênio próximo a rizosfera, e à exsudação de ácidos orgânicos e CO₂ pelas raízes. Maiores valores de pH nos SACs-EHSS não cultivados podem estar relacionados, tal como sugerido por Fia (2008), à liberação de alguns cátions de reação básica que proporcionam a diminuição na atividade dos íons H⁺ do meio, provenientes da brita utilizada como material suporte.

Apesar da variabilidade dos valores observados de pH entre os tratamentos, estes estiveram dentro da faixa na qual são proporcionadas condições ideais para a sobrevivência dos micro-organismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica, que varia de 6,0 a 9,0 (METCALF; EDDY, 2003). Os valores de pH obtidos também estão próximos à faixa ideal de maior disponibilidade de nutrientes para as plantas, que se situa entre 6,0 e 7,0 (FURTINI NETO *et al.*, 2001).

Os SACs-EHSS apresentaram valores médios de CE efluente menores que a afluente. Não se observou diferença nos valores de CE nos efluentes dos SACs-EHSS em relação aos diferentes TDH avaliados. No entanto, houve diferença na CE nos efluentes dos SACs-EHSS cultivados, os quais foram inferiores aos obtidos nos SACs-EHSS não cultivados, com exceção dos SACs-EHSS 3B e 4B. Em geral, a degradação do material orgânico presente na água residuária, em que ocorre a liberação de íons para a solução, e as perdas de água por evaporação/evapotranspiração, proporcionam aumento na concentração iônica do líquido residente. No entanto, o comportamento observado foi o oposto, ocorrendo redução nos valores de CE. Esta redução pode ser atribuída à precipitação de sais no meio e, também à absorção de íons (nutrientes) pelas plantas nos SACs-EHSS cultivados, justificando os menores valores destes. Considerando-se que a evapotranspiração foi maior que a evaporação, pode-se concluir que as diferenças na CE entre os sistemas

com e sem vegetação seriam ainda maiores se as perdas de água em cada SAC-EHSS (evapotranspiração e evaporação) fossem iguais, o que dá indicativos da importância das plantas no processo de purificação da água.

A turbidez afluente foi reduzida de 93% a 96% em decorrência do tratamento nos SACs-EHSS, sendo o SAC-EHSS 2B o que apresentou maior eficiência nessa remoção. Isso se justifica pela redução de material em suspensão proporcionada por processos ocorrentes no meio poroso: sedimentação nos interstícios, retenção por restrição ao escoamento (filtração) e adesão ao material suporte. No entanto, na rizosfera, pode haver a formação de caminhos preferenciais que facilitam a passagem de algum material particulado pelo sistema (FIA, 2009), o que se relaciona ao fato dos SACs-EHSS cultivados tenderem a apresentar maiores valores de turbidez. Além disso, em SACs-EHSS cultivados, ocorre a geração de material particulado advindo da decomposição de fragmentos e detritos produzidos pelas partes submersas e aéreas das plantas (KADLEC; WALLACE, 2008), o que também eleva os valores de turbidez da água.

As remoções de turbidez obtidas neste trabalho foram ligeiramente superiores às obtidas em outros trabalhos nos quais, também, foram avaliados SACs-EHSS utilizados no tratamento de águas residuárias sanitárias, como o realizado por Chagas (2008) que obteve remoções que variaram de 83,7 a 88,4%, e às remoções obtidas por Brasil *et al.* (2005), que estiveram entre 80 e 86%.

5.3.2 Remoção de matéria orgânica

As concentrações de matéria orgânica afluente e efluente, quantificadas como demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO), e as eficiências médias de remoção obtidas com os tratamentos estão apresentadas na Tabela 6. Os valores médios de remoção de DQO e DBO para as respectivas combinações dos efeitos do TDH e da vegetação estão apresentados na Tabela 7.

Tabela 6: Valores médios e desvio padrão de demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) dos afluentes e efluentes dos SACs-EHSS e suas eficiências médias de remoção

Amostra	DQO		DBO	
	(mg L ⁻¹)	Rem. (%)	(mg L ⁻¹)	Rem. (%)
Afluente	416,1 ± 87,3	-	248,3 ± 104,4	-
SAC-EHSS 1A	72,9 ± 48,9	91,4 ± 5,2	44,3 ± 22,6	90,0 ± 3,5
SAC-EHSS 2A	148,9 ± 70,4	72,3 ± 12,4	58,3 ± 38,2	80,1 ± 13,4
SAC-EHSS 3A	144,1 ± 49,0	71,3 ± 8,4	69,2 ± 39,2	75,3 ± 12,8
Efluente	84,4 ± 23,3	87,0 ± 3,1	49,4 ± 31,2	87,8 ± 5,7
SAC-EHSS 1B	80,3 ± 25,1	90,1 ± 3,9	46,3 ± 45,1	91,0 ± 4,4
SAC-EHSS 2B	51,1 ± 8,3	89,2 ± 2,3	38,7 ± 35,5	88,2 ± 4,5
SAC-EHSS 3B	86,8 ± 29,3	81,7 ± 8,5	58,4 ± 55,6	77,1 ± 11,9
SAC-EHSS 4B	101,7 ± 19,1	80,8 ± 3,1	59,1 ± 46,5	83,4 ± 3,1

As eficiências médias de remoção de DQO variaram de 71,3 a 91,4% e de 75,3 a 91,0% para a DBO. Suspeita-se que os principais processos envolvidos nesta remoção tenham sido a sedimentação e filtração do material orgânico particulado, bem como os processos microbianos de decomposição da matéria orgânica.

Tabela 7: Valores médios de remoção de DQO e DBO para as respectivas combinações de TDH e presença ou ausência de vegetação.

TDH	DQO (%)		DBO (%)	
	Cultivado	Não cultivado	Cultivado	Não cultivado
6,0	91,4 a A	72,3 b B	90,0 a A	80,1 b A
4,5	87,0 a AB	71,3 b B	87,8 a A	75,3 b A
3,0	90,1 a AB	89,2 a A	91,0 a A	88,2 a A
1,5	81,7 a B	80,8 a AB	83,4 a A	77,1 a A

Médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Na primeira etapa do experimento, pode ser observado efeito da vegetação na remoção de matéria orgânica. Geralmente, a maior remoção de matéria orgânica em SACs-EHSS cultivados está associada à maior área superficial, fornecida pelas raízes, para a formação do biofilme bacteriano, responsável pela degradação microbiana da matéria orgânica. Além disso, a presença da vegetação aumenta a disponibilidade de oxigênio nos SACs-EHSS, favorecendo processos aeróbios de degradação. No entanto, como as

diferenças de remoção ocorreram apenas na primeira etapa do experimento, a qual ocorreu numa época mais fria que a segunda etapa, o efeito da vegetação pode estar associado à promoção de menores oscilações térmicas nos sistemas, propiciando o melhor desenvolvimento dos micro-organismos responsáveis pela degradação. Hill e Payton (2000) obtiveram, em condições climáticas de inverno, maiores variações na temperatura da água em tratamento nos SACs-EHSS sem vegetação do que em SACs-EHSS cultivados, o que, segundo os autores, poderia não ser benéfico para a remoção de poluentes no sistema. Allen *et al.* (2002) observaram expressiva diminuição na eficiência de remoção de DQO em sistemas não vegetados com a redução da temperatura ambiente, o que não ocorreu nos sistemas vegetados.

O efeito do TDH na remoção de matéria orgânica foi bastante diversificado entre os SACs-EHSS. As eficiências de remoção de DBO não foram influenciadas pelo TDH, diferente do observado em relação à remoção de DQO. Nos SACs-EHSS cultivados, maiores eficiências de remoção de DQO foram obtidas nos sistemas operados sob maiores TDHs, fato este já observado por outros autores (REED *et al.*, 1995; KADLEC; WALLACE, 2008), visto que o decaimento da maioria dos poluentes em SACs, inclusive a matéria orgânica, se aproxima do modelo de primeira ordem, no qual, quanto maior o TDH, menor a concentração final do poluente, portanto, maior é a sua eficiência. Entretanto, em SACs-EHSS não cultivados, as maiores eficiências de remoção foram observados nos sistemas que operaram com menores TDHs. Segundo FIA (2009), SACs-EHSS operando com baixos TDHs propiciam constante aporte de matéria orgânica de mais fácil degradação, portanto, estes sistemas tendem a apresentar maiores coeficientes de degradação, enquanto que os SACs-EHSS que operam com mais altos TDHs, possuem, em seu interior, matéria orgânica que já passou por processo de degradação, apresentando maior quantidade de compostos recalcitrantes, reduzindo, assim, os coeficientes de degradação. Comportamento semelhante a este também foi observado por Chagas *et al.* (2011) e Freitas (2006), sendo que, este último acredita que, se os SACs-EHSS utilizados em seu experimento fossem reduzidos à metade, isto é, tivessem seu TDH reduzido, os coeficientes de degradação da matéria orgânica seriam maiores.

Kaseva (2004) observou efeito positivo de plantas no desempenho de SACs-EHSS, na Tanzânia, especialmente no que se refere à remoção de DQO. O valor afluente de DQO (107 mg L^{-1}) foi reduzido para 71 mg L^{-1} , $46,5 \text{ mg L}^{-1}$ e $41,8 \text{ mg L}^{-1}$ em sistemas não cultivados e plantados com *Phragmites mauritianus* e *Typha latifolia*, respectivamente. Em trabalho realizado por Karathanasis *et al.* (2003), os SACs-EHSS cultivados apresentaram eficiências na remoção de DBO (superiores a 75%) significativamente maiores que os SACs-EHSS não cultivados (63%).

Segundo von Sperling (2005), a eficiência de remoção de DBO em SACs está entre 80 a 90%, valores semelhantes aos obtidos na maioria dos SACs-EHSS avaliados neste trabalho. Brasil *et al.* (2005), em condições climáticas de Viçosa, MG, obtiveram remoção média de 86% de DQO e 81% de DBO em SACs-EHSS cultivados com taboa (*Typha sp.*), nos quais foram avaliadas TCOs de 58 a $118 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$.

Considerando os padrões de lançamento de DBO (60 mg L^{-1} ou tratamento com eficiência de remoção de DBO em no mínimo 60% e média anual igual ou superior a 70% para sistemas de esgotos sanitários) e de DQO (180 mg L^{-1} ou tratamento com eficiência de remoção de DQO em no mínimo 55% e média anual igual ou superior a 65%, para sistemas de esgotos sanitários), estabelecidos pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH Nº 1 (MINAS GERAIS, 2008), verifica-se que o efluente de todos os SACs-EHSS enquadram-se nos padrões de lançamento em corpo hídrico.

5.3.3 Remoção de nutrientes

As concentrações de nitrogênio e fósforo afluente e efluente, bem como as eficiências médias de remoção obtidas com os tratamentos nos SACs-EHSS estão apresentadas na Tabela 8. Na Tabela 9, estão apresentadas as remoções de N e P nos SACs-EHSS considerando-se os diferentes TDHs e presença ou ausência de plantas de *Mentha aquatica*.

