

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Solange Aparecida Alho Sarnaglia

**DESEMPENHO DE UM “WETLAND” VERTICAL APLICADO AO TRATAMENTO
DO EFLUENTE DE UM FILTRO ANAERÓBIO EM UMA ESTAÇÃO DE
TRATAMENTO DE ÁGUAS CINZAS CLARAS VISANDO O REÚSO NÃO
POTÁVEL EM EDIFICAÇÕES RESIDENCIAIS**

VITÓRIA
2014

Solange Aparecida Alho Sarnaglia

**DESEMPENHO DE UM “WETLAND” VERTICAL APLICADO AO TRATAMENTO
DO EFLUENTE DE UM FILTRO ANAERÓBIO EM UMA ESTAÇÃO DE
TRATAMENTO DE ÁGUAS CINZAS CLARAS VISANDO O REÚSO NÃO
POTÁVEL EM EDIFICAÇÕES RESIDENCIAIS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Ambiental, na área de concentração Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Franci Gonçalves

VITÓRIA
2014

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)
(Biblioteca Setorial Tecnológica, Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

S246d Sarnaglia, Solange Aparecida Alho, 1988-
Desempenho de um “wetland” vertical aplicado ao tratamento do efluente de um filtro anaeróbio em uma estação de tratamento de águas cinzas claras visando o reúso não potável em edificações residenciais / Solange Aparecida Alho Sarnaglia. – 2014.

158 f. : il.

Orientador: Ricardo Franci Gonçalves.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico.

1. Águas cinzentas (Resíduos de águas domésticas). 2. Água – Reutilização. 3. Águas residuais. 4. Terras inundáveis. I. Gonçalves, Ricardo Franci. II. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro Tecnológico. III. Título.

CDU: 628



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

“Desempenho de um “wetland” vertical aplicado ao tratamento do efluente de um filtro anaeróbio em uma estação de tratamento de águas cinzas claras visando o reúso não potável em edificações residenciais”.

SOLANGE APARECIDA ALHO SARNAGLIA

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Ricardo Franci Gonçalves
Orientador – DEA/CT/UFES

Prof. Dr. Sérgio Túlio Alves Cassini
Examinador Interno – DEA/CT/UFES

Profa. Dra. Márcia Regina Pereira Lima
Examinadora Externa – IFES

Coordenadora do PPGEA: Profa. Dra. Regina de Pinho Keller

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
Vitória, ES, 29 de abril de 2014.

**Aos meus pais Marina e Arlindo, a minha irmã
Rozineia e ao Rafael pelo apoio, incentivo,
compreensão e carinho. Vocês são tudo para
mim!**

“A menos que modifiquemos a nossa maneira de pensar, não seremos capazes de resolver os problemas causados pela forma como nos acostumamos a ver o mundo”.

(Albert Einstein)

AGRADECIMENTOS

A Deus, que está acima de tudo, por me conceder tantas oportunidades.

A minha amada mãe, Marina, meu exemplo de vida, por sua incansável dedicação e superação ao longo de toda minha acadêmica.

A meu pai, Arlindo, por todo esforço realizado.

A minha querida irmã, Rozineia, por todo estímulo para o cumprimento de mais essa etapa da minha vida.

Ao meu amor, Rafael, por todo amor, estímulo, compreensão, paciência e ajuda ao meu projeto de pesquisa.

A todos os amigos da graduação e aos colegas da ETE conquistados durante esta etapa de minha vida.

A todos os estagiários: Juliana, Karinnie, Márcia, Mariana, Nelson e Rafael por toda colaboração à pesquisa. A ajuda de vocês foi fundamental!

A todos que de alguma forma contribuíram para a produção de água cinza na ETE.

Aos funcionários e colegas do Labsan pelo apoio nas análises.

À banca examinadora: Prof Dr. Sérgio Túlio Alves Cassini e Prof Dr^a. Márcia Regina Pereira Lima pela disponibilidade e atenção ao meu trabalho.

À FINEP pelo apoio financeiro.

Ao CNPq pela bolsa de mestrado.

Enfim, a todos que de maneira direta ou indireta contribuíram para o cumprimento de mais essa etapa de minha vida, meu muito obrigada!

RESUMO

No tratamento de água cinza com vistas ao reúso predial os “*wetlands*” têm se mostrado como uma opção viável devido à boa remoção de poluentes, ao baixo custo de implantação e operação, além do baixo impacto ambiental quando comparados a outros sistemas. O presente estudo teve como objetivo caracterizar físico-química e microbiologicamente a água cinza clara gerada em um edifício universitário avaliar a influência das cargas hidráulica e orgânica na remoção de matéria orgânica, turbidez e de coliformes termotolerantes num “*wetland*” vertical (WV); e, por fim, avaliar a produtividade e verificar os teores de macro e micronutrientes presentes na biomassa vegetal das macrófitas utilizadas no WV utilizado como pós-tratamento de um filtro anaeróbio tratando água cinza clara. Foram avaliados seis períodos de testes no WV, sendo estes caracterizados pelos tempos de detenção hidráulica (TDH) de 3; 2; 1; 0,75 e 0,5 dia. Os valores médios de turbidez dos efluentes referentes aos TDH estudados foram de 15 UT, 10,3 UT, 5,3 UT, 7,0 UT e 4,8 UT respectivamente. As concentrações médias de SST foram de 7,2 mg.L⁻¹, 7,1 mg.L⁻¹, 7,0 mg.L⁻¹, 8,0 mg.L⁻¹ e 14,5 mg.L⁻¹, respectivamente. Já as concentrações médias de DQO foram de 12 mgO₂.L⁻¹, 27 mgO₂.L⁻¹, 14 mgO₂.L⁻¹, 27 mgO₂.L⁻¹ e 25 mgO₂.L⁻¹, e de DBO₅ foram de 17 mgO₂.L⁻¹, 22 mgO₂.L⁻¹, 14 mgO₂.L⁻¹, 23 mgO₂.L⁻¹ e 11 mgO₂.L⁻¹, respectivamente. A densidade média de CT obtida no efluente do WV foi de 2,7x10⁴ NMP.100mL⁻¹ e de *E. coli* foi de 6,9x10² NMP.100mL⁻¹. Por fim, a análise foliar da macrófita utilizada neste estudo teve como resultado, uma produtividade média de 0,3 kg de matéria seca/m², com uma estimativa de produtividade da parte aérea de 1,9 kg.m⁻². As absorções médias de macronutrientes foram: 111 mg.m⁻² de N; 2,0 mg.m⁻² de P; 21,4 mg.m⁻² de K; 8,0 mg.m⁻² de Ca; 1,1 mg.m⁻² de Mg; 1,8 mg.m⁻² de S; Por fim, para os micronutrientes as remoções encontradas foram: 9,9 mg.m⁻² de Cu; 34,7 mg.m⁻² de Mn; 144,6 mg.m⁻² de Fe; 112,1 mg.m⁻² de Zn e 17,1 mg.m⁻² de B. Concluiu-se que o WV apresentou melhor desempenho para o TDH de 3 dias ao longo dos períodos analisados, mostrando-se viável quando utilizado como pós-tratamento de um filtro anaeróbio.

Palavras-chave: água cinza; reúso; macrófita; “*wetland*”; nutrientes.

ABSTRACT

The wetlands have been shown as a viable option for the greywater treatment aiming the building reuse due to the good pollutants removal, the low cost of implantation and operation, as well as minimal environmental impact when compared with another systems. The present study aimed to characterize the physico-chemical and microbiologically the light greywater generated in university building; evaluate the influence of hydraulic and organic loads in removing turbidity and organic matter in a vertical "wetland" used as a post-treatment of an upflow anaerobic filter (AF) treating greywater clear; evaluate the influence of hydraulic and organic loads in the inactivation of thermotolerant coliform in a vertical "wetland" used as post-treatment of an anaerobic filter treating greywater clear, and evaluate the performance and verify the contents of macro and micronutrients present in the biomass of macrophytes used in "wetland" vertical. Were analyzed six periods of experiments, being characterized by the hydraulic retention time (HRT) of 0.25; 0.5; 0.75; 1; 2 e 3 days. The average values of the effluents related to the turbidity the (HRT) studied were 5.2, 4.8 UT, UT 7.0, 5.3 UT 10.3 UT and UT 15, respectively. The average concentrations of TSS were 6.0 mg L^{-1} , 14.5 mg L^{-1} , 8.0 mg L^{-1} , 7.0 mg L^{-1} , 7.1 mg L^{-1} and 7.2 mg L^{-1} , respectively. As for the average COD concentrations were $14 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$, $25 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$, $27 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$, $14 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$, $27 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$ and $12 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$ and BOD_5 were $6 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$, $11 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$, $23 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$, $14 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$, $22 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$ and $17 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$, respectively. The mean density obtained of TC in the VW effluent was $2.7 \times 10^4 \text{ NMP.100mL}^{-1}$ and the *E. coli* was $6.9 \times 10^2 \text{ NMP.100mL}^{-1}$. Finally, the analysis the leaf of macrophyte used in this study resulted in a productivity the $0.298 \text{ kg material dry/m}^2$, with an estimated yield of shoots of 1.9 kg.m^{-2} . The absorption of macronutrients were: $111 \text{ mg.m}^{-2} \text{ N}$; $2.0 \text{ mg.m}^{-2} \text{ P}$; $21.4 \text{ mg.m}^{-2} \text{ K}$; $8.0 \text{ mg.m}^{-2} \text{ Ca}$; $1, 1 \text{ mg.m}^{-2} \text{ Mg}$ and $1.8 \text{ mg.m}^{-2} \text{ S}$. Finally, for micronutrients removals were: $9.9 \text{ mg.m}^{-2} \text{ Cu}$; $34.7 \text{ mg.m}^{-2} \text{ Mn}$; $144.6 \text{ mg.m}^{-2} \text{ Fe}$; $112.1 \text{ mg.m}^{-2} \text{ Zn}$ and $17.1 \text{ mg.m}^{-2} \text{ B}$. It was concluded that the VW showed better performance for the HRT of 3 days over the analyzed periods, making it adequate when used such as post-treatment of an anaerobic filter.

Keywords: greywater; reuse; macrophyte; "wetland"; nutrients;

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Exemplo de um “ <i>wetland</i> ” de fluxo vertical.....	34
Figura 2 – Esquema das estruturas de lenticelas e rede de aerênquimas de uma planta hidrófita emergente.....	43
Figura 3 – Esquema simplificado dos processos que ocorrem com fósforo em <i>wetlands</i>	55
Figura 4 - Sistema de tratamento de água cinza composto pelo filtro anaeróbio (FAn) seguido do “ <i>wetland</i> ” vertical (WV)	66
Figura 5 – Bomba centrífuga associada ao timer	68
Figura 6 – Filtro anaeróbio de fluxo ascendente	69
Figura 7 – “ <i>Wetland</i> ” de fluxo vertical.....	71
Figura 8 – <i>Equisetum hyemale</i> L. (cavalinha)	72
Figura 9 –Variação da vazão e TAS no WV para os períodos analisados.....	83
Figura 10 – Variação dos valores de turbidez nos períodos analisados	84
Figura 11 – Variação dos valores de SST nos períodos analisados.....	85
Figura 12 – Variação dos valores de DQO nos períodos analisados	88
Figura 13– Variação dos valores de DBO ₅ nos períodos analisados	89
Figura 14– Box-plot da variação da densidade de CT nos períodos analisados	90
Figura 15– Box-plot da variação da densidade de <i>E. coli</i> nos períodos analisados	91
Figura 16 – Variação da concentração de OD versus a concentração de sulfeto no efluente do WV nos períodos analisados	92
Figura 17– Variação dos teores de OD nos períodos analisados.....	93
Figura 18 – Desenvolvimento da <i>Equisetum hyemale</i> L. na fase de plantio (a), após 4 meses (b), após 8 meses (c) e com 12 meses de idade (d)	102
Figura 19 – “ <i>Wetland</i> ” vertical vegetado com as macrófitas (<i>Equisetum hyemale</i> L.).....	114
Figura 20 – Dimensões do “ <i>wetland</i> ” vertical	116
Figura 21 – “ <i>Wetland</i> ” vertical antes do plantio da macrófita, com a tubulação em forma de “espinha de peixe”	116
Figura 22 – Fluxograma das atividades realizadas no laboratório.....	119
Figura 23 – Cavalinha que recebeu somente água potável.....	120
Figura 24 – Sistema radicular da cavalinha (<i>Equisetum hyemale</i> L.)	122
Figura 25 – Desenvolvimento da <i>Equisetum hyemale</i> L. na fase de plantio (a), após 4 meses (b), após 8 meses (c) e com 12 meses de idade (d)	132
Figura 26. Planta baixa – ETAC utilizada para o filtro anaeróbio	157
Figura 27. Corte lateral do <i>wetland</i> vertical	158

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Faixa da concentração de poluentes encontrados na água cinza e no esgoto bruto	25
Tabela 2 – Parâmetros de qualidade para água de reúso de acordo com algumas normas	29
Tabela 3 – Aplicações de reatores anaeróbios no tratamento de água cinza.....	32
Tabela 4 – “Wetland” vertical no tratamento de água cinza.....	39
Tabela 5 – Volume de água cinza gerado no edifício universitário.....	67
Tabela 6 – Aspectos construtivos da ETAC	79
Tabela 7 – Condições de operação hidráulica do “wetland”	80
Tabela 8 – Parâmetros analisados na Estação de Tratamento de Água Cinza – ETAC	81
Tabela 9 – Estatística descritiva dos parâmetros monitorados na ETAC	86
Tabela 10. Balanço de massa e eficiência do tratamento do sistema “wetland” vertical em função da carga por constituinte	95
Tabela 11 – Aspectos construtivos do Filtro Anaeróbio e do “wetland” vertical	115
Tabela 12 – Condições de operação hidráulica do “wetland” vertical.....	117
Tabela 13 – Parâmetros avaliados nos tecidos vegetais da cavalinha	118
Tabela 14 – Análise dos tecidos vegetais das amostras de cavalinha (<i>Equisetum hyemale</i> L.)	123
Tabela 15 – Estatística descritiva referente aos valores de concentrações de nutrientes na matéria seca dos tecidos vegetais da cavalinha (<i>Equisetum hyemale</i> L.)	124
Tabela 16 – Análise foliar em diversas espécies de plantas cultivadas em “wetlands”	125
Tabela 17 – Valores de aporte e de remoção de nutrientes do “wetland” vertical pela cavalinha (<i>Equisetum hyemale</i>) no período de avaliação da biomassa	128

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Características da água cinza de acordo com o tipo de fonte produtora	24
Quadro 2 – Vantagens e desvantagens dos “ <i>wetlands</i> ” construídos.....	36
Quadro 3 – Propriedades das macrófitas e sua ação no tratamento de águas residuárias ..	45
Quadro 4 – Estudos etnofarmacológicos do gênero <i>Equisetum</i>	46
Quadro 5 - Estudos Químicos de <i>Equisetum</i>	48
Quadro 6 – Mecanismos predominantes na remoção de poluentes nos filtros plantados	49

LISTA DE SIGLAS E/OU SÍMBOLOS

%	Porcentagem
°C	Grau Celsius
ε	Porosidade (%)
A	Área calculada para WV (m^2);
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACB	Água cinza bruta
A_f	Área de filtração (m^2)
APHA	American Public Health Association
ATP	Adenosina Trifosfato
B	Boro
cm	Centímetro
C^*	Concentração de <i>background</i> ($mg.L^{-1}$)
Ca	Cálcio
C_d	Coefficiente de difusão de O_2 (g/d)
C_e	Concentração efluente ($mg.L^{-1}$)
C_o	Concentração afluente ($mg.L^{-1}$)
CH_4	Metano
Cl ⁻	Íon cloreto
CO_3^{2-}	Íon carbonato
CT	Coliforme Total (NMP.100mL ⁻¹)
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
Cu	Cobre
d	Dia
d_{10}	Diâmetro efetivo (mm)
d_{60}	Diâmetro a 60% (mm)
d_{60}/d_{10}	Coefficiente de uniformidade
D_{as}	Demanda de aeração na superfície (adotado $30 g O_2 m^{-2} d^{-1}$).
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio ($mgO_2.L^{-1}$)
D_o	Demanda de oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio ($mgO_2.L^{-1}$)
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i> (NMP.100mL ⁻¹)

ECOSAN	<i>Ecological Sanitation</i>
ETAC	Estação de Tratamento de Água Cinza
$F_{(DQO+NTK)}$	Fluxo de O_2 necessário para remover DQO e NTK (g/d)
FAn	Filtro anaeróbio
F_D	Fluxo de O_2 disponível (g O_2 /d)
F_{DBO}	Fluxo de DBO_5 ($kg \cdot d^{-1}$) da água residuária
F_{DBOa}	Fluxo de DBO na entrada do processo (gDBO/d)
F_{Dc}	Fluxo de oxigênio devido à convecção (g/d)
F_{Dd}	Fluxo de oxigênio devido à difusão (g/d)
F_E	Fluxo de O_2 na entrada (O_2 CONVECÇÃO + O_2 DIFUSÃO) (g O_2 /d)
Fe	Ferro
FINEP	Financiadora de Estudos e Projetos
F_N	Fluxo de O_2 necessário diariamente (g O_2 /d)
F_{NH_4-N}	Fluxo de NH_4-N ($kg \cdot d^{-1}$) da água residuária
F_{NTKa}	Fluxo de NTK na entrada do processo (gNTK/d)
$F_{OD\ DBO}$	Fluxo de oxigênio requerido para degradação da DBO_5 ($kg \cdot d^{-1}$)
$F_{OD\ NH_4-N}$	Fluxo de oxigênio requerido para degradação do NH_4-N ($kg \cdot d^{-1}$)
F_{RDN}	Fluxo de O_2 produzido pela desnitrificação (g/d)
h	Hora
H^+	Íon de hidrogênio
H_2O	Água
H_2S	Gás sulfídrico
IBP	International Biological Programme
Incaper	Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural
K	Potássio
kg	Quilograma
k_T	Constante de reação cinética de primeira ordem (d^{-1})
k_{20}	Constante de reação cinética a 20°C (d^{-1})
L	Litro
m	Metro
Mg	Magnésio

mm	Milímetro
Mn	Manganês
m ²	Metro quadrado
m ³	Metro cúbico
N	Nitrogênio
n	Número de amostras
n _a	Número de cargas de alimentação por dia
NH ₃	Amônia
NH ₄ ⁺	Íon amônio
NMP	Número mais provável
NO ₂ ⁻	Nitrito
NO ₃ ⁻	Nitrato
NT	Nitrogênio Total(mg.L ⁻¹)
NTK	Nitrogênio Total de Kjeldahl(mg.L ⁻¹);
O ₂	Oxigênio
OD	Oxigênio dissolvido(mgO ₂ .L ⁻¹);
P	Fósforo
p	Profundidade média
pH	Potencial hidrogeniônico
PHP	Produto de Higiene Pessoal
PNUD	Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento
P _{tot}	Fósforo Total(mg.L ⁻¹)
Q	Vazão (m ³ .dia ⁻¹)
S	Enxofre
S ₂ ⁻	Sulfeto(mg.L ⁻¹);
SO ₄ ²⁻	Sulfato(mg.L ⁻¹);
SST	Sólidos Suspensos Totais(mg.L ⁻¹);
T	Temperatura (° C)
t	Duração de uma carga de alimentação (h)
TDH	Tempo de detenção hidráulica (dia)
Ton	Tonelada
uC	Unidade de Cor
UFC	Unidade formadora de colônia
UFES	Universidade Federal do Espírito Santo

USEPA	United States Environmental Protection Agency
UT	Unidade de Turbidez
UV	Ultravioleta
V	Volume (m ³)
Zn	Zinco
WV	<i>“Wetland”</i> vertical
WHO	World Health Organization

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	19
1.1	ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO	21
2	OBJETIVOS	22
2.1	OBJETIVO GERAL.....	22
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	22
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	23
3.1	ÁGUA CINZA.....	23
3.1.2	Características físico-químicas da água cinza	24
3.1.3	Características microbiológicas da água cinza	28
3.1.4	Tratamento de Água cinza.....	29
3.2	REATORES ANAERÓBIOS	31
3.3	“WETLANDS”	34
3.3.1	Aspectos Gerais	34
3.3.2	“Wetland” Vertical	37
3.3.3	Componentes	40
3.3.3.1	Meio Suporte	40
3.3.3.2	Macrófitas.....	40
3.3.3.3	Equisetum hyemale	46
3.3.3.4	Microrganismos	48
3.3.4	Mecanismos de Remoção de Poluentes.....	49
3.3.4.1	Matéria Orgânica	51
3.3.4.2	Sólidos	51
3.3.4.3	Nitrogênio.....	52
3.3.4.4	Fósforo	53
3.3.5	Modelos de Dimensionamento de “wetland” de fluxo vertical.....	56
3.3.5.1	Modelo de Platzler (1998) – Balanço de Oxigênio.....	57
3.3.5.2	Modelo Johansen e Brix (1996).....	61
3.3.5.3	Modelo de decaimento bacteriano.....	62
4	CONTEXTUALIZAÇÃO DA PESQUISA	64
5	ASPECTOS REFERENTES À ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA (ETAC)	65
5.1	CARACTERÍSTICAS GERAIS.....	65
5.2	DESCRIÇÃO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA (ETAC)	65
5.2.1	Produção de água cinza	66
5.2.1.1	Armazenamento e tratamento das águas cinzas	67
5.2.2	Pré-tratamento.....	68
5.2.3	Filtro Anaeróbio de Fluxo Ascendente (FAn)	68
5.2.4	“Wetland” Vertical (WV).....	70
5.2.5	<i>Equisetum hyemale</i> L.	71
5.2.5.1	Análise dos tecidos vegetais	72
5.2.5.2	O aproveitamento das macrófitas	73
6	ARTIGOS	74
6.1	ARTIGO 1.....	75
6.1.1	Introdução	77

6.1.2	Materiais e Métodos	79
6.1.2.1	Características da ETAC	79
6.1.2.3	Desenvolvimento da Equisetum hyemale L.	82
6.1.3	Resultados e Discussões.....	82
6.1.3.1	Desempenho da ETAC.....	83
6.1.3.2	Aplicação do Modelo de Platzer (1988)	95
6.1.3.3	Aplicação do Modelo Johansen e Brix (1996).....	99
6.1.3.4	Aplicação do Modelo de decaimento bacteriano.....	100
6.1.3.5	Acompanhamento do Desenvolvimento da Equisetum hyemale L.....	101
6.1.4	Conclusões.....	102
	REFERÊNCIAS	104
6.2	ARTIGO 2.....	110
6.3.1	Introdução	112
6.3.2	Materiais e Métodos	114
6.3.2.1	Características da ETAC	114
6.3.2.2	“Wetland” Vertical	115
6.3.2.3	Métodos analíticos.....	117
6.3.2.4	Desenvolvimento da Equisetum hyemale L.	119
6.3.3	Resultados e Discussões.....	121
6.3.3.1	Desenvolvimento da Equisetum hyemale L.	131
6.3.4	Conclusões.....	132
	REFERÊNCIAS	134
7	DISCUSSÃO GERAL.....	138
8	RECOMENDAÇÕES	141
9	CONCLUSÕES	142
	REFERÊNCIAS	143
	APÊNDICE A – PLANTA BAIXA DA ETAC UTILIZADA PARA O FILTRO ANAERÓBIO	157
	APÊNDICE B – CORTE LATERAL DO “WETLAND” VERTICAL.....	158

1 INTRODUÇÃO

Dentre os recursos naturais de maior importância a água se destaca por ser um recurso de grande impacto na qualidade de vida humana e saúde da população, além de ser um fator limitante para o desenvolvimento agrícola, urbano e industrial. Devido ao acelerado crescimento populacional atual sua disponibilidade é um fator de grande preocupação já que as condições climáticas são incertas e a qualidade das águas dos mananciais ainda existentes está comprometida com o desordenado aumento da poluição.

