

## II-308 - PÓS-TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA COM “WETLAND” HORIZONTAL VISANDO O REÚSO PREDIAL

**Andrielly Moutinho Knupp<sup>(1)</sup>**

Tecnóloga em Saneamento Ambiental pelo Instituto Federal do Espírito Santo – IFES (2010), Mestre em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal do Espírito Santo – UFES (2013).

**Ricardo Franci Gonçalves<sup>(2)</sup>**

Engenheiro Civil e Sanitarista - UERJ (1984), Pós-graduado em Engenharia de Saúde Pública - ENSP/RJ (1985), DEA Ciências do Meio Ambiente - Universidade Paris XII, ENGREF, ENPC, Paris (1990), Doutor em Engenharia do Tratamento e Depuração de Águas - INSA de Toulouse, França (1993), Prof. Adjunto do DEA e do Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental – UFES.

**Endereço<sup>(1)</sup>:** Av. Fernando Ferrari, 514 - Goiabeiras - Vitória – Espírito Santo - CEP: 29075-910 - Brasil - Tel: +55 (27) 3335-2069 - e-mail: [andryknupp@gmail.com](mailto:andryknupp@gmail.com).

### RESUMO

Os “wetlands” têm se mostrado como uma opção favorável ao tratamento de água cinza visando o reúso predial, devido à boa remoção de poluentes, e principalmente, ao baixo custo de implantação e operação se comparados a outros sistemas. O presente estudo avalia a influência das cargas hidráulica e orgânica no desempenho de um “wetland” horizontal (WH) como pós-tratamento de um filtro anaeróbico de fluxo ascendente (FAn) tratando água cinza clara. Quatro períodos de testes foram analisados, sendo caracterizados pelos tempos de detenção hidráulica (TDH) de 0,7; 1,0; 1,9 e 3,2 dias. Como resultado, observou-se que o efluente proveniente do WH apresentou melhor desempenho para o TDH de 3,2 dias ao longo dos períodos de testes analisados, alcançando eficiências de remoção globais médias de 80% para turbidez e sólidos suspensos totais (SST). Além disso, também foram alcançadas eficiências de remoção de 81% de DQO e 66% de DBO<sub>5,20</sub>. A densidade média de *E. coli* obtida no efluente do WH foi de  $3,1 \times 10^2$  NMP.100mL<sup>-1</sup>.

**PALAVRAS-CHAVE:** Água cinza, reúso, “wetland”.

### INTRODUÇÃO

A utilização da água cinza como fonte de água para o reúso não potável em edificações é uma prática que vem crescendo em diversos países. Esse tipo de água residuária provém de lavatórios, chuveiros, banheiras, máquinas de lavar roupa, máquinas de lavar louça e pia de cozinha das edificações, sem se misturar à contribuição da descarga das bacias sanitárias (JEFFERSON et al., 1999; OTTHERPOHL, 2001). A quantidade de água cinza gerada em uma habitação representa cerca de 50-80% do consumo total de água potável, e se reutilizada (descarga de sanitários, rega de jardim, lavagem de veículos, agricultura etc.) pode reduzir em até 30% a demanda de água potável em uma edificação (JEFFERSON et al., 2004; PERTEL, 2009; AGUIAR, 2011). Dessa forma, o reúso de água cinza reduz o consumo de água e energia, além de promover a preservação dos corpos d’água, tornando-se também, uma parte integrante da gestão de recursos hídricos.

As tecnologias utilizadas no tratamento de água cinza para viabilizar o seu reúso, englobam processos físicos, químicos e biológicos. Destes, o processo biológico é o mais empregado, utilizando de diversas tecnologias aplicadas no tratamento de águas residuárias, como: filtro anaeróbio, reator sequencial em batelada, reator de manta de lodo anaeróbio, biorreator de membrana, filtro biológico aerado e “wetlands” construídos (GONÇALVES et al., 2006).

Os “wetlands” construídos definem-se como sistemas artificiais dos “wetlands” naturais que, sob condições controladas de engenharia, combinam processos físicos, químicos e biológicos no tratamento de águas residuárias. Esse tipo de sistema tem sido aplicado no tratamento de água cinza com vistas à produção de água para reúso predial (MASI, 2009; MONTEIRO, 2009; PAULO et al., 2009; HOFFMANN et al., 2011), por ser considerado um processo de tratamento eficiente, com baixo custo de operação e implantação, e com mínimo impacto ambiental.

Segundo Sezerino et al. (2005), acredita-se que o tempo de detenção hidráulica (TDH) seja um dos parâmetros mais adequados para avaliar a performance deste sistema, já que o princípio básico neste tipo de tratamento é a formação de biofilme aderido a um meio suporte e às raízes das plantas. Estes mecanismos propiciam a imobilização de microrganismos por um período maior, o qual acelera a biodegradação dos substratos presentes na água residuária. Paulo et al. (2012) avaliou diferentes TDH em um “wetland” horizontal tratando água cinza, obtendo remoções de demanda química de oxigênio (DQO) de 48%, 76%, 66% e 58% para tempos de detenção hidráulica de 1,7; 1,8; 2,2 e 3,4 dias.

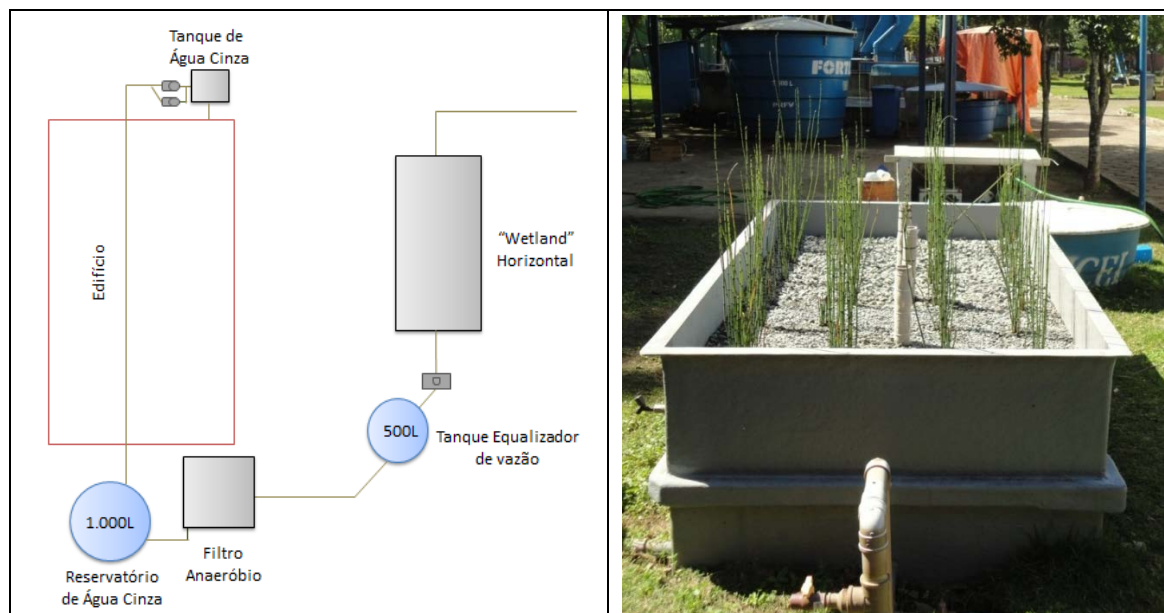
Porém, pouco se sabe sobre o tratamento de água cinza utilizando “wetlands” como pós-tratamento de um filtro anaeróbio. Estima-se que aplicação de um filtro anaeróbio a montante do “wetland” pode resultar em maior compacidade do conjunto, maior estabilidade operacional e menores incidências de colmatção do meio suporte, quando comparado ao tratamento de água cinza em um “wetland” em etapa única.

Assim, este trabalho teve como objetivo avaliar o desempenho de um “wetland” horizontal (WH) empregado como pós-tratamento de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente (FAn), quando operado em diferentes tempos de detenção hidráulica (TDH), no tratamento de água cinza clara.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Características do sistema de tratamento de água cinza

O sistema de tratamento de água cinza localiza-se no Parque Experimental de Saneamento Básico da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), Campus de Goiabeiras – Vitória – Espírito Santo – Brasil. Este sistema compõe-se por um filtro anaeróbio de fluxo ascendente (FAn) seguido por um “wetland” horizontal (Figura 1).