Tabela 8: Valores médios e desvio padrão de nitrogênio total (N_{total}) e fósforo total (P_{total}) dos afluentes e efluentes e as eficiências médias de sua remoção em SACs-EHSS

Amostra	N_{total}		P_{total}	
	(mg L ⁻¹)	Rem. (%)	(mg L ⁻¹)	Rem. (%)
Afluente	45,5 ± 8,5	-	5,5 ± 2,1	-
SAC-EHSS 1A	21,2 ± 6,0	77,2 ± 8,6	4,3 ± 1,2	57,2 ± 17,2
SAC-EHSS 2A	25,9 ± 5,4	55,6 ± 4,1	5,2 ± 1,5	12,8 ± 30,1
SAC-EHSS 3A	27,4 ± 7,1	53,4 ± 14,6	5,1 ± 0,5	21,5 ± 25,1
Efluente	17,9 ± 4,7	72,8 ± 10,6	3,7 ± 0,8	58,3 ± 10,5
SAC-EHSS 1B	25,5 ± 7,2	70,3 ± 9,2	4,6 ± 1,7	53,0 ± 17,8
SAC-EHSS 2B	30,4 ± 4,6	44,4 ± 5,8	4,6 ± 2,7	36,9 ± 35,6
SAC-EHSS 3B	33,2 ± 3,9	29,5 ± 10,8	5,5 ± 2,7	13,8 ± 58,2
SAC-EHSS 4B	26,9 ± 4,3	51,9 ± 4,4	4,6 ± 1,1	30,0 ± 37,7

Tabela 9: Valores médios de remoção de N e P para diferentes valores de TDH e presença ou ausência de vegetação nos SACs-EHSS.

TDH	N (%)		P (%)	
	Cultivado	Não cultivado	Cultivado	Não cultivado
6,0	77,2 a A	55,6 b A	57,2 a A	12,8 b A
4,5	72,8 a A	53,4 b A	58,3 a A	21,5 a A
3,0	70,3 a A	44,4 b A	53,0 a A	36,9 a A
1,5	51,9 a B	29,5 b B	30,0 a A	13,8 a A

Médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Nos SACs-EHSS cultivados foram obtidas eficiências na remoção de nitrogênio 22,3% maiores, em média, que as obtidas nos SACs-EHSS sem cultivo vegetal. Este resultado pode ser justificado pela absorção deste nutriente pelas plantas e a adição de oxigênio, proporcionadas por elas, ao meio, possibilitando o desenvolvimento de uma comunidade microbiana mais ativa e diversificada próxima à rizosfera. A presença de regiões aeróbias vizinhas a anóxicas e anaeróbias é essencial para que se proporcione condições para a remoção de parte do nitrogênio aportado ao sistema por meio da nitrificação/desnitrificação. Segundo Reed *et al.* (1995) e Mander *et al.* (2004), a maior parte da remoção de nitrogênio em SACs-EHSS se dá por processo de nitrificação e desnitrificação, sendo as bactérias nitrificantes e desnitrificantes as responsáveis por essas transformações.

Nos SACs-EHSS que operaram com maior TDH houve maior remoção de nitrogênio que nos SACs-EHSS que operaram com TDH de 1,5 dia, isto é, os SACs-EHSS que apresentaram maiores eficiências na remoção de nitrogênio foram os que tiveram menor aporte deste nutriente no sistema, indicando que a eficiência de remoção pode estar inversamente relacionada às cargas aplicadas, tal como já observado por outros autores (FIA, 2009; FIA *et al.*, 2010b). Em vista disto, torna-se importante ressaltar que cada espécie vegetal e microbiana apresenta uma capacidade limitada de absorção de nutrientes, a qual exerce forte influência na eficiência de remoção de nutrientes, principalmente nos sistemas cultivados, visto que, atingindo-se a capacidade máxima de absorção, o aumento no aporte de nutrientes não aumentará a absorção dos mesmos, reduzindo-se, portanto, a eficiência de remoção.

As eficiências de remoção obtidas neste trabalho podem ser consideradas satisfatórias, pois, segundo Vymazal (2007), a remoção de nitrogênio total em SACs varia entre 40 e 50%. A eficiência de remoção de nitrogênio obtida por Fia *et al.* (2010b) em SACs-EHSS cultivados com azevém (*Lolium multiflorum*), no tratamento da água residuária do processamento dos frutos do cafeeiro, com taxa de aplicação superficial de 29,4 kg ha⁻¹ d⁻¹ de N e TDH de 1,8 d, foi de 9,5 %. As eficiências obtidas no presente trabalho, considerando os SACs-EHSS que operaram com TDH de 1,5, os quais tiveram a mesma taxa de aplicação superficial de nitrogênio (29,4 kg ha⁻¹ d⁻¹) que a aplicada por Fia *et al.* (2010b), foram bem maiores.

As eficiências médias de remoção de fósforo nos SACs-EHSS variaram de 12,8 a 58,3%, com as taxas de aplicação superficial deste nutriente variando de 0,9 a 3,6 kg ha⁻¹ d⁻¹. Os TDHs avaliados não apresentaram efeito significativo sobre a remoção, indicando que a carga de fósforo aplicada aos sistemas não influenciou na remoção. Resultado semelhante foi obtido por Chagas (2008) em SACs-EHSS cultivados com lírio amarelo, cujas taxas de aplicação superficial variaram de 2,2 a 12,5 kg ha⁻¹ d⁻¹ e as eficiências de remoção de 27,9 a 42,3%. Tal fato poderia ser um indicativo que a quantidade de fósforo aportada aos SACs-EHSS foi superior à capacidade máxima de sua remoção.

Na maioria dos SACs-EHSS avaliados não houve diferença significativa na eficiência de remoção de fósforo entre sistemas cultivados e não cultivados,

comportamento semelhante ao observado por outros autores (IAMCHATURAPATR *et al.*, 2007; MATOS *et al.*, 2010c). Sugere-se, assim, que grande parte da remoção deste nutriente tenha ocorrido em razão do acúmulo de fósforo orgânico no meio suporte e, também, devido a sua imobilização pelos micro-organismos. Lee *et al.* (2004), ao utilizarem SACs-EHSS no tratamento de águas residuárias da suinocultura, concluíram que 97,3% da remoção do fósforo ocorreu por mecanismos puramente físicos, 2,1% por mecanismos microbiológicos e apenas 0,3 % por extração pelas plantas (*Eichhornia crassipes*). No presente trabalho, apenas nos SACs-EHSS que operaram com TDH de 6,0 dias, observou-se efeito positivo da vegetação na remoção de fósforo. Rossmann (2011) também observou este efeito, obtendo eficiência 11,7% maior em SAC-EHSS cultivado com azevém, no tratamento da água residuária do processamento dos frutos do cafeeiro, quando comparado ao SAC-EHSS sem cultivo vegetal.

Para Vymazal (2007), a eficiência na remoção de fósforo em todos os tipos de SACs pode ser considerada baixa, a menos que substratos especiais com elevada capacidade de adsorção sejam utilizados junto ou como meio suporte. Segundo von Sperling (2005), a remoção de fósforo em SACs utilizados no tratamento de esgoto doméstico é inferior a 35%. Portanto, o desempenho dos SACs-EHSS cultivados com *Mentha aquatica* pode ser considerado satisfatório, no que se refere à eficiência na remoção de fósforo.

Matos *et al.* (2010c) obtiveram remoção de 33 a 55 % de fósforo no tratamento de água residuária da suinocultura em SACs-EHSS cultivados com taboa e alternantera, com uma taxa de aplicação média de 22 kg ha⁻¹ d⁻¹ e TDH de 4,8 d. Fia *et al.* (2010b), aplicando 2,9 kg ha⁻¹ d⁻¹ de P e TDH de 1,8 d, em SACs cultivados com azevém, no tratamento da água residuária do processamento dos frutos do cafeeiro, obtiveram eficiência de remoção de 37,3 %.

As concentrações afluente e efluente e as eficiências na remoção de potássio e sódio estão apresentadas na Tabela 10, enquanto o efeito do TDH e da vegetação na remoção destes cátions estão apresentadas na Tabela 11.

As remoções médias de potássio variaram de 20,4 a 63,3 %, com aplicação de taxas de carregamento entre 2,0 e 7,9 kg ha⁻¹ d⁻¹ de K, enquanto as remoções médias de sódio variaram de 17,5 a 53,4 %, com aplicação de taxas de carregamento entre 9,6 e 38,1 kg ha⁻¹ d⁻¹ de Na.

Tabela 10: Valores médios e desvio padrão de potássio (K) e sódio (Na) dos afluentes e efluentes dos SACs-EHSS e suas eficiências médias de remoção

Amostra	K		Na	
	(mg L ⁻¹)	Rem. (%)	(mg L ⁻¹)	Rem. (%)
Afluente	12,3 ± 1,6	-	59,0 ± 8,5	-
SAC-EHSS 1A	9,0 ± 1,4	63,3 ± 2,8	50,3 ± 5,3	51,4 ± 4,1
SAC-EHSS 2A	12,1 ± 1,6	25,0 ± 4,6	51,3 ± 5,3	24,1 ± 5,8
SAC-EHSS 3A	11,8 ± 1,8	20,4 ± 8,6	51,6 ± 7,4	17,5 ± 9,7
Efluente	9,0 ± 1,8	49,5 ± 17,5	51,0 ± 7,2	40,0 ± 4,9
SAC-EHSS 1B	9,5 ± 0,9	62,0 ± 5,3	61,9 ± 1,7	53,4 ± 4,1
SAC-EHSS 2B	12,3 ± 2,6	25,5 ± 8,5	63,8 ± 4,7	25,5 ± 7,1
SAC-EHSS 3B	11,5 ± 3,2	28,6 ± 15,3	59,5 ± 3,9	26,4 ± 8,3
SAC-EHSS 4B	9,5 ± 1,8	52,3 ± 5,8	60,9 ± 4,4	42,9 ± 5,1

Tabela 11: Valores médios de remoção de K e Na para diferentes valores de TDH e presença ou ausência de vegetação nos SACs-EHSS.

TDH	K (%)		Na (%)	
	Cultivado	Não cultivado	Cultivado	Não cultivado
6,0	63,3 a A	25,0 b A	51,4 a AB	24,1 b A
4,5	49,5 a A	20,4 b A	40,0 a C	17,5 b A
3,0	62,0 a A	25,5 b A	53,4 a A	25,5 b A
1,5	52,3 a A	28,6 b A	42,9 a BC	26,4 b A

Médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

As remoções de K e Na em SACs-EHSS são, em geral, muito baixas, já que esses cátions apresentam grande solubilidade na água residuária e pequena associação com o material orgânico. Brasil *et al.* (2005) obtiveram eficiências médias entre 35% (TDH de 1,9 dias) e 52 % (TDH de 3,9 dias) na remoção de potássio de esgoto sanitário, aplicando-se taxas de carregamento que variaram de 2 a 11 kg ha⁻¹ d⁻¹ de K. A remoção de sódio obtida por esses mesmos autores foi de 4% e 7% nos TDH de 1,9 e 3,9 dias, respectivamente. Matos *et al.* (2010c) obtiveram remoção de 29%, 46% e 34% de potássio e 18%, 25% e 18% de sódio em SACs-EHSS cultivados com taboa, alternanthera e capim Tifton 85, respectivamente, tratando água residuária da suinocultura. Fia (2009), tratando essa mesma água residuária, obteve remoções de 15 a 27% de potássio e 2 a 24% de sódio, com TDH variando de 3,2 a 12 dias.

Constatou-se efeito positivo da presença da vegetação na remoção de potássio, embora não tenha havido efeito significativo do TDH. De maneira semelhante ao observado neste trabalho, Rossmann (2011) também observou maior remoção de K em SACs-EHSS cultivados do que em não cultivados. Fia (2009), por outro lado, não obteve diferença nas eficiências de remoção de potássio em SACs-EHSS utilizados no tratamento de água residuária da suinocultura aos serem utilizados diferentes TDHs. Entretanto, o último autor não observou efeito da presença e do tipo de vegetação na remoção de K.

A remoção do sódio foi, em média, 23,5% menor nos SACs-EHSS sem cultivo vegetal, em comparação com os cultivados, indicando que a absorção pelas plantas é um importante mecanismo envolvido na remoção de Na. Abrahão (2006) também observou tendência de SACs-EHSS cultivados apresentarem melhor desempenho na remoção de sódio que os não cultivados.