O aumento da demanda por água doce ao longo dos anos tem propiciado uma maior produção de águas residuárias e, conseqüentemente, um incremento gradual da poluição dos recursos hídricos, a qual provoca a deterioração da qualidade das águas e a ocorrência de doenças oriundas de tal poluição. Sendo assim, é necessário desenvolver e aplicar tecnologias que estejam voltadas para o tratamento de águas residuárias a fim de mitigar os diversos problemas existentes nesse âmbito.

Alternativas aos sistemas convencionais de saneamento estão se tornando cada vez mais indispensáveis por razões ecológicas, econômicas e sociais. Essas novas alternativas devem considerar o reúso da água, bem como a reciclagem dos nutrientes (SASSE, 2005). Dentre elas, destaca-se o ecossaneamento, que se fundamenta em vias naturais e sustentáveis dos ecossistemas, onde os nutrientes presentes nas excretas humanas são recuperados e as demais águas residuárias de origem predial são reutilizadas. Segundo Otterpohl (2001), a segregação de águas residuárias na escala residencial permite soluções diferenciadas para o gerenciamento de água e de resíduos em ambientes urbanos, aumentando a eficiência da reciclagem de água e de nutrientes, permitindo ao mesmo tempo uma redução no consumo de energia em atividades de saneamento.

As águas residuárias domésticas, de acordo com sua origem e composição, podem ser classificadas em águas cinzas – águas servidas de pias, banheiras, chuveiro, lavadora de roupas – e águas negras – esgoto proveniente da bacia sanitária, composto principalmente por água, urina e fezes. De acordo com Leal et al. (2007), a água cinza apresenta grande potencial de reúso, pois representa cerca de 70% do

esgoto doméstico e baixa concentração de poluentes se comparado ao esgoto doméstico combinado.

A água cinza gerada em uma residência representa cerca de 50-80% do volume total de água consumida (ERIKSSON et al., 2002; LI et al., 2009; PIDOU et al., 2007). Com isso, o reúso vem sendo utilizado em descarga de sanitários, rega de jardim, lavagem de veículos, agricultura, dentre outros, reduzindo em até 30% a demanda de água potável em uma residência (ERIKSSON et al., 2002; JEFFERSON et al., 2004). A grande vantagem da utilização da água de reúso é a de preservar água potável exclusivamente para atendimento de necessidades que exijam a sua potabilidade.

Há diversas tecnologias para tratar a água cinza visando o seu possível reúso, as quais englobam processos físicos, químicos e biológicos. O processo biológico é o mais empregado incluindo as tecnologias de filtro anaeróbio, reator anaeróbio, reator sequencial em batelada (SBR), reator de manta de lodo anaeróbio (UASB), biorreator de membrana (MBR), filtro biológico aerado e “wetlands” construídos.

Dentre os sistemas biológicos, o tratamento de água cinza com “wetlands” têm sido aplicados devido ao pequeno impacto causado no meio ambiente, baixo custo tecnológico a ser empregado e bom desempenho no tratamento de água cinza.

Assim, considerando o fato de que há necessidade de novas alternativas para o reúso da água cinza, o objetivo do presente estudo é avaliar o desempenho de um “wetland” vertical como pós-tratamento de um processo anaeróbio visando à produção de água para reúso não potável em edificações residenciais. O referido processo será testado tendo como componente vegetal a macrófita *Equisetum hyemale* L., popularmente conhecida com cavalinha.

1.1 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

A dissertação apresentada estruturou-se sob a forma de artigo, conforme descrito a seguir.

O Item 1 apresenta uma introdução ao tema da pesquisa e, no Item 2 os objetivos (geral e específicos). No Item 3 é apresentada uma revisão bibliográfica dos aspectos relacionados a água cinza e processos de tratamento a esta aplicados. O Item 4 contextualiza a pesquisa e o Item 5 apresenta os aspectos referentes ao sistema de tratamento de água cinza avaliado. No Item 6 são apresentados os dois artigos desenvolvidos nesta pesquisa.

O Artigo 1 (item 6.1) apresenta o desempenho de um “*wetland*” vertical na remoção de matéria orgânica, turbidez e de coliformes termotolerantes aplicado no pós-tratamento do efluente de um filtro anaeróbio tratando água cinza clara

No Artigo 2(Item 6.2) é apresentada uma avaliação da produtividade e os teores de macro e micronutrientes presentes na biomassa vegetal das macrófitas utilizadas no “*wetland*” vertical.

Por fim, no Item 7 são apresentadas as discussões gerais obtidas nas investigações, no Item 8 as recomendações e sugestões para futuras pesquisas, e no Item 9 as conclusões.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Estudar o desempenho de um “*wetland*” vertical tratando o efluente de um filtro anaeróbio em uma estação de tratamento de águas cinzas claras visando à produção de água para reúso não potável em edificações residenciais.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar físico-química e microbiologicamente a água cinza clara gerada em um edifício universitário;
- Avaliar a influência das cargas hidráulica e orgânica na remoção de matéria orgânica e turbidez em um “*wetland*” vertical utilizado como pós-tratamento de um filtro anaeróbio tratando água cinza clara;
- Avaliar a influência das cargas hidráulica e orgânica na remoção de coliformes termotolerantes em um “*wetland*” vertical utilizado como pós-tratamento de um filtro anaeróbio tratando água cinza clara;
- Avaliar a produtividade e verificar os teores de macro e micronutrientes presentes na biomassa vegetal das macrófitas utilizadas no “*wetland*” vertical.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 ÁGUA CINZA

O termo água cinza é utilizado, em geral, para a água residuária de origem predial proveniente de lavatórios, chuveiros, banheiras, máquinas de lavar roupa, máquinas de lavar louça e pia de cozinha, não possuindo a contribuição de efluentes de bacias sanitárias (JEFFERSON, et al., 2004; OTTHERPOHL, 2001; OTTOSON e STENSTRÖM, 2003). Alguns autores excluem a água cinza proveniente de cozinha por possuírem compostos indesejáveis, como óleos e gorduras, denominando-a de “água cinza escura” e, a contribuição restante sendo denominada de “água cinza clara” (ALLEN et al., 2010; BIRKS; HILLS, 2007).

A água cinza é geralmente originada pelo uso de sabão ou de outros produtos para lavagem do corpo, de roupas ou de limpeza em geral. Cerca de 50-80% do esgoto total produzido em uma residência é formado por água cinza (ERIKSSON et al., 2002; PIDOU et al., 2007) a qual pode variar qualitativamente segundo algumas características, como por exemplo, a localização da residência e os costumes dos moradores.

Os estudos realizados no Brasil e no exterior indicam que as águas cinzas contêm elevados teores de matéria orgânica, de sulfatos, além de turbidez e de moderada contaminação fecal. Alguns estudos comprovaram também a presença de compostos orgânicos rapidamente biodegradáveis na sua constituição (GONÇALVES, 2006).

Após o tratamento adequado, as águas cinza têm sido utilizadas para rega de jardins, descarga de sanitários, lavagem de veículos, lavagem de vidros, produção de concreto, combate a incêndios, resfriamento de caldeiras, irrigação de gramados, agricultura, recarga de aquíferos, dentre outras. Diante desses diversos usos citados, os comumente aplicados são rega de jardins e descarga de sanitários. Segundo Eriksson et al. (2002), diferentes tipos de água cinza podem ser adequados para diferentes tipos de reúso e irá requerer diferentes tipos de tratamento, dependendo do reúso que se pretende dar a ela.

3.1.2 Características físico-químicas da água cinza

As propriedades físico-químicas da água cinza dependem da sua fonte de origem, as quais variam em termos de quantidade e composição de acordo com diversos fatores como: fonte de água potável, modo de vida e, costumes da população, instalações prediais e do uso de produtos químicos (ERIKSSON et al., 2002). O Quadro 1 apresenta as características da água cinza de acordo com o tipo de fonte produtora, conforme Allen et al. (2010).

De acordo com Bazzarela (2005), onde a autora incluiu também a água proveniente da pia de cozinha, as diversas frações de águas cinzas coletadas em lavatórios, chuveiros, tanque, máquina de lavar e pia de cozinha apresentaram características variadas quando comparadas umas com as outras.

Quadro 1 – Características da água cinza de acordo com o tipo de fonte produtora

Fontes de Água cinza	Possíveis Contaminantes
Máquina de lavar roupas	Sólidos suspensos (sujeira e fibras de algodão), matéria orgânica, óleos e graxas, sódio, nitratos e fosfatos (sabão), água sanitária
Máquina de lavar louças	Matéria orgânica e sólidos suspensos (alimentos), bactérias, gorduras, óleos e graxas, detergente
Banheira e Chuveiro	Bactérias, cabelo, matéria orgânica e sólidos suspensos (pele, partículas e fibras de algodão), óleos e graxas, sabão e produtos de higiene pessoal, urina e fezes
Lavatórios e pias	Bactérias, matéria orgânica e sólidos suspensos (restos de alimentos), gordura, óleos e graxas, sabão e detergentes

Fonte: Adaptado de ALLEN et al., 2010.

De acordo com o quadro acima, é possível verificar que a composição físico-química e microbiológica da água cinza é bem variável, segundo a fonte produtora, apresentando seus poluentes característicos. Com isso, cada água cinza possui uma faixa de concentrações de poluentes, conforme apresentado na Tabela 1.

Segundo Eriksson et al. (2002) os parâmetros físicos importantes a serem observados na água cinza são: temperatura, cor, turbidez e sólidos suspensos totais (SST). A turbidez e os sólidos suspensos fornecem indicações sobre o teor de

partículas e colóides que podem, na presença de detergentes, solidificar-se e comprometer a eficiência do tratamento ou causar o entupimento das tubulações.

Tabela 1 – Faixa da concentração de poluentes encontrados na água cinza e no esgoto bruto

Parâmetros	Água Cinza				Esgoto bruto
	Banheiro	Lavanderia	Cozinha	Mista ^(a)	
pH	6,4 - 8,1	7,1 - 10	5,9 - 7,4	6,3 - 8,1	6,7 - 8,0
SST (mg/L)	7 - 505	68 - 465	134 - 1.300	25 - 183	700 - 1.350
Turbidez (UNT)	44 - 375	50 - 444	298	29 - 375	-
DQO (mg/L)	100 - 633	231 - 2.950	26 - 2.050	100 - 700	450 - 800
DBO (mg/L)	50 - 300	48 - 472	536 - 1.460	47 - 466	250 - 400
NT (mg/L)	3,6 - 19,4	1,1 - 40,3	11,4 - 74	1,7 - 34,3	35 - 60
PT (mg/L)	0,11 - >48,8	ND - >171	2,9 - >74	0,11 - 22,8	4-15
Coliformes Totais (NMP/100 ml)	10 - 2,4x10 ⁷	200 - 7x10 ⁵	>2,4x10 ⁸	56 - 8x10 ⁷	10 ⁶ - 10 ¹⁰
Coliformes Termotolerantes (NMP/100ml)	0 - 3,4x10 ⁵	50 - 1,4x10 ³	-	0,1 - 1,5x10 ⁸	10 ⁶ - 10 ⁹

SST (Sólidos Suspensos Totais), DQO (Demanda Química de Oxigênio), DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), NT (Nitrogênio Total), PT (Fósforo Total).

^(a) Água oriunda do banheiro, lavanderia e cozinha.

Fonte: Adaptado de Li et al., 2009.

Os valores reportados na literatura são de grande variabilidade nas concentrações, em todos os parâmetros. Estas variações são, em grande parte, devido à origem da água cinza. Bazzarella (2005) e Paulo et al. (2007), por exemplo, encontraram maiores concentrações de turbidez, cor, SST, DQO e DBO₅ por incluir a pia da cozinha em uma das fontes de água cinza.

A concentração de sólidos suspensos e turbidez na água cinza é variável e bem ampla, por exemplo, a faixa reportada na literatura para os sólidos suspensos varia de 17 a 330 mg.L⁻¹ e para o parâmetro de turbidez a variação é de 15 a 240 NTU (LI et al., 2009).

Em relação aos compostos orgânicos, o valor de DBO₅ (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e de DQO (Demanda Química de Oxigênio) é que irá indicar o risco de depleção de oxigênio devido à degradação da matéria orgânica durante o transporte e estocagem e, ligado a isso, o risco de produção de sulfeto.

A maior parte da DQO é derivada dos produtos químicos utilizados nas residências, como produtos de limpeza e detergentes. Segundo Gray e Becker (2002), água cinza contribui com aproximadamente 39,1% da carga de DQO de uma residência. O efluente da cozinha contribui com 7,4%, o do banheiro (excluindo abacia sanitária) com 15,4% e o da lavanderia com 9,0%. Espera-se, então, que os níveis de DQO sejam próximos aos encontrados para o esgoto doméstico convencional, enquanto que para as concentrações de DBO_5 esperam-se valores mais baixos (ERIKSSON et al., 2002).

Em relação aos valores de DQO e DBO reportados na literatura, Li et. al. (2009) encontraram para a água cinza originada do banheiro uma concentração de 100 – 633 $mg.L^{-1}$ e 50 – 300 $mg.L^{-1}$, respectivamente. Já para a água cinza oriunda somente da lavanderia essas concentrações variam de 231 - 2950 $mg.L^{-1}$ e 48 - 472 $mg.L^{-1}$, respectivamente. Apesar de características distintas em relação às fontes produtoras de água cinza, todos os tipos apresentam boa biodegradabilidade se comparados com o esgoto doméstico. Esse fato está associado a uma deficiência de macronutrientes como nitrogênio e fósforo, o que podem limitar a eficácia do tratamento biológico (AL-JAYYOUSI, 2003).

Com relação aos nutrientes, as concentrações de nitrogênio total na água cinza são mais baixas do que no esgoto convencional, visto que a urina é a principal fonte de nitrogênio nas águas residuárias domésticas (SCHÄFER et al., 2006). Entretanto, em algumas residências tem-se o costume de urinar durante o banho (ERIKSSON et al., 2002).

Já para o fósforo, sua principal fonte são os detergentes, principalmente em locais onde ainda é permitido o uso de detergentes contendo fosfatos (ERIKSSON et al., 2002). Em locais onde o uso desses detergentes não é permitido, o conteúdo de fósforo na água cinza tende a ser 70% menor (OTTERPOHL, 2001).

De acordo com Gray e Becker (2002) em seus estudos, a água cinza contribui, em geral, com apenas 7,7% da carga de nitrogênio total, com 2,3% da carga de amônia e com 12,4% da carga de fósforo em uma residência.

No caso dos compostos de enxofre, assim como no esgoto sanitário, o íon sulfato (SO_4^{-2}) está presente nas águas cinza. Entretanto, nas águas cinzas essas

concentrações são preocupantes em virtude da rapidez com que esta se reduz em ambientes anaeróbios. Em condições anaeróbias, os sulfatos são reduzidos a sulfetos através de reações decorrentes da ação bacteriológica e, os sulfetos podem se combinar com o hidrogênio formando o sulfeto de hidrogênio ou gás sulfídrico (METCALF; EDDY, 1991). A preocupação está justamente em função da formação de H_2S , pois estes, quando observados acima de 1mg/L , geram maus odores (BAZZARELA, 2005). De acordo com a literatura os teores de sulfato na água cinzas bruta podem variar de $53,0\text{ mg.L}^{-1}$ a $88,0\text{ mg.L}^{-1}$ (BURNAT e MAHMOUD, 2004; KNUPP, 2013; VALENTINA 2009) o que indica um potencial para provocar odores desagradáveis.

O pH na água cinza depende basicamente do pH da água de abastecimento. Em geral, a faixa de pH da água cinza está entre 5,0 - 10,9 sendo em geral mais alcalino que as águas residuais domésticas em que a faixa está entre 5,9 – 7,7. Entretanto, alguns produtos químicos utilizados podem contribuir para o seu aumento.

A alcalinidade, que prove principalmente do efluente da lavagem de roupas, e as medidas de dureza (de maneira similar às de turbidez e sólidos suspensos) dão alguma informação à respeito do risco de entupimento das tubulações (ERIKSSON et al., 2002).

Alguns produtos químicos são esperados na água cinza, constituindo um grupo heterogêneo de compostos. Eles são originados pelo uso de sabões, detergentes, xampus, perfumes, tinturas, produtos de limpeza, entre outros. Já na lavanderia, diferentes tipos de detergentes, alvejantes e perfumes são utilizados. Dentro de toda essa gama de substâncias, uma maneira de selecionar compostos realmente relevantes para caracterização de uma água cinza poderia ser baseada nos compostos encontrados em produtos residenciais, juntamente com a identificação do risco ambiental que eles proporcionam. O principal composto da lista é o surfactante utilizado em detergentes e produtos de higiene pessoal (ERIKSSON et al., 2002).

3.1.3 Características microbiológicas da água cinza

Em relação às características microbiológicas, a água cinza embora não possua contribuição das bacias sanitárias, de onde provém a maior parte dos microrganismos patogênicos, algumas atividades como limpeza das mãos após o uso do toalete, lavagem de roupas fecalmente contaminadas ou o próprio banho são algumas das possíveis fontes desses agentes na água cinza (OTTOSON e STENSTRÖM, 2003).

Outros autores também identificaram a presença de contaminação fecal, através de resultados positivos de coliformes termotolerantes. Borges (2003), por exemplo, encontrou concentrações de até sete unidades logarítmicas para amostras de banheiro. Segundo os estudos realizados por Bazzarella (2005) as amostras de chuveiro foram as que apresentaram maior densidade, tanto de coliformes totais quanto de *E. coli* (ambos em torno de 10^4).

A água cinza pode conter uma grande diversidade de microrganismos, tais como: *Escherichia Coli*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Staphylococcus aureus*, *Legionella pneumophilia*, *Salmonela spp.* rotavírus, adenovírus, *Cryptosporidium spp.*, *Giardia spp.* etc (WINWARD, 2007).

A presença de bactérias, protozoários patogênicos e vírus na água cinza destinada ao reúso terá impacto sobre os riscos causados à saúde, que afeta tanto o tipo, quanto o grau de desinfecção exigido para garantir um reúso livre de microrganismos patogênicos. A desinfecção da água cinza terá impacto sobre o tratamento e será responsável pela qualidade da água de reúso e no potencial de recrescimento de bactérias.

Em relação à utilização da água cinza tratada com vistas ao reúso predial, no que tange os aspectos físico-químicos e microbiológicos, os valores limites de cada parâmetro avaliado variam de acordo com cada país. Um resumo de alguns valores estabelecidos para os parâmetros citados em algumas das principais normas sobre reúso de água encontra-se na Tabela 2.

Tabela 2 – Parâmetros de qualidade para água de reúso de acordo com algumas normas

Parâmetro	Unidade	USEPA (2004)	NBR 13.969 (ABNT, 1997) ^(a)
pH	-	6-9	-
Turbidez	UT	2	<10
DBO ₅	mg.L ⁻¹	10	-
Coliformes Termotolerantes	UFC.100mL ⁻¹ (b)	200 ^(c) 1000 ^(d)	< 500

(a) Reúso em bacias sanitárias;

(b) UFC – Unidade formadora de colônia;

(c) Significa que a norma é uma orientação;

(d) Significa que a norma é uma regulamentação obrigatória

3.1.4 Tratamento de Água cinza

Os principais critérios que direcionam um programa de reúso de água cinza são: a preservação da saúde dos usuários, preservação do meio ambiente, atendimento às exigências a que se destina e a quantidade suficiente ao uso a que será submetida (ANA, 2005).

A análise das características do efluente, conjuntamente com os requisitos de qualidade requeridos para a aplicação de reúso desejada, geralmente define o tipo de tratamento a ser adotado. Em se tratando de reúso de água, devido à grande variabilidade tanto da fonte quanto da própria finalidade a que se destina o efluente tratado, ou o tipo de reúso pretendido, vários sistemas ou sequências de processos são possíveis de serem concebidos.

As tecnologias aplicadas no tratamento de água cinza são semelhantes aos processos de tratamento de esgoto sanitário, incluindo processos físicos, químicos e biológicos (GONÇALVES et al., 2006). A maioria destas tecnologias é precedida por uma etapa de separação sólido-líquido (pré-tratamento) seguida por uma etapa de desinfecção (pós-tratamento). Para evitar o entupimento do tratamento subsequente, os pré-tratamentos (gradeamento e sedimentação) são aplicados para reduzir a quantidade de partículas, óleos e graxas. Já a etapa de desinfecção (cloração, ultravioleta, ozonização, etc) é utilizada para atender aos requisitos

microbiológicos, promovendo a remoção de microrganismos que provoquem efeitos deletérios à saúde humana.

Os mecanismos físicos de remoção de poluentes visam à remoção de sólidos sedimentáveis e, em decorrência, parte da matéria orgânica (VON SPERLING, 2005). Estes são considerados como uma tecnologia mais simples utilizada no tratamento de água cinza incluindo, principalmente, a filtração com areia (FRIEDLER et al., 2005) e membranas (LI et al., 2008). Porém, o uso somente deste tipo de tratamento não é suficiente para garantir uma redução adequada de matéria orgânica, nutrientes e surfactantes.

Já o tratamento químico visa à remoção de sólidos, metais pesados, íons, nitrogênio, fósforo e também a desinfecção do efluente. Os processos químicos utilizados no tratamento de água cinza são pouco reportados pela literatura especializada. Os que têm sido aplicados são coagulação química (PIDOU et al., 2008), fotocatalise (CHIN et al., 2009), eletrocoagulação (LIN et al., 2005), troca iônica (PIDOU et al., 2008) e carvão ativado granular (SOSTAR-TURK et al., 2005). Estes sistemas apresentam boa eficiência na remoção de sólidos em suspensão, material orgânico e surfactantes, quando tratam água cinza com baixa carga orgânica.

No tratamento biológico o objetivo é a remoção da matéria orgânica e eventualmente dos nutrientes (nitrogênio e fósforo) presentes nas águas residuárias (VON SPERLING, 1995). O processo biológico tem sido amplamente utilizado no tratamento de água cinza, destacando-se: contator biológico rotativo (FRIEDLER et al., 2005), reator sequencial em batelada (LEAL et al., 2010), reator anaeróbio de manta de lodo (OTTERPOHL, 2007), filtro anaeróbio (FREITAS e GONÇALVES, 2012), filtro biológico aerado (BAZZARELLA, 2005), “*wetlands*” (GROSS et al., 2007; MASI, 2009), biorreator de membranas (MEMON et al., 2007), dentre outros. A aplicação deste tipo de tratamento biológico promove boa remoção de matéria orgânica e turbidez, além de ser mais economicamente viável em relação aos processos químicos utilizados no tratamento de água cinza.

Especificadamente, no caso da utilização dos “*wetlands*” vários processos ocorrem. Entre os processos físicos atuam os mecanismos de filtração, de sedimentação, de adsorção por força de atração interparticular (força de van der Waals) e de

volatilização da amônia. Nos processos químicos têm-se a precipitação ou coprecipitação de compostos insolúveis; a adsorção no meio suporte ou em superfícies vegetais; a decomposição por processos de radiação UV para a eliminação de vírus e bactérias; e a oxidação e redução de metais. Nos processos biológicos têm-se o metabolismo bacteriano – responsável pela remoção de sólidos coloidais e substâncias orgânicas solúveis por bactérias livres ou aderidas às plantas e ao solo ou meio suporte, a nitrificação e a desnitrificação; o metabolismo vegetal – assimilação e metabolismo de substâncias orgânicas pelas plantas e excreção radicular de toxinas e compostos orgânicos; e a absorção radicular – assimilação de nutrientes (DIAS et al., 2000).