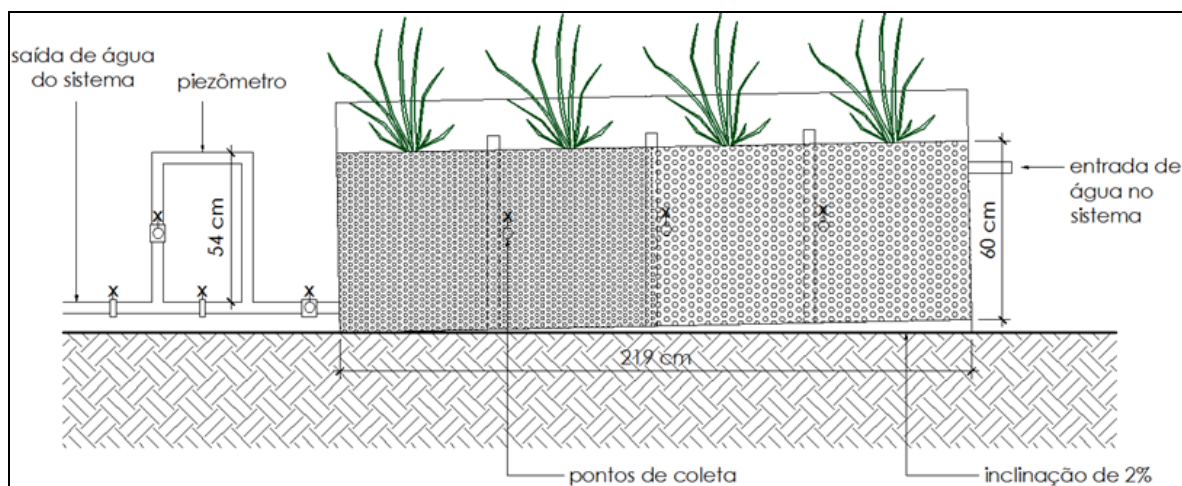
**Figura 1: Sistema de tratamento de água cinza.**

A água cinza tratada é proveniente de um prédio localizado no Parque Experimental de Saneamento Básico, que contém dois banheiros individuais, dois banheiros de uso coletivo e uma máquina de lavar roupas. A água cinza gerada é denominada água cinza clara, sendo esta bombeada para um reservatório (capacidade de 1.000L), que abastece o FAn.

Os aspectos construtivos dos sistemas de tratamento estudados são apresentados na Tabela 1. Vale ressaltar que, ambos são retangulares e foram construídos com fibra de vidro. O filtro anaeróbio de fluxo ascendente é fragmentado em dois compartimentos, e o “wetland” horizontal possui declividade de 2%, para permitir que o fluxo do efluente escoe para a saída do sistema. Um detalhamento dos aspectos construtivos do WH é apresentado na Figura 2.

**Tabela 1: Aspectos construtivos do sistema de tratamento de água cinza.**

PARÂMETROS	UNIDADE	FAn	WH
Dimensões Totais	m	0,6 x 0,6 x 2,2	2,19 x 1,17 x 0,8
Área	m <sup>2</sup>	1,2	2,5
Volume útil	m <sup>3</sup>	0,6	0,8
Meio suporte	-----	Tubinhos plásticos	Brita # 0 e brita # 1
Altura do meio suporte	m	1,8	0,6
Planta	-----	-----	<i>Equisetum hyemale</i> L.



**Figura 2: Detalhamento construtivo do “wetland” horizontal.**

No que diz respeito às condições operacionais do WH, a variável balizadora do estudo foi o tempo de detenção hidráulica (TDH) do “wetland”, dividindo as etapas avaliadas em quatro períodos, descritas na Tabela 2.

**Tabela 2. Condições operacionais do WH.**

VARIÁVEIS	UNIDADE	PERÍODO DE TESTES			
		1º	2º	3º	4º
TDH	d	3,2	1,9	1,0	0,7
Vazão	m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup>	0,5	0,8	1,6	2,1
Taxa de aplicação superficial	m <sup>3</sup> .m <sup>2</sup> . d <sup>-1</sup>	0,2	0,3	0,6	0,8
Taxa de Carregamento Orgânico	gDQO.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup>	12,5	20,0	40,0	52,4
Taxa de Evapotranspiração	mm. d <sup>-1</sup>	10,5	14,2	22,4	29,8

A planta utilizada no “wetland” horizontal foi a *Equisetum hyemale* L., popularmente conhecida como cavalinha. De acordo com LORENZI e SOUZA (2008), esta é uma planta ornamental ereta, herbácea, pouco ramificada, fortemente rizomatosa, formando densas touceiras que não param de se expandir. Nativa das regiões tropicais da América, incluindo o Brasil, de 1,5-2m de altura, com hastes grossas, ocas, ásperas, articuladas, estriadas superficialmente, com alguns ramos ascendentes e folhas reduzidas a escamas. É indicada para cultivo em locais ensolarados, secos ou úmidos, sendo considerada uma planta rústica devido à tolerância de baixas temperaturas de inverno. A escolha da cavalinha foi realizada por meio de pesquisa bibliográfica (LORENZI e SOUZA, 2008; MONTEIRO, 2009; ZANELLA, 2008) e através da observação de algumas espécies em situação de alagamento. A cavalinha foi plantada com um mês de antecedência à partida do WH, objetivando aclimatar as raízes ao novo substrato, antes de ser submetida a uma carga constante de água cinza.

O sistema de tratamento de água cinza foi operado e monitorado por um período de oito meses. Para o monitoramento do sistema, foram coletadas amostras simples na entrada e saída das etapas de tratamento, com periodicidade de no mínimo duas vezes por semana. Os parâmetros de qualidade analisados foram: pH, temperatura, condutividade, alcalinidade, turbidez, demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5,20</sub>), sólidos suspensos totais (SST), fósforo total (P<sub>tot</sub>), nitrogênio total de

Kjeldahl (NTK), amônia ( $\text{NH}_3$ ), sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), sulfeto ( $\text{S}_2$ ), cloretos ( $\text{Cl}^-$ ), coliforme total (CT) e *Escherichia Coli* (*E. Coli*).

As análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental (LABSAN) da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), seguindo as recomendações da 21ª edição do “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (APHA, 2005). A análise estatística dos dados obtidos foi realizada utilizando o software Excel®, a fim de obter a estatística descritiva dos parâmetros analisados.

### **Modelo para avaliação da cinética de remoção de DQO**

Para avaliação da cinética de remoção de DQO no “wetland” horizontal foi considerado que este sistema apresenta uma cinética de primeira ordem na estabilização biológica da matéria orgânica. Foram avaliados os dois modelos matemáticos mais utilizados: cinético de primeira ordem simples ( $k$ ) proposto pela USEPA (1988), e o cinético de primeira ordem modificado ( $k\text{-}C^*$ ) proposto por Kadlec e Knight (1996).

O modelo de primeira ordem simples considera um decaimento exponencial da concentração afluente, sendo que esta concentração tende a zero e a remoção de poluentes é atribuída ao parâmetro ( $k$ ) (CONLEY et al., 1991; WOOD, 1995) (Equação 1).

$$C_e = C_o \times e^{(-k_T \times TDH)} \quad \text{equação (1)}$$

Onde:

$C_o$  = concentração afluente ( $\text{mg.L}^{-1}$ );

$C_e$  = concentração efluente ( $\text{mg.L}^{-1}$ );

$k_T$  = constante de reação cinética de primeira ordem ( $\text{d}^{-1}$ );

TDH = tempo de detenção hidráulica (dia).

As concentrações de  $C_o$  e  $C_e$  foram determinadas por meio das análises laboratoriais realizadas neste estudo, e o TDH foi obtido através dos dados de vazão monitorados dividido pelo volume do WH.