Na Tabela 12 estão apresentadas as concentrações de nutrientes no tecido foliar das plantas. As maiores concentrações de nitrogênio, potássio e sódio na parte aérea das plantas foram observadas nas plantas cultivadas nos SACs-EHSS submetidos à aplicação das maiores TCOs. Quanto à concentração de fósforo, não se observou diferença significativa deste nutriente na parte aérea das plantas com o aumento na TCO. Fia *et al.* (2011) observaram, para a taboa, tendência de aumento nas concentrações foliares de nitrogênio, fósforo e potássio e redução na concentração foliar de sódio, com o aumento nas TCOs aplicadas. Os mesmos autores observaram, para o capim tifton-85, concentrações foliares de nutrientes relativamente constantes com o aumento da TCO aplicada, com exceção no que se refere ao nitrogênio, o qual apresentou tendência de aumento. Matos *et al.* (2010a) também observaram aumento nas concentrações foliares de nitrogênio do capim Napier com o aumento das TCOs aplicadas. Em relação aos demais nutrientes, os autores verificaram pequena redução nas concentrações foliares de fósforo nas TCOs intermediárias avaliadas e teores relativamente constantes de potássio e sódio. Dessa forma, acredita-se que a acumulação de nutrientes na parte aérea de plantas varia com o carregamento orgânico aplicado e, principalmente, com a espécie vegetal estudada.

Tabela 12: Concentração de nitrogênio, fósforo, potássio e sódio no tecido foliar das plantas cultivadas nos SACs-EHSS.

SAC-EHSS	N	P	K	Na
	----- dag kg ⁻¹ -----			
SAC-EHSS 1A	3,32 b	0,36 a	1,73 b	1,16 b
SAC-EHSS 4A	3,43 b	0,36 a	1,74 b	1,25 b
SAC-EHSS 1B	4,09 ab	0,41 a	2,21 a	1,31 b
SAC-EHSS 4B	4,48 a	0,40 a	2,22 a	1,54 a

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Para outras espécies do gênero *Mentha* (*M. arvensis*, *M. x gracilis*, *M. x piperita* variedade *citrata*), cultivadas no sistema hidropônico, Garlet e Santos (2008) obtiveram teores foliares de 3,9 a 4,3 dag kg⁻¹ de nitrogênio, 0,5 a 0,6 dag kg⁻¹ de fósforo e 1,2 a 1,6 dag kg⁻¹ de potássio. Embora as concentrações foliares de fósforo estejam um pouco abaixo da faixa citada pelos referidos autores, pode-se concluir que o esgoto sanitário possibilitou resultados semelhantes aos obtidos quando se utilizam soluções nutritivas em cultivos hidropônicos das espécies do gênero *Mentha*.

A remoção média de nitrogênio e fósforo verificada neste trabalho corresponde a 133,0 kg ha⁻¹ de N e 13,3 kg ha⁻¹ de P em 70 dias (665 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N e 66,5 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de P), o que representa retirada de 13,55% e 6,34%, respectivamente, do que foi aportado desses nutrientes no sistema. Segundo Langergraber (2005), em SAC utilizado no tratamento de esgoto doméstico, a absorção de nitrogênio e fósforo pelas plantas é estimada em 1,9% do total aportado. Portanto, a eficiência na remoção desses nutrientes pela espécie *Mentha aquatica* cultivada em SACs-EHSS pode ser considerada elevada. Quanto aos cátions, observou-se remoções médias de 71,7 kg ha⁻¹ de K e 47,5 kg ha⁻¹ de Na em 70 dias (358,5 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de K e 237,5 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de Na), correspondendo a 26,04% e 3,58% do total aportado.

Brasil *et al.* (2007b) obtiveram, em SACs-EHSS cultivados com taboa, utilizados no tratamento de esgoto sanitário, remoções de N, P, K e Na de 170, 32, 273 e 90 kg ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente. Matos *et al.* (2011) obtiveram remoções de 1236 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N, 180 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de P, 894 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de K e 5,5 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de Na em SACs-EHSS cultivados com capim napier (*Pennisetum purpureum*), no tratamento de água residuária da suinocultura. Sendo assim, observa-se que a espécie *Mentha aquatica* possui capacidade de

remoção de nutrientes superior que a da taboa e inferior a do capim napier na remoção de N, P e K, no entanto, a produção de matéria seca deste último foi 2 vezes maior que a obtida neste trabalho, o que pode ser uma justificativa para essa maior remoção.

5.3.4 Remoção de coliformes

Na Tabela 13 estão apresentados os valores médios de contagem afluyente e efluente de coliformes totais e *Escherichia coli*, bem como as unidades logarítmicas removidas em cada SAC-EHSS.

Tabela 13: Valores médios de contagem afluyente e efluente e de unidades logarítmicas removidas de coliformes totais e *Escherichia coli*.

Amostra	Coliformes totais		<i>Escherichia coli</i>	
	(NMP/100 mL)	ULR	(NMP/100 mL)	ULR
Afluente	$1,1 \times 10^7$	-	$3,3 \times 10^6$	-
SAC-EHSS 1A	$2,8 \times 10^3$	3,41	$7,1 \times 10^2$	3,46
SAC-EHSS 2A	$4,7 \times 10^4$	2,12	$1,2 \times 10^4$	2,16
SAC-EHSS 3A	$4,6 \times 10^4$	2,24	$1,9 \times 10^4$	2,16
Efluente	$5,4 \times 10^3$	3,10	$2,1 \times 10^3$	3,07
SAC-EHSS 1B	$3,7 \times 10^5$	1,69	$8,5 \times 10^4$	1,78
SAC-EHSS 2B	$4,5 \times 10^5$	1,60	$1,7 \times 10^5$	1,44
SAC-EHSS 3B	$9,5 \times 10^5$	1,29	$4,0 \times 10^5$	1,13
SAC-EHSS 4B	$7,2 \times 10^5$	1,33	$2,3 \times 10^5$	1,29

NMP= número mais provável; ULR= unidades logarítmicas removidas.

Apesar do tratamento em SACs-EHSS apresentar eficiências médias superiores a 1,0 unidade logarítmica removida, a contagem de coliformes totais e *E. coli* nos efluentes ainda permaneceram elevadas. Utilizando sugestões da Organização Mundial de Saúde como referência de qualidade, apenas o efluente do SAC-EHSS 1A poderia ser utilizado na irrigação de culturas a serem consumidas cruas, o qual deve apresentar limite máximo de 1000 coliformes termotolerantes/100 mL. Entretanto, há de se convir que, dependendo do método de aplicação da água residuária, esses padrões referenciais passam a ser totalmente questionáveis.

Pode ser observado, pelos resultados apresentados na Tabela 14, que maiores remoções de coliformes totais e *E. coli* foram obtidas nos SACs-EHSS

operados com maiores TDHs, por ser o TDH um dos fatores, segundo Kadlec e Wallace (2008), que mais influenciam nessa remoção.

Tabela 14: Valores médios de unidades logarítmicas removidas de coliformes totais e *Escherichia coli* para diferentes valores de TDH e presença ou ausência de vegetação nos SACs-EHSS.

TDH	Coliformes totais		<i>Escherichia coli</i>	
	Cultivado	Não cultivado	Cultivado	Não cultivado
6,0	3,41 a A	2,12 b AB	3,46 a A	2,16 b A
4,5	3,10 a A	2,24 b A	3,07 a A	2,16 b A
3,0	1,69 a B	1,60 a B	1,78 a B	1,44 a B
1,5	1,33 a B	1,29 a B	1,29 a B	1,13 a B

Médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Na primeira etapa experimental, observou-se que o cultivo da espécie *Mentha aquatica* proporcionou aumento na eficiência de remoção de coliformes totais e *E. coli*. Alguns trabalhos da literatura também relatam maiores eficiências de remoção destes micro-organismos em sistemas cultivados. Rivera *et al.* (1995) observaram maior eliminação de *E. coli* em SACs cultivados com *Typha* ou *Phragmites* quando comparados a SACs sem cultivo vegetal. No entanto, os autores não observaram diferenças significativas entre essas duas espécies vegetais. Decamp *et al.* (1999) também encontraram maior remoção de *E. coli* em SACs cultivados com *Phragmites australis* (2,6 unidades logarítmicas) do que em sistemas sem vegetação (1,4 unidades logarítmicas). Hench *et al.* (2003), em SACs utilizados no tratamento de águas residuárias domésticas, obtiveram remoções de *E. coli* de 2,3 e 2,8 unidades logarítmicas em sistemas não vegetados e vegetados (combinação de *Typha latifolia*, *Juncus effusus*, *Scirpus validus*), respectivamente. Em trabalho realizado por Decamp e Warren (2000), os autores observaram que o comprimento de leito de SAC requerido para se obter uma redução de dez vezes na contagem de *E. coli* em sistemas sem vegetação é, no mínimo, duas vezes o requerido para se obter redução equivalente em sistemas cultivados. Segundo Kansime e Van Bruggen (2001), as raízes das plantas aumentam a área superficial disponível no sistema, importante para que algumas bactérias fiquem aderidas, favorecendo sua remoção. Outro importante facilitador da remoção desses micro-organismos em sistemas cultivados é a concentração

mais elevada de oxigênio dissolvido no meio. Além disso, os exsudatos liberados pela espécie *Mentha aquatica* podem apresentar atividade bactericida, o que estaria favorecendo, também, a remoção destes microorganismos. Estudo de Vicent *et al.* (1994), citado por Stottmeister *et al.* (2003), comprovou que esta espécie, cultivada *in vitro*, apresentou atividade bactericida, inibindo o crescimento de *E. coli*.

Segundo Kadlec e Wallace (2008), a remoção de bactérias fecais em efluentes tratados em sistemas alagados construídos está em torno de duas unidades logarítmicas. Tanner *et al.* (1995), em trabalho desenvolvido na Nova Zelândia, obtiveram remoções de 1,3, 1,3, 1,9 e 2,4 unidades logarítmicas de coliformes termotolerantes em SACs-EHSS cultivados com *Schoenoplectus validus* e 1,0, 1,2, 1,1 e 2,0 unidades logarítmicas em SACs-EHSS não cultivados, com TDH de, respectivamente, 2; 3; 5,5 e 7 dias. Em trabalho desenvolvido por Khatiwada e Polprasert (1999), em SACs-EHSS cultivados com *Typha angustifolia*, operando com TDH de 1,5; 3; 5 e 6 dias, as remoções de coliformes termotolerantes foram 0,8; 1,7; 2,3 e 2,4 unidades logarítmicas, respectivamente. Solano *et al.* (2004) obtiveram, em SACs-EHSS cultivados com *Phragmites australis* e operando com TDH de 3 e 1,5 dias, remoções de *E. coli* de 1,3 e 1,1 unidades logarítmicas, respectivamente. Matos *et al.* (2009a) obtiveram remoção de coliformes totais de 1,7; 1,5 e 1,9 unidades logarítmicas e de 1,7; 2,2 e 2,2 unidades logarítmicas de *E. coli* em SACs-EHSS cultivados com taboa, alternanthera e tifton-85, respectivamente, utilizados no tratamento de água residuária da suinocultura, com TDH de 4,8 dias. Zurita *et al.* (2009), em SACs-EHSS cultivados com a espécie ornamental *Zantedeschia aethiopica*, obtiveram remoção de 1,2 unidades logarítmicas de coliformes totais com TDH de 4 dias. Portanto, constata-se maior remoção de indicadores patogênicos em SACs-EHSS cultivados com *Mentha aquatica*, quando comparados a outras espécies vegetais reportadas na literatura, com TDH semelhante.

5.4 Modelos de decaimento de coliformes

As contagens de coliformes totais e *E. coli* na água residuária, em amostras coletadas ao longo do comprimento SACs-EHSS estão apresentadas nas Figuras 11 e 12, respectivamente.