3.2 REATORES ANAERÓBIOS

A aplicação da tecnologia de reatores anaeróbios como principal unidade de tratamento de águas residuárias, teve início nas décadas de 1970 e 1980, principalmente na Holanda, Brasil, Colômbia, Índia e México.

No Brasil, devido às condições ambientais, esse sistema tem sido favorecido em relação à predominância de elevadas temperaturas, além de outras diversas características favoráveis, como o baixo custo de implantação e operação, baixa produção de sólidos, tolerância a elevadas cargas orgânicas, baixo tempos de detenção hidráulica (TDH), produção de metano (CH₄), propiciando para que a aplicação dos sistemas anaeróbios seja utilizada no tratamento de águas residuárias.

Dentre os reatores anaeróbios comumente utilizados, os tanques sépticos, filtros anaeróbios (FAn), reator anaeróbio compartimentado (RAC) e reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), têm sido aplicados no tratamento de água cinza (ELMITWALLI; OTTERPOHL, 2007; LEAL *et al.*, 2011). Os reatores anaeróbios têm surgido como uma nova alternativa utilizada no pré-tratamento de água cinza (LEAL *et al.*, 2011). A Tabela 3 apresenta aplicações dos reatores anaeróbios no tratamento de água cinza.

Das configurações de reatores anaeróbios citados acima, o presente estudo abordará a tecnologia de filtro anaeróbio de fluxo ascendente. Segundo Chernicharo (2007), o filtro anaeróbio (FAn) de fluxo ascendente é uma unidade de contato, na qual os esgotos passam através de uma massa de sólidos biológicos contida dentro do reator. Esta biomassa é formada na superfície do meio suporte submerso no líquido, cuja finalidade do meio é reter sólidos no interior do reator, seja através do biofilme formado em sua superfície, seja através da retenção nos interstícios do meio suporte ou abaixo deste. O efluente de um FAn, em geral, é bastante clarificado e apresenta baixa concentração de matéria orgânica.

Tabela 3 – Aplicações de reatores anaeróbios no tratamento de água cinza

Referência	Tratamento Anaeróbico	TDH (dia)	Eficiência (%)			
			DQO	NT	PT	<i>E. coli</i>
Bazzarela, 2005	RAC	9	70-100	23	10	90
Elmitwalli e Otterpohl, 2007	UASB	0,25-0,67	41	24	24	(b)
Elmitwalli <i>et al.</i> , 2007	UASB	0,33-0,83	79	36	24	(b)
Lealet <i>et al.</i> , 2007	UASB	0,25-0,67	64	30	21	(b)
Lealet <i>et al.</i> , 2010	UASB	0,01-0,5	51	33	28	(b)
Barber e Stuckey, 1999	FAn	(a)	98	(b)	(b)	(b)
Ghumni <i>et al.</i> , 2010	FAn	0,9	45	10	10	90

DQO (Demanda Química de Oxigênio), NT (Nitrogênio Total), PT (Fósforo Total) e *E. coli* (*Escherichia coli*).

(a) Não informado

(b) Não avaliado

Os processos anaeróbios que ocorrem no FAn baseiam-se na utilização de microrganismos na ausência de oxigênio livre. Segundo Chernicharo (2007), a digestão anaeróbia é um ecossistema onde diversos grupos de microrganismos trabalham na conversão da matéria orgânica biodegradável em metano (CH₄), gás carbônico (CO₂), água (H₂O), gás sulfídrico (H₂S) e amônia (NH₃).

O tratamento anaeróbio envolve processos metabólicos complexos, que ocorrem em etapas sequenciais, e que dependem da atividade de no mínimo três grupos de microrganismos distintos:

- i) bactérias fermentativas (ou acidogênicas);
- ii) bactérias sintróficas (ou acetogênicas);
- iii) microrganismos metanogênicos.

As bactérias fermentativas são aquelas que transformam por hidrólise, os polímeros em monômeros, e estes em acetato, hidrogênio, dióxido de carbono, ácidos orgânicos de cadeia curta, aminoácidos e outros produtos como glicose.

Já as bactérias acetogênicas são responsáveis pela produção de hidrogênio, o qual converte os produtos gerados pelo primeiro grupo (aminoácidos, açúcares, ácidos orgânicos e álcoois) em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono;

Por fim, os microrganismos metanogênicos, representados pelas *archeas*, são aquelas que utilizam os substratos produzidos pelas bactérias acetogênicas, transformando-os em metano e dióxido de carbono. Essas bactérias são muito importantes para o processo, pois elas produzem um gás insolúvel (metano), possibilitando a remoção do carbono orgânico no ambiente, resultando a perda de massa, e utilizam o hidrogênio favorecendo o ambiente para que as bactérias acidogênicas fermentem compostos orgânicos com a produção de ácido acético, que é convertido em metano.

Os organismos da biodigestão anaeróbia apresentam um elevado grau de especialização metabólica. A eficiência do processo anaeróbio depende, portanto, das interações positivas entre as diversas espécies bacterianas, com diferentes capacidades degradativas. Os intermediários metabólicos de um grupo de bactérias podem servir como nutrientes ao crescimento de outras espécies. Assim, há ocorrência de várias reações de degradação dos compostos orgânicos e a dependência dessas bactérias da presença do hidrogênio formado no sistema (VAZOLLER, 2001).

3.3 “WETLANDS”

3.3.1 Aspectos Gerais

Os “Wetlands” construídos (WC), também chamados de leitos cultivados, são sistemas artificiais dos “wetlands” naturais, que sob condições controladas de engenharia, combinam processos físicos, químicos e biológicos no tratamento de águas residuárias (Figura 1). Os sistemas construídos distinguem dos naturais por terem fatores ambientais que possam ser controlados e ter a gestão dos processos naturais que neles ocorrem (DUARTE, 2002).

As técnicas de “wetland” aplicado ao tratamento de esgotos já eram utilizadas pelos Astecas no passado (PHILIPPI; SEZERINO, 2004). Os primeiros indícios de pesquisas envolvendo a utilização de “wetlands” construídos para o tratamento de esgoto datam da década de 1950, na Alemanha, pela bióloga Dr Kathe Siedel.

No Brasil existem diversas denominações para esse processo, tais como: terras úmidas, alagados construídos, terras alagadas cultivadas, terras úmidas artificiais, zonas de raízes, zonas úmidas, banhados construídos, filtros plantados, dentre outros.

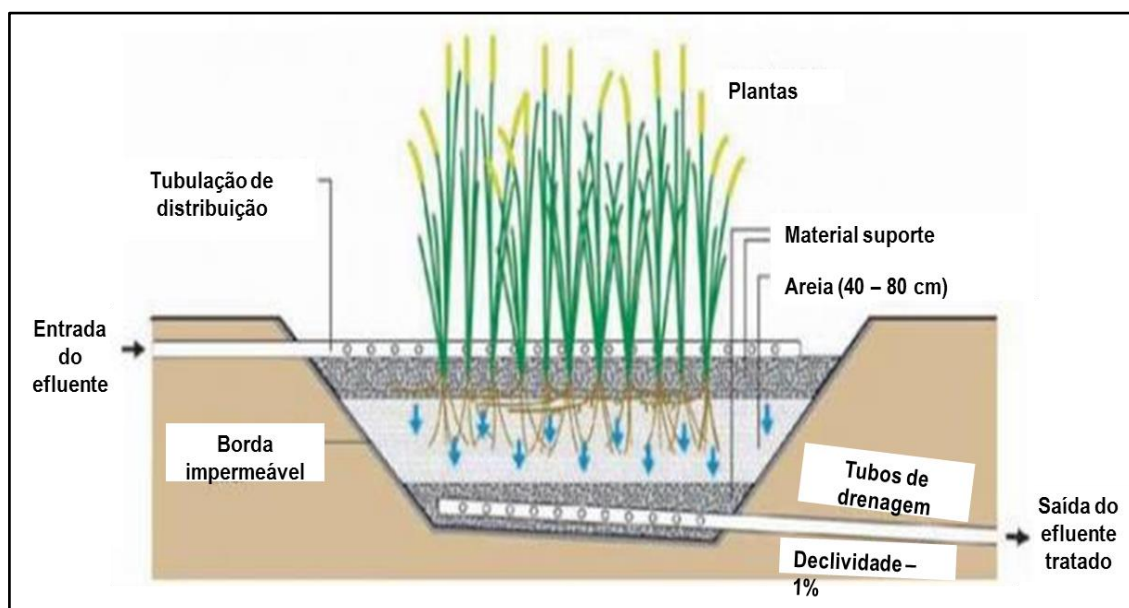


Figura 1 – Exemplo de um “wetland” de fluxo vertical
Fonte: Adaptado de MOREL; DIENER, 2006.

Sistemas de “*wetlands*” naturais ou áreas alagadas são ecossistemas complexos, que exercem uma série de funções vitais para o ambiente e a sociedade, uma vez que sua existência depende da qualidade do meio. Welsch et al. (1995) verificaram que os processos biogeoquímicos que ocorrem naturalmente nas áreas alagadas possuem naturezas físico-químicas e biológicas. Esses processos, em sua grande maioria, são influenciados por populações microbianas aeróbias, anaeróbias e facultativas. Estas populações são influenciadas pelo nível de água presente no sistema, garantindo às áreas alagadas maior número de processos do que em outros ecossistemas.

Segundo Welsch et al (1995), as áreas alagadas naturais têm a função de regular a água de inundação, detendo as águas provenientes de tempestades; proteger as margens de lagos e áreas da costa de ações erosivas das ondas e efeitos de tempestades; e promover um melhoramento da qualidade da água, retendo ou transformando o excesso de nutrientes, os sólidos suspensos e metais pesados.

De acordo com Paulo et al. (2007), os “*wetlands*”, têm provado ser um tratamento efetivo e de baixo custo, que utiliza a interação de plantas e microrganismos na remoção de poluentes. Eles têm sido usados há muito tempo para o tratamento (ou pós-tratamento) de esgoto doméstico, apresentando alta eficiência na remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos e até mesmo patógenos.

Os “*wetlands*” construídos visam à maximização do potencial de melhoria da qualidade das águas utilizando energia solar como fonte predominante durante o processo. O uso de “*wetlands*” é indicado para tratamento de efluentes industriais e urbanos (SAKADEVAN; BAVOR, 1999), em comunidades rurais (COLEMAN et al, 2001), nas pisciculturas (MICHAEL, 2003), tratamento de águas para abastecimento público (ELIAS, 2003) e melhoria da qualidade de água de lagos (CUNHA, 2006). Esse sistema pode ser usado isoladamente ou como complemento de outros tipos de tratamentos da água e de efluentes, uma vez que esse tipo de sistema consegue remover eficientemente nutrientes, outros poluentes e patógenos presentes na água (SHUTES, 2001).

Os “*wetlands*” normalmente são vantajosos quando comparados aos sistemas convencionais de tratamento. Algumas dessas vantagens são as possibilidades de

baixo custo de construção, operação e manutenção; pouco ou nenhum uso de energia elétrica; podem ser implementados no próprio local onde a água residuária é gerada; são flexíveis e, resistem a variações de carga sem muito comprometimento de sua eficiência (HAMMER, 1989; BRIX, 1993; KADLEC; KNIGHT, 1996; MOSHIRI, 1998; PLATZER et al., 2007a; SHUTES, 2001). Além disso, podem ser integrados perfeitamente à paisagem natural (PLATZER et al., 2007a) e o apelo estético da presença de vegetação colabora para a redução nos índices de rejeição ao sistema de tratamento de águas residuárias por parte da população (ZANELLA et al., 2007). Outras vantagens e desvantagens podem ser observadas no Quadro 2.

De acordo com Stottmeister et al (2003), para se obter maior eficiência do tratamento torna-se necessário o conhecimento efetivo da variedade de plantas disponível, das características de colonização dos grupos de microrganismos, dos grupos biogénicos e dos contaminantes existentes nas águas a serem tratadas e da interação destes fatores com o meio suporte.

Quadro 2 – Vantagens e desvantagens dos “*wetlands*” construídos

Vantagens	Desvantagens
Baixo custo de construção	Alta demanda de área
Fácil operação e manutenção	Necessidade de meio suporte, como brita e areia
Remove satisfatoriamente matéria orgânica e sólidos suspensos, nitrogênio e fósforo	Susceptível a entupimento dos espaços vazios do Meio suporte e salinização do solo
Considerável redução de patógenos	Necessidade de manejo das macrófitas

Fonte: Adaptado de Chernicharo (2001).

Os “*wetlands*” apresentam diversas configurações, relacionadas à direção e tipo do fluxo da água, regime de aplicação do afluente e tipo de macrófita utilizada. Segundo Crites (1994), os “*wetlands*” são classificados em dois grandes grupos: sistemas de lâmina livre ou escoamento superficial (*freewatersurface/ surfaceflow -SFW*) e, sistemas de escoamento subsuperficial (*subsurfaceflow - SF*). No primeiro caso, há a possibilidade de se utilizar plantas emergentes, plantas submersas, plantas com

flutuação livre e com folhas flutuantes. Já no segundo caso, onde o fluxo do efluente é submerso, os “*wetlands*” também são classificados em relação à direção do fluxo: horizontal e vertical.

Os elementos que compõem os “*wetlands*” construídos são: meio suporte (suporte físico e fixação microbiana), plantas (suporte de microrganismos e transporte de oxigênio), regime hidráulico (tipo de escoamento) e fauna (macro e microrganismos).

3.3.2 “Wetland” Vertical

São sistemas preenchidos com um leito filtrante vegetado com plantas emergentes. O efluente a ser tratado é distribuído homoganeamente na superfície do leito, infiltrando e percolando através do meio poroso. Sua coleta ocorre no fundo da unidade através de um sistema de drenagem.

O processo de tratamento caracteriza-se por intervalos intermitentes de curto prazo de carga (4 a 12 doses por dia) e longos períodos de repouso durante o qual o efluente é percolado para as camadas inferiores. O carreamento intermitente do efluente ao longo do sistema aumenta a transferência de oxigênio e conduz a elevadas atividades de degradação aeróbias (HOFFMANN *et al.*, 2011).

Os sistemas verticais ainda podem ser configurados de forma ascendente ou descendente. Os sistemas descendentes apresentam a capacidade de maior incorporação de oxigênio ao biofilme, proporcionando um sistema aeróbio. Essa maior incorporação de oxigênio é devido à aplicação intermitente do afluente. Entre uma aplicação e outra, espera-se que o líquido possa fluir pelo reator, de tal forma que o mesmo é tomado pelo ar atmosférico. Em sistemas colmatados, o período entre as aplicações pode não ser suficiente para a total percolação do líquido, impedindo a oxigenação do biofilme pela entrada do ar atmosférico.

Os sistemas ascendentes não apresentam a mesma capacidade de oxigenação proporcionada pelos sistemas descendentes intermitentes, uma vez que o reator estará sempre saturado. Nesses sistemas, a incorporação de ar para a oxigenação

do biofilme não é tão eficiente, sendo que a oxigenação proporcionada pelas macrófitas é incapaz de suprir toda a demanda do gás (MONTEIRO, 2009).

Na Tabela 4 pode-se verificar a utilização do “wetland” vertical no tratamento de água cinza em vários países do mundo com a utilização de diferentes macrófitas.

Tabela 4 – “Wetland” vertical no tratamento de água cinza

Autor	País	Planta	TDH (d)	Parâmetros de qualidade do efluente					
				SST	Turbidez	DQO	NT	PT	<i>E. coli</i>
				mg.L ⁻¹	UT ^(a)	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	NMP.100mL ^{-1(b)}
Shrestha et al. 2001	Nepal	<i>Phragmites karka</i> e <i>Canna sp.</i>	(b)	10,1	4,0	(b)	(b)	(b)	(b)
Gross et al. (2007)	Israel	<i>Cyperus haspan</i> e <i>Hydrocotyle leucocephala</i>	0,3 - 0,5	3,0	(b)	157,0	10,8	6,6	2,0x10 ⁵
Begosso (2009)	Brasil	<i>Arundina bambusifolia</i> e <i>Alpinia purpurata</i>	0,8 - 1,9	6,0	4,0	32,5	5,1	(b)	2,9x10 ³
Paulo et al. (2009)	Brasil	<i>Arundina bambusifolia</i> e <i>Alpinia purpurata</i>	(c)	9,6	12,7	82,6	2,8	2,1	7,5x10 ⁴
Sacson (2009)	Brasil	<i>Pistia stratiotes</i>	7 - 14	(b)	6,0	93,0	2,8	2,9	(b)
Kadewa et al. (2010)	Inglaterra	<i>Phragmites australis</i>	(c)	(b)	7,9	55,0	(b)	(b)	(b)
Paulo et al. (2012)	Brasil	<i>Arundina bambusifolia</i> e <i>Alpinia purpurata</i>	(c)	(c)	(b)	73,0	(b)	(b)	(b)

^(a) UT–Unidade de turbidez

^(b) Número mais provável

^(c) Não identificado

3.3.3 Componentes

3.3.3.1 Meio Suporte

Um dos parâmetros de muita importância para a prolongação da vida útil do sistema é a seleção do meio suporte, o qual possui inúmeras funções no sistema de tratamento, tais como: distribuição uniforme do líquido, área superficial para crescimento do biofilme, promoção de filtração, adsorção de compostos inorgânicos (amônia e ortofosfato), armazenamento de fósforo, sustentação das macrófitas, dentre outros.

A escolha do meio suporte exige ampla experiência, pois este deve atender às condições de hidráulica e de difusão da água residuária e dos gases que são liberados no processo de tratamento, fixar eficientemente as bactérias e possibilitar a atividade e o crescimento de bactérias úteis aos processos de tratamento (ROUSSEAU, 2005). Na etapa de escolha do tipo de meio suporte a ser empregado em “*wetlands*”, ressalta-se a necessidade de utilizar materiais que sejam economicamente viáveis e facilmente obtidos.

São utilizados diversos materiais como solo, brita, areia (METCALF; EDDY, 1991), silte, cascalho, pedrisco (COSTA et al., 2003), palha de café, pneu picado (COLLAÇO, 2001), calcário, material reciclável, concha de ostras, caco de telha, bambu ou qualquer outro material que seja inerte. Independente do material a ser utilizado como meio suporte no sistema de tratamento, esse deve ser limpo e o mais uniforme possível.

A grande maioria dos “*wetlands*” instalados na Europa e Estados Unidos utiliza como meio suporte a brita e a areia lavada (VYMAZAL, 1998 e USEPA, 1999). O meio suporte deverá ser colocado sobre uma proteção impermeável para evitar a contaminação do solo e eventual infiltração até o lençol freático (MOTTA MARQUES, 2000; SALATI FILHO et al., 1999).

3.3.3.2 Macrófitas

Segundo o International Biological Programme (IBP) ou Programa Internacional de Biologia, macrófitas aquáticas é a denominação mais adequada para caracterizar

vegetais que habitam desde brejos até ambientes verdadeiramente aquáticos, sendo esta terminologia baseada no contexto ecológico, independentemente, em primeira instância, de aspectos taxonômicos (SILVA, 2011).

As macrófitas também podem ser classificadas como vegetais que apresentam adaptações morfológicas e/ou fisiológicas que permitem sua sobrevivência e desenvolvimento em ambientes saturados de água (MONTEIRO, 2009).

Dada à heterogeneidade filogenética e taxonômica das macrófitas aquáticas, estes vegetais são geralmente classificados segundo seu biotipo, nos seguintes grupos ecológicos (ESTEVES, 1998):

- a) macrófitas aquáticas emersas ou emergentes: enraizadas, porém com folhas fora d'água. Ex: *Eleocharis*, *Typha*;
- b) macrófitas aquáticas com folhas flutuantes: enraizadas e com folhas flutuando na superfície da água. Ex: *Nymphaea*, *Nymphoides*;
- c) macrófitas aquáticas submersas enraizadas: enraizadas, crescendo totalmente submersas na água. Ex: *Egeria*, *Mayaca*;
- d) macrófitas aquáticas submersas livres: permanecem flutuando submergidas na água. Geralmente prendem-se aos pecíolos, talos e caules de outras macrófitas. Ex: *Utricularia*;
- e) macrófitas aquáticas flutuantes: flutuam na superfície da água. Ex: *Lemna*, *Azolla*.

Segundo Knupp (2013), diversas são as espécies utilizadas no tratamento de águas cinzas tais como: *Phragmites spp.*, *Triglochin huegelii*, *Typha spp.*, *Eleocharis spp.*, *Cyperus spp.*, *Coix lacryma-jobi*, *Hedychium coronarium*, *Hydrocotyle leucocephala*, *Lemna minor*, *Urochloa mutica*, *Heliconia psittacorum*, *Canna spp.*, *Alpinia purpurata*, *Arundina bambusifolia*, *Syzygium campanulatu*, *Ficus microcarpa*, *Zantedeschia spp.*, *Cymbopogon sp.*, *Pontederia cordata*, *Iris pseudacorus*, *Saururus sp.*, *Echinodorus sp.*, *Pistia stratiotes*, *Equisetum spp.*, *Dracaena sanderian*, *Chrysopogon zizanioides*, *Pennisetum purpureu* etc.

Nos filtros plantados, as macrófitas utilizadas são do tipo emergente. Dentro desta classificação, inúmeras são as macrófitas que podem ser utilizadas. Segundo IWA (2000), a escolha da macrófita está relacionada à tolerância da planta quanto a ambientes saturados de água (ou esgoto), seu potencial de crescimento, à presença destas plantas nas áreas onde o sistema será implantado, pois assim as macrófitas estarão adaptadas às condições climáticas da área em questão, bem como o custo para o plantio e manutenção (poda regular, reaproveitamento). Na prática, o critério de escolha de qual macrófita utilizar nos sistemas de tratamento está associado à disponibilidade desta planta na região onde será implantado o sistema.

De acordo com Silva (2011) as plantas hidrófitas são as mais adaptadas à presença de água na zona das raízes em grande período do ano. Essas adaptações são necessárias para suprir a ausência de oxigênio, proporcionada pela saturação de água, que levam ao encerramento dos metabolismos aeróbios para obtenção de energia. Na ausência de oxigênio, o processo para obtenção de energia passa a ser na forma anaeróbia, que produz uma quantidade de energia menor e causa um acúmulo de produtos tóxicos. Existe uma relação positiva entre a liberação de oxigênio, intensidade da luz e o tamanho da parte nova da raiz, uma vez que essa porção possui uma parede permeável suficiente para a transferência de gases.

As plantas hidrófitas possuem adaptações que conseguem suprir a necessidade de oxigênio na zona da raiz, possibilitando a forma aeróbia para obtenção de energia (MONTEIRO, 2009). Essas adaptações podem ser de diferentes formas, como: aumento do número de estruturas, sobretudo na porção junto ao solo, possibilitando maior troca gasosa com a atmosfera; raízes suculentas, pelo menos parcialmente com estruturas de aerênquima; sistema lateral de raízes que tende a se propagar lateralmente (horizontalmente); raízes adventícias; inchaço de base que ajuda a resistir aos ventos e facilita as trocas gasosas; e suprimento de oxigênio levado à raiz suficiente para oxigenar a rizosfera.