A constante  $k_T$  pode ser obtida através de equações empíricas que relacionam a constante de reação com a temperatura ( $20^\circ\text{C}$ ), sendo muito utilizada a equação modificada de van't Hoff-Arrhenius (REED, 1990) (Equação 2).

$$k_T = k_{20} \times (1,06)^{T-20} \quad \text{equação (2)}$$

Onde:

$k_T$  = constante de reação cinética de primeira ordem (dependente da temperatura) ( $\text{d}^{-1}$ );

$k_{20}$  = constante de reação cinética a  $20^\circ\text{C}$  ( $\text{d}^{-1}$ );

$T$  = temperatura crítica, ou seja, temperatura local média dos meses mais frios.

Já o modelo de primeira ordem modificado adota uma concentração de background ( $C^*$ ), ou seja, um limite inferior diferente de zero, ao invés da abordagem do modelo de primeira ordem que tende a zero (KADLEC e KNIGHT, 1996) (Equação 3). A inclusão de  $C^*$  no modelo, considera a geração de matéria orgânica dentro do “wetland”, seja esta introduzida por fontes externas ou pela existência de uma fração recalcitrante da matéria orgânica afluente.

$$C_e - C^* = (C_o - C^*) \times e^{(-k_T \times TDH)} \quad \text{equação (3)}$$

Onde:

$C_o$  = concentração afluente ( $\text{mg.L}^{-1}$ );

$C_e$  = concentração efluente ( $\text{mg.L}^{-1}$ );

$C^*$  = concentração de background ( $\text{mg.L}^{-1}$ );

$k_T$  = constante de reação cinética de primeira ordem ( $\text{d}^{-1}$ );

TDH = tempo de detenção hidráulica (d).

Para execução dos cálculos foi utilizada uma ferramenta do Excel®, denominada Solver. Esta ferramenta é utilizada para otimização de equações lineares e não-lineares, sendo fundamental para o ajuste dos modelos matemáticos avaliados.

## RESULTADOS E DISCUSSÕES

A análise dos resultados foi realizada considerando-se os principais parâmetros citados nas diversas normas que estabelecem valores limites para caracterização físico-química (pH, turbidez, DBO<sub>5,20</sub>) e microbiológica (coliformes termotolerantes ou *E. coli*) de água para reúso não potável em edificações. Um resumo dos valores limites estabelecidos para os parâmetros citados em algumas das principais normas sobre reúso de água, encontra-se na Tabela 3.

No que diz respeito aos demais parâmetros analisados, foram considerados apenas sob o ponto de vista de suas influências no desempenho dos processos de tratamento. Vale ressaltar que, ao longo de todo o período de pesquisa, foi observado que o efluente do WH não atendeu a alguns parâmetros (turbidez e DBO<sub>5,20</sub>) regulamentados na Tabela 3. Por outro lado, o WH apresentou significativas eficiências de remoção para diversos parâmetros avaliados (Tabela 4).

**Tabela 3. Parâmetros de qualidade para água de reúso de acordo com algumas normas.**

PARÂMETRO	UNIDADE	USEPA (2004)	WHO (2006)	NBR 13.969 (ABNT, 1997) <sup>(a)</sup>
pH	----	6-9	-	-
Turbidez	UT	2	-	< 10
DBO <sub>5,20</sub>	mg.L <sup>-1</sup>	10	-	-
Coliformes Termotolerantes	UFC.100mL <sup>-1</sup> <sup>(b)</sup>	14 para qualquer amostra e 0 para 90% <sup>(b)</sup>	200 <sup>(c)</sup> 1000 <sup>(d)</sup>	< 500

<sup>(a)</sup> Reúso em bacias sanitárias;

<sup>(b)</sup> UFC – Unidade formadora de colônia;

<sup>(c)</sup> Significa que a norma é uma orientação;

<sup>(d)</sup> Significa que a norma é uma regulamentação obrigatória.

### Principais parâmetros de qualidade relacionados ao reúso

O valor do pH médio encontrado na água cinza bruta (ACB) do sistema de tratamento estudado foi de 9,0, enquanto que o FAn produziu um efluente com um pH médio de 7,6. Os valores médios de pH no efluente do WH, para os TDH de 0,7; 1,0; 1,9 e 3,2 dias, praticamente não sofreram variações em relação aos valores da entrada do sistema, sendo: 7,5; 7,7; 7,8 e 7,9, respectivamente. Deste modo, os diferentes TDH não exerceram influência direta nos valores de pH do “wetland”, sendo semelhantes aos relatados por outros pesquisadores (MONTEIRO, 2009; PAULO, et al., 2009). Vale ressaltar que, os valores de pH encontrados na saída do sistema estão de acordo com os padrões de reúso estabelecidos pela USEPA (2004), pH entre 6 e 9.

A turbidez média encontrada na ACB foi de 50,9 UT e no efluente do FAn 34,6 UT (eficiência de remoção média de 32%). No WH os valores médios de turbidez referentes aos TDH de 0,7; 1,0; 1,9 e 3,2 dias foram de 10,7 UT, 9,6 UT, 11,4UT e 13,3 UT, resultando em eficiências médias de remoção de 43%, 43%, 75% e 75%, respectivamente (Figura 3).

Vale destacar que, no que se refere a este parâmetro de qualidade, o TDH influenciou de forma significativa na remoção de turbidez do sistema, apresentando melhor desempenho para os TDH de 3,2 e 1,9 dias. Begosso (2009) avaliou um “wetland” horizontal com TDH variando de 0,8 a 1,9 dias, obtendo uma eficiência de remoção média de 69%, e Paulo et al. (2009) obteve uma remoção de 55% para um TDH de 1,5 dias. Já Paulo et al. (2007) obteve uma remoção média de 81% para um TDH de 2,9 dias. Diante das pesquisas citadas, foi observado que as eficiências alcançadas neste estudo estão próximas dos valores já alcançados. Entretanto, o efluente WH ainda não atingiu, em sua maior parte, os valores médios de turbidez que atendessem aos padrões de reúso proposto pela USEPA (2004) de 2 UT e pela NBR 13.969 (ABNT, 1997) < 10 UT.

A concentração média de SST na água cinza bruta foi 44,8 mg.L<sup>-1</sup> e no efluente do FAn 16,9 mg.L<sup>-1</sup> (eficiência de remoção média de 62%). No efluente do WH, as concentrações médias de SST para os TDH de 0,7; 1,0; 1,9 e 3,2 dias foram de 13,5 mg.L<sup>-1</sup>, 9,3 mg.L<sup>-1</sup>, 5,9 mg.L<sup>-1</sup> e 6,3 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente (Figura 4). A eficiência média de remoção de SST foi, respectivamente, de 24%, 35%, 64% e 74% no WH, indicando que nos testes com os TDH de 1,9 e 3,2 dias há uma maior remoção de sólidos. Winward et al. (2008), tratou água cinza com “wetland” horizontal aplicando um TDH de 2,1 dias e obteve uma remoção média de 68% de SST. Já Begosso (2009) alcançou uma remoção de 66% para um TDH de variando de 0,8 a 1,9 dias, indicando que o sistema de tratamento estudado não está aquém do encontrado. Foi observado que a estação de tratamento de água cinza avaliada apresentou uma eficiência de remoção média total de SST de 80% em todo o período estudado.