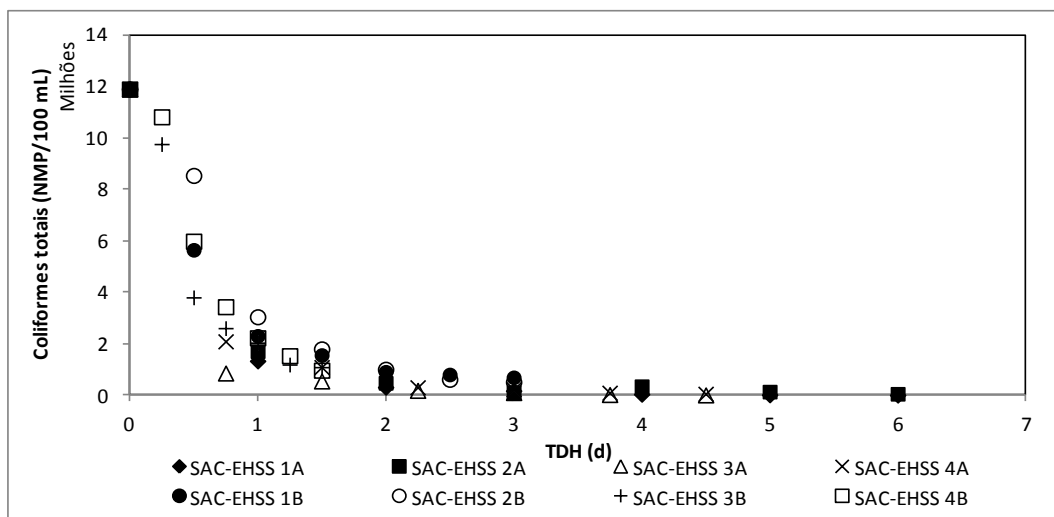


Figura 11: Contagem de coliformes totais em amostras de água residuária coletadas ao longo do comprimento dos SACs-EHSS.

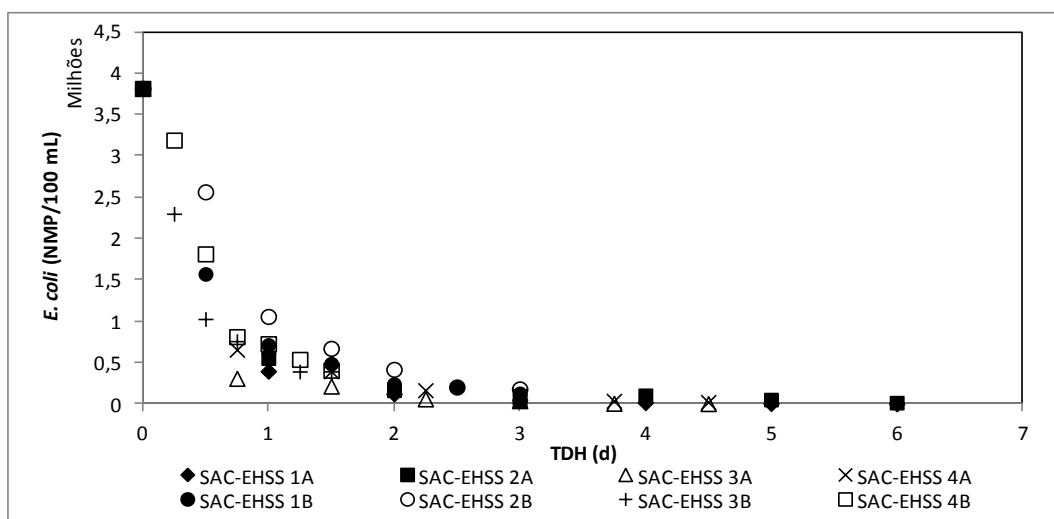


Figura 12: Contagem de *E. coli* em amostras de água residuária coletadas ao longo do comprimento dos SACs-EHSS

Os grupos formados pela análise de agrupamento por otimização de Tocher e os parâmetros estimados dos modelos, obtidos com os dados médios de decaimento de coliformes totais e *E. coli*, das equações de primeira ordem (REED *et al.*, 1995) e as propostas por Brasil *et al.* (2007), Laber *et al.* (1999) e Kadlec e Wallace (2008) estão apresentados nas Tabelas 15, 16, 17 e 18.

Tabela 15: Grupos formados pela análise de agrupamento por otimização de Tocher e parâmetros médios estimados (C_0 , K) para o modelo de primeira ordem (REED *et al.*, 1995) ajustado aos dados médios de contagem de coliformes totais (CT) e *E. coli*(EC), em amostras de água residuária coletadas ao longo dos SACs-EHSS

	Grupos	Tratamentos	C_0	K	R^2 (%)
CT	1	SAC-EHSS 1A	$1,1888 \times 10^7$	2,1594	99,96
		SAC-EHSS 2A	$1,1885 \times 10^7$	1,8987	99,83
		SAC-EHSS 4A	$1,1862 \times 10^7$	2,1486	99,50
		SAC-EHSS 1B	$1,1816 \times 10^7$	1,4563	99,15
		SAC-EHSS 3B	$1,2505 \times 10^7$	1,8493	95,10
		Modelo comum	$1,2033 \times 10^7$	1,7853	98,28
	2	SAC-EHSS 2B	$1,2390 \times 10^7$	1,1496	96,94
		SAC-EHSS 4B	$1,2917 \times 10^7$	1,5501	94,96
		Modelo comum	$1,2585 \times 10^7$	1,3670	94,88
	3	SAC-EHSS 3A	$1,1887 \times 10^7$	3,3887	99,76
Modelo comum		$1,1887 \times 10^7$	3,3887	99,76	
EC	1	SAC-EHSS 1A	$3,8157 \times 10^6$	2,2217	99,93
		SAC-EHSS 2A	$3,8146 \times 10^6$	1,8831	99,82
		SAC-EHSS 4A	$3,8042 \times 10^6$	2,1278	99,13
		SAC-EHSS 1B	$3,7749 \times 10^6$	1,6070	99,30
		SAC-EHSS 3B	$3,7864 \times 10^6$	2,1088	98,13
		Modelo comum	$3,7961 \times 10^6$	1,9682	98,99
	2	SAC-EHSS 2B	$3,9161 \times 10^6$	1,1164	98,51
		SAC-EHSS 4B	$4,0413 \times 10^6$	1,6267	96,03
		Modelo comum	$3,9448 \times 10^6$	1,3892	95,33
	3	SAC-EHSS 3A	$3,8152 \times 10^6$	3,2133	99,67
Modelo comum		$3,8152 \times 10^6$	3,2133	99,67	

Tabela 16: Grupos formados pela análise de agrupamento por otimização de Tocher e parâmetros médios estimados (C_0 , K_B , n) para o modelo de Brasilet *al.* (2007) ajustado aos dados médios de contagem de coliformes totais e *E. coli.*, em amostras de água residuária coletadas ao longo dos SACs-EHSS

	Grupos	Tratamentos	C_0	K_B	n	R^2 (%)
CT	1	SAC-EHSS 1A	$1,1891 \times 10^7$	2,1944	0,6876	99,99
		SAC-EHSS 2A	$1,1891 \times 10^7$	1,9585	0,6416	99,92
		SAC-EHSS 4A	$1,1890 \times 10^7$	2,0335	0,5937	99,94
		SAC-EHSS 1B	$1,1920 \times 10^7$	1,4394	0,8448	99,43
		Modelo comum	$1,1907 \times 10^7$	1,7414	0,8787	99,09
	2	SAC-EHSS 2B	$1,2038 \times 10^7$	1,1286	1,4583	98,57
		SAC-EHSS 3B	$1,2210 \times 10^7$	2,0890	1,2759	96,14
		SAC-EHSS 4B	$1,2274 \times 10^7$	1,7641	1,5007	98,21
			Modelo comum	$1,2128 \times 10^7$	1,6582	1,3415
		3	SAC-EHSS 3A	$1,1890 \times 10^7$	2,8908	0,3986
		Modelo comum	$1,1890 \times 10^7$	2,8908	0,3986	99,96
EC	1	SAC-EHSS 1A	$3,8167 \times 10^6$	2,2659	0,6093	99,99
		SAC-EHSS 2A	$3,8169 \times 10^6$	1,9477	0,6269	99,93
		SAC-EHSS 4A	$3,8163 \times 10^6$	2,0023	0,5203	99,92
		SAC-EHSS 1B	$3,8195 \times 10^6$	1,5640	0,7779	99,86
		SAC-EHSS 3B	$3,8413 \times 10^6$	1,9702	0,8580	98,51
		Modelo comum	$3,8246 \times 10^6$	1,8445	0,7952	99,27
	2	SAC-EHSS 2B	$3,8502 \times 10^6$	1,0862	1,2087	99,03
		SAC-EHSS 4B	$3,9107 \times 10^6$	1,7921	1,3172	97,50
		Modelo comum	$3,8775 \times 10^6$	1,4383	1,1983	95,77
		3	SAC-EHSS 3A	$3,8166 \times 10^6$	2,7598	0,4089
		Modelo comum	$3,8166 \times 10^6$	2,7598	0,4089	99,94

Tabela 17: Grupos formados pela análise de agrupamento por otimização de Tocher e parâmetros médios estimados (C_0 , C^* , K_L) para o modelo de Laber (1999) ajustado aos dados médios de contagem de coliformes totais e *E. coli.*, em amostras de água residuária coletadas ao longo dos SACs-EHSS

	Grupos	Tratamentos	C^*	C_0	K_L	R^2 (%)
CT	1	SAC-EHSS 1A	0,9998	$1,1890 \times 10^7$	0,2090	99,96
		SAC-EHSS 2A	0,9995	$1,1890 \times 10^7$	0,1838	99,83
		SAC-EHSS 4A	0,9976	$1,1890 \times 10^7$	0,2080	99,50
		SAC-EHSS 1B	0,9937	$1,1890 \times 10^7$	0,1410	99,15
		SAC-EHSS 3B	1,0517	$1,1890 \times 10^7$	0,1790	95,10
		Modelo comum	1,0120	$1,1890 \times 10^7$	0,1728	98,28
	2	SAC-EHSS 2B	1,0420	$1,1890 \times 10^7$	0,1113	96,94
		SAC-EHSS 4B	1,0863	$1,1890 \times 10^7$	0,1501	94,96
		Modelo comum	1,0584	$1,1890 \times 10^7$	0,1323	94,88
	3	SAC-EHSS 3A	0,9997	$1,1890 \times 10^7$	0,3280	99,76
Modelo comum		0,9997	$1,1890 \times 10^7$	0,3280	99,76	
EC	1	SAC-EHSS 1A	0,9997	$3,8167 \times 10^6$	0,2151	99,93
		SAC-EHSS 2A	0,9994	$3,8167 \times 10^6$	0,1823	99,82
		SAC-EHSS 4A	0,9967	$3,8167 \times 10^6$	0,2060	99,13
		SAC-EHSS 1B	0,9890	$3,8167 \times 10^6$	0,1556	99,30
		SAC-EHSS 3B	0,9921	$3,8167 \times 10^6$	0,2041	98,13
		Modelo comum	0,9946	$3,8167 \times 10^6$	0,1905	98,99
	2	SAC-EHSS 2B	1,0260	$3,8167 \times 10^6$	0,1081	98,51
		SAC-EHSS 4B	1,0588	$3,8167 \times 10^6$	0,1575	96,03
		Modelo comum	1,0336	$3,8167 \times 10^6$	0,1345	95,33
	3	SAC-EHSS 3A	0,9996	$3,8167 \times 10^6$	0,3110	99,67
Modelo comum		0,9996	$3,8167 \times 10^6$	0,3110	99,67	

Tabela 18: Grupos formados pela análise de agrupamento por otimização de Tocher e parâmetros médios estimados (C_0 , C^* , K_{KW}) do modelo de Kadlec e Wallace (2008) ajustado aos dados médios de contagem de coliformes totais e *E. coli.*, em amostras de água residuária coletadas ao longo dos SACs-EHSS