As macrófitas, segundo Monteiro (2009), ao proporcionar a oxigenação da zona da raiz, acabam criando uma zona aeróbia junto ao sistema radicular (rizosfera), e à medida que vai se afastando forma-se uma zona facultativa e quando todo o

oxigênio é depreciado, há formação da zona anaeróbia. O tipo da espécie presente no sistema influi no tamanho das zonas.

Quando as plantas estão submetidas ao solo saturado em água, a difusão normal dos gases nas raízes é inibida. Assim, as zonas aeróbias (folhas), transferem oxigênio até às raízes. Os aerênquimas permitem a transferência de gases verticalmente da parte superior da planta até as raízes e vice versa. Além disso, essas plantas também possuem estruturas denominadas de lenticelas, que permitem a penetração de gases ao longo das hastes horizontalmente. A Figura 2 apresenta um esquema de como estão dispostas tais estruturas, de acordo com USDA – NRCS (2002).

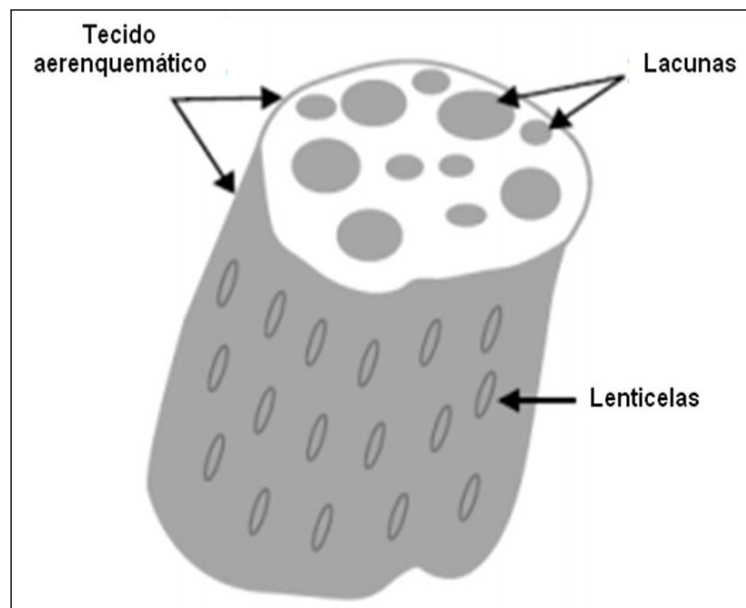


Figura 2 – Esquema das estruturas de lenticelas e rede de aerênquimas de uma planta hidrófita emergente

Fonte: Modificado de USDA – NRCS (2002).

Shutes (2001) verificou ainda que a parte subsuperficial da planta cresce horizontalmente e verticalmente, criando uma extensiva matriz ligada às partículas do solo, formando uma grande área superficial para a remoção de nutrientes e íons.

Coleman et al (2001) salientaram que as plantas aquáticas nos sistemas tipo “wetlands” construídos promovem a estabilização, aumentam a porosidade e isolam o meio suporte da possibilidade de obstrução do fluxo causada pela produção de

detritos, absorvem e armazenam nutrientes, previnem a formação de sulcos no meio suporte e proporcionam um valor estético para esses sistemas.

Duarte (2002) verificou que os processos realizados pelas macrófitas são: sedimentação dos sólidos suspensos; liberação do oxigênio na zona das raízes; fornecimento de superfície para o desenvolvimento de biofilmes; proteção da superfície da água para reduzir o crescimento de algas; remoção e ciclagem de nutrientes; e promoção da vida selvagem e dos valores estéticos.

Stottmeister et al (2003) verificaram que determinadas espécies de macrófitas possuem características que proporcionam a rizodeposição, que pode ocorrer na forma de exudados, mucigéis e material de células mortas. Dependendo do produto formado, este pode servir para uma série de finalidades, entre elas a liberação de carbono na zona das raízes, mobilização de nutrientes pelo aumento da solubilidade do ferro, efeito alelopáticos e produção de açúcares, aminoácidos e vitaminas, que irão servir de substrato microbiológico e estimulador do crescimento microbiano.

O critério de diversidade não obriga tentar reproduzir a diversidade dos sistemas de “*wetlands*” naturais, uma vez que algumas espécies tendem a dominar em sistemas em função da sua resposta à concentrações de nutrientes (estresse ambiental).

De acordo com Valentim (2003) os benefícios das macrófitas são:

- estético;
- controle de Odor – as macrófitas associadas ao sedimento funcionam como um biofiltro de odor, limitando-o e possibilitando que o sistema seja instalado próximo à comunidade que irá servir;
- tratamento de Efluentes – as plantas absorvem diversos elementos químicos, liberando oxigênio nas proximidades da raiz;
- controle de Insetos – a massa superficial limita o desenvolvimento de vários insetos, como mosquitos e moscas. Ao mesmo tempo, fornece diversos nichos para o estabelecimento de outros artrópodes, controlando os insetos que ali cria.

Entre as funções que as macrófitas exercem nos “*wetlands*” pode-se ainda citar: estabilização da superfície do “*wetland*”; redução da velocidade da água; promoção

de boas condições para o processo de filtração; prevenção contra a colmatação em “wetlands” de fluxo vertical; aeração da rizosfera (região de contato entre solo e raízes), através dos aerênquimas presentes nas raízes; promoção da superfície para formação do biofilme; retirada de nutrientes para o desenvolvimento das plantas; embelezamento paisagístico.

Segundo IWA (2000) não há dúvida de que as macrófitas são essenciais para o alto nível de qualidade da água na maioria dos sistemas de “wetlands”. O crescimento das macrófitas torna-se um componente importante no processo de tratamento das águas residuárias, pois, atuam de diversas formas na depuração do efluente, conforme apresentado no Quadro 3, de acordo com Brix (1997).

Quadro 3 – Propriedades das macrófitas e sua ação no tratamento de águas residuárias

Propriedade das macrófitas	Ação no tratamento de águas residuárias
Parte aérea (tecidos)	Atenuação de luminescência; Redução do crescimento do fitoplâncton; Redução da velocidade do vento (redução da ressuspensão de material sólido em wetlands de escoamento superficial); Potencial estético (embelezamento paisagístico devido ao armazenamento de nutrientes); Promoção da filtração; Redução da velocidade de escoamento (aumento da taxa de sedimentação e evita a ressuspensão de sólidos); Dispõem grande área para aderência de microrganismos;
Tecidos da planta em contato com a água	Liberação de oxigênio devido a fotossíntese (aumento da taxa de sedimentação e evita a ressuspensão de materiais sólidos); Dispõe grande área para aderência de microrganismos; Liberação de oxigênio devido a fotossíntese (aumento na taxa de degradação aeróbia da matéria orgânica); Retirada de nutrientes; Prevenção contra erosão;
Raízes e rizomas em contato com o meio suporte	Prevenção contra a colmatação em unidades de fluxo vertical; Liberação de oxigênio (auxílio na degradação aeróbia; da matéria orgânica e na nitrificação); Liberação de desinfetantes;

Fonte: Adaptado de BRIX, 1997.

3.3.3.3 *Equisetum hyemale*

3.3.3.3.1 *Características Gerais*

O gênero foi descrito por Lineu no ano de 1753. As espécies de *Equisetum* são conhecidas popularmente como cavalinha, por seus caules gemários parecerem encurvados. 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.

A *Equisetum hyemale* L. é encontrada principalmente na América Central e do Sul, aparecendo no Brasil devido à proximidade geográfica (JOLY, 2002).

3.3.3.3.2 *Estudos etnofarmacológicos*

De uma maneira geral, as espécies de *Equisetum* são utilizadas popularmente como diuréticas, digestivas, antianêmicas e anti-inflamatórias. Os resultados da pesquisa de estudos etnofarmacológicos são citados no Quadro 4.

Quadro 4 – Estudos etnofarmacológicos do gênero *Equisetum*

Indicação popular	Referências
Digestivo e antianêmico	Agra et al. (2008)
Diurético	Reuter et al. (2010)
Tratamento de infecções do trato urinário	Caetano et al., 2002
Anti-inflamatório	Lopes (2010)
Tratamento de hemorroidas e problemas oftalmológicos.	Teixeira e Melo (2006)
Garrafadas para tratamento de infecções e inflamações.	Dantas et al. (2008)
Afecções renais e hipertensão	Bertarello et al. (2011)

3.3.3.3.3 *Produtividade e aspectos nutricionais da biomassa vegetal*

Pouco se sabe a respeito das características relacionadas à *Equisetum hyemale* no tratamento de água cinza clara, tanto em sua produtividade quanto aos seus nutrientes (macro e micronutrientes).

Sabe-se que a cavalinha possui aspecto verde claro a cinzento-esverdeado, é constituída por fragmentos de folhas lineares e de caules canelados. Os caules principais têm cerca de 0,8 mm a 4,5 mm de diâmetro, são ocos, articulados nos nós que distam, entre si, cerca de 1,5 cm a 4,5 cm. Nos entrenós observam-se, distintamente, estrias verticais agrupadas em número de quatro a quatorze, ou mais (CUNHA et al, 2005). Os ramos são clorofilados e podem fazer fotossíntese suprimindo a deficiência das folhas (FERRI, 1983). Os ramos axilares são muito delgados e de comprimento limitado, atravessam a bainha de sua base e podem se ramificar repetidas vezes. As folhas são pequenas e escamiformes, geralmente soldadas entre si na base, simulando uma bainha dentada, que envolve os caules e os nós.

De acordo com Joly (2002) a multiplicação mais intensa de *Equisetum* ocorre por processo vegetativo, através da brotação de talos a partir do rizoma e de ramificações. Na planta adulta consta um rizoma subterrâneo que se desenvolve próximo à superfície do solo formando raízes normais e tubérculos. Os rizomas aéreos não apresentam crescimento secundário. Quando os ramos são férteis não apresentam ramificações laterais e apresentam um denso estróbilo no ápice. Algumas espécies apresentam estróbilos em ramos laterais, dentre elas se pode citar *E. hyemale*.

Em relação à sua constituição de nutrientes, as espécies de *Equisetum* possuem: sais de potássio, magnésio, cálcio, fósforo, sódio, flúor e alumínio, apresentando mais de 10% dos constituintes inorgânicos. São encontrados também alguns compostos solúveis a base de silício, Si(OH)_4 ou $\text{Si(OH)}_3\text{O}^-$ que estão presentes no caule da planta e representam de 10 a 15% dos constituintes totais. Também estão presentes os taninos, flavonoides, a exemplo de isoquercitrina, saponinas, alcaloides como nicotina, e pequena quantidade de óleos essenciais. Os resultados dos estudos químicos estão sumarizados no Quadro 5.

Quadro 5 - Estudos Químicos de *Equisetum*

Resultados	Referências
Esteróis: beta-sitosterol (60,0%), campesterol (32,9%), isofucosterol (5,9%) e colesterol (traços) e triglicerídeos	D'Agostinho et al., (1984)
Isoquercitrina, mínimo de 0,3% do total	Cunha et al, (2005)
Sais minerais: potássio, magnésio, cálcio, fósforo, sódio, flúor e alumínio	D'Agostinho et al.(1984)
Sílica e ácidos silícicos Si(OH) ₄ ou Si(OH) ₃ aproximadamente 10 e 15% do total	Holzhter et al., (2003), Ferreira et al., (1999)
Saponinas (equisetonina) aproximadamente, 5% do total	Schenkel et al., (2007), Wichtl et al (1994)
Óleos voláteis: hexahidrofarnesil acetona (18,34%), cis-geranil acetona (13,74%), timol (12,09%) e trans-fitol (10,06%)	Radulović et al., (2006)

3.3.3.4 Microrganismos

Há uma diversidade bem grande de microrganismos que atuam nas diversas configurações de “*wetlands*” existentes. Dentre os diversos microrganismos (bactérias e protozoários) que atuam no tratamento de águas residuárias nos “*wetlands*”, as bactérias destacam-se como o grupo mais representativo.

As bactérias aeróbias (O₂ comoceptor final de elétrons) e anaeróbias (SO₄²⁻, NO₃⁻ e CO₃²⁻ como aceptores de elétrons) formam o biofilme na superfície do meio suporte, na areia, no rizoma e raízes das plantas, sendo as principais responsáveis pela degradação de poluentes, desempenhando três papéis básicos: oxidação da matéria carbonácea, nitrificação e desnitrificação. O biofilme microbiano cresce em toda superfície disponível das plantas e é o mecanismo principal de remoção de poluentes (KNUPP, 2013).

Em “*wetlands*”, uma grande fração das bactérias decompositoras vive nos caules e raízes das plantas e no material suporte, compondo uma película denominada de biofilme (USDA-NRCS, 2002).

No caso dos protozoários, estes normalmente são maiores que as bactérias e frequentemente consomem bactérias como fonte de energia. Por isto, os

protozoários agem como polidores dos efluentes de processos de tratamento biológico consumindo bactérias e matéria orgânica particulada (COSSICH, 2006).

3.3.4 Mecanismos de Remoção de Poluentes

Muitas das transformações químicas dos poluentes ocorrem nas águas, detritos e nas zonas de solo/raízes. Em adição aos processos físicos e biológicos, uma gama de processos químicos também estão envolvidos na remoção de contaminantes em “*wetlands*” (EKE, 2008).

Nos filtros plantados com macrófitas ocorre uma variedade de processos físicos, químicos e biológicos para depuração dos efluentes. O Quadro 6 resume os mecanismos envolvidos na depuração e transformação dos constituintes dos efluentes (PHILIPPI; SEZERINO, 2004). Neste item, somente os mecanismos mais relevantes para o presente trabalho serão discutidos.

Quadro 6 – Mecanismos predominantes na remoção de poluentes nos filtros plantados

Constituintes dos Efluentes	Mecanismos de Remoção
Sólidos Suspensos	Sedimentação, filtração.
Material Orgânico Solúvel	Degradação microbiológica aeróbia, degradação microbiológica anaeróbia
Nitrogênio	Amonificação seguido de nitrificação e desnitrificação microbiana, retirada pela planta, adsorção, volatilização da amônia.
Fósforo	Adsorção, absorção pela planta
Metais	Complexação, precipitação, retirada pela planta, oxidação/redução microbiana
Patogênicos	Sedimentação, filtração, predação.

Fonte: Philippi e Sezerino, 2004.

Todas as plantas, tais como as macrófitas, requerem nutrientes para seu crescimento e reprodução. Segundo IWA (2000), algumas pesquisas chegaram a concluir que as plantas dos wetlands eram a principal fonte de tratamento através da assimilação de poluentes. Agora se sabe que durante o período inicial de rápido

crescimento, a imobilização de poluentes nas plantas pode ser importante, mas que para a maioria dos poluentes, a assimilação das plantas é de pouca importância comparada com as transformações microbiológicas e físicas. Sendo assim, os mecanismos de remoção de poluentes em “*wetlands*” construídos abrangem processos físicos, químicos e biológicos, que são promovidos pelo meio suporte, macrófitas e microrganismos.

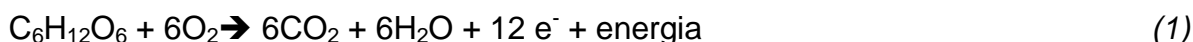
No que tange à remoção de microrganismos patogênicos, os “*wetlands*” quando associados a um TDH adequado podem propiciar uma redução ou até mesmo a inativação de alguns destes microrganismos que podem ser prejudiciais à saúde humana. Segundo Sezerino et al. (2005), acredita-se que o TDH seja um dos 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.

Dentre os grupos de maior importância de microrganismos presentes na água cinza, destacam-se os coliformes termotolerantes, que tem como principal representante a *Escherichia coli*, de origem exclusivamente fecal. Vale ressaltar, que os coliformes termotolerantes se referem ao subgrupo das bactérias do grupo coliforme que fermentam a lactose, além de presentes em fezes humanas e de animais podem, também, serem encontradas em solos, plantas ou quaisquer efluentes contendo matéria orgânica. Já a *E. coli* é uma bactéria pertencente à família *Enterobacteriaceae*, sendo considerado o mais específico indicador de contaminação fecal recente e de eventual presença de organismos patogênicos, sendo abundantemente encontrada em fezes humanas e de animais, tendo, somente, sido encontrada em esgotos, efluentes, águas naturais e solos que tenham recebido contaminação fecal recente (RAPOPORT, 2004).

3.3.4.1 Matéria Orgânica

A matéria orgânica presente nas águas residuárias, é degradada nos “*wetlands*” pela formação de biofilme aderido a um meio suporte e nas raízes das plantas, onde comunidades de microrganismos aeróbios e anaeróbios irão decompor a matéria orgânica. A degradação dos compostos orgânicos solúveis ocorre tanto de via aeróbia quanto anaeróbia. O oxigênio requerido pelos microrganismos aeróbios é suprido pelas macrófitas (por meio dos aerênquimas), pela convecção e difusão atmosférica.

A degradação aeróbia é realizada por bactérias heterotróficas, de acordo com a reação da Equação 1 a seguir (VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2009):



Vale ressaltar também, a presença das bactérias autotróficas que, sob condições aeróbias, consomem o oxigênio dissolvido no meio líquido para oxidação de compostos orgânicos contendo nitrogênio. Já o processo de degradação anaeróbia, é realizado pelas bactérias facultativas ou anaeróbias estritas.

3.3.4.2 Sólidos

Os sólidos presentes nas águas residuárias podem estar associados, com exceção dos gases, a todos os contaminantes ali presentes. A presença de sólidos na água poderá interferir na entrada de luz e exercer uma demanda de oxigênio dissolvido no corpo receptor (VON SPERLING, 1996).

Parte dos sólidos em suspensão em “*wetlands*” é facilmente degradado biologicamente, alguns são relativamente inertes ou se decompõem lentamente, e outros, se tornam parte do meio filtrante, trazendo problemas de colmatação e conseqüentemente diminuindo a sua condutividade hidráulica (USDA, 2002).

A remoção de sólidos em suspensão ocorre, principalmente, por filtração e sedimentação, quando não são removidos em alguma unidade primária de

tratamento. A filtração e sedimentação ocorrem devido às baixas velocidades de percolação das águas residuárias, associadas pela presença das macrófitas e o meio suporte. Os sólidos suspensos também podem ser removidos por precipitação química, decomposição e incorporação de sólidos ao biofilme formado no sistema.

Porém, um problema relacionado à presença de material particulado é o aumento progressivo de colmatação (entupimento) do meio suporte, principalmente nos primeiros metros do sistema. Segundo Langergraber et al. (2003), este fato está diretamente relacionado à retenção e sedimentação dos sólidos, crescimento do biofilme e precipitação química nos “*wetlands*”. Uma maneira de reduzir a taxa de colmatação nestes sistemas seria a utilização de um tratamento preliminar (coagulação, flotação, filtração, caixa de sedimentação, etc.) ao “*wetland*”.

3.3.4.3 Nitrogênio

As mais importantes formas inorgânicas de nitrogênio em “*wetlands*” são amônio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), óxido nítrico (N_2O) e gás nitrogênio (N_2). O nitrogênio pode também estar presente em “*wetlands*” em muitas formas orgânicas incluindo ureia, aminoácidos, aminas, purinas e pirimidinas.

As massas das várias formas de nitrogênio podem ser somadas para estimar-se a massa total de nitrogênio presente em um “*wetland*”. Numa coluna de água, a concentração de nitrogênio total (NT) é calculada pela soma do valor da concentração de nitrogênio orgânico e amoniacal ou nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e a concentração de NO_2^- mais NO_3^- . Nos detritos, solos e tecidos biológicos, o nitrogênio está predominantemente como nitrogênio orgânico solúvel ou insolúvel (KADLEC; KNIGHT, 1996).

O nitrogênio é incorporado pela biomassa da planta para o seu crescimento e reprodução, sendo este processo denominado de assimilação. Este processo refere-se a uma variedade de processos biológicos que convertem formas inorgânicas do nitrogênio para compostos orgânicos que servem de reserva para as células e os tecidos das plantas. As duas formas de nitrogênio geralmente utilizadas são amônia

e nitrato. Porém, a amônia por ser mais reduzida energeticamente do que o nitrato torna-se a rota preferencial (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

No processo de amonificação a amônia é convertida da forma orgânica por um processo bioquímico exotérmico complexo compreendendo várias etapas. Em alguns casos, esta energia é usada pelos microrganismos para o crescimento, e a amônia é diretamente incorporada dentro da biomassa microbiana. As bactérias amonificadoras foram encontradas principalmente associadas com as raízes em sistemas de camadas de pedras com uma relação de 10^7 bactérias por grama de raiz (MAY et al., 1990).

O processo de nitrificação é quimioautotrófico, onde as bactérias aeróbias *Nitrosomonas* catalisam a oxidação do íon amônio (NH_4^+) a nitrito (NO_2^-), e sequencialmente, as bactérias *Nitrobacter* atuam na transformação do nitrito em nitrato (NO_3^-).

Segundo Cooper et al. (1996) a amônia não ionizada pode ser removida do líquido através de reações de adsorção com detritos e sedimentos inorgânicos, e por meio de adsorção ao material filtrante. Porém, a capacidade de troca iônica, com os minerais do material filtrante não é considerada como sendo uma forma de remoção permanente.

A volatilização da amônia é um processo físico-químico, onde a amônia quando em estado aquoso entra em equilíbrio com o estado gasoso, formando hidroxila. Já a amonificação, converte o nitrogênio orgânico em inorgânico, especialmente em NH_4^+ (íon amônio).

A desnitrificação é o processo no qual o nitrato, em condições anóxicas, é reduzido pelas bactérias desnitrificantes (*Pseudomonas spp.* e outras) em nitrogênio molecular ou gasoso.

3.3.4.4 Fósforo

O fósforo é utilizado em “*wetlands*” num ciclo biogeoquímico complexo. Um esquema dos processos que ocorrem com fósforo nesses sistemas é apresentado na Figura 3.

O fósforo presente na água poderá ser encontrado como: fósforo solúvel reativo, fósforo orgânico dissolvido, fósforo dissolvido total e fósforo como ortofosfato (KADLEC; KNIGHT, 1996).

Nos “*wetlands*” construídos os mecanismos de retenção de fósforo contido nas águas residuárias incluem fenômenos de precipitação, sedimentação, assimilação da macrófita e, principalmente, adsorção (SANTOS, 2009). As reações de adsorção e precipitação ocorrem quando no material filtrante, há a presença de minerais (cálcio, alumínio e ferro).

A remoção de fósforo nos “*wetlands*” acontece por meio dos processos de absorção pela planta, imobilização microbiana e retenção pelo processo de adsorção no solo ou material suporte e precipitação (SILVA, 2007). Os microrganismos presentes nos sistemas (bactérias, algas e micro invertebrados), absorvem o fósforo para a síntese celular. Isto se dá de uma maneira bem rápida, pois estes microrganismos crescem e se multiplicam rapidamente. O acúmulo da biomassa residual e mineral é resultante de mecanismos de estocagem que contribuem para a remoção do fósforo nos leito, além disso, certa quantia de fósforo poderá ser removida com a retirada ou poda da vegetação (KADLECK; KNIGTH, 1996).