**Tabela 1. Estatística descritiva dos parâmetros monitorados no sistema de tratamento de água cinza.**

PARÂMETRO	UNIDADE	n <sup>(a)</sup>	ACB	FAN	WH							
					CONCENTRAÇÃO				REMOÇÃO (%)			
					TDH 0,7 DIA	TDH 1 DIA	TDH 1,9 DIAS	TDH 3,2 DIAS	TDH 0,7 DIA	TDH 1 DIA	TDH 1,9 DIAS	TDH 3,2 DIAS
pH	-	113	9,0 ± 1,2	7,6 ± 0,5	7,5 ± 0,2	7,7 ± 0,4	7,8 ± 0,3	7,9 ± 0,2	- <sup>(b)</sup>	- <sup>(b)</sup>	- <sup>(b)</sup>	- <sup>(b)</sup>
Temperatura	°C	123	24,3 ± 1,3	24,4 ± 1,4	25,4 ± 1,7	24,3 ± 1,5	23,5 ± 0,7	24,1 ± 1,3	- <sup>(b)</sup>	- <sup>(b)</sup>	- <sup>(b)</sup>	- <sup>(b)</sup>
Condutividade	µS.cm <sup>-1</sup>	116	267,9 ± 203,4	217,1 ± 143,1	161,1 ± 53,3	175,8 ± 51,2	286,3 ± 95,4	288,6 ± 68,4	- <sup>(b)</sup>	- <sup>(b)</sup>	- <sup>(b)</sup>	- <sup>(b)</sup>
Alcalinidade	mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup>	47	59,7 ± 41,4	54,8 ± 31,1	73,2 ± 16,9	105,6 ± 25,4	133,9 ± 44,0	153,9 ± 33,1	- <sup>(b)</sup>	- <sup>(b)</sup>	- <sup>(b)</sup>	- <sup>(b)</sup>
Turbidez	UT <sup>(c)</sup>	110	50,9 ± 20,5	34,6 ± 20,6	10,7 ± 3,3	9,6 ± 3,1	11,4 ± 2,9	13,3 ± 3,7	43 ± 32	43 ± 50	75 ± 26	75 ± 13
SST	mg.L <sup>-1</sup>	26	44,8 ± 32,3	16,9 ± 10,2	13,5 ± 4,8	9,3 ± 3,3	5,9 ± 4,1	6,3 ± 5,1	24 ± 32	35 ± 27	64 ± 26	74 ± 13
DQO	mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	28	183,4 ± 96,1	81,6 ± 57,7	31,4 ± 7,1	27,7 ± 16,7	51,6 ± 20,9	40,5 ± 18,7	40 ± 18	43 ± 22	57 ± 12	74 ± 8
DBO <sub>5, 20</sub>	mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	16	44,1 ± 28,4	29,9 ± 18,5	12,2 ± 3,2	8,8 ± 4,3	22,5 ± 12,8	20,3 ± 14,4	36 ± 74	44 ± 55	31 ± 56	63 ± 23
NTK	mg.L <sup>-1</sup>	45	2,7 ± 1,1	2,0 ± 0,9	1,6 ± 0,5	1,8 ± 0,4	2,0 ± 0,6	2,3 ± 0,7	0 ± 22	7 ± 56	22 ± 54	24 ± 40
NH <sub>3</sub>	mg.L <sup>-1</sup>	45	2,0 ± 0,8	1,2 ± 0,4	1,0 ± 0,5	1,1 ± 0,3	1,3 ± 0,4	1,5 ± 0,5	0 ± 32	1 ± 56	4 ± 49	12 ± 44
P <sub>tot</sub>	mg.L <sup>-1</sup>	40	0,4 ± 0,5	0,2 ± 0,2	0,2 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,2 ± 0,1	0 ± 50	9 ± 65	15 ± 29	19 ± 84
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	24	60,1 ± 53,2	55,0 ± 38,9	18,7 ± 4,8	18,2 ± 10,2	52,2 ± 26,6	63,3 ± 22,4	22 ± 35	16 ± 53	24 ± 43	30 ± 23
S <sup>2-</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	38	1,7 ± 0,6	3,3 ± 2,7	2,0 ± 1,0	4,3 ± 2,9	12,0 ± 5,3	15,5 ± 4,6	- <sup>(b)</sup>	- <sup>(b)</sup>	- <sup>(b)</sup>	- <sup>(b)</sup>
Cl <sup>-</sup>	mgCl <sup>-</sup> .L <sup>-1</sup>	53	15,7 ± 3,6	10,6 ± 4,4	11,7 ± 4,4	7,9 ± 4,0	8,4 ± 3,8	5,5 ± 1,4	15 ± 28	28 ± 43	19 ± 74	4 ± 74
Coliforme Total <sup>(d)</sup>	NMP <sup>e</sup> .100mL <sup>-1</sup>	48	2,2x10 <sup>4</sup> ± 1,9x10 <sup>5</sup>	3,5x10 <sup>4</sup> ± 3,9x10 <sup>5</sup>	3,8.10 <sup>4</sup> ± 4,0.10 <sup>4</sup>	3,5.10 <sup>4</sup> ± 4,1.10 <sup>4</sup>	2,4.10 <sup>4</sup> ± 3,8.10 <sup>4</sup>	1,7.10 <sup>4</sup> ± 6,6.10 <sup>4</sup>	0	0	15	90
<i>Escherichia coli</i> <sup>(d)</sup>	NMP.100mL <sup>-1</sup>	27	8,5x10 <sup>2</sup> ± 6,7x10 <sup>3</sup>	3,7x10 <sup>2</sup> ± 4,3x10 <sup>3</sup>	1,8x10 <sup>2</sup> ± 5,6x10 <sup>2</sup>	1,4x10 <sup>2</sup> ± 1,0x10 <sup>2</sup>	4,2x10 <sup>2</sup> ± 1,5x10 <sup>3</sup>	7,2x10 <sup>2</sup> ± 4,5x10 <sup>3</sup>	8	0	16	62

<sup>(a)</sup> Número de amostras;

<sup>(b)</sup> Não avaliado;

<sup>(c)</sup> Unidade de turbidez;

<sup>(d)</sup> Média geométrica;

<sup>(e)</sup> Número mais provável.

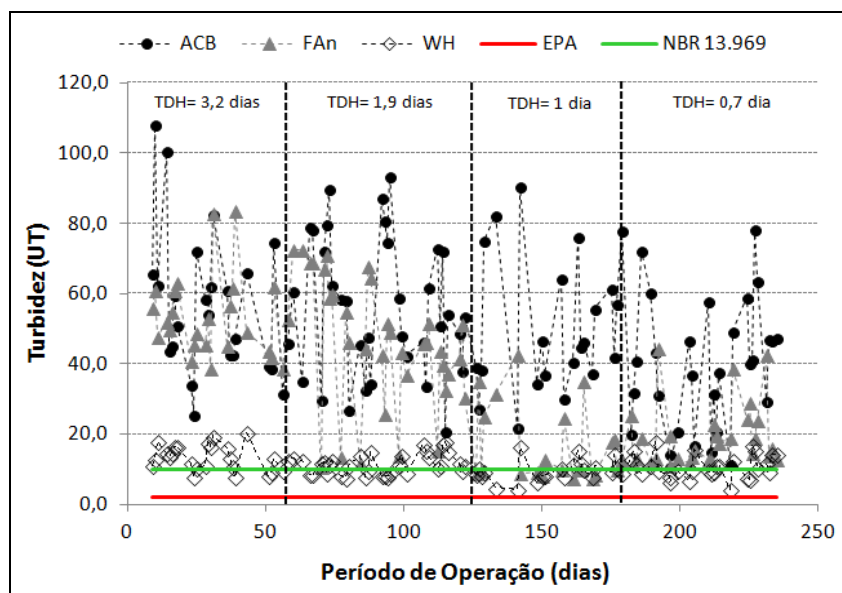


Figura 3. Variação dos valores de turbidez nos períodos analisados.

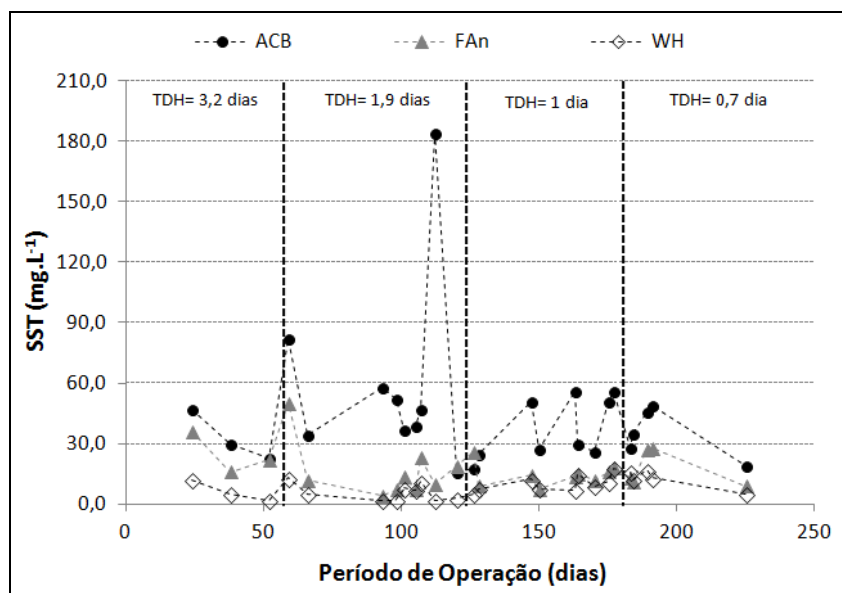


Figura 41. Variação dos valores de SST nos períodos analisados.