	Grupos	Tratamentos	C_0	C^*	K_{KW}	R^2 (%)
CT	1	SAC-EHSS 1A	$1,1889 \times 10^7$	70856,3	2,2196	99,98
		SAC-EHSS 2A	$1,1889 \times 10^7$	172849,6	2,0182	99,95
		SAC-EHSS 4A	$1,1875 \times 10^7$	234604,5	2,3296	99,70
		Modelo comum	$1,1881 \times 10^7$	159116,7	2,2000	99,73
	2	SAC-EHSS 2B	$1,2390 \times 10^7$	0,0001	1,1496	96,94
		SAC-EHSS 3B	$1,2505 \times 10^7$	0,00003	1,8493	95,10
		SAC-EHSS 4B	$1,2917 \times 10^7$	0,0017	1,5501	95,96
		Modelo comum	$1,2489 \times 10^7$	0,0006	1,5196	93,48
	3	SAC-EHSS 3A	$1,1889 \times 10^7$	153487,4	3,6691	99,86
		Modelo comum	$1,1889 \times 10^7$	153487,4	3,6691	99,86
	4	SAC-EHSS 1B	$1,1936 \times 10^7$	584149,1	1,7100	99,82
		Modelo comum	$1,1936 \times 10^7$	584149,1	1,7100	99,82
EC	1	SAC-EHSS 1A	$3,8161 \times 10^6$	27903,08	2,3017	99,96
		SAC-EHSS 2A	$3,8161 \times 10^6$	58009,51	2,0072	99,95
		SAC-EHSS 4A	$3,8114 \times 10^6$	107654,6	2,4018	99,53
		SAC-EHSS 1B	$3,8091 \times 10^6$	165462,1	1,8656	99,87
		Modelo comum	$3,8156 \times 10^6$	75503,1	1,9981	99,46
	2	SAC-EHSS 2B	$3,9161 \times 10^6$	0,0002	1,1164	98,51
		SAC-EHSS 4B	$4,0413 \times 10^6$	0,0012	1,6267	96,03
		Modelo comum	$3,9561 \times 10^6$	67140,4	1,4490	95,37
	3	SAC-EHSS 3A	$3,8160 \times 10^6$	56291,53	3,5022	99,79
		Modelo comum	$3,8160 \times 10^6$	56291,53	3,5022	99,79
	4	SAC-EHSS 3B	$3,8593 \times 10^6$	296416,9	2,6815	99,15
		Modelo comum	$3,8593 \times 10^6$	296416,9	2,6815	99,15

Os quatro modelos avaliados apresentaram bom ajuste aos dados médios de contagem de coliformes totais e *E. coli* em amostras de água residuária em tratamento nos SACs-EHSS. Observa-se que os modelos de Reed (1995) e Laber (1999) apresentam os mesmos coeficientes de determinação, por se tratarem de modelos que descrevem o mesmo comportamento, diferenciando-se nos valores da constante de remoção (K), a qual, no primeiro modelo, representa a taxa de remoção do poluente em função do tempo e, no modelo de Laber (1999), K_L representa a taxa de remoção em função do comprimento do SAC-EHSS e do tempo.

Os valores do parâmetro C^* do modelo de Kadlec e Wallace (2008) foram obtidos com a restrição de que estes não poderiam ser negativos. Sendo assim, os valores deste parâmetro variaram de valores bem próximos a zero até valores muito elevados, tais como 584149,1 para coliformes totais e 296416,9 para *E. coli*. Thurston *et al.* (2001), após introduzir água potável em SACs cultivados com *Typha*, *Scirpus*, *Salix nigra* e *Populus fremontii*, obtiveram efluente com, em média, 130 coliformes totais/100 mL e 22,3 coliformes termotolerantes/100 mL. Segundo Kadlec e Wallace (2008), esses valores poderiam ser um indicativo dos valores de C^* esperados em SACs-EHSS utilizados no tratamento de esgoto doméstico.

Os valores do coeficiente de decaimento bacteriano, de todos os modelos, foram geralmente mais elevados para os SACs-EHSS que operaram com maiores TDHs. Os valores de K obtidos no SAC-EHSS 3 (sem vegetação) foram maiores que os obtidos para os realizados no SAC-EHSS 4 (cultivados com *Mentha aquatica*), submetidos a um mesmo TDH. Souza (2011) obteve valores de K para o modelo de primeira ordem de $0,4497 \text{ d}^{-1}$ para coliformes totais e $1,5651 \text{ d}^{-1}$ para coliformes termotolerantes. No presente trabalho, os valores de K para coliformes totais e *E. coli* estiveram bem próximos a esses valores. Vymazal (2005), ajustando-se o modelo de Laber (1999), citou valores de K_L de $0,379 \text{ m d}^{-1}$ para coliformes totais e $0,254 \text{ m d}^{-1}$ para coliformes termotolerantes.

Kadlec (2000) afirma que nos modelos que consideram o reator de escoamento pistonado, os resultados de desempenho são válidos apenas para o grupo de dados exatos que produziram esses resultados e não para outro grupo de dados, mesmo se este outro grupo estiver dentro da variação do primeiro. As implicações disto são mais notáveis, sobretudo, para as variáveis

K e C*. Segundo o autor, a afirmação de um único valor de K tem demonstrado ser falsa. Há um espectro de valores para um mesmo SAC-EHSS, porém, a tendência central pode ser caracterizada.

Além da variável K, o tempo de detenção também é uma variável que não apresenta um simples valor único, mas apresenta uma distribuição relacionada a alguns atributos do SAC-EHSS. A distribuição do tempo de detenção, a qual é caracterizada pelos diferentes tempos que os elementos presentes na água residuária atravessam o sistema, ocorre porque esses elementos seguem diferentes trajetórias paralelas ou devido à mistura dispersiva (KADLEC, 2003).

O coeficiente n do modelo proposto por Brasil *et al.* (2007) pode ser representativo da redução no tempo de retenção hidráulica da água residuária, causada pela formação de volume “morto” junto à zona radicular das plantas, efeito da velocidade de deslocamento dos poluentes da água residuária e dispersão dos mesmos no meio. Segundo o autor, a magnitude de n é inversamente proporcional ao grau de dispersão do sistema. Cothren *et al.* (2002) concluíram que o número de dispersão em SACs aumenta com a vazão aplicada. Portanto, era de se esperar que a redução do TDH, com o consequente aumento das vazões aplicadas, houvesse redução nos valores do coeficiente n , uma vez que se tem, assim, maior dispersão do escoamento. No entanto, observou-se situação oposta ao esperado. Uma possível explicação pode ser a maior evapotranspiração/evaporação no período de aplicação das maiores vazões. Segundo Charazenc *et al.* (2003), a evapotranspiração/evaporação parece ser responsável pela redução da dispersão em SACs.

Nas Figuras 13 e 14 estão apresentadas as curvas de decaimento da contagem de coliformes totais e *Escherichia coli*, respectivamente, ao longo do comprimento dos SACs-EHSS, ajustadas com os parâmetros comuns para os tratamentos agrupados pelo método de Tocher, para os diferentes modelos avaliados (REED *et al.*, 1995; BRASIL *et al.*, 2007; LABER *et al.*, 1999 e KADLEC e WALLACE, 2008).

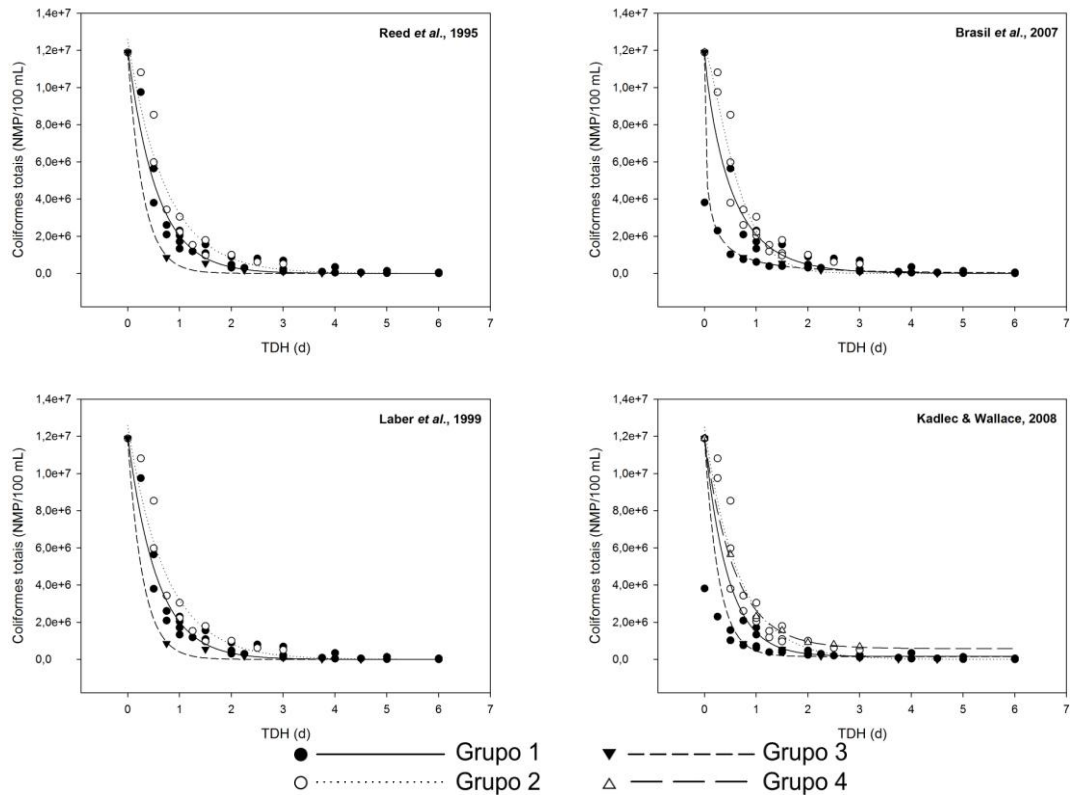


Figura 13: Curvas de decaimento da contagem de coliformes totais ao longo dos SACs-EHSS, obtidas com as equações ajustadas para os diferentes modelos avaliados, apresentando-se os grupos formados pelo método de Tocher (verificar as Tabelas 15, 16, 17 e 18 para identificação de quais tratamentos compõem os grupos formados).

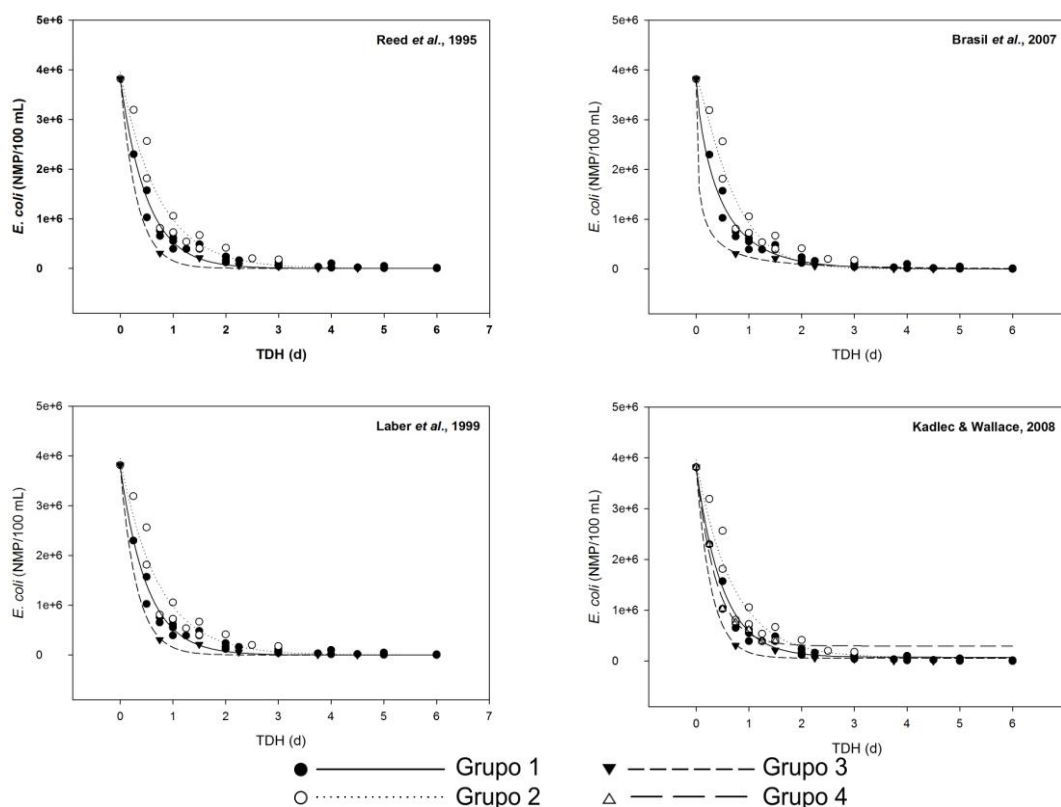


Figura 14: Curvas de decaimento da contagem de *E.coli* ao longo dos SACs-EHSS, obtidas com as equações ajustadas para os diferentes modelos avaliados, apresentando-se os grupos formados pelo método de Tocher (verificar as Tabelas 15, 16, 17 e 18 para identificação de quais tratamentos compõem os grupos formados).