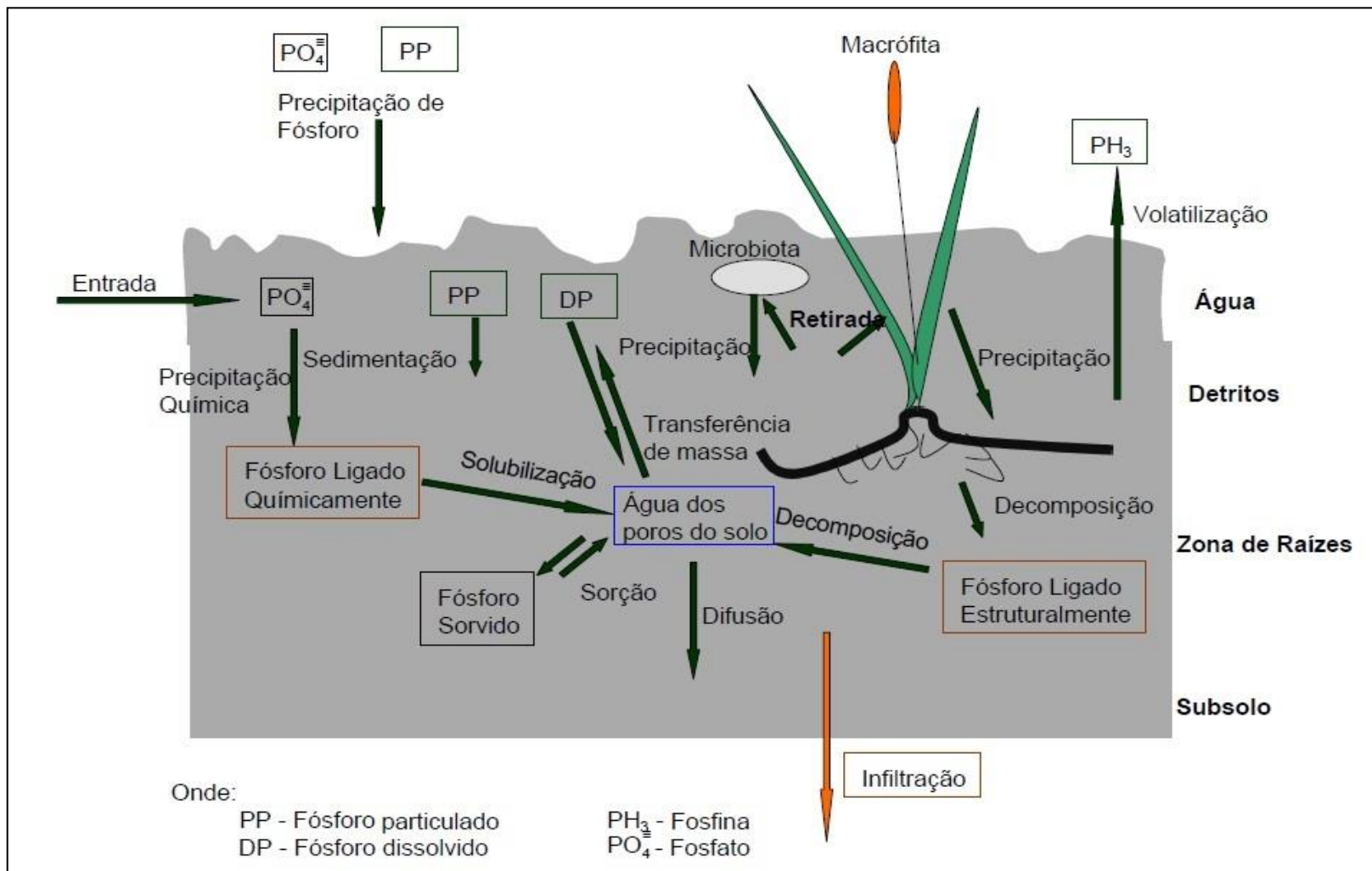


Figura 3 – Esquema simplificado dos processos que ocorrem com fósforo em *wetlands*

Fonte: KADLECe KNIGHT, 1996.

3.3.5 Modelos de Dimensionamento de “*wetland*” de fluxo vertical

Esta alternativa tecnológica não está contemplada em normas técnicas brasileiras, o que dificulta a uniformização dos parâmetros e critérios para seu dimensionamento. Na literatura internacional, existem diversos modelos e critérios para projetá-los, sendo que grande parte está voltada à remoção da carga orgânica. Dentre as mais pertinentes, Hammer (1989), Conley et al. (1991) e Crites (1994) consideram os “*wetlands*” como reatores biológicos de biofilme fixo, prevendo para estes uma remoção da matéria orgânica segundo a cinética de primeira ordem, aplicável especificamente em unidades de fluxo horizontal. Mais recentemente, nota-se que unidades de fluxo vertical vêm sendo empregadas com a finalidade de promover nitrificação e, portanto, além da cinética de primeira ordem, leva-se em conta o balanço de oxigênio necessário à manutenção das condições aeróbias no interior da massa filtrante.

Por se tratar de um processo baseado na interação do meio suporte com as macrófitas, devem-se conhecer as propriedades físicas (granulometria, diâmetro efetivo, coeficiente de uniformidade, condutividade hidráulica) e químicas (teores de Fe, Ca, Mg, capacidade de troca catiônica - CTC) deste material, para se conhecer a dinâmica da colmatação e vida útil do sistema, bem como utilizar macrófitas que se adaptem a ele e ao clima da região (SEZERINO; PHILIPPI, 2003).

Em se tratando de dimensionamento vale ressaltar que o mesmo deve ser diferenciado entre o “*wetland*”, de fluxo horizontal qual continuamente é alimentado com efluente e o “*wetland*” de fluxo vertical, qual deve ser alimentado em intervalos, normalmente realizado com uma bomba. A distribuição das águas residuárias, assim como o uso de volume de filtro são muito mais eficientes no fluxo vertical, resultando em uma necessidade de área muito menor. A alimentação em intervalos possibilita a entrada de certas quantidades de ar (oxigênio) e entre os intervalos, ocorre certa secagem da área de entrada, fatores esses que também aumentam a eficiência de processos biológicos e diminuem o perigo de colmatação. Por essas importantes vantagens se recomenda a implantação de “*wetland*” de fluxo vertical sempre que possível.

No Brasil ainda não existem muitas experiências na operação nem no dimensionamento deste tipo de tratamento. Por isso o modelo de dimensionamento de “*wetland*” de fluxo vertical, desenvolvido por Platzer (1998), para condições de clima europeu, foi verificado por sua adaptabilidade em condições climáticas do Brasil.

O interessante do modelo é sua flexibilidade em respeito do tipo de efluente, ou seja, uma vez adaptado, pode ser aplicado para qualquer tipo de efluente, sejam esgotos sanitários, efluentes industriais, agroindustriais degradáveis ou ainda águas cinza. Este último tem se mostrado muito promissor, já que o reúso de efluentes vem sendo cada vez mais a solução para a economia de águas “mais nobres”, ou seja, a água tratada.

3.3.5.1 Modelo de Platzer (1998) – Balanço de Oxigênio

O Modelo de Platzer (1998) utilizado para dimensionar os “*wetlands*” de fluxo vertical é baseado nas necessidades de oxigênio para os processos aeróbios, como a oxidação de DQO (ou DBO_5) e a oxidação de NTK (nitrificação).

No “*wetland*” de fluxo vertical normalmente ocorre a nitrificação, exceto quando não há entrada de oxigênio suficiente (no caso de colmatação, alta carga em geral ou material filtrante muito fino, etc). O produto da nitrificação completa seria o nitrato (NO_3-N) e este pode servir – em vez de O_2 – como receptor de elétrons, que são liberados no processo da degradação do material carbonáceo (DBO/DQO) para transmitir a energia que as bactérias precisam ganhar pelo processo. A recepção dos elétrons, ou seja, a redução do nitrato é chamada de desnitrificação e ela tem importância dupla para o tratamento de efluentes: degrada a DQO/DBO e outra vez transforma o nitrato em nitrogênio gasoso (N_2). As bactérias usam o nitrato quando não tem outra opção, e isso pode ocorrer na profundidade do WV – aonde chega o nitrato da nitrificação (que geralmente ocorre em cima, nos primeiros 15 a 20 cm oxigenados) e não tem mais o oxigênio. Nestas condições as bactérias se aproveitam do nitrato para degradar a DBO/DQO restante, ou seja, elas degradam sem consumir oxigênio, e esta opção deve ser considerada no cálculo.

Segundo esta lógica a “recuperação do O₂” quer dizer que em certas condições a degradação de DQO/DBO pode ser mais eficiente que a presença do oxigênio permitiria, ou seja, as bactérias usam receptores adicionais, que reduzem o uso de oxigênio, entre estes o nitrato é o mais importante. A ocorrência parcial da desnitrificação diminui a necessidade de oxigênio, ou seja, a parte de DQO/DBO₅ usada para a redução de nitrato, não necessitando mais do oxigênio (recuperação de O₂) conforme mostra a Equação 2.

$$F_N = F_{(DQO+NTK)} - F_{RDN} \quad (2)$$

Onde:

F_N = Fluxo de O₂ necessário diariamente (g O₂/d)

$F_{(DQO+NTK)}$ = Fluxo de O₂ necessário para remover DQO e NTK (g/d)

F_{RDN} = Fluxo de O₂ produzido pela desnitrificação (g/d)

Conforme apresentado na equação 3, para calcular a entrada de oxigênio no sistema “*wetland*” de fluxo vertical, dois processos principais são considerados, a convecção, que calcula o oxigênio que segue do fluxo do efluente introduzido descontinuamente (por exemplo, 4 vezes ao dia), e a difusão, que acontece continuamente pela superfície e diminui somente quando o esgoto introduzido se acumula na superfície (por exemplo, 4 vezes x 30 min/ dia):

$$F_D = F_E \quad (3)$$

Onde:

F_D = Fluxo de O₂ disponível (g O₂/d)

F_E = Fluxo de O₂ na entrada (O₂ CONVECÇÃO + O₂ DIFUSÃO) (g O₂/d)

Para o dimensionamento, a disponibilidade deve ser maior ou igual às necessidades de oxigênio (Equação 4):

$$F_D - F_N \geq 0 \quad (4)$$

Onde:

F_N = Fluxo necessário de O_2 no processo (g O_2 /d)

As aplicações já mostraram, que ao contrário do que ocorre no clima mais frio da Europa, para o qual este modelo foi desenvolvido, o modelo pode ser aplicado em condições subtropicais diretamente, ou seja, sem consideração primária da colmatação e segundo as adaptações feitas (PLATZER et al. 2007), entraram os seguintes fatores:

- Para a oxidação da carga orgânica foi usado o parâmetro DBO_5 com 1,2 g O_2 / g DBO_5
- Para a oxidação do nitrogênio foram calculados 4,3 g O_2 / g NTK
- Para o processo da convecção foram considerados 300 mg O_2 por litro de ar que segue o litro de água (esgoto) introduzido na superfície.
- Para o processo da difusão foi calculado 1 g O_2 / m². h por 24 horas /dia

Para o estudo em questão, foi considerado que o sistema de bombeamento da água cinza para o WV opera 5 vezes ao dia com duração de 36 minutos, ou seja, 0,6 hora por dia são usados para descarga do afluente, quando o fenômeno da difusão não pode acontecer (por isso será desconsiderado esse valor do período de 24 horas).

Com isto as fórmulas resultam em:

$$F_N = 1,2 \cdot F_{DBOa} + 4,3 \cdot F_{NTKa} \quad (5)$$

Onde:

F_{DBOa} = Fluxo de DBO na entrada do processo (g DBO /d)

F_{NTKa} = Fluxo de NTK na entrada do processo (gNTK/d)

$$F_{Dd} = C_d \cdot A_f \cdot 24 - t \cdot n_a \quad (6)$$

Onde:

F_{Dd} = Fluxo de oxigênio devido à difusão (g/d)

C_d = coeficiente de difusão de O_2 (g/d)

A_f = área de filtração (m^2)

t = duração de uma carga de alimentação (h)

n_a = número de cargas de alimentação por dia

$$F_{Dc} = O_2 \cdot Q \quad (7)$$

Onde:

F_{Dc} = Fluxo de oxigênio devido à convecção (g/d)

O_2 = concentração de O_2 presente no efluente (g/m^3)

Q = vazão média de efluente (m^3/d)

O uso de efluentes de lavação, de chuveiros, pias ou outras fontes, que não sejam poluídos com fezes podem perfeitamente ser tratados em “*wetland*” para que possam ser aplicados depois como água de reúso, vindo ao encontro da filosofia do saneamento ecológico. Obviamente a composição específica destes efluentes é muito diversa e o dimensionamento “clássico” que calcula o m^2 por habitante chega ao seu limite. No modelo empregado entram as reais concentrações dos componentes responsáveis para o gasto de oxigênio no sistema, quais sejam, a matéria orgânica e o nitrogênio amoniacal, os quais são relacionados com a oferta de oxigênio. A oferta de oxigênio é fundamental para o funcionamento de todos os sistemas aeróbios: quando acaba o oxigênio o tratamento aeróbio termina.

De acordo com o modelo de dimensionamento de “*wetland*” vertical proposto por Platzer (1998), é possível calcular a necessidade e a oferta de oxigênio que o sistema abrange. Para isso, necessita-se considerar a taxa de evapotranspiração exercida pelas plantas.

Em sistemas em que se utilizam os wetlands, as plantas absorvem água do efluente e a liberam para a atmosfera, num processo denominado transpiração, que somado à água evaporada da superfície do meio suporte constituem a evapotranspiração, tal processo pode eliminar ou reduzir o volume do efluente (TRUONG et al., 2008).

Com a grande perda líquida ocasionada pelo fenômeno da evapotranspiração, a concentração de alguns constituintes (parâmetros de qualidade) do afluente pode até mesmo ser aumentada (KADLEC et al., 1997). Para uma completa e verdadeira

análise de resultados da eficiência de sistemas de alagados como “*wetlands*” construídos, faz-se necessário um balanço de massa por constituinte do efluente.

3.3.5.2 Modelo Johansen e Brix (1996)

O dimensionamento para “*wetland*” de fluxo vertical, conforme Johansen e Brix (1996), cujo modelo é baseado no balanço de oxigênio necessário a atividade de remoção da matéria orgânica e nitrificação, pode ser determinada através da área requerida pelo cálculo da Equação (8):

$$A = \frac{D_o \times 1000}{D_{as}} \quad (8)$$

Onde,

A = Área calculada para WV (m²);

D_o = Demanda de oxigênio (g O₂ m⁻² d⁻¹);

D_{as} = demanda de aeração na superfície (adotado 30 g O₂ m⁻² d⁻¹).

O valor da D_o é determinada pela Equação (9):

$$D_o = F_{NH_4-N} \times 4,3 + F_{DBO} \times F_{OD\ DBO} \quad (9)$$

Onde,

F_{NH₄-N} = Fluxo de NH₄-N (kg d⁻¹) da água residuária;

F_{ODNH₄-N} = Fluxo de oxigênio requerido para degradação do NH₄-N (kg.d⁻¹);

F_{DBO} = Fluxo de DBO₅ (kg.d⁻¹) da água residuária;

F_{OD DBO} = Fluxo de oxigênio requerido para degradação da DBO₅ (kg.d⁻¹).

Outro ponto importante que deve ser abordado na etapa de dimensionamento de WC, em função do estabelecimento de parcelas densas de macrófitas aquáticas e o calor nos meses de verão, é a evapotranspiração, que gera uma perda de água acentuada, diminuindo o volume de água contida no sistema. Essa perda de água implica aumento na concentração de poluentes no sistema, mesmo que a eficiência seja efetiva em base de renovação de massa. Para macrófitas aquáticas emergentes, a evapotranspiração pode variar de 1,3 a 3,5 vezes a taxa de evaporação de uma superfície livre adjacente (MOTTA MARQUES, 1999).

Dados de evapotranspiração para “*wetlands*” são escassos, mas dados de uma plataforma natural de *Phragmites australis* (BURBA et al., 1999) mostrou taxas de evapotranspiração de 1,3-4,0 mm dia⁻¹ entre a fase inicial e de pico de crescimento; 1,8 mm dia⁻¹ no início e próximo do final da senescência. Herbst e Kappen (1999) encontraram taxas de evapotranspiração para um “*wetlands*” que excederam 10 mm dia⁻¹ durante um dia quente e ensolarado. Maltais-Landry (2008) estimou, através da diferença entre a vazão de entrada e saída, as taxas de evapotranspiração variando de 0 – 24 L.m⁻² d⁻¹.

3.3.5.3 Modelo de decaimento bacteriano

O decaimento bacteriano é atribuído a diversos fatores que afetam a mortalidade bacteriana, como por exemplo: sedimentação, radiação solar, utilização de nutrientes, ações físico-químicas, toxicidade das algas, toxicidade de outras bactérias (BEDA, 2011). Todos estes fatores variam com a localização geográfica e com as características do efluente, principalmente com a temperatura.

O decaimento bacteriano em sistemas “*wetlands*” foi pesquisado por Vymazal (2005) para sistemas de fluxo subsuperficial, superficial (água livre) e sistemas híbridos, localizados na Europa, Américas, Ásia, África, Austrália e Oceania.

Para avaliar o comportamento do modelo matemático que melhor se ajusta à cinética de remoção é preciso determinar o coeficiente de decaimento bacteriano de uma unidade experimental que possui um “*wetland*”. Vários trabalhos publicados

afirmam que para sistemas “*wetlands*” deve-se considerar o modelo de fluxo em pistão. Para Monteiro (2009), em sistemas de fluxo pistonado, o número de dispersão d aproxima-se de 0, de forma que pode-se considerar a equação de Chick (Equação 10).

$$Ne = No \times e^{-Kb \times t} \quad (10)$$

Para avaliação da remoção bacteriana e determinação do coeficiente de decaimento bacteriano considera-se preliminarmente que a mortalidade bacteriana obedece ao modelo da Lei de Chick.

Pode-se utilizar também o modelo de Wehner e Wilhem (1956) para fluxo disperso, conforme a Equação (11):

$$Ne = No \frac{4 \cdot a \cdot e^{\left(\frac{1}{2d}\right)}}{\left((1+a)^2 \cdot e^{\frac{a}{2d}} \right) - \left((1-a)^2 \cdot e^{-\frac{a}{2d}} \right)} \quad (11)$$

Sendo “ a ” calculado por meio da Equação (12):

$$a = \sqrt{1 + 4Kb t d} \quad (12)$$

Sendo o número de dispersão de Yanez (1993), calculado conforme Equação (13):

$$d = \frac{\left(\frac{L}{b}\right)}{-0,261 + 0,264\left(\frac{L}{b}\right) + 1,014\left(\frac{L}{b}\right)^2} \quad (13)$$

Também pode-se calcular o número de dispersão conforme ajuste da equação proposto por Von Sperling (1999), conforme a Equação (14), tem-se:

$$d = b/L \quad (14)$$

Em que:

N_e = coliformes no efluente;
 N_o = coliformes no afluente;
 K_b = coeficiente de decaimento bacteriano, em d^{-1} ;
 t = tempo de detenção hidráulica;
 d = número de dispersão, adimensional;
 L = comprimento do “*wetland*”;
 b = largura do “*wetland*”;
 a = número adimensional.

4 CONTEXTUALIZAÇÃO DA PESQUISA

O presente estudo fez parte de um projeto de pesquisa realizado pela Universidade Federal do Espírito Santo (UFES) intitulado “Desenvolvimento de tecnologia para viabilizar técnica e economicamente sistemas de reúso de águas cinzas em habitações de interesse social”, financiado pela Chamada Pública Saneamento Ambiental e Educação 07/2009 do Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT)/Ministério das Cidades (MCidades)/Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP).

A pesquisa foi realizada no período de março de 2012 a julho de 2013, no Parque Experimental de Saneamento Básico da UFES, localizado no Campus de Goiabeiras, Vitória – Espírito Santo, no Brasil.

As etapas do desenvolvimento do presente estudo podem ser verificadas abaixo:

- Revisão bibliográfica relacionada ao dimensionamento de “*wetlands*”;
- Dimensionamento do “*wetland*”;
- Pré-seleção da macrófita adaptada ao clima e às condições saturadas do ambiente;
- Implantação do sistema de tratamento de água cinza;
- Partida dos sistemas;
- Monitoramento dos sistemas por meio de análises físico-químicas e microbiológicas;

- Análise foliar da macrófita;
- Tratamento estatístico dos dados com desenvolvimento de tabelas e gráficos;
- Análises e interpretação dos dados.

5 ASPECTOS REFERENTES À ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA (ETAC)

5.1 CARACTERÍSTICAS GERAIS

Toda a água cinza produzida é proveniente de um edifício universitário, onde transitam cerca de 16 pessoas por dia entre as 8:00 e 17:00 h, que contém duas salas de professores com banheiros individuais e dois banheiros de uso coletivo (feminino e masculino). Os banheiros individuais possuem uma bacia sanitária e um lavatório cada. Nos banheiros coletivos, cada um possui duas bacias sanitárias, dois lavatórios e um chuveiro. O banheiro masculino também possui dois mictórios e uma máquina de lavar roupas, a qual é utilizada diariamente para a lavagem de jalecos, tolhas e roupas de alunos visando à produção da água cinza clara.

Em relação ao projeto hidrossanitário do edifício universitário este foi desenvolvido para segregação das águas residuárias: água cinza clara (proveniente do chuveiro, lavatórios e máquina de lavar), águas negras (proveniente das bacias sanitárias) e águas amarelas (proveniente dos mictórios).

5.2 DESCRIÇÃO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA (ETAC)

A estação de tratamento de água cinza (ETAC) localizada no Parque Experimental de Saneamento Básico da UFES é composta por um filtro anaeróbio de fluxo ascendente (FAn) seguido de um “*wetland*” de fluxo vertical (WV) (Figura 4).

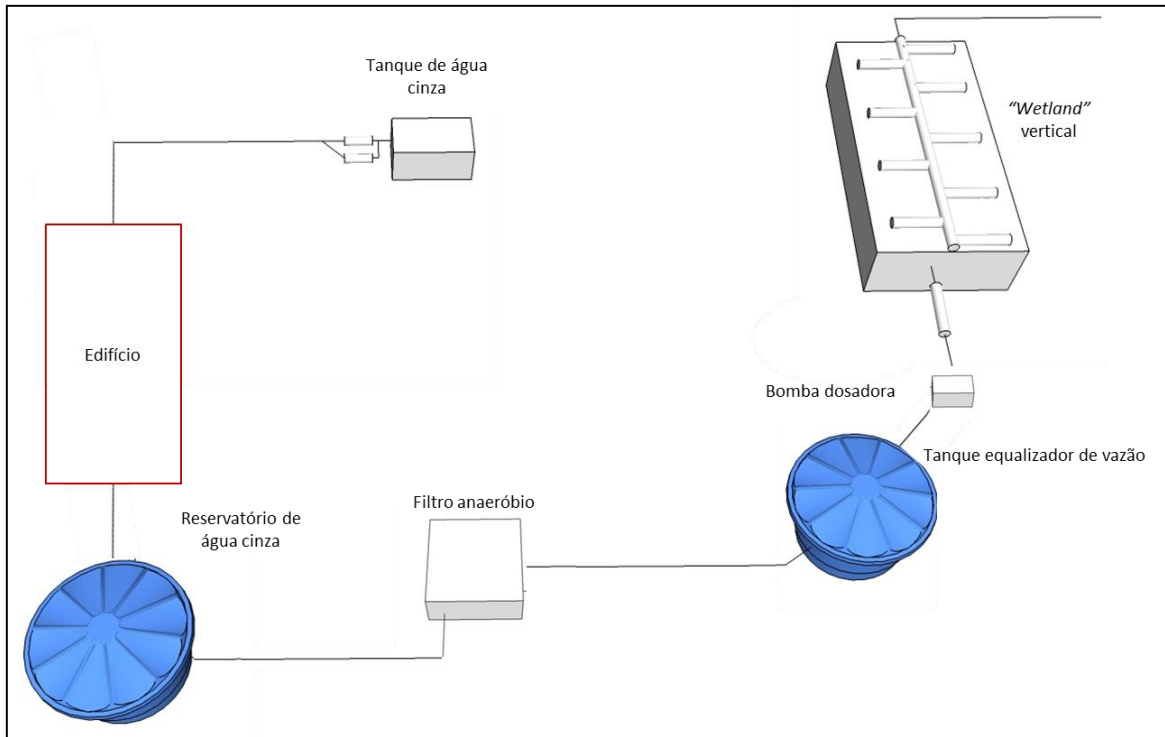


Figura 4 - Sistema de tratamento de água cinza composto pelo filtro anaeróbio (FAn) seguido do “wetland” vertical (WV)

5.2.1 Produção de água cinza

O volume de água cinza produzida no edifício foi estimado, pois é sabido que fonte a geradora influencia diretamente nas características da água cinza estudada.