Quanto à matéria orgânica, foram encontrados valores médios de  $183,4 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$  de DQO e  $42,5 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$  de  $\text{DBO}_{5,20}$ , na água cinza bruta. Ao longo da pesquisa, a relação média  $\text{DBO}_{5,20}/\text{DQO}$  ficou em torno de 0,2, mostrando que o tratamento biológico pode ser aplicado sob condições limites de biodegradabilidade (TCHOBANOGLIOUS et al., 2002). E no FAn as concentrações médias de DQO e  $\text{DBO}_{5,20}$  encontradas no período estudado foi de  $81,6 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$  e  $29,5 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$ , com eficiências de remoção médias 56% e 30%, respectivamente.

No WH as concentrações médias de DQO foram de  $31,4 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$ ,  $27,7 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$ ,  $51,6 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$  e  $40,5 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$  para os TDH de 0,7; 1,0; 1,9 e 3,2 dias, respectivamente (Figura 5). As eficiências de remoção de DQO equivalentes aos TDH, respectivamente foram: 40%, 43%, 57% e 74%. Begosso (2009) alcançou uma remoção de 56% de DQO no WH com TDH variando de 0,9 a 1,9 dias, e Paulo et al. (2012) obteve remoção de 62% para uma faixa de TDH de 1,7 a 3,4 dias, o que mostra que os valores alcançados pelo estudo estão de acordo com os dados apresentados pela literatura. Vale ressaltar que as concentrações de DQO encontradas no efluente do WH estudado são inferiores a valores obtidos em outras pesquisas (PAULO et al., 2007; BEGOSSO, 2009; PAULO et al., 2012).

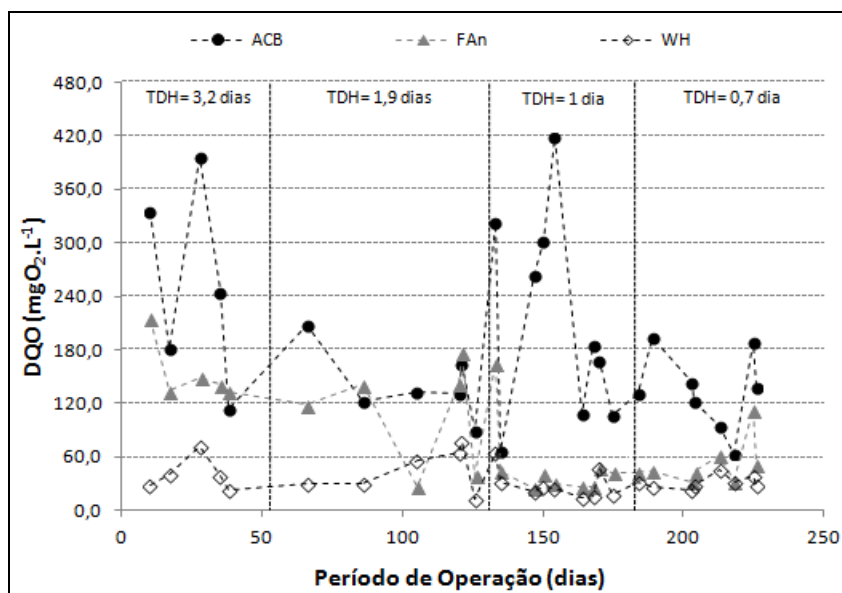


Figura 5. Variação dos valores de DQO nos períodos analisados.

A maior parte dos valores de  $DBO_{5,20}$  encontrados no efluente do WH não estão de acordo com os padrões de reúso estabelecidos pela USEPA (2004), que é de  $10 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$  (Figura 6). As concentrações e remoções médias obtidas para os TDH de 0,7; 1,0; 1,9 e 3,2 dias foram:  $12,2 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$ ,  $8,8 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$ ,  $22,5 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$ ,  $20,3 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$  e 36%, 44%, 47% e 63%, respectivamente. Begosso (2009) obteve uma remoção de 70% de  $DBO_{5,20}$  (TDH 0,9 a 1,9 dias) e Paulo et al. (2009) de 55% (TDH 1,5 dias), porém os índices de remoção alcançados nesta pesquisa estão um pouco inferiores ao reportado. No geral, o TDH de 3,2 dias mostrou melhor remoção de matéria orgânica (DQO e  $DBO_{5,20}$ ) se comparado com os outros períodos avaliados.

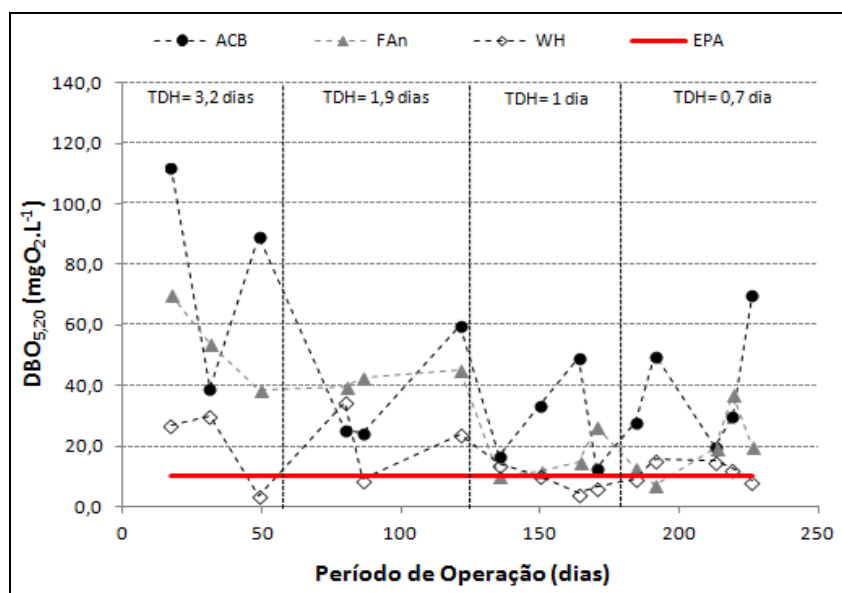


Figura 6. Variação dos valores de  $DBO_{5,20}$  nos períodos analisados.

A densidade média de coliformes totais na água cinza clara foi de  $2,2 \times 10^4 \text{ NMP.100mL}^{-1}$ , sendo condizente ao encontrado em outros estudos (BAZZARELLA, 2005; BEGOSSO, 2009). Já no FAn esta densidade aumentou ( $3,8 \times 10^4 \text{ NMP.100mL}^{-1}$ ), uma vez que trata-se de um sistema de tratamento biológico, onde os microrganismos são os principais atuantes na depuração de poluentes. No efluente do WH, as densidades de CT variaram de  $1,7 \times 10^4 \text{ NMP.100mL}^{-1}$  (TDH = 3,2 dias) e  $3,8 \times 10^4 \text{ NMP.100mL}^{-1}$  (TDH = 0,7 dia). A

eficiência de remoção média de CT no efluente do WH reduziu de 90% para 0%, com a mudança do TDH 3,2 dias para 0,7 dia.