Pelo fato dos modelos de reação de primeira ordem terem proporcionado bons ajustes, pode-se concluir que o modelo hidráulico de escoamento aproximou-se do pistonado, nos SACs-EHSS avaliados. Entretanto, o modelo proposto por Brasil *et al.* (2007) foi o que apresentou os maiores coeficientes de determinação para quase todos os tratamentos. O modelo proposto por Brasil *et al.* (2007) foi, também, o que melhor descreveu o decaimento de DQO (Brasil *et al.*, 2007a) e o decaimento da matéria orgânica e nutrientes obtido por Fia (2009), ambos em SACs-EHSS.

Para decaimento da matéria orgânica, na forma de DQO, os valores de K_B obtidos estão entre 0,45 (CHAGAS *et al.*, 2011) e 1,88 (BRASIL, 2005) e os valores de n variaram de 0,11 (CHAGAS *et al.*, 2011) a 0,25 (BRASIL, 2005). Para coliformes totais e *E. coli*, os valores de K_B (1,6582 a 2,8908 para CT e 1,4383 a 2,7598 para EC) e n (0,3986 a 1,3415 para CT e 0,4089 a 1,1983)

estão consideravelmente maiores que os obtidos para DQO e, no caso do parâmetro n, apresentam maior amplitude de variação.

5.5 Rendimento e composição do óleo essencial de *Mentha aquatica*

Os teores de óleo essencial obtidos da extração das folhas secas de *Mentha aquatica* coletadas ao final de cada etapa experimental estão apresentados na Tabela 19. Pode ser observado que as TCOs afluentes aos SACs-EHSS não influenciaram o percentual de óleo essencial nas plantas, sendo o teor médio de 1,38%. Apesar disso, evidenciou-se tendência de aumento na produção do óleo com o aumento na TCO, ou, conseqüentemente, no aporte de nutrientes ao sistema.

Tabela 19: Percentual médio de óleo essencial obtido das plantas de *Mentha aquatica* cultivadas em cada SAC.

Tratamento	TCO (kg ha ⁻¹ d ⁻¹)	Rendimento (%)
SAC-EHSS 1A	40,35	1,22a
SAC-EHSS 4A	53,80	1,14a
SAC-EHSS 1B	79,66	1,51a
SAC-EHSS 4B	160,35	1,66a

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Os rendimentos de óleo essencial de *Mentha aquatica* obtidos por Deschamps *et al.* (2008), em duas épocas do ano distintas, foram de 0,23 % no verão e 0,13 % no inverno, os quais estão inferiores aos obtidos neste trabalho. Gracindo *et al.*, (2006) obtiveram teor de óleo essencial desta mesma espécie de 1,25% enquanto Ferreira (2008) obteve teores variando de 1,25 a 1,64%, valores semelhantes aos obtidos neste trabalho.

A disponibilidade de nutrientes, principalmente o nitrogênio, parece ser um dos fatores importantes para a produção de óleo essencial em espécies de *Mentha*. Ram *et al.* (2006) observaram maiores rendimentos de óleo essencial em plantas da espécie *Mentha arvensis* quando cultivadas sob maiores doses de nitrogênio. Castro (2007) obteve rendimento de óleo essencial de folhas de *Mentha aquatica*, cultivadas sob aplicação de 20 kg ha⁻¹ de nitrogênio, de 3,99%, e de 1,46%, quando as plantas foram cultivadas sem adição de

nitrogênio. Em relação ao fósforo, diferentes doses deste nutriente não influenciaram o rendimento de óleo essencial de *Mentha x villosa*, sendo o teor médio de 1,25% (RAMOS *et al.*, 2005).

Os principais constituintes presentes no óleo essencial extraído estão apresentados na Tabela 20.

Tabela 20: Composição e concentração dos principais constituintes (%) do óleo essencial extraído de plantas de *Mentha aquatica* cultivadas em cada SAC-EHSS.

Constituinte	SAC-EHSS	SAC-EHSS	SAC-EHSS	SAC-EHSS
	1A	4A	1B	4B
α -Pineno	0,2	0,3	0,2	0,6
β -Pineno	0,9	1,0	1,0	1,6
Mirceno	1,7	1,9	1,7	2,4
Limoneno	33,1	36,0	41,7	49,9
trans- β -ocimeno	5,1	5,3	4,2	4,5
beta Bourbonene	0,3	0,3	0,3	0,3
trans-cariofileno	7,4	7,3	6,9	5,7
Germacreno D	11,5	11,1	10,1	7,9
Elemol	3,0	2,5	2,2	1,5
Viridiflorol	12,7	11,1	10,5	7,9
gama eudesmol	2,6	2,3	2,2	1,8
beta + alfa eudesmol	2,5	2,2	2,0	1,7
Bulnesol	5,8	5,7	5,6	4,3

Não ocorreram alterações qualitativas na composição dos óleos essenciais extraídos das plantas cultivadas nos SACs-EHSS, sob diferentes TCOs. Foram identificados 13 constituintes, correspondendo a 87,0-90,0% da composição total, sendo o limoneno o que aparece em maiores concentrações, seguido pelo viridiflorol, germacreno D e *trans*-cariofileno.

Malingré e Maarse (1974) também obtiveram o limoneno, o *trans*-cariofileno, o germacreno D e o viridiflorol como constituintes majoritários no óleo essencial de *Mentha aquatica*. Ferreira (2008) obteve o limoneno como o composto majoritário, correspondendo a 75,33% do óleo.

As variações observadas quanto ao teor e aos constituintes do óleo essencial da espécie *Mentha aquatica* ocorrem porque este é uma mistura de

compostos de várias naturezas que a planta acumula a taxas específicas. Essas taxas e, conseqüentemente, os teores das substâncias presentes no óleo são muito dependentes dos fatores ambientais. Por isso, plantas desenvolvidas sob diferentes condições contêm óleo com características diferentes. Dentre os fatores que podem alterar a composição do óleo essencial tem-se: fotoperíodo, temperatura, regime hídrico, o local e a variedade plantada (RODRIGUES, 2003).

6 CONCLUSÕES

- Os SACs-EHSS cultivados com *Mentha aquatica* apresentaram desempenho favorável na remoção de matéria orgânica, nutrientes, coliformes totais e *E. coli*. Maiores eficiências na remoção de nitrogênio, coliformes totais e *E. coli* foram obtidas com o aumento do tempo de detenção hidráulica;
- Os sistemas cultivados com maior taxa de carregamento orgânico apresentaram maior produção de matéria seca e maior concentração foliar de nitrogênio, potássio e sódio, entretanto, não proporcionou alteração no rendimento e composição do óleo essencial de folhas de *Mentha aquatica*;
- O cultivo de *Mentha aquatica* em SAC-EHSS aumentou a remoção de coliformes totais e *E. coli* no efluente sanitário;
- Os modelos comumente utilizados na predição da concentração de poluentes em SACs-EHSS apresentaram bom ajuste aos dados médios de contagem de coliformes totais e *E.coli*, destacando-se, entre eles, o modelo proposto por Brasil *et al.* (2007).

7 REFERÊNCIAS

ABRAHÃO, S. S. *Tratamento de água residuária de laticínios em sistemas alagados construídos cultivados com forrageira*. 2006. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, Brasil. 110p.

ALLEN, W. C.; HOOK, P. B.; BIEDERMAN, J. A.; STEIN, O. R. Temperature and wetland plant species effects on wastewater treatment and root zone oxidation. *Journal of Environmental Quality*, v.31, n.3, p.1010-1016. 2002.

APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21 ed. Washington, DC: APHA, 2005, 1268p.

ASCENSÃO, L.; FIGUEIREDO, A.C.; BARROSO, J.G.; PEDRO, L.G.; SCHRIPEMA, J.; DEANS, S.G.; SCHEFFER, J.J.C. *Plectranthus madagascariensis*: morphology of the glandular trichomes, essential oil composition, and its biological activity. *International Journal of Plant Science*, v.159, p.31-38. 1998.

BARROSO, G. M. *Sistemática de Angiospermas do Brasil*. v.3, Viçosa, MG. Imprensa Universitária. 1991. 326p.

BEZBARUAH, A. N.; ZHANG, T. C. pH, redox and oxygen microprofiles in rhizosphere of Bulrush (*Scirpus validus*) in a constructed wetland treating municipal wastewater. *Biotechnology and Bioengineering*, v.88, n.1, p.60-70. 2004.

BORIN, M.; COSSU, R.; LAVAGNOLO, M. C.; GANDINI, M. Seasonal effects on residence time distribution and on water and chemical budgets in a phytotreatment pilotplant. Proceedings: 6th International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France, IWA/Astee, 26th of Sept. - 1st of October, 2004. CD-ROM.

BRASIL, M. S. *Desempenho de sistema alagado construído para tratamento de esgoto doméstico*. 2005. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, Brasil. 160p.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T. Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.13, n.3, p.323-328. 2008.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SILVA, C. M.; CECON, P. R.; SOARES, A. A. Modelling of pollution removal in constructed wetlands with horizontal subsurface flow. *Agricultural Engineering Research*. v.13, n.2, p.48-56.2007a.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A.; FERREIRA, P. A. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos, utilizados no tratamento de esgoto doméstico. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.9, p.133,137. 2005.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A. Plantio e desempenho fenológico da taboa (*Thypha* sp.) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.12, n.3, p.266-272. 2007b.

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science and Technology*, v.35, n.5, p.11-17. 1997.

- BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Science and Technology*, v.29, n.4, p.71-78. 1994.
- BRIX, H.; SCHIERUP, H. H. The use of aquatic macrophytes in water-pollution control. *Ambio*, v.18, n.2, p.100-107. 1989.
- BRUGNERA, A.; CARDOSO, D.; BOUERI, M. A.; MALUF, W. R. *Cultivo e propriedades medicinais da hortelã*. 1 ed. Lavras, MG. Boletim Técnico de Hortaliças, n.34. 1999. 2p.
- BRUN, N.; VOIRIN, B. Chemical and morphological studies of the effects of aging on monoterpene composition in *Mentha x piperita* leaves. *Canadian Journal of Botany*, v. 69, p. 2271-2278. 1991.
- CASTRO, L. O.; CHEMALE, V. M. *Plantas medicinais, condimentares e aromáticas*. 1 ed. Livraria e Editora Agropecuária Ltda. 1995. 195p.
- CASTRO, L. W. P. *Desenvolvimento de Mentha aquatica e Mentha x piperita, rendimento e qualidade do óleo essencial em resposta a níveis de radiação e adubação nitrogenada*. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná. 2007. 52p.
- CHAGAS, R. C.; MATOS, A. T.; CECON, P. R.; LO MONACO, P. A. V.; FRANÇA, L. G. F. Cinética de remoção de matéria orgânica em sistemas alagados construídos cultivados com lírio amarelo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.15, n.11, p.1186-1192. 2011.
- CHAGAS, R. C.; MATOS, A. T.; CECON, P. R.; LO MONACO, P. A. V.; ZAPAROLLI, B. R. Remoção de coliformes em sistemas alagados construídos cultivados com lírio amarelo (*Hemerocallis flava*). *Engenharia na Agricultura*, v.20, n.2, p.142-150. 2012.
- CHAGAS, R. C. *Utilização de lírio amarelo (Hemerocallis flava) em sistemas alagados construídos para tratamento de esgoto doméstico*. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2008. 66p.
- CHAZARENG, F.; MERLIN, G.; GONTHIER, Y. Hydrodynamics of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v.21, n.2-3, p.165-173. 2003.
- COPAM/CERH-MG - Conselho de Política Ambiental de Minas Gerais e Conselho Estadual de Recursos Hídricos. Legislação do Meio Ambiente. Deliberação Normativa nº 1, 5 de maio de 2008. Belo Horizonte, MG.
- COTRHEN, G. M.; CHEN, S.; PARDUE, J. H. Investigation of subsurface flow constructed wetlands designs. *Public Works Management and Policy*, v.7, n.1, p.32-45, 2002.
- DECAMP, O.; WARREN, A. Investigation of *Escherichia coli* removal in various designs of subsurface flow wetlands used for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, v.14, n.3, p.293-299. 2000.

DECAMP, O.; WARREN, A.; SANCHEZ, R. The role of ciliated protozoa in subsurface flow wetlands and their potential as bioindicators. *Water Science and Technology*, v.40, n.3, p.91-98. 1999.

DESCHAMPS, C.; ZANATTA, J. L.; BIZZO, H. R.; OLIVEIRA, M. C.; ROSWALKA, L. Avaliação sazonal do rendimento de óleo essencial em espécies de menta. *Ciência e Agrotecnologia*, v.32, n.3, p.725-730. 2008.

DESCHAMPS, C.; ZANATTA, J. L.; ROSWALKA, L.; OLIVEIRA, M. C.; BIZZO, H. R.; ALQUINI, Y. Densidade de tricomas glandulares e produção de óleo essencial em *Mentha arvensis* L., *Mentha x piperita* L. e *Mentha cf aquatica* L. *Ciência e Natura*, v.28, n.01, p.23-34. 2006.

EUSTAQUIO JUNIOR, V.; MATOS, A. T.; CAMPOS, L. C., BORGES, A. C. Desempenho agrônômico de aveia-preta (*Avena strigosa* Schreb.) cultivada em sistemas alagados construídos. *Revista Ambiente e Água*, v.5, n.1, p.68-78. 2010.

FERREIRA, C. P. *Caracterização química e morfológica de genótipos de Mentha spp.* 2008. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Brasília. Brasília, DF. 97p.

FIA, F. R. L.; MATOS, A. T.; FIA, R.; LAMBERT, T. F.; MATOS, M. P. Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos. *Revista Ambiente e Água*, v.6, n.1, p.77-89. 2011.

FIA, F. R. L. *Modelos de remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuárias da suinocultura em sistemas alagados construídos.* 2009. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, Brasil. 146p.

FIA, R. *Desempenho de sistemas alagados construídos no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro.* 2008. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, Brasil. 181p.

FIA, R.; MATOS, A. T.; FIA, F. R. L.; MATOS, M. P.; LAMBERT, T. F., NASCIMENTO, F. S. Desempenho de forrageiras em sistemas alagados de tratamento de águas residuárias do processamento do café. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.14, n.8, p.842-847.2010a.

FIA, R.; MATOS, A. T.; LAMBERT, T. F.; FIA, F. R. L.; MATOS, M. P. Tratamento das águas do processamento dos frutos do cafeeiro em filtro anaeróbio seguido por sistema alagado construído: II – Remoção de nutrientes e compostos fenólicos. *Engenharia Agrícola*, v.30, n.6, p.1203-1213. 2010b.

FREITAS, W. S. *Desempenho de sistemas alagados construídos, cultivados com diferentes espécies vegetais, no tratamento de águas residuárias da suinocultura.* 159 p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 2006.

FURTINI NETO, A. E.; VALE, F. R. V.; RESENDE, A. V. R.; GUILHERME, L. R. G.; GUEDES, G. A. A. *Fertilidade do solo*. Textos Acadêmicos. Editora UFLA/FAEPE. Lavras, MG. 252p. 2001.

GARCIA, J.; AGUIRRE, P.; MUJERRIEGO, R.; HUANG, Y.; ORTIZ, L.; BAYONA, J. M. Initial contaminant removal performance factors in horizontal flor reed beds used for treating urban wastewater. *Water Research*, v.38, p.1669-1678. 2004.

GARCÍA, M.; SOTO, F.; GONZÁLEZ, J. M.; BÉCARES, E. A comparison of bacterial removal efficiencies in constructed wetlands and algae-based systems. *Ecological Engineering*, v.32, n.3, p.238-243. 2008.

GARLET, T. M. B.; SANTOS, O. S. Solução nutritiva e composição mineral de três espécies de menta cultivadas no sistema hidropônico. *Ciência Rural*, v.38, n.5, p.1233-1239, 2008.

GOPAL, B. Natural and constructed wetlands for wastewater treatment: potentials and problems. *Water Science and Technology*, v.40, n.3, p.27-35. 1999.

GRACINDO, L. A. M. B.; GRISI, M. C. M.; SILVA, D. B.; ALVES, R. B. N.; BIZZO, H. R.; VIEIRA, R. F. Chemical characterization of mint (*Mentha* spp.) germplasm at Federal District, Brasil. *Revista Brasileira de Plantas Mediciniais*, v.8, p.5-9. 2006.

GRISI, M. C.; SILVA, D. B.; VIEIRA, R. F. *Avaliação de Genótipo de Menta (Mentha spp) nas condições do Distrito Federal*. Campinas, SP. II Simpósio Brasileiro de Óleos Essenciais: Diagnóstico e Perspectivas, 2003. 27p.

HENCH, K. R.; BISSONNETTE, G. K.; SEXSTONE, A. J.; COLEMAN, J. G.; GARBUTT, K.; SKOUSEN, J. G. Fate of physical, chemical, and microbial contaminants in domestic wastewater following treatment by small constructed wetlands. *Water Research*, v.37, n.4, p.921-927. 2003.

HILL, D. T.; PAYTON, J. D. Effect of plant fill ratio on water temperature in constructed wetlands. *Bioresource Technology*, v.71, p.283-289. 2000.

IAMCHATURAPATR, J.; YI, S. W.; RHEE, J. S. Nutrient removals by 21 aquatic plants for vertical free surface-flow (VFS) constructed wetland. *Ecological Engineering*, v.29, n.3, p.287-293. 2007.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb/pnsb.pdf>> Acesso em: 15 de outubro de 2011.

KADLEC, R. H. Effects of pollutant speciation in treatment wetlands design. *Ecological Engineering*, v.20, n.1, p.1-16. 2003.

KADLEC, R. H. The inadequacy of first-order treatment wetland models. *Ecological Engineering*, v.15, n.1-2, p.105-119. 2000.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. *Treatment Wetlands*. 2nd ed. Florida: CRC Press, 2008. 1016p.

KANSIIME, F.; VAN BRUGGEN, J. J. Distribution and retention of faecal coliforms in the Nakivubo wetland in Kampala, Uganda. *Water Science and Technology*, v.44, n.11-12, p.199-206. 2001.

KARATHANASIS, A. D.; POTTER, C. L.; COYNE, M. S. Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering*, v.20, n.2, p.157-169. 2003.

KASEVA, M. E. Performance of a sub-surface flow constructed wetland in polishing pre-treated wastewater – a tropical case study. *Water Research*, v.38, n.3, p.681-687. 2004.

KHATIWADA, N. R.; POLPRASERT, C. Kinetics of fecal coliform removal in constructed wetlands. *Water Science and Technology*, v.40, n.3, p.109-116. 1999.

KINCANON, R.; McANALLY, A. S. Enhancing commonly used model predictions for constructed wetland performance: as-built design considerations. *Ecological Modelling*, v.174, p.309-322. 2004.

KOKKINI, S. Chemical races within the genus *Mentha* L. In: LINSKENS, H. F.; JACKSON, J. F. *Essential oils and Waxes*. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag, 1991. p.63-78.

LABER, J.; HABERL, R.; SHRESTHA, R. Two-stage constructed wetland for treating hospital wastewater in Nepal. *Water Science and Technology*, v.40, n.3, p.317-324. 1999.

LANGERGRABER, G. Modeling of processes in subsurface flow constructed wetlands: a Review. *Vadose Zone Journal*, v.7, n.2, p.830-842. 2008.

LANGERGRABER, G. The role of plant uptake on the removal of organic matter and nutrients in subsurface flow constructed wetlands: a simulation study. *Water Science and Technology*, v.51, n.9, p.213-223. 2005.

LEE, J.; C. Y.; LEE, C. C.; LEE, F. Y. TSENG, S. K.; LIAO, C. J. Performance of subsurface flow constructed wetland taking pretreated swine effluent under heavy loads. *Bioresource Technology*, v.92, p.173-179. 2004.

LORENZO, D.; PAZ, D.; DELLACASSA, E.; DAVIES, P.; VILA, R.; CAÑIGUERAL, S. Essential oils of *Mentha pulegium* and *Mentha rotundifolia* from Uruguay. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 45, n. 4, p. 519-524. 2002.

MAIA, N. B. *Produção e qualidade do óleo essencial de duas espécies de menta cultivadas em soluções nutritivas*. 1998. Tese (Doutorado) – Escola

Superior de Agronomia “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP, Brasil.

MALINGRÉ, T. M.; MAARSE, H. Composition of the essential oil of *Mentha aquatica*. *Phytochemistry*, v.13, n.8, p.1531-1535. 1974.

MANDER, U.; LÖHMUS, K.; KUUSEMETS, V.; TEITER, S.; NURK, K.; Dynamics of nitrogen and phosphorus budgets in a horizontal subsurface flow constructed wetland. *Proceedings: 6th International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. Avignon, France, IWA/Astee, 26th of Sept. - 1st of October, 2004. OC, CD-ROM.

MANNARINO, C.F.; FERREIRA, J.A.; CAMPOS, J.C.; RITTER, E. Wetlands para tratamento de lixiviados de aterros sanitários – experiências no aterro sanitário de Pirai e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.11, n.2, p.108-112. 2006.

MARQUES, D. M. Terras Úmidas Construídas de Fluxo Subsuperficial. In: CAMPOS, R. (Coord.). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. Projeto PROSAB, Rio de Janeiro, ABES, 1999. p.409-435.

MARSILI-LIBELLI, S.; CHECCHI, N. Identification of dynamics models for horizontal subsurface constructed wetlands. *Ecological Modelling*, v.187, n.2-3, p.201-218. 2005.