Sabendo que aproximadamente 16 pessoas (em geral professores, alunos e pesquisadores) circulam no edifício diariamente, foi considerado que:

- 16 pessoas utilizam o lavatório para escovação de dentes, lavagem de mãos e rosto;
- 12 pessoas tomam banho, com duração de 10 minutos cada;
- São realizadas lavagens de roupas (roupas de voluntários e jalecos utilizados frequentemente nos laboratórios da universidade) na máquina de lavar cinco vezes ao dia (de segunda-feira a sexta-feira).

De acordo com Gonçalves (2006), estimou-se a vazão de produção de água cinza de cada componente do sistema hidrossanitário (chuveiro, lavatório e máquina de lavar), totalizando uma vazão de 1650 L.dia⁻¹, conforme mostra a Tabela 5. De acordo com o resultado da estimativa de água cinza clara gerada no edifício universitário estudado, a produção média por pessoa foi de 103,1 L.d⁻¹.

Tabela 5 – Volume de água cinza gerado no edifício universitário

Uso da água	Frequência	Duração	Consumo	Volume (L/dia)
Chuveiro	12 pessoas/dia	10 min/pessoa	4 L/min	480
Lavatório	16 pessoas/dia	3 min/pessoa	2,5 L/min	120
Máquina de lavar roupa	5 lavagens/dia	1 hora/ciclo	210 L/ciclo ^(a)	1050
Total				1650

^(a) Referente ao modelo da Consul automática CP 567, de lavagem completa, com duplo enxágue.

5.2.1.1 Armazenamento e tratamento das águas cinzas

A água cinza gerada no edifício segue para um reservatório inferior (capacidade de 180 L), onde a água é bombeada para um reservatório superior de água cinza (capacidade de 1.000 L) por meio de duas bombas centrífugas (Schneider BCR-2010) que funcionam de forma alternada. Este reservatório abastece o FAn de acordo com a produção de água cinza clara gerada ao longo do dia.

O efluente tratado pelo FAn segue para um tanque equalizador de vazão (capacidade de 500 L), que armazena e distribui o líquido para o WV através de bomba centrífuga (Schneider BCR-2000) que é um equipamento desenvolvido exclusivamente para uso residencial, a qual está conectada a um timer digital, que aciona de tempos em tempos, o bombeamento do efluente tratado do FAn para alimentar o WV (Figura 5).



Figura 5 – Bomba centrífuga associada ao timer

5.2.2 Pré-tratamento

O objetivo desta etapa consiste em impedir a passagem de sólidos grosseiros (sujeira, fios de cabelo e de tecidos), evitando possíveis entupimentos nas etapas seguintes do sistema de tratamento da água cinza.

Para impedir a passagem de tais sólidos, foi necessário realizar a instalação de malhas finas nos ralos do chuveiro e na mangueira de saída da máquina de lavar roupas, e de uma peneira (12 cm de diâmetro) na saída da tubulação que canaliza a água cinza gerada. A limpeza das telas e das peneiras é realizada semanalmente, exceto para a que se localiza na mangueira de saída da máquina de lavar, que é limpa a cada processo de lavagem.

5.2.3 Filtro Anaeróbio de Fluxo Ascendente (FAn)

O filtro anaeróbio de fluxo ascendente (FAn) foi construído em fibra de vidro, possui geometria retangular, dimensões totais de 0,6 x 0,6 x 2,2 m e volume total de 0,79

m³ (Figura 6). Vale ressaltar que este filtro, faz parte de outra ETAC que já esteve em funcionamento no prédio estudado sendo composta por um reator anaeróbio compartimentado (3 compartimentos), filtro biológico aerado submerso, decantador e filtro terciário com dimensão total de 0,6 x 1,7 x 2,2 m (Apêndice A). Para o funcionamento do FAn foi necessário fazer adaptações no reator, inserindo o meio suporte no mesmo, sendo que apenas duas câmaras foram utilizadas (C1 e C2).



Figura 6 – Filtro anaeróbio de fluxo ascendente

O meio suporte utilizado para preenchimento do FAn é constituído por tubinhos plásticos com furinhos em seu interior, possuindo diâmetro de 2,5 cm, 2,3 cm de comprimento e 80% de porosidade. Estes foram escolhidos por serem bem leves e apresentarem maior superfície específica se comparados com a brita, por exemplo.

A água cinza entra pela parte superior do primeiro compartimento e é encaminhada por meio de uma tubulação vertical até 10 cm do fundo, de onde segue em fluxo ascendente até a parte superior da segunda câmara, na qual o fluxo percorre no

mesmo sentido até a saída do FAn. Cada filtro possui três torneiras nas alturas de 0,1m, 0,8m e 1,5m a partir do fundo, para avaliação do lodo e possíveis descartes.

A partida no FAn foi realizada no dia 10 de dezembro de 2011, quando foi adicionado lodo proveniente de um Reator UASB até altura de 0,8m (aproximadamente 140 L), ficando em aclimação por um período de 20 dias. O Reator UASB de onde foi retirado o lodo localiza-se no Parque Experimental de Saneamento da UFES, e trata esgoto sanitário de um bairro de classe média alta, próximo ao campus universitário.

Após o período de aclimação do lodo no FAn, foi adicionado o meio suporte e no dia 03 de janeiro de 2012 iniciou-se o abastecimento contínuo de água cinza, com uma vazão inicial de $0,5 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ e tempo de detenção hidráulica total de 22,3 horas.

5.2.4 “Wetland” Vertical (WV)

O pós-tratamento do efluente proveniente do FAn foi realizado por meio de um “wetland” vertical (Figura 7). Este sistema foi construído com fibra de vidro, possui forma retangular, dimensões de 1,17 x 0,8 x 2,19 m e volume total de 2 m³.

O WV possui declividade de 2%, para permitir que o fluxo do efluente escoe para a saída do sistema. O mesmo foi preenchido com 0,4m de altura de areia grossa e 0,2m de altura com brita # 0 ($d_{60} = 2,7 \text{ mm}$; $d_{60}/d_{10} = 2,7$; $\epsilon = 47\%$).

A tubulação de saída do afluente possui 50mm de diâmetro e são dispostas na superfície do WV, sobre a brita, em forma de “espinha de peixe” perfurada com orifícios (diâmetro de 10mm e espaçados 10cm entre si) voltados para cima. A coleta de amostras foi realizada por meio de um registro localizado na parte lateral do WV a 10 cm do solo.

A operação do sistema foi iniciada no dia 23 de março de 2012, quando foi realizado o plantio da macrófita (*Equisetum hyemale* L.), ficando o sistema cheio com água potável por uma semana para iniciar a adaptação das plantas ao meio suporte. Após esse período o sistema foi esgotado, sendo abastecido com água cinza e mantido cheio por mais três semanas, com o objetivo de adaptação da planta ao meio e

formação de biofilme. Por fim, no final do primeiro mês foi iniciada então a aplicação diária de água cinza para as vazões pré-definidas, dando partida à fase experimental de operação do WV.



Figura 7 – “Wetland” de fluxo vertical

5.2.5 *Equisetum hyemale* L.

A planta utilizada no WV foi a *Equisetum hyemale* L., popularmente conhecida como cavalinha (Figura 8). 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. Segundo Lorenzi e Matos (2002), a mesma possui haste fértil possuindo em seu ápice uma espiga oblonga e escura que contém grande quantidade de esporos, multiplica-se tanto por rizomas como por esporos.

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.



Figura 8 – *Equisetum hyemale* L. (cavalinha)

A seleção da cavalinha foi realizada por meio de pesquisa bibliográfica (LORENZI e SOUZA, 2008; MONTEIRO, 2009; ZANELLA, 2008) e de acordo com sua adaptabilidade ao clima do local de execução deste estudo. O resultado das plantas na atuação no WV será melhor descrita no **Artigo 2**.

5.2.5.1 *Análise dos tecidos vegetais*

Raízes, caules, folhas, frutos e flores são estruturas que comumente chamamos tecidos vegetais. Em relação às macrófitas, estas podem possuir os mais diversos tipos de tecidos, sendo que, para o trabalho em questão os mais importantes são o tecido foliar e radicular, e por isso, foram realizadas análises laboratoriais em ambos.

A análise foliar baseia-se na premissa de que existe uma relação bem definida do crescimento e produção das culturas com o teor de nutrientes em seus tecidos

(MARSCHNER, 1995; COELHO et al., 2002). Em geral, o estado nutricional de uma planta é mais bem refletido pelo teor de nutrientes minerais nas folhas do que em outros órgãos, e assim, a análise foliar é uma ferramenta para diagnóstico do nutricional de muitas plantas cultivadas, como café, laranja, soja, trigo (MALAVOLTA, 1992; MARSCHNER, 1995), pastagens (BRAZ et al., 2004) e plantas ornamentais (D'OLIVEIRA et al., 2003). Já na análise das raízes é possível conhecer de forma mais ampla, como este órgão, o qual é responsável direto pelo crescimento e sustentação das plantas, atua no ecossistema o qual está inserido.

Contudo, a pesquisa agronômica sobre plantas medicinais, dentre elas a cavalinha, é escassa (DI STASI, 1996), e nem sempre se encontram resultados de análise foliar desta planta.

5.2.5.2 O aproveitamento das macrófitas

Diversos autores vêm mostrando, através de pesquisas sobre a composição química das macrófitas aquáticas, que esses vegetais têm grande valor como adubo, podendo-se destacar Esteves (1988); Esteves e Camargo (1986); Gomes (1987); Henry-Silva e Camargo (2006); Junk (1979); Lutzemberger (1985); Medeiros et al. (1999) e Mees (2006). Apesar disso, Jackson (1998) e Corrêa et al. (2002) alertam sobre a pouca informação referente tanto às características químicas do material vegetal retirado de ambientes eutrofizados, como sobre a segurança ambiental necessária na área de descarte.

As macrófitas aquáticas têm reconhecida capacidade de estocar nutrientes, os quais são devolvidos em parte para o ambiente, através da excreção e decomposição de sua biomassa, portanto a decomposição desempenha importante papel na reciclagem de nutrientes (BIANCHINI JR., 1982; PETRACCO, 1995). Esteves e Camargo (1986) mostraram a importância das macrófitas em estocagem e ciclagem de nutrientes através de extensa revisão bibliográfica. Sendo assim, as plantas aquáticas podem ser compostadas, já que por esse processo há liberação de macronutrientes e de micronutrientes (KIEHL, 2004). Mees (2006) produziu adubo

orgânico com aguapé encontrando valores satisfatórios de N total (2,3%), para a legislação brasileira (Portaria nº. 1 de 4 de março de 1983).

Antunes (2009) avaliou o potencial de uso das macrófitas aquáticas como adubo orgânico processando-as através da compostagem e concluiu que as taxas de crescimento são elevadas, resultando em frequentes retiradas de excedente para otimizar a eficiência do sistema, mas acarretando a geração de resíduo orgânico.

DESEMPENHO DE UM “WETLAND” VERTICAL NA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA, TURBIDEZ E COLIFORMES TERMOTOLERANTES DO EFLUENTE DE UM FILTRO ANAERÓBIO TRATANDO ÁGUA CINZA CLARA

Resumo

O presente estudo avalia o desempenho de um “*wetland*” vertical (WV) na remoção de matéria orgânica, turbidez e coliformes termotolerantes aplicado no pós-tratamento do efluente de um filtro anaeróbico de fluxo ascendente (FAn) tratando água cinza clara. Cinco períodos de testes foram analisados, sendo caracterizados pelos tempos de detenção hidráulica (TDH) de 3; 2; 1; 0,75 e 0,5 dia. Os valores médios de turbidez no efluente referentes aos TDH estudados foram de 15 UT, 10,3 UT, 5,3 UT, 7,0 UT e 4,8 UT, respectivamente. As concentrações médias de SST foram de 7,2 mg.L⁻¹, 7,1 mg.L⁻¹, 7,0 mg.L⁻¹, 8,0 mg.L⁻¹ e 14,5 mg.L⁻¹, respectivamente. Já as concentrações médias de DQO foram de 12 mgO₂.L⁻¹, 27 mgO₂.L⁻¹, 14 mgO₂.L⁻¹, 27 mgO₂.L⁻¹, 25 mgO₂.L⁻¹ e de DBO₅ foram de 17 mgO₂.L⁻¹, 22 mgO₂.L⁻¹, 14 mgO₂.L⁻¹, 23 mgO₂.L⁻¹ e 11 mgO₂.L⁻¹, respectivamente. A densidade média de CT obtida no efluente do WV foi de 7,5x10⁴ NMP.100mL⁻¹, 1,6x10⁴ NMP.100mL⁻¹, 6,8x10³ NMP.100mL⁻¹, 5,2x10³ NMP.100mL⁻¹ e 2,2x10⁴ NMP.100mL⁻¹, respectivamente, e de *E. coli* foi de 1,8x10² NMP.100mL⁻¹, 1,7x10² NMP.100mL⁻¹, 1,1x10² NMP.100mL⁻¹, 2,1x10² NMP.100mL⁻¹ e 7,0x10² NMP.100mL⁻¹. Como resultado, observou-se que o WV apresentou melhor desempenho para o TDH de 3 dias ao longo dos períodos analisados, mostrando-se viável quando utilizado como pós-tratamento de um filtro anaeróbio.

Palavras-chave: água cinza; reúso; filtro anaeróbio; “*wetland*”.

Abstract

The present study aimed evaluate the influence of hydraulic and organic loads in removing turbidity and organic matter in a "wetland" vertical used as a post-treatment of an up flow anaerobic filter (AF) treating greywater clear. About the performance of greywater treatment system, were analyzed six periods of experiments, being characterized by the hydraulic retention time (HRT) of 3; 2; 1; 0,75 e 0.5 day.

The average values related to the turbidity the (HRT) studied were 15 UT; 10.3 UT; 5.3 UT; 7.0 UT e 4.8 UT, respectively. The average concentrations of TSS were 6.0 mg L^{-1} , 14.5 mg L^{-1} , 8.0 mg L^{-1} , 7.0 mg L^{-1} , 7.1 mg L^{-1} and 7.2 mg L^{-1} , respectively. As for the average COD concentrations were $12 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$, $27 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$, $14 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$, $27 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$ and $25 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$, and BOD₅ were $17 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$, $22 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$, $14 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$, $23 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$ and $11 \text{ mgO}_2\text{.L}^{-1}$, respectively. The mean density obtained of TC in the VW effluent was the $7.5 \times 10^4 \text{ NMP.100mL}^{-1}$, $1.6 \times 10^4 \text{ NMP.100mL}^{-1}$, $6.8 \times 10^3 \text{ NMP.100mL}^{-1}$, $5.2 \times 10^3 \text{ NMP.100mL}^{-1}$ and $2.2 \times 10^4 \text{ NMP.100mL}^{-1}$, respectively, and the *E. coli* was the $1.8 \times 10^2 \text{ NMP.100mL}^{-1}$, $1.7 \times 10^2 \text{ NMP.100mL}^{-1}$, $1.1 \times 10^2 \text{ NMP.100mL}^{-1}$, $2.1 \times 10^2 \text{ NMP.100mL}^{-1}$ and $7.0 \times 10^2 \text{ NMP.100mL}^{-1}$. Such as result, observed that the VW showed better performance for the HRT of 3 days over the analyzed periods, making it adequate when used such as post-treatment of an anaerobic filter.

Keywords: greywater; reuse; anaerobic filter; "wetland".

6.1.1 Introdução

A utilização da água cinza como fonte de água para o reúso não potável vem crescendo cada vez mais no mundo inteiro. A água cinza 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; ERIKSSON, et al., 2002). Alguns autores excluem a água cinza proveniente de cozinha por possuírem compostos indesejáveis, como óleos e gorduras, denominando-a de “água cinza escura” e, a contribuição restante sendo denominada de “água cinza clara” (ALLEN et al., 2010; BIRKS; HILLS, 2007).

Em relação à 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.

Vale ressaltar ainda, que a água cinza pode ser contaminada por certos agentes patogênicos devido a algumas atividades, como a lavagem de roupas contaminadas com fezes (fraldas, por exemplo) e banhos. Dentre os microrganismos já identificados na água cinza, destacam-se: *Escherichia coli*, *Enterococcus spp.*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Staphylococcus aureus*, *Legionella pneumophilla*, *Salmonella spp.*, clostridia, rotavírus, adenovírus, norovírus, *ryptosporidium spp.*, *Giardia spp.* etc, constituindo assim, um risco a saúde pública dependendo do seu uso (BIRKS; HILLS, 2007; OTTOSON; STENSTRÖM, 2003; WINWARD, 2007; WINWARD et al., 2008).

Há diversas tecnologias utilizadas no tratamento de água cinza para viabilizar o seu reúso entre as quais 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 (FAn), reator sequencial em batelada (SBR), reator de manta de lodo anaeróbio (UASB), biorreator de

membrana (MBR), filtro biológico aerado e “*wetlands*” construídos (WC) (GONÇALVES et al., 2006).

Conforme definição de Philippi e Sezerino (2004), os “*wetlands*” construídos (WC) podem ser definidos como um ecossistema de transição entre ambientes terrestres e aquáticos. Os WC são definidos como sistemas artificiais dos “*wetlands*” naturais que, sob condições controladas de engenharia, combinam processos físicos, químicos e biológicos no tratamento de águas residuárias. Os elementos que compõem esse tipo de ambiente são: meio suporte (suporte físico e fixação microbiana), plantas (suporte de microrganismos e transporte de oxigênio), regime hidráulico (tipo de escoamento) e fauna (micro e macrorganismos). Estes processos ocorrem junto à rizosfera, promovendo a remoção da matéria orgânica e dos sólidos, absorção de nutrientes pelo meio suporte ou pelo vegetal e a eliminação de patógenos (SEZERINO et al., 2005).

Visando o tratamento de água cinza para produção de água para reúso predial os “*wetlands*” vem sendo utilizados (MASI, 2009; MONTEIRO, 2009; PAULO et al., 2009; HOFFMANN et al., 2011), por serem considerados processos de tratamento eficientes, com baixo custo de operação e implantação, e com mínimo impacto ambiental.

Porém, pouco se sabe sobre o tratamento de água cinza utilizando “*wetlands*” como pós-tratamento de um filtro anaeróbio, sendo escassos também os registros na literatura sobre a utilização da cavalinha. 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 colmatação 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*” vertical na remoção de matéria orgânica, turbidez e de coliformes termotolerantes do efluente de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente (FAn) tratando água cinza clara.

6.1.2 Materiais e Métodos

A pesquisa foi realizada numa Estação de Tratamento de Água Cinza (ETAC) situada no Parque Experimental de Saneamento, localizado na Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), Campus Goiabeiras – Vitória – ES – Brasil. A descrição detalhada desta ETAC encontra-se no **Item 5.2** desta dissertação.

6.1.2.1 Características da ETAC

A Estação de Tratamento de Água Cinza (ETAC) é composta por um filtro anaeróbio de fluxo ascendente (FAn) seguido por um “*wetland*” vertical (WV). A água cinza proveniente do edifício universitário é armazenada num tanque de água cinza sendo bombeada para outro reservatório com capacidade de 1000L o qual abastece o FAn, após essa etapa primária de tratamento, o efluente do FAn segue para o reservatório (capacidade de 500L) que finalmente abastece o WV. Maiores detalhes do WV pode ser vistos no APÊNDICE B.

Como citado anteriormente, a água cinza clara tratada é proveniente de uma máquina de lavar roupas situada em um dos banheiros da ETAC, dois chuveiros e seis lavatórios localizados nos banheiros de um edifício universitário, sendo dois banheiros individuais e dois de uso coletivo (feminino e masculino).

As características construtivas referentes ao sistema de tratamento estudado são apresentadas na Tabela 6.

Tabela 6 – Aspectos construtivos da ETAC

Aspectos construtivos	Sistemas	
	FAn	WV
Área (m ²)	1,2	2,5
Volume útil (m ³)	0,6	0,8
Meio suporte	Mídia sintética (plástico)	brita # 0 e brita # 1
Porosidade (%)	-(^a)	35
Altura do meio suporte (m)	1,8	0,6

^(a) Não avaliado

No que diz respeito às condições operacionais, a variável balizadora do estudo foi o tempo de detenção hidráulica (TDH) do “*wetland*”, dividindo as etapas avaliadas em seis períodos (Tabela 7).

A área superficial (A_s) foi calculada por meio da Equação 15, sendo que o valor encontrado foi o mesmo para todos os TDH avaliados neste estudo.

$$A_s = \frac{(Q \times t)}{(n \times d)} \quad (15)$$

Onde,

Q= vazão diária ($m^3 \cdot dia^{-1}$)

t= TDH (dia)

d= profundidade do meio (m)

n= porosidade (%)

Já a taxa de aplicação superficial (T_a) foi calculada a partir da relação entre a vazão afluyente (Q) e a área superficial do WV (A_s), conforme mostra a Equação 16.

$$T_a = \frac{Q}{A_s} \quad (16)$$

Tabela 7 – Condições de operação hidráulica do “*wetland*”

Variáveis	Unidade	Período de Testes				
		1º	2º	3º	4º	5º
TDH	dia	3	2	1	0,75	0,5
Vazão	$m^3 \cdot dia^{-1}$	0,51	0,77	1,54	2,05	3,07
Área superficial	m^2	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7
Taxa de Aplicação Superficial	$m^3 \cdot m^{-2} \cdot dia^{-1}$	0,07	0,10	0,20	0,27	0,40

Em relação à planta utilizada no WV optou-se pela *Equisetum hyemale*, popularmente conhecida como cavalinha, pelo fato de sua melhor adaptação às condições de ambiente saturado e ao clima onde o trabalho foi desenvolvido.

6.1.2.2 Métodos analíticos

A ETAC foi operada e monitorada por um período de 12 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, oxigênio dissolvido (OD), alcalinidade, turbidez, demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), sólidos suspensos totais (SST), fósforo total (P_{tot}), nitrogênio total de Kjeldahl (NTK), amônia (NH₃), sulfato (SO₄²⁻), sulfeto (S²⁻), cloretos (Cl⁻), coliforme total (CT) e *Escherichia Coli* (*E. coli*).

As coletas foram realizadas sempre no período da manhã, em recipientes plásticos, sendo os parâmetros analisados (Tabela 8) de acordo o *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005). As análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental (LABSAN) da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES).

A análise estatística dos dados obtidos foi realizada utilizando o software Excel®, a fim de obter a estatística descritiva dos parâmetros analisados.