No que diz respeito às densidades de *Escherichia coli* (Figura 7), o efluente do “wetland” horizontal apresentou médias de  $1,8 \times 10^2$  NMP.100mL<sup>-1</sup>,  $1,4 \times 10^2$  NMP.100mL<sup>-1</sup>,  $4,2 \times 10^2$  NMP.100mL<sup>-1</sup> e  $4,2 \times 10^2$  NMP.100mL<sup>-1</sup> nos períodos com TDH de 0,7; 1,0; 1,9 e 3,2 dias, respectivamente. A eficiência média de remoção de *E. coli* no WH aumentou de 8% (TDH = 0,7 dia) para 62% (TDH = 3,2 dias).

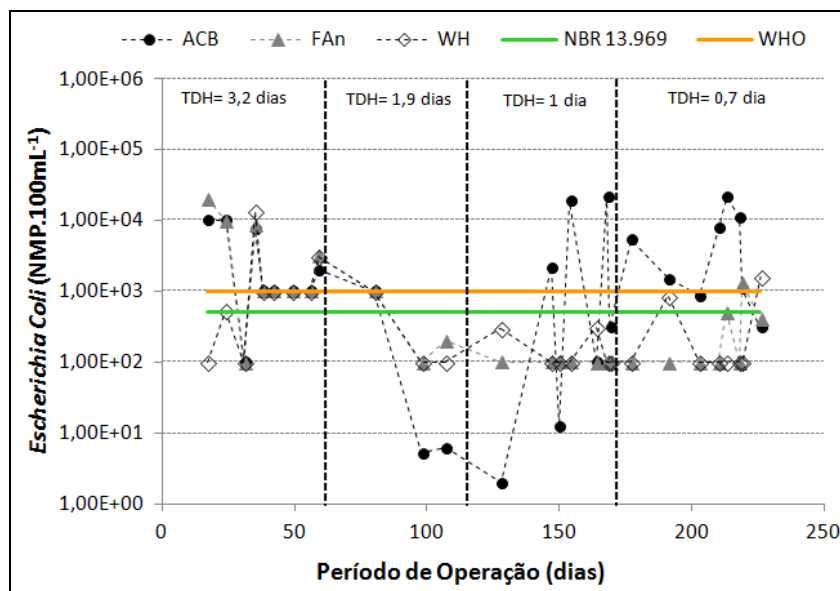


Figura 72. Variação da densidade de *E. coli* nos períodos analisados.

Observou-se no estudo, que a utilização do TDH de 3,2 dias apresentou melhores resultados na remoção de coliformes, sendo este fato atribuído ao maior tempo de contato do líquido no sistema, permitindo uma maior atuação do biofilme formado sobre a rizosfera na inativação daqueles microrganismos. Segundo padrões de qualidade propostos pelo Programa de Saneamento Básico (FLORENCIO et al., 2006) para reúso urbano de esgotos sanitários, as densidades de coliformes termotolerantes podem ser inferiores ou iguais a  $1 \times 10^3$  UFC.100mL<sup>-1</sup> para uso predial. Para o padrão de  $10^3$ , que remete ao uso em descarga de sanitários, encontra-se respaldo e margem de segurança em estudos de avaliação de riscos disponíveis na literatura (WHO, 2006).

Sendo assim, à luz das referências anteriores e dos resultados aqui apresentados, WH pode ser considerado como opção viável para a produção de água de reúso não potável nas edificações, sem exigir uma etapa de desinfecção. Não obstante, com relação às normas, principalmente no que tange ao estabelecido pela USEPA (2004), as densidades permitidas de coliformes termotolerantes na água de reúso produzida neste estudo somente poderão ser alcançadas mediante o emprego de uma etapa de desinfecção.

Outro parâmetro de qualidade importante no que se refere à aceitação da água de reúso por parte dos usuários é a concentração de sulfeto, que gera odor de ovo podre. O sulfeto decorre da redução de sulfato em ambientes redutores, o que deve ser considerado na produção de água de reúso, pois os produtos de limpeza e higiene pessoal aportam significativas quantidades de sulfato à água cinza. As bactérias redutoras de sulfato (BRS) utilizam o íon sulfato como aceptor de elétrons em etapas do seu metabolismo, ocorrendo em ambientes com baixas concentrações de oxigênio dissolvido ( $< 0,1$  mg.L<sup>-1</sup>), resultando na produção de sulfeto.

No presente estudo, as concentrações médias de sulfato obtidas no efluente do WH foram elevadas, variando de 18,7 mg.L<sup>-1</sup> a 63,3 mg.L<sup>-1</sup>. Em relação às concentrações médias de sulfeto, encontrou-se nos TDH de 0,7 dia a 3,2 dias uma faixa de 2,0 mg.L<sup>-1</sup>, a 15,5 mg.L<sup>-1</sup>. Pode-se observar uma maior formação de sulfeto no TDH de 3,2 dias, devido principalmente, à elevada quantidade de sulfato presente no efluente, favorecendo à maior atuação das bactérias redutoras de sulfato.

No entanto, o sulfeto pode ser oxidado com o emprego de sistemas de aeração, como por exemplo, utilizando a cloração como uma etapa de desinfecção. Este fato permite um fornecimento de oxigênio para as bactérias, de

forma a manter uma reserva mínima de oxigênio no efluente, reduzindo a atividade das BRS (ALVES et al., 2004).

### **Outros parâmetros de qualidade**

A temperatura média predominante nos sistemas de tratamento avaliados foi de 24°C, sendo esta adequada para o bom funcionamento dos sistemas biológicos aqui estudados. Em relação à condutividade, o WH apresentou valores crescentes com os TDH, atingindo uma faixa média 161,1 a 288,6  $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$  para os TDH de 0,7 dia e 3,2 dias, respectivamente.

A concentração de alcalinidade total média encontrada no “wetland” foi crescente, sendo proporcional aos TDH, variando de 73,2 a 153,9  $\text{mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  no WH para os TDH aplicados de 0,7 dia a 3,2 dias, respectivamente. No que diz respeito às concentrações de alcalinidade, houve um aumento desta na unidade experimental, podendo ser justificada pelo incremento de dióxido de carbono na degradação de matéria orgânica e pelo processo respiratório das raízes das plantas.

Tal como o reportado por outros pesquisadores, neste estudo observou-se que a água cinza possui baixos teores de nutrientes (nitrogênio e fósforo), conforme observado na Tabela 4. Estes valores podem se constituir numa importante barreira ao crescimento biológico em sistemas de tratamento, e que, no caso desta pesquisa, poderia afetar no desenvolvimento da biomassa e das plantas. Entretanto, foi observado que não ocorreu nenhuma limitação metabólica da planta no sistema de tratamento em apreço.

As eficiências de remoção médias de NTK e  $\text{NH}_3$  no WH variaram de 0% a 24% e de 0% a 12% de para os TDH de 0,7 dias e 3,2 dias, respectivamente. As eficiências médias obtidas nesta pesquisa mostraram-se abaixo às encontradas por Begosso (2009), onde obteve uma remoção de 33% de NTK para um TDH na faixa de 0,9 a 1,9 dias. Esse fato pode ser justificado pelos valores das concentrações de entrada de NTK, já que no sistema estudado foi de 2  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , e no avaliado por Begosso (2009) de 10  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ .

No que diz respeito ao  $P_{\text{tot}}$ , as eficiências de remoção médias no WH foram de 0% (TDH = 0,7 dia) e 19% (TDH = 3,2 dias). Porém estas eficiências encontram-se abaixo do reportado pela literatura (LING et al., 2009; MONTEIRO, 2009).

### **Cinética de remoção de DQO**

Os resultados da comparação dos modelos matemáticos avaliados com os dados medidos no presente estudo, em termos de DQO, são apresentados nas Figuras 8 e 9. Pode ser observado que o modelo cinético de primeira ordem modificado gerou dados de DQO mais próximos aos medidos no WH quando comparado com o modelo simples, corroborando a justificativa de modificação do modelo simples proposta por Kadlec e Knight (1996).

Vale ressaltar que os modelos matemáticos simples e modificado ajustados, apresentaram um  $R^2 = 49\%$  e  $R^2 = 68\%$  para com os dados medidos, respectivamente (Figuras 10 e 11). Estes valores estão próximos ao encontrados por Kadlec e Knight (1996) e Vymazal (1998).