MARTINS, E. R.; CASTRO, D. M.; CASTELLANI, D. C.; DIAS, J. E. *Plantas Medicinais*. Editora da Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, MG. 2003. 220p.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; LO MONACO, P. A. V.; SARMENTO, A. P.; MATOS, M. P. Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.14, n.12, p.1311-1317.2010a.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; PEREIRA, O. G. Desempenho agrônômico de capim Napier (*Pennisetum purpureum*) cultivado em sistemas alagados construídos. *Engenharia na Agricultura*, v.19, n.5, p.469-477. 2011.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; PEREIRA, O. G. Desempenho agrônômico de capim tifton 85 (*Cynodon spp.*) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios. *Revista Ambiente e Água*, v.3, n.1, p.43-53. 2008.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; BRASIL, M. S.; BORGES, A. C. Influência da espécie vegetal cultivada nas condições redox de sistemas alagados construídos. *Engenharia Agrícola*, v.30, n.3, p. 518-526. 2010b.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; FIA, R.; MATOS, M. P. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de águas

residuárias da suinocultura visando seu reuso. *Engenharia na Agricultura*, v.17, n.5, p.383-391. 2009a.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. Capacidade extratora de diferentes espécies vegetais cultivadas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. *Revista Ambiente e Água*, v.4, n.2, p.31-45. 2009b.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura. *Revista Ambiente e Água*, v.5, n.2, p.119-132. 2010c.

MAYO, A. W. Kinetics of bacterial mortality in granular bed wetlands. *Physics and Chemistry of the Earth*, v.29, n.15-18, p.1259-1264. 2004.

McCASKILL, D.; GERSHENZON, J.; CROTEAU, R. Morphology and monoterpene biosynthetic capabilities of secretory cell clusters isolated from glandular trichomes of pepper Mint. *Planta*, Berlin, v.187, n.4, p.445-454. 1992.

METCALF & EDDY, Inc. *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*. 4th ed. New York: McGraw-Hill, Inc. 2003, 1819p.

RAM, D.; RAM, M.; SINGH, R. Optimization of water and nitrogen application to menthol mint (*Mentha arvensis* L.) through sugarcane trash mulch in a sandy loam soil of semi-arid subtropical climate. *Bioresource Technology*, v. 97, p.886–893. 2006.

RAMOS, S. J.; FERNANDES, L. A.; MARQUES, C. C. L.; SILVA, D. D.; PALMEIRA, C. M.; MARTINS, E. R. Produção de matéria seca e óleo essencial de menta sob diferentes doses de fósforo. *Revista Brasileira de Plantas Mediciniais*, v.8, n.1, p.9-12. 2005.

REED, S. C.; CRITES, R. W.; MIDDLEBROOKS, E. J. *Natural systems for waste management and treatment*. New York: McGraw-Hill, Inc. 1995. 435p.

RIBEIRO Jr., J. I. Análises estatísticas no SAEG. Viçosa: UFV, 2001. 301p.

RIVERA, F.; WARREN, A.; RAMIREZ, E.; DECAMP, O.; BONILLA, P.; GALLEGOS, E.; CALDERÓN, A.; SÁNCHEZ, J. T. Removal of pathogens from wastewaters by the root zone method (RZM). *Water Science and Technology*, v.32, n.3, p.211-218. 1995.

ROBBERS, J. E.; SPEEDIE, M. K.; TYEER, V. E. *Farmacognosia e Farmacobiotechnologia*. São Paulo: Editorial Premier, 1997. p.111-113.

RODRIGUES, C. R. *Crescimento, nutrição mineral e teor de óleo essencial de menta (Mentha piperita L.) em solução nutritiva sob diferentes concentrações de fósforo*. Dissertação. (Mestrado) - Universidade Federal de Lavras. Lavras. MG. 2003. 49p.

ROSSMANN, M. *Sistemas alagados construídos para tratamento de águas residuárias do processamento dos frutos do cafeeiro: eficiência e*

caracterização das comunidades microbianas. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 2011. 77p.

ROUSSEAU, D. P. L.; VANROLLEGHEM, P. A.; PAUW, N. D. Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review. *Water Research*, v.38, p.1484-1493. 2004.

SEZERINO, P. H. & PHILIPPI, L. S. Filtro plantado com macrófitas (Wetlands) como tratamento de esgotos em unidades residenciais – Critérios para dimensionamento. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22. Joinville, SC, 2003. CDROM.

SILVA, F. C. (ed.). *Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes*. Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia, 2009. 627p.

SOLANO, M. L.; SORIANO, P.; CIRIA, M. P. Constructed wetlands as a sustainable solution for wastewater treatment in small villages. *Biosystems Engineering*, v.87, n.1, p.109-118. 2004.

SOUZA, P. R. Proposta de dimensionamento de leitos cultivados (wetlands) para tratamento de esgoto sanitário. *Engenharia Ambiental*, v.8, n.4, p.424-456. 2011.

STOTTMEISTER, U.; WIEßNER, A.; KUSCHK, P.; KAPPELMEYER, U.; KÄSTNER, M.; BEDERSKI, O.; MÜLLER, R. A.; MOORMANN, H. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, v.22, n.1-2, p.93-117. 2003.

SYSTAT SOFTWARE. *SigmaPlot for Windows. Versão 11.0*. Systat Software, Inc. 2008.

TANNER, C.C.; CLAYTON, J.S.; UPSDELL, M.P. Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters—I. Removal of oxygen demand, suspended solids and faecal coliforms. *Water Research*, v.29, p.17–26. 1995.

THURSTON, J. A.; GERBA, C. P.; FOSTER, K. E.; KARPSCAK, M. M. Fate of indicator microorganisms, *Giardia* and *Cryptosporidium* in subsurface flow constructed wetlands. *Water Research*, v.35, n.6, p.1547-1551. 2001.

TODD, J.; JOSEPHSON, B. The design of living technologies for waste treatment. *Ecological Engineering*, v.6, n.1-3, p.109-136. 1996.

TORRENS, A.; MOLLE, P.; BOUTIN, C.; SALGOT, M. Removal of bacterial and viral indicators in vertical flow constructed wetlands and intermittent sand filters. *Desalination*, v.246, n.1-3, p.169-178. 2009.

TURNER, G.W.; GERSHENZON, J.; CROTEAU, R.B. Distribution of peltate glandular trichomes on developing leaves of peppermint. *Plant Physiology*, v.124, p.655-663. 2000.

U.S. Environmental Protection Agency. *Wastewater Technology Fact Sheet Wetlands: Subsurface Flow*. EPA 832-F-00-023. Washington, D. C. September, 2000. Disponível em: <<http://www.p2pays.org/ref/17/16178.pdf> > Acesso em: 14 dez. 2011.

VALENTIM, M. A. A. *Desempenho de leitos cultivados ("constructed wetland") para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação*. 2003. Tese (Doutorado) - FEAGRI - Faculdade de Engenharia Agrícola - UNICAMP, Campinas, SP. 210 p.

VICZNEVSKI, I. S.; SILVA, C. G. Tratamento biológico de esgoto com zona de raízes – Experiência da Prefeitura Municipal de Joinville. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 22. Joinville, SC, 2003. *Anais...* Joinville: ABES/AIDIS, 2003, CD-ROM.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.1. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2005. 452p.

VON SPERLING, M. *Princípios básicos do tratamento de esgotos*. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.2. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996. 211p.

VYMAZAL, J.; KRÖPFELAVÁ, L. Removal of organics in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: A review of the field experience. *Science of the Total Environment*, v.407, p.3911-3922. 2009.

VYMAZAL, J. Removal of Enteric Bacteria in Constructed Treatment Wetlands with Emergent Macrophytes: A Review. *Journal of Environmental Science and Health*, v.40, n.6-7, p.1355-1367. 2005.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, v.380, n.1-3, p.48-65. 2007.

VYMAZAL, J. Removal of phosphorus in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow in the Czech Republic. *Water, Air and Soil Pollution: Focus*, v.4, n.2-3, p.657-670. 2004.

WERKER, A. G.; VAN LOON, W.; LEGGE, R. L. Tracers for investigation pathogen fate and removal mechanisms in mesocosms. *Science of the Total Environment*, v.380, n.1-3, p.188-195. 2007.

WOOD, A. Constructed wetlands in water pollution control: fundamentals to their understanding. *Water Science and Technology*, Great Britain, IAWQ, v.32, n.3, p.21-29. 1995.

ZURITA, F.; DE ANDA, J. BELMONT, M. A. Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v.35, n.5, p.861-869. 2009.

APÊNDICE

Tabela 1A: Resumo da análise de variância das variáveis potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE) e turbidez para os diferentes tratamentos

FV	GL	QM		
		pH	CE	turbidez
Bloco	5	0,0345*	5489,305*	9,744 ^{ns}
TRH	3	0,052*	155,604 ^{ns}	7,499 ^{ns}
Vegetação	1	1,001*	73437,630*	48,280*
TRH X Vegetação	3	0,031 ^{ns}	4594,951 ^{ns}	11,888 ^{ns}
Resíduo	35	0,005	861,344	2,805

*Significativo a 5% de probabilidade pelo teste F; ^{ns} não significativo.

Tabela 2A: Resumo da análise de variância das eficiências de remoção das variáveis DQO e DBO para os diferentes tratamentos

FV	GL	QM	
		DQO	DBO
Bloco	5	57,482 ^{ns}	146,010 ^{ns}
TRH	3	252,193 ^{ns}	207,819 ^{ns}
Vegetação	1	907,700*	738,601*
TRH X Vegetação	3	309,243*	53,993 ^{ns}
Resíduo	35	43,418	67,187

*Significativo a 5% de probabilidade pelo teste F; ^{ns} não significativo.

Tabela 3A: Resumo da análise de variância das eficiências de remoção das variáveis nitrogênio (N) e fósforo (P) para os diferentes tratamentos

FV	GL	QM	
		N	P
Bloco	5	139,347 ^{ns}	4239,171*
TRH	3	1561,937*	978,159 ^{ns}
Vegetação	1	5976,966*	8030,270*
TRH X Vegetação	3	22,110 ^{ns}	523,942 ^{ns}
Resíduo	35	75,904	585,109

*Significativo a 5% de probabilidade pelo teste F; ^{ns} não significativo.

Tabela 4A: Resumo da análise de variância das eficiências de remoção das variáveis potássio (K) e sódio (Na) para os diferentes tratamentos

FV	GL	QM	
		K	Na
Bloco	5	38,311 ^{ns}	89,001 ^{ns}
TRH	3	215,545 ^{ns}	265,014 [*]
Vegetação	1	12203,389 [*]	6656,032 [*]
TRH X Vegetação	3	136,414 ^{ns}	83,220 ^{ns}
Resíduo	35	106,045	34,491

^{*}Significativo a 5% de probabilidade pelo teste F; ^{ns} não significativo.

Tabela 5A: Resumo da análise de variância das eficiências de remoção das variáveis coliformes totais (CT) e *E. coli* (EC) para os diferentes tratamentos

FV	GL	QM	
		CT	EC
Bloco	5	0,117 ^{ns}	0,213 ^{ns}
TRH	3	6,362 [*]	7,232 [*]
Vegetação	1	3,901 [*]	5,498 [*]
TRH X Vegetação	3	1,128 [*]	0,828 [*]
Resíduo	35	0,126	0,153

^{*}Significativo a 5% de probabilidade pelo teste F; ^{ns} não significativo.

Tabela 6A: Resumo da análise de variância para produção de matéria seca para as diferentes taxas de carregamento orgânico (TCO)

FV	GL	QM
TCO	3	15174510 [*]
Resíduo	20	1188419

^{*}Significativo a 5% de probabilidade pelo teste F.

Tabela 7A: Resumo da análise de variância das variáveis nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K) e sódio (Na) no tecido foliar para as diferentes taxas de carregamento orgânico (TCO)

FV	GL	QM			
		N	P	K	Na
TCO	3	1,597*	0,004 ^{ns}	0,458*	0,160*
Resíduo	20	0,285	0,001	0,044	0,013

*Significativo a 5% de probabilidade pelo teste F; ^{ns} não significativo.

Tabela 8A: Resumo da análise de variância para rendimento de óleo essencial para as diferentes taxas de carregamento orgânico (TCO)

FV	GL	QM
TCO	3	0,178 ^{ns}
Resíduo	8	0,119

^{ns} não significativo.