Tabela 8 – Parâmetros analisados na Estação de Tratamento de Água Cinza – ETAC (continua)

Parâmetro	Unidade	Frequência	Método	Referência
Temperatura	°C	Diária	Laboratório	2550 B (APHA, 2005)
pH	-	Diária	Eletrométrico	4500 H ⁺ B (APHA, 2005)
Condutividade	µS.cm ⁻¹	Diária	Laboratório	2510 B (APHA, 2005)
Oxigênio Dissolvido	mgO ₂ .L ⁻¹	Diária	Winkler	-
Alcalinidade	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	Semanal	Titulométrico	2320 B (APHA, 2005)
Cor Real	uC	Semanal	Espectrofotométrico	2120 C (APHA, 2005)

(Continuação) Tabela 8 – Parâmetros analisados na Estação de Tratamento de Água Cinza - ETAC

Parâmetro	Unidade	Frequência	Método	Referência
Turbidez	UT	Diária	Nefelométrico	2130 B (APHA, 2005)
Sólidos Suspensos Totais (SST)	mg.L ⁻¹	Semanal	Gravimétrico	2540 D (APHA, 2005)
Sólidos Sedimentáveis (SSed)	mL.L ⁻¹	Semanal	Gravimétrico	2540 F (APHA, 2005)
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	mgO ₂ .L ⁻¹	Semanal	Colorimétrico	5220 D (APHA, 2005)
Sulfato (SO ₄ ²⁻)	mg.L ⁻¹	Semanal	Turbidimétrico	4500-SO ₄ ²⁻ -E (APHA, 2005)
Sulfeto (S ₂ ⁻)	mg.L ⁻¹	Semanal	Iodométrico	4500-S ₂ -F (APHA, 2005)
Cloretos (Cl ⁻)	mgCl ⁻ .L ⁻¹	Semanal	Argentométrico	4500 B (APHA, 2005)
Coliforme Total (CT)	NMP.100mL ⁻¹	Semanal	Teste cromogênico	9223 B (APHA, 2005)
<i>Escherichia coli</i> (<i>E. coli</i>)	NMP.100mL ⁻¹	Semanal	Teste cromogênico	9223 B (APHA, 2005)

uC – unidade de cor;

UT – unidade de turbidez;

NMP – Número mais provável

6.1.2.3 Desenvolvimento da *Equisetum hyemale* L.

Para o acompanhamento do crescimento da planta utilizada ao longo do período estudado foi realizado um registro fotográfico, desde o seu plantio, de forma a observar o seu desenvolvimento mensalmente.

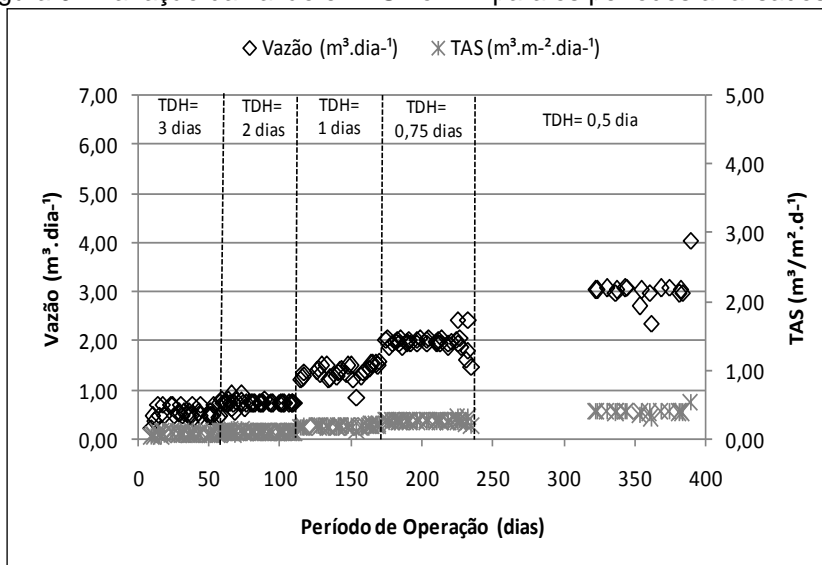
6.1.3 Resultados e Discussões

Durante o período de estudo a vazão foi medida diariamente na saída do WV na parte inferior do mesmo, e também, foram estimadas as taxas de aplicação superficial de acordo com os dados de entrada monitorados (Figura 9).

Observa-se que para os períodos com TDH de 3 dias e 2 dias, os valores de vazão e a T_A mantiveram-se mais homogêneos se comparados com os dois últimos períodos analisados. Tal fato permite inferir que uma elevada variação das cargas hidráulicas

e orgânicas para os demais TDH no WV poderá afetar na degradação de poluentes, principalmente, no que diz respeito à ação dos microrganismos.

Figura 9 –Variação da vazão e TAS no WV para os períodos analisados



6.1.3.1 Desempenho da ETAC

A análise dos resultados foi realizada considerando-se os principais parâmetros citados nas diversas normas que estabelecem valores limites para caracterização físico-química e microbiológica de água para reúso não potável em edificações.

No que tange os demais parâmetros analisados, estes 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 WV não atendeu a alguns parâmetros (DBO_5). Por outro lado, o WV apresentou significativas eficiências de remoção para diversos parâmetros nos períodos avaliados (Tabela 9).

6.1.3.1.1 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 8,8 enquanto que o FAn produziu um efluente com um

pH médio de 7,5. Os valores médios de pH obtidos no efluente do WV, para os TDH de 3; 2; 1; 0,75 e 0,5 dia não sofreram variações significativas, sendo: 6,9; 6,8; 6,8; 6,6 e 6,1 respectivamente. Deste modo, os diferentes tempos de detenção hidráulica não exerceram influência direta nos valores de pH do “wetland”, pois estes valores de pH são semelhantes aos relatados por outros pesquisadores (GROSS et al., 2007; PAULO, et al., 2009; KNUPP, 2013) os quais encontraram para o efluente do WV um pH em torno de 6,9. Vale ressaltar que, os valores de pH encontrados no efluente do WV 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 48,5 UT e no efluente do FAn 28,7 UT (eficiência de remoção média de 32%). No efluente do WV os valores médios de turbidez referentes aos TDH de 3; 2; 1; 0,75 e 0,5 dia, foram de 15 UT, 10,3 UT, 5,3 UT, 7,0 UT e 4,8 UT, resultando em eficiências médias de remoção de 71%, 79%, 66%, 62% e 52%, respectivamente (Figura 10). A ETAC apresentou uma eficiência remoção média total de turbidez de 70% para o período de monitoramento avaliado.

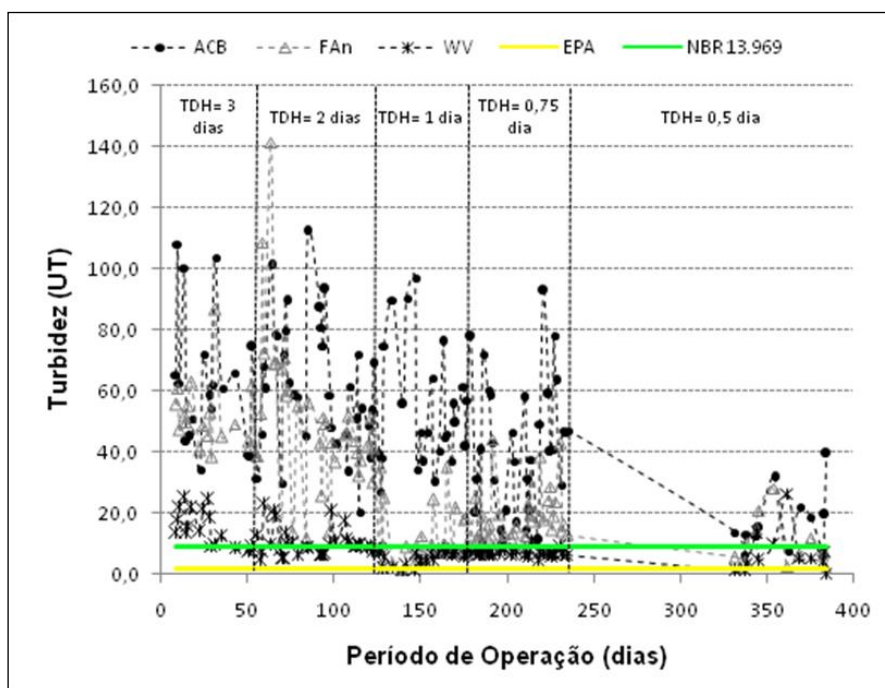


Figura 10 – Variação dos valores de turbidez nos períodos analisados

Nota: ACB= água cinza bruta; FAn= Filtro anaeróbio; WV= wetland vertical; EPA= padrões de reúso estabelecidos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos; NBR 13.969= padrões de reúso estabelecidos pela Norma Brasileira.

De acordo com o levantamento realizado por Eriksson et al. (2002), a turbidez da água cinza varia de 15 a 240 UNT. No que se refere ao efluente do WV este apresentou uma média de variação de 4,8 a 10,3 UT, com aspecto bastante clarificado. Begosso (2009) avaliou em seu estudo um TDH de 0,9 a 1,9 dias, obtendo uma remoção média de 87 % para o efluente do “wetland” de fluxo vertical, sendo que a turbidez final do efluente foi de 4,0 UT.

Em relação aos padrões de reúso, praticamente todos os valores médios de turbidez, exceto o TDH de 3 dias, apresentaram-se de acordo com a NBR 13.969/1997 onde a turbidez deve ser inferior a 10 UT. Porém, em momento algum se observou no efluente tratado um valor médio de turbidez que atendesse aos padrões de reúso propostos pela U.S. EPA (2004) de 2 UT.

A concentração média de SST na água cinza bruta foi $28,1 \text{ mg.L}^{-1}$ e no efluente do FAn $15,5 \text{ mg.L}^{-1}$ (eficiência de remoção média de 37%). No efluente do WV, as concentrações médias de SST para os TDH de 3; 2; 1; 0,75 e 0,5 dia, foram de $7,2 \text{ mg.L}^{-1}$, $7,1 \text{ mg.L}^{-1}$, $7,0 \text{ mg.L}^{-1}$, $8,0 \text{ mg.L}^{-1}$ e $14,5 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente (Figura 11). A eficiência média de remoção de SST foi, respectivamente, de 74%, 54%, 40%, 27% e 49% no WV, fato que indica uma maior remoção de sólidos nos testes realizados com TDH de 3 e 2 dias.

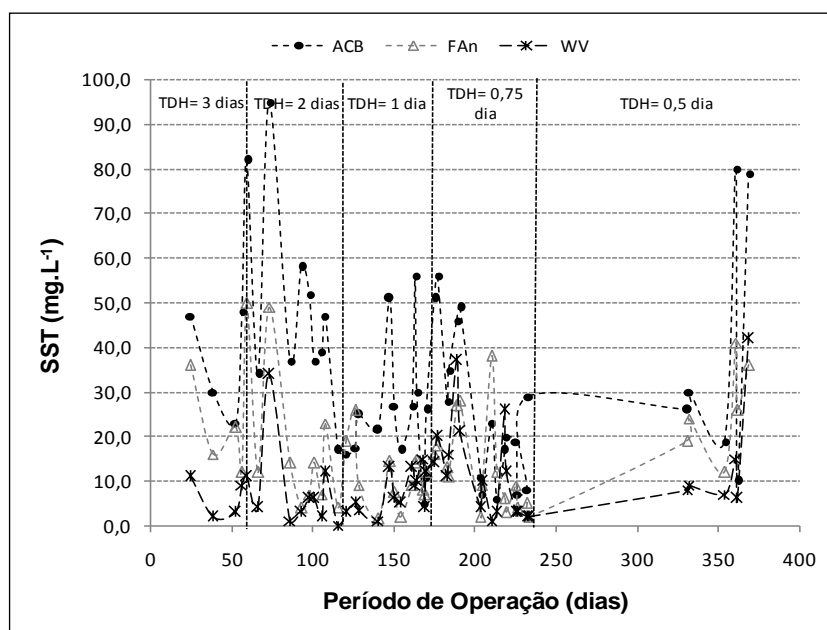


Figura 11 – Variação dos valores de SST nos períodos analisados

Tabela 9 – Estatística descritiva dos parâmetros monitorados na ETAC

Parâmetro	Unidade	n ^a	ACB	FAn	WV									
					Concentração					Remoção (%)				
					TDH 3 dias	TDH 2 dias	TDH 1 dia	TDH 0,75 dia	TDH 0,5 dia	TDH 3 dias	TDH 2 dias	TDH 1 dia	TDH 0,75 dia	TDH 0,5 dia
pH	-	159	8,8 ± 1,4	7,5 ± 0,8	6,9 ± 0,2	6,8 ± 0,3	6,8 ± 0,3	6,6 ± 0,4	6,1 ± 0,4	-(b)	-(b)	-(b)	-(b)	-(b)
Temperatura	°C	154	24,1 ± 1,6	24,1 ± 1,8	24,4 ± 1,2	23,9 ± 0,7	24,3 ± 1,3	25,6 ± 2,8	23,1 ± 2,2	-(b)	-(b)	-(b)	-(b)	-(b)
Condutividade	µS.cm ⁻¹	148	292,3 ± 258	226 ± 154,8	286,9 ± 61,2	260,1 ± 80,9	142,4 ± 50,1	135,9 ± 53,5	99,2 ± 24,4	-(b)	-(b)	-(b)	-(b)	-(b)
OD	mgO ₂ .L ⁻¹	152	1,34 ± 1,29	0,25 ± 0,47	1,3 ± 0,9	0,3 ± 0,4	0,5 ± 0,3	0,6 ± 0,4	0,7 ± 0,4	-(b)	-(b)	-(b)	-(b)	-(b)
Alcalinidade	mgCaCO ₃ . L ⁻¹	80	43,4 ± 41,0	38,3 ± 32,8	71,7 ± 17,7	66,3 ± 19,6	36,6 ± 16,9	39,3 ± 10,7	13,8 ± 13,5	-(b)	-(b)	-(b)	-(b)	-(b)
Cor	UC	67	58,3 ± 54,1	31,5 ± 35,7	36,5 ± 12,5	51,3 ± 44,9	10,2 ± 5,5	19,4 ± 22,9	7,8 ± 3,2	58 ± 28	33 ± 22	39 ± 39	33 ± 48	58 ± 38
Turbidez	UT ^(c)	130	48,5 ± 25,2	28,7 ± 23,4	15,0 ± 5,8	10,3 ± 4,7	5,3 ± 2,6	7,0 ± 1,0	4,8 ± 4,0	71 ± 12	79 ± 21	66 ± 33	62 ± 16	52 ± 31
SST	mg.L ⁻¹	53	28,1 ± 26,4	15,5 ± 11,8	7,2 ± 4,4	7,1 ± 10,0	7,0 ± 4,1	8,0 ± 7,5	14,5 ± 13,8	74 ± 26	54 ± 29	40 ± 25	27 ± 25	49 ± 34
DQO	mgO ₂ .L ⁻¹	66	170 ± 137	60 ± 57	12 ± 9	27 ± 17	14 ± 9	27 ± 17	25 ± 30	92 ± 6	79 ± 16	62 ± 51	38 ± 49	35 ± 83
DBO ₅	mgO ₂ .L ⁻¹	29	35 ± 25	25 ± 25	17 ± 10	22 ± 14	14 ± 7	23 ± 4	11 ± 5	72 ± 31	39 ± 27	11 ± 43	15 ± 23	20 ± 15
NTK	mg.L ⁻¹	68	1,4 ± 1,22	1,2 ± 1,05	1,1 ± 0,7	0,7 ± 0,2	0,9 ± 0,5	1,0 ± 0,3	0,2 ± 0,3	55 ± 9	39 ± 42	27 ± 24	37 ± 25	14 ± 42
N-NH ₃	mg.L ⁻¹	73	1,47 ± 1,23	1,10 ± 0,80	1,0 ± 0,5	0,7 ± 0,2	0,8 ± 0,4	0,6 ± 0,3	0,3 ± 0,9	44 ± 33	35 ± 42	37 ± 32	35 ± 35	18 ± 42
P _{tot}	mg.L ⁻¹	71	0,5 ± 0,7	0,2 ± 0,2	0,06 ± 0,1	0,2 ± 0,1	0,07 ± 0,1	0,1 ± 0,2	0,1 ± 0,8	72 ± 38	53 ± 30	39 ± 43	42 ± 33	27 ± 56
S ₂	mg.L ⁻¹	68	2,5 ± 1,9	3,5 ± 2,8	3,8 ± 2,2	2,3 ± 0,8	1,3 ± 0,8	1,0 ± 0,7	3,5 ± 2,7	27 ± 43	25 ± 43	7 ± 29	15 ± 43	13 ± 21
Cl ⁻	mg.L ⁻¹	75	34,7 ± 69,4	13,9 ± 12,4	14,2 ± 3,8	13,3 ± 5,9	13,4 ± 9,5	27,6 ± 17,9	23,3 ± 30,7	30 ± 86	7 ± 48	62 ± 51	53 ± 21	51 ± 37
Coliforme Total ^(d)	NMP ^(e) . 100mL ⁻¹	51	6,32x10 ⁴ ± 1,40x10 ⁵	1,34x10 ⁵ ± 3,81x10 ⁵	7,5x10 ⁴ ± 9,4x10 ⁴	1,6x10 ⁴ ± 1,1x10 ⁴	6,8x10 ³ ± 9,1x10 ³	5,2x10 ³ ± 4,5x10 ³	2,2x10 ⁴ ± 3,3x10 ⁴	81 ± 20	73 ± 31	68 ± 50	78 ± 39	13 ± 57
<i>E. coli</i> ^(d)	NMP . 100mL ⁻¹	40	5,86x10 ³ ± 1,69x10 ⁴	5,62x10 ³ ± 2,18x10 ⁴	1,8x10 ² ± 2,0x10 ²	1,7x10 ² ± 1,6x10 ²	1,1x10 ² ± 2,9x10 ¹	2,1x10 ³ ± 6,4x10 ¹	7,0x10 ² ± 5,2x10 ²	66 ± 43	59 ± 19	31 ± 38	17 ± 33	27 ± 48

^(a) Número de amostras; ^(b) Não avaliado; ^(c) Unidade de turbidez; ^(d) Média geométrica; ^(e) Número mais provável.

Gross et al. (2007) utilizando as espécies *Cyperus haspan* e *Hydrocotyle leucocephala* num “wetland” vertical, em Israel, tratando água cinza com TDH variando de 0,3 a 0,5 dia, alcançaram uma remoção média de 98% de SST. Begosso (2009) tratou água cinza por meio de um “wetland” vertical com TDH de 0,9 a 1,9 dias, e obteve uma média de concentração de 3,0 mg.L⁻¹, com 81% de remoção de SST, indicando que o sistema de tratamento estudado para os cinco testes de TDH ainda está aquém do encontrado pelos autores citados.

Quanto à matéria orgânica, foram encontrados nesta pesquisa valores de 170 mgO₂.L⁻¹ de DQO e 35 mgO₂.L⁻¹ de DBO₅ na água cinza bruta.

De acordo com Tchobanoglous et al. (2002), a relação de DBO₅/DQO do efluente, indica se o tratamento biológico pode ou não ser aplicado, no caso deste estudo, a relação média DBO₅/DQO ficou próxima de 0,2, sugerindo que o tratamento biológico pode ser aplicado sob condições limites de biodegradabilidade. E no efluente do FAn as concentrações médias de DQO e DBO₅ encontradas no período estudado foram de 60 mgO₂.L⁻¹ e 25 mgO₂.L⁻¹, com eficiências de remoção médias de 50% e 27%, respectivamente.

No efluente do WV as concentrações médias de DQO foram de 12 mgO₂.L⁻¹, 27 mgO₂.L⁻¹, 14 mgO₂.L⁻¹, 27 mgO₂.L⁻¹ e 25 mgO₂.L⁻¹ para os TDH de 3; 2; 1; 0,75 e 0,5 dia, respectivamente (Figura 12). As eficiências de remoção de DQO equivalentes aos TDH, respectivamente foram: 92%, 79%, 62%, 38% e 35%.

Begosso (2009) encontrou no seu efluente uma concentração final de 32,5 mgO₂.L⁻¹ de DQO no WV com remoção de 78% nos TDH variando de 0,9 a 1,9 dias, e Paulo et al. (2012) obtiveram uma remoção de 84%, com uma concentração de 73 mgO₂.L⁻¹ para uma faixa de TDH de 1,7 a 3,4 dias, o que mostra que os valores alcançados pelos TDH de 3 e 2 dias deste estudo são inferiores aos dados apresentados pela literatura, fato que pode ser comprovado pelas elevadas taxas de eficiência de ambos períodos. Altas remoções de DQO em “wetlands” construídas são reportadas utilizando-se o fluxo vertical (SHRESTHA et al., 2001; LI et al., 2009; GROSS et al., 2007; PAULO et al., 2009; SACCON, 2009; KADEWA, 2010; PAULO et al., 2012). A ETAC desta pesquisa apresentou uma eficiência remoção média total de DQO de 77% para o período de monitoramento avaliado.

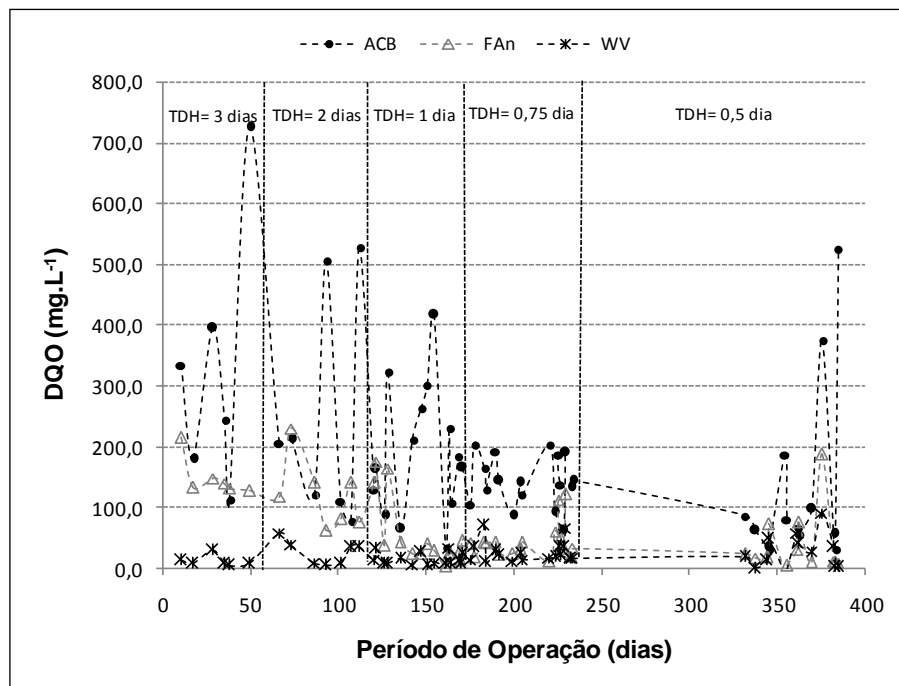


Figura 12 – Variação dos valores de DQO nos períodos analisados

A maior parte dos valores de DBO_5 encontrados no efluente do WV não estão de acordo com os padrões de reúso estabelecidos pela USEPA (2004), que é de $10 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ (Figura 13). E em relação aos TDH de 3; 2; 1; 0,75 e 0,5 dia, as porcentagens de atendimento a essa norma foram de: 34%, 0%, 40%, 0% e 60%, respectivamente, indicando uma média de porcentagem final de 45%. As concentrações e remoções médias obtidas para os TDH testados foram: $17 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, $22 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, $14 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, $23 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ e $11 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, correspondendo a 72%, 39%, 11%, 15% e 20% respectivamente.