No que diz respeito ao coeficiente indicador de remoção de matéria orgânica ( $k_T$ ), no modelo cinético de primeira ordem simples, foram obtidos valores médios de 0,44  $\text{d}^{-1}$ , 0,54  $\text{d}^{-1}$ , 1,06  $\text{d}^{-1}$  e 1,03  $\text{d}^{-1}$  para os TDH de 3,2; 1,9; 1,0 e 0,7 dias, respectivamente. Já para o modelo modificado os valores de  $k_T$  para os 3,2; 1,9; 1,0 e 0,7 dias foram, respectivamente, 0,37  $\text{d}^{-1}$ , 0,31  $\text{d}^{-1}$ , 1,08  $\text{d}^{-1}$  e 2,79  $\text{d}^{-1}$ . Foi observado que quanto maior o TDH menor o valor de  $k_T$ , que segundo Fia (2009), pode ser explicado pelo fato de que quando há maior TDH, a matéria orgânica contida no sistema já passou pelo processo de degradação, apresentando maior quantidade de compostos recalcitrantes. No entanto, um menor TDH proporciona um contínuo aporte de matéria orgânica mais facilmente degradável.

Contudo, é importante destacar que existem modelos matemáticos que melhor se ajustam às condições reais de um “wetland” horizontal, porém os modelos cinéticos de primeira ordem simples e modificados, ainda são os mais utilizados para avaliar a cinética de remoção de matéria orgânica no dimensionamento destes sistemas (ROSSEAU et al., 2004).

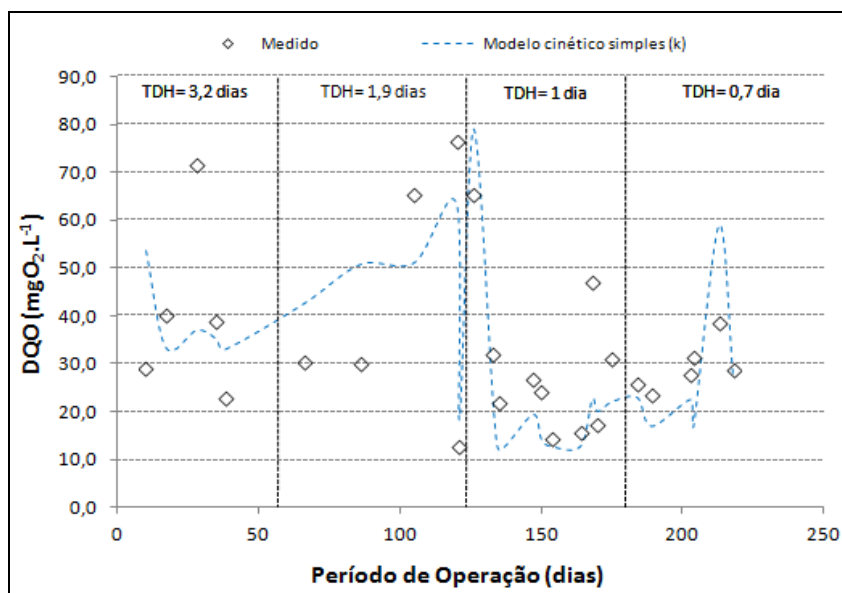


Figura 8. Comparação dos valores de DQO medidos com o modelo cinético simples (k) nos períodos analisados.

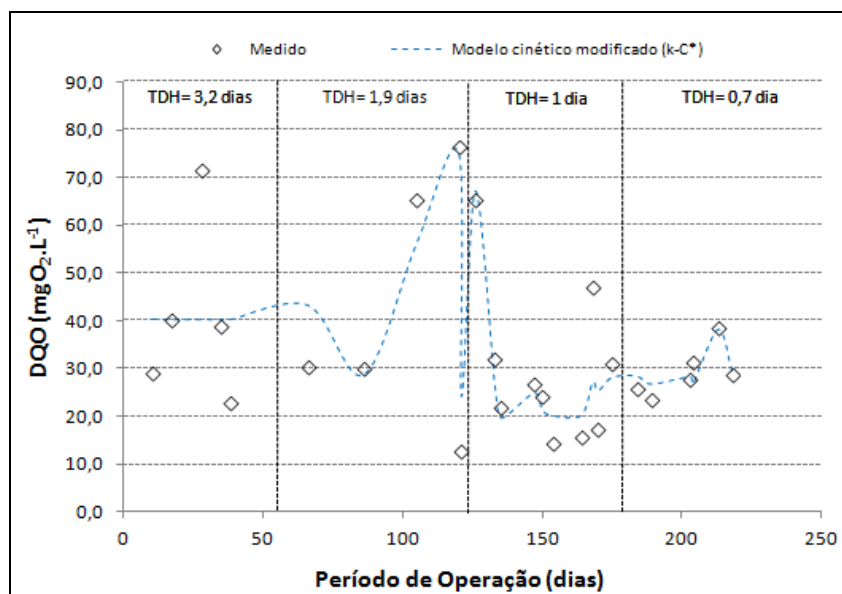


Figura 9. Comparação dos valores de DQO medidos com o modelo cinético modificado (k-C\*) nos períodos analisados.

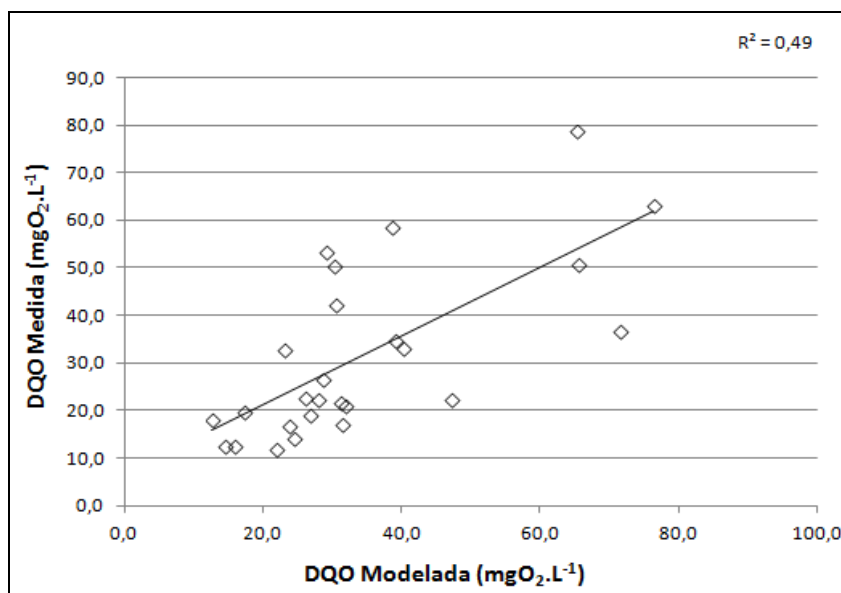


Figura 10. Regressão linear para o ajuste do modelo cinético simples (k).

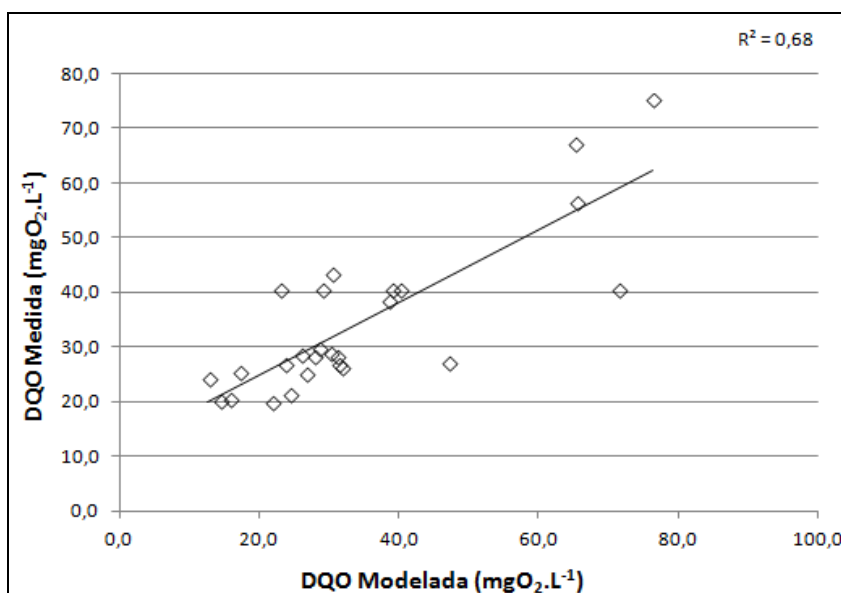


Figura 11. Regressão linear para o ajuste do modelo cinético modificado (k-C\*).

## CONCLUSÕES

O sistema de tratamento com “wetland” horizontal mostrou-se adequado quando utilizado como pós-tratamento de um filtro anaeróbio tratando água cinza clara, podendo ser aplicável para o reúso predial. Para os quatro períodos avaliados (TDH de 0,7; 1; 1,9 e 3,2 dias), observou-se que a utilização de um TDH de 3,2 dias mostrou melhor desempenho do WH, gerando um efluente de melhor qualidade. A eficiência de remoção global média alcançada no efluente final do WH para SST e turbidez foi de 80% para ambos. No que tange às eficiências de remoção de  $\text{DBO}_{5,20}$  e DQO o WH apresentou eficiência de 66% e 81%. A densidade média de *E. coli* obtida no efluente do WH foi de  $3,1 \times 10^2 \text{ NMP.100mL}^{-1}$ .

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 13.969: Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação. ABNT: Rio de Janeiro, 1997.
2. AGUIAR, K. C. Comparação dos potenciais de conservação de água com a prática do reúso de águas cinza e com a coleta segregada da urina humana em uma edificação residencial multifamiliar. 2011. 130 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Espírito Santo, Vitória, 2011.
3. ALVES, H. B.; MOCHIDA, G. A.; DA CRUZ, G. J. G.; DUMA, M.; GOMES, C. S. Precipitação química e cloração para combate a maus odores em estações de tratamento de esgoto anaeróbias. Revista Técnica da Sanepar, v. 21, n. 21, p. 19-32, jan./jun. 2004.
4. APHA, Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 21 ed. Washington - DC. 2005.
5. BAZZARELLA, B. B. Caracterização e aproveitamento da água cinza para uso não potável em edificações. 2005. 148 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2005.
6. BEGOSSO, L. Determinação de parâmetros de projeto e critérios para dimensionamento e configuração de wetlands construídas para tratamento de água cinza. 2009. 53 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) – Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2009.
7. CONLEY, L. M.; DICK, R. I.; LION, L. W. An assessment of the root zone method of wastewater treatment. Research Journal of the Water Pollution Control Federation, v. 63, n. 3, p. 239-247, May/Jun. 1991.
8. FIA, F. R. L. Modelos de remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuárias da suinocultura em sistemas de alagados construídos. 2009. 146 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009.
9. FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. Tratamento e utilização de esgotos sanitários. Projeto PROSAB 4. Rio de Janeiro: ABES, 2006. 427 p.
10. GONÇALVES, R. F. Uso racional da água em edificações. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2006. 352 p.
11. HOFFMANN, H.; PLATZER, C.; WINKER, M.; von MUENCH, E. Technology review of constructed wetlands: Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment. Eschborn: Deutsche Gesellschaft für- Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH. 2011. 35 p.
12. JEFFERSON, B.; LAINE, A.; PARSONS, S.; STEPHENSON, T.; JUDD, S. Technologies for domestic wastewater recycling. Urban Water, v. 1, n. 4, p. 285-292, 1999.
13. JEFFERSON, B.; PALMER, A.; JEFFREY, P.; STUETZ, R.; JUDD, S. Grey water characterization and its impact on the selection and operation of technologies for urban reuse. Water Science and Technology, v. 50, n. 2, p. 157-164, 2004.
14. KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. Treatment wetlands. Boca Raton, FL: CRC Press, 1996. 893 p.
15. LING, T.; APUN, K.; ZAINUDDIN, S. Performance of a pilot-scale biofilters and constructed wetland with ornamental plants in greywater treatment. World Applied Sciences Journal, v. 6, n. 11, p. 1555-1562, 2009.
16. LORENZI, H.; SOUZA, H. M. Plantas Ornamentais no Brasil – arbustivas, herbáceas e trepadeiras. 4ª Edição. Nova Odessa, SP: Instituto Platarum, 2008. 1088 p.
17. MASI, F. Water reuse and resources recovery: the role of constructed wetlands in the Ecosan approach. Desalination, v. 246, p. 27-34, 2009.
18. MONTEIRO, R. C. M. Viabilidade técnica do emprego de sistemas tipo "wetlands" para tratamento de água cinza visando o reúso não potável. 2009. 84 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de São Paulo, São Paulo, 2009.
19. OTTERPOHL, R. Black, brown, yellow, grey- the new colors of sanitation. Water 21, p. 37-41, 2001.
20. PAULO, P. L.; BONCZ, N. A.; ASMUS, A. F.; JÖNSSON, H.; IDE, C. N. Greywater treatment in constructed wetland at household level. Gewässerschutz Wasser Abwasser, v. 206, p. 34/1-34/7, 2007.
21. PAULO, P. L.; BEGOSSO, L.; PANSONATO, N.; SHRESTHA, R. R.; BONCZ, M. A. Design and configuration criteria for wetland systems treating greywater. Water Science and Technology, v. 60, p. 2001-2007, 2009.
22. PAULO, P. L.; AZEVEDO, C.; BEGOSSO, L.; GALBIATI, A. F.; BONCZ, M. A. Natural systems treating greywater and blackwater on-site: Integrating treatment, reuse and landscaping. Ecological Engineering, v. 50, p. 95-100, Jan. 2012.

23. PERTEL, M. Caracterização do uso da água e da energia associada à água de uma edificação residencial convencional e uma dotada de sistema de reuso de água cinza. 2009. 104 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Espírito Santo, Vitória, 2009.
24. REED, S. C. Natural systems for wastewater treatment (Manual of practice FD-16). Alexandria (USA): Water Pollution Control Federation, 1990.
25. ROUSSEAU, D. P. L.; VANROLLEGHEM, P. A.; De PAUW, N. Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: A review. *Water Research*, v. 38, n. 6, p. 1484-1493, March 2004.
26. SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; ALVARENGA, R. A. F.; VALENTE, V. B.; PHILIPPI, L. S. Filtro plantado com *Typha* spp de fluxo horizontal (constructed wetland) aplicado como polimento de efluente de lagoa facultativa. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23., 2005, Campo Grande. Anais... Campo Grande: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005. p. 11.
27. TCHOBANOGLOUS, G., BURTON, F. e STENSEL D. *Wastewater Engineering – Treatment and Reuse*. 4<sup>th</sup> Edition. Metcalf & Eddy, McGraw-Hill, 2002. 1848 p.
28. USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. EPA/625/1-88/022 – Design Manual: Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment. Cincinnati (OH), 1988, 83 p.
29. USEPA – Environmental Protection Agency. Manual guidelines for water reuse. EPA/625/R-04/108, set. 2004. Disponível em: <<http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/>>. Acesso em: 12 jul. 2012.
30. VYMAZAL, J. Czech constructed wetlands database – Ecology and use of wetlands. Prague: 1998.
31. WINWARD, G. P.; AVERY, L.; FRAZER-WILLIAMS, R.; PIDOU, M.; JEFFREY, P.; STEPHENSON, T.; JEFFERSON, B. A study of the microbial quality of greywater and an evaluation of treatment technologies for reuse. *Ecological Engineering*, v. 32, n. 2, p. 187-197, Feb. 2008.
32. WOOD, A. Constructed wetlands in water pollution control: Fundamentals to their understanding. *Water Science and Technology*, v. 32, n. 3, p. 21-29, 1995.
33. WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 2: Wastewater use in agriculture. Geneva: WHO. 2006. 213 p.
34. ZANELLA, L. Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: Wetlands-Construídos utilizando brita e bambu como suporte. 2008. 219 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Campinas, 2008.