Quando comparado com outras formas de tratamento de águas residuárias, os “*wetlands*” são os únicos em que a DBO_5 é realmente produzida dentro do sistema, devido à decomposição de resíduos vegetais e outros materiais orgânicos que ocorrem naturalmente. Como resultado, os sistemas nunca podem alcançar a remoção de DBO_5 total e uma DBO_5 residual $2\text{-}7 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, sempre estará presente no efluente do “*wetland*” (USEPA, 2003). Já nos estudos feitos por Begosso (2009) este obteve uma concentração média de $8,2 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ e uma eficiência média de 94% de DBO_5 no WV para um TDH variando de 0,9 a 1,9 dias, o que mostra que as concentrações alcançados nesta pesquisa estão um pouco acima ao reportado. No

geral, os TDH de 3 e 2 dias apresentaram melhor eficiência de remoção de matéria orgânica (DQO e DBO_5) se comparados com os demais testes realizados neste estudo.

A densidade média de coliformes totais presente na água cinza clara desta pesquisa foi de $6,3 \times 10^4$ NMP.100mL⁻¹, sendo condizente ao encontrado em outros estudos (BAZZARELLA, 2005; BEGOSSO, 2009). Um fator que contribui para a existência de níveis mais elevados de agentes patogênicos nas águas cinza é a presença de um número relativamente elevado de concentração facilmente biodegradável de matéria orgânica (RIDDERSTOLPE, 2004).

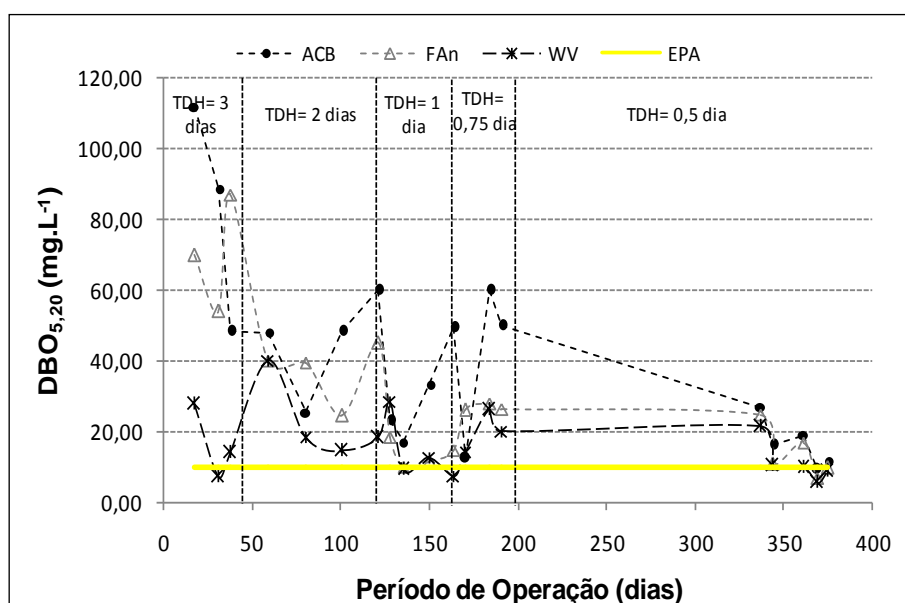


Figura 13– Variação dos valores de DBO_5 nos períodos analisados

Embora alguns autores considerem que a quantidade de patógenos na água cinza é geralmente baixa, outros apresentam valores de coliformes termotolerantes variando entre 10^4 e 10^8 NMP.100mL⁻¹ (FRIEDLER, 2004), com potencial risco à saúde humana, evidenciando que qualquer atividade de reúso de água implica em considerações relativas à proteção da saúde. (VAZ, 2009).

No FAn desta pesquisa esta densidade aumentou um log ($1,3 \times 10^5$ NMP.100mL⁻¹). No efluente do WV, as densidades de CT variaram de $5,2 \times 10^3$ NMP.100mL⁻¹ (TDH = 0,75 dia) a $7,5 \times 10^4$ NMP.100mL⁻¹ (TDH = 3 dias), sendo que a eficiência de remoção média de CT no efluente do WV reduziu de 81% para 13%, com a mudança do TDH

3 dias para 0,5 dia (Figura 14). No estudo de Gross et al. (2007) a remoção de coliformes termotolerantes foi de 3 a 4 ordens de magnitude, com concentração final de $2,0 \times 10^5$ NMP/100mL⁻¹, após 8 horas de detenção. Pansonato (2010) obteve na água cinza tratada o valor de $1,7 \times 10^5$ NMP/100mL⁻¹, com uma remoção de 92% de CT utilizando o sistema de “wetland” vertical.

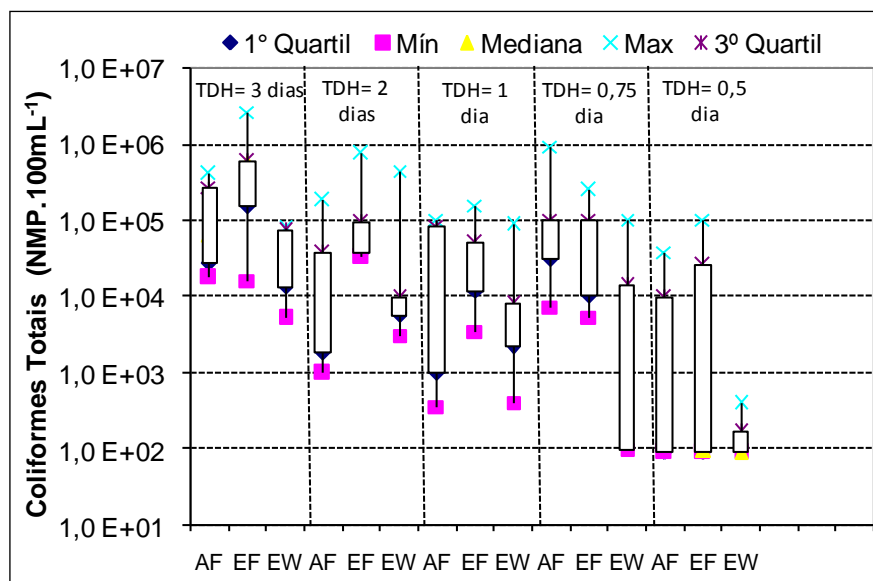


Figura 14– Box-plot da variação da densidade de CT nos períodos analisados
Nota: AF= Afluente ao FAn; SF= Efluente ao FAn e EW= Efluente ao WV

No que diz respeito às densidades de *Escherichia coli* (Figura 15), o efluente do “wetland” vertical apresentou médias de $1,8 \times 10^2$ NMP.100mL⁻¹, $1,7 \times 10^2$ NMP.100mL⁻¹, $1,1 \times 10^2$ NMP.100mL⁻¹, $2,1 \times 10^3$ NMP.100mL⁻¹ e $7,0 \times 10^2$ NMP.100mL⁻¹ nos períodos com TDH de 3; 2; 1; 0,75 e 0,5 dia, respectivamente.

A eficiência média de remoção de *E. coli* no WV reduziu de 66% para 0%, com a mudança do TDH 3 dias para 0,5 dia. Pansonato (2010) obteve uma concentração de $1,7 \times 10^3$ NMP.100mL⁻¹, alcançando uma remoção de 93% de *E. coli* utilizando o sistema de “wetland” vertical tratando água cinza. O limite estabelecido pela OMS para irrigação irrestrita - culturas ingeridas cruas, campos esportivos e parques públicos (WHO, 2006) é de até 1000 NMP.100mL⁻¹.

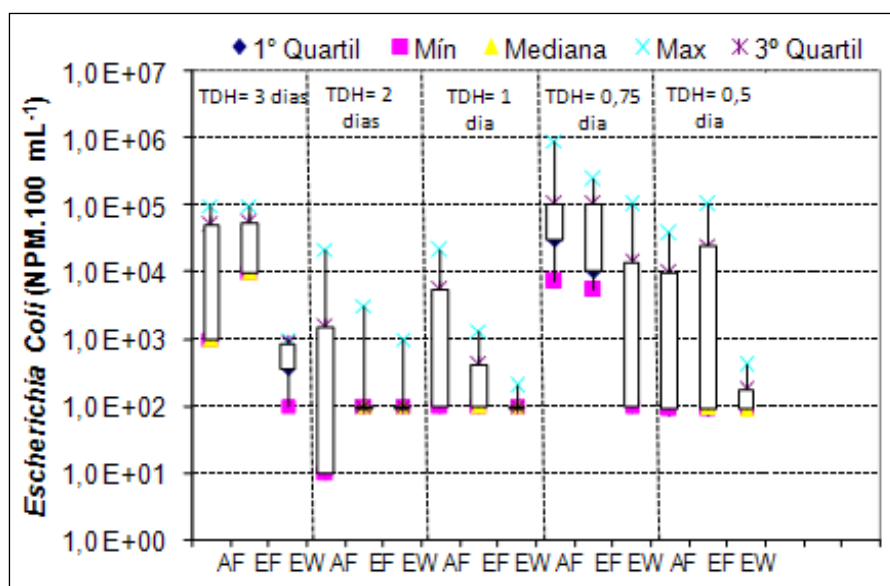


Figura 15– Box-plot da variação da densidade de *E. coli* nos períodos analisados
 Nota: AF= Afluente ao FAn; SF= Efluente ao FAn e EW= Efluente ao WV

Sendo assim, à luz das referências anteriores e dos resultados aqui apresentados, o WV pode ser considerado como opção viável para a produção de água de reúso não potável nas edificações, sem exigir uma etapa de desinfecção.

Philippi et. al (2005) ressaltaram que, no Brasil, não há uma padronização de parâmetros das normas para reúso; enquanto a NBR 13969 recomenda a presença de até 500 NPM.100mL⁻¹ de coliformes termotolerantes para o reúso em descarga sanitária. 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.

Em relação aos demais parâmetros de qualidade os quais se referem também ao aspecto de aceitação da água de reúso por parte dos usuários, a concentração de sulfeto se destaca, visto que sua presença nas águas residuárias gera um odor desagradável. Sua presença ocorre devido à 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 utilizam o íon sulfato como aceptor de elétrons em etapas do seu metabolismo, ocorrendo em ambientes com baixas

concentrações de oxigênio dissolvido ($< 0,1 \text{ mg.L}^{-1}$), resultando na produção de sulfeto.

No presente estudo, as concentrações médias de sulfato obtidas no efluente do WV foram elevadas, variando de $15,4 \text{ mg.L}^{-1}$ a $104,3 \text{ mg.L}^{-1}$. Em relação às concentrações médias de sulfeto, estas variaram de $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$ (TDH= 0,75 dia) a $3,8 \text{ mg.L}^{-1}$ (TDH= 3 dias). Segundo Gonçalves (2006) as concentrações de sulfetos, em ambientes redutores, podem aumentar significativamente em virtude das elevadas concentrações de sulfato, oriundo de sabões e detergentes e da decomposição de matéria orgânica.

Comparando as taxas de OD e as de sulfeto, de acordo com a Figura 16, é possível observar que o sistema em estudo possui certa aeração, parâmetro este que é de fundamental importância no funcionamento de um WV vegetado com macrófitas. Este fato foi comprovado por Knupp (2013), que relatou em seu estudo utilizando um “*wetland*” de fluxo horizontal com TDH variando de 0,7 a 3,2 dias, concentrações próximas de $0 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$, com concentrações de sulfeto variando de 2,0 a $15,5 \text{ mg.L}^{-1}$, o que acarretou um odor no efluente do “*wetland*” bastante desagradável.

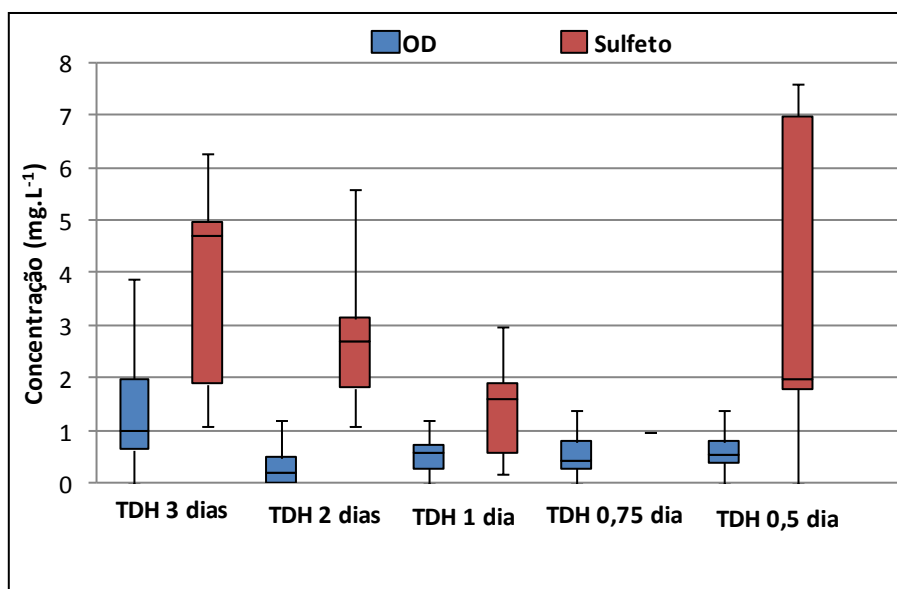


Figura 16 – Variação da concentração de OD versus a concentração de sulfeto no efluente do WV nos períodos analisados

De acordo com os resultados desta pesquisa, pode-se observar uma baixa formação de sulfeto no efluente do WV mesmo com uma elevada quantidade de sulfato

presente na água cinza clara. A boa capacidade de aeração dos WV permite que o sulfeto oxidado reduza a atividade das bactérias redutoras de sulfato no meio granular (AZEVEDO et al., 1999; ALVES et al., 2004).

6.1.3.1.2 Outros parâmetros de qualidade

A temperatura média predominante tanto na ACB quanto no FAn foi de 24,1°C sendo muito próxima dos cinco períodos, cerca de 23,8°C, sendo estas adequadas para o bom funcionamento dos sistemas biológicos aqui estudados. Para Metcalf e Eddy (1991), a temperatura ideal para “wetlands” está entre 20 e 25 °C.

Em relação à condutividade, o efluente do WV apresentou valores decrescentes com os TDH, atingindo uma faixa média 286,9 a 99,2 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ para os TDH de 3 e 0,5 dia, respectivamente. As concentrações de oxigênio dissolvido no efluente do WV envolvido no tratamento variaram entre 0,3 a 1,3 $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$, com diferenças pouco significativas entre os períodos experimentais (Figura 17).

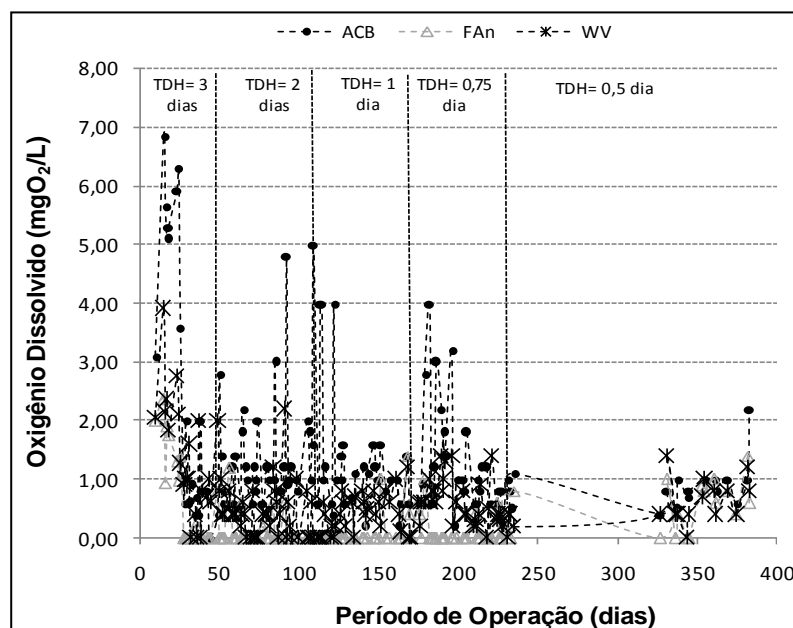


Figura 17– Variação dos teores de OD nos períodos analisados

A concentração de alcalinidade total média encontrada no “wetland” vertical variou de 71,7a 13,8 $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ para os TDH aplicados de 3 dias a 0,5 dia, respectivamente. No que diz respeito às concentrações de alcalinidade, a redução

observada decorre da produção de dióxido de carbono na degradação de matéria orgânica. A rápida dissolução deste composto na água gera ácido carbônico, que reage com os compostos alcalinos ali presentes.

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 9. Estes valores podem se constituir numa importante barreira ao crescimento biológico em sistemas de tratamento, e que, no caso desta pesquisa, poderia afetar o desenvolvimento das plantas utilizadas no “*wetland*”. Entretanto, foi observado que não ocorreu nenhuma limitação metabólica da planta no sistema de tratamento em apreço, fato este que será melhor abordado melhor no Artigo 6.2.

As concentrações médias de NTK e NH_3 variaram de $1,1 \text{ mg.L}^{-1}$ (TDH= 3 dias) a $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ (TDH=0,5 dia) e de $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$ (TDH= 3 dias) a $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ (TDH=0,5 dia), respectivamente. As eficiências de remoção médias variaram de 55% a 14% e de 44% a 14% para os TDH de 3 dias e 0,5 dia, respectivamente. Nota-se que a remoção de NTK e N-NH_3 é devido à alta capacidade de transferência gás-líquido de oxigênio presente no sistema, a qual favorece os processos de nitrificação. As eficiências médias obtidas nesta pesquisa mostraram-se abaixo do encontrado por Begosso (2009), que relatou uma concentração de $5,1 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ no efluente final de NTK e N-NH_3 , obtendo uma remoção de 68% e 97% para um TDH na faixa de 0,9 a 1,9 dias no WV. Vale ressaltar que, a ETAC desta pesquisa apresentou uma remoção total média 51% de NTK e 46 % de NH_3 em todo o período avaliado.

Em relação ao P_{tot} , os valores encontrado ao longo dos TDH estudados variaram de $0,06 \text{ mg.L}^{-1}$ (TDH = 3 dias) a $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ (TDH = 0,5dia), sendo que as eficiências de remoção médias foram de 31% (TDH = 0,25dia) e 72% (TDH = 3 dias). Gross et. al (2007) relataram em seus estudos uma concentração de $6,6 \text{ mg.L}^{-1}$ e uma eficiência de remoção de 71% num “*wetland*” vertical, tratando água cinza com TDH variando de 0,3 a 0,5 dia.

6.1.3.2 Aplicação do Modelo de Platzer (1988)

De acordo com o modelo de dimensionamento de “*wetland*” vertical proposto por Platzer (1998), foi possível calcular a necessidade e a oferta de oxigênio nas diferentes etapas experimentais desta pesquisa. O cálculo foi baseado nas necessidades de oxigênio para os processos aeróbios, como a oxidação de DQO e a oxidação de NTK (nitrificação) do TDH de 0,5 dia, o qual representa maior produção de água cinza e conseqüentemente maior vazão do afluente no WV. Outra explicação pela utilização do TDH de 0,5 dia é pelo fato que se este atende às necessidades de oxigenação do sistema, conseqüentemente os demais TDH estudados atenderão também.

Por meio do balanço de massa, utilizando as vazões do afluente e efluente no “*wetland*” (Tabela 7) e os valores médios da concentração dos parâmetros (Tabela 9), chega-se aos valores em carga de entrada e saída de cada parâmetro no sistema alagado (Tabela 10).

Tabela 10. Balanço de massa e eficiência do tratamento do sistema “*wetland*” vertical em função da carga por constituinte

Parâmetro	Valor médio afluente (g.m ⁻³)	Vazão afluente (m ³ .dia ¹)	Carga afluente (g.dia ⁻¹)	Valor médio efluente (g.m ⁻³)	Vazão efluente (m ³ .dia ¹)	Carga efluente (g.dia ⁻¹)	Remoção
DQO	60	3,1	186	25	3	75	60%
NTK	1,2	3,1	3,7	0,2	3	0,6	84%
NH ₃	1,1	3,1	3,4	0,3	3	0,9	74%
DBO	25	3,1	77,5	11	3	33	57%
Ptot	0,2	3,1	0,62	0,1	3	0,3	52%

Para que se considere todos os processos que exercem consumo de O₂ no WV é necessário que se inclua um termo referente à oxidação do sulfeto a sulfato na Equação 5. A equação modificada é apresentada a seguir (5.1).

Utilizando os dados de concentração de DQO e NTK da Tabela 10, foi possível calcular a necessidade total de oxigênio, segundo a Equação 5 do modelo de Platzer (1998), já citada anteriormente na página 55:

$$F_N = 1,2 \cdot F_{DQOa} + 4,3 \cdot F_{NTKa} \quad (5)$$

$$F_N = (1,2 \cdot 60 \cdot 3,1) + (4,3 \cdot 1,2 \cdot 3,1)$$

$$F_N = 239 \text{ g.dia}^{-1}$$

Para que se considere todos os processos que exercem consumo de O_2 no WV é necessário que se inclua um termo referente à oxidação do sulfeto a sulfato na Equação 5. A equação modificada é apresentada a seguir (5.1).

A reação de oxidação completa do sulfeto de hidrogênio é dada pela Equação (15):



Assim, 1 mol de SO_4^{2-} reduzido equivale a 1 mol de H_2S produzido e 2 moles de O_2 consumidos na sua oxidação total ou a 64g de DQO utilizada. Logo, a DQO orgânica utilizada é igual ao número de moles de SO_4^{2-} reduzido x 64g = "B" g de DQO.

A porcentagem da DQO consumida no processo anaeróbico é dada pela Equação 16.

$$\%DQO = \frac{(B)}{(DQO_{total\ removida})} \times 100 \quad (16)$$

Sendo assim, a equação 5 modificada proposta nesse trabalho (Equação 5.1) será:

$$F_N = 1,2 \cdot F_{DBOa} + 4,3 \cdot F_{NTKa} + 2,4 F_{sulfeto} \quad (5.1)$$

Onde:

$$F_{sulfeto} = \text{Fluxo de sulfeto na entrada do processo (g S}^{-2}\text{.d}^{-1}\text{)}$$

Utilizando-se a concentração de sulfeto do afluente do WV encontrado na Tabela 9, de $3,5 \text{ g S}^{-2}\text{.d}^{-1}$, temos:

$$F_N = 1,2 \cdot F_{DBOa} + 4,3 \cdot F_{NTKa} + 2,4 F_{sulfeto}$$

$$F_N = (1,2 \cdot 186) + (4,3 \cdot 3,7) + (2,4 \cdot 3,1 \cdot 3,5)$$

$$F_N = 265 \text{ g.dia}^{-1}$$

Para o cálculo da oferta de oxigênio durante o fenômeno da difusão, utilizou-se a já citada anteriormente (Equação 6). Considerando que o WV possui 2,56 m², opera 5 vezes ao dia com duração de 36 minutos, ou seja, 0,6 hora por dia são usados para descarga do afluente, quando o fenômeno da difusão não pode acontecer (por isso desconsidera esse valor do período de 24 horas).

$$F_{Dd} = C_d \cdot A_f \cdot (24 - t) \cdot n_a \quad (6)$$

$$F_{Dd} = 1 \cdot 2,56 \cdot ((24 - 0,6) \cdot 5)$$

$$F_{Dd} = 300 \text{ g.dia}^{-1}$$

Já no cálculo da oferta de oxigênio durante a convecção (Equação 8), considerou-se que o volume de água cinza aplicado no sistema foi de 3,1 m³.dia⁻¹

$$F_{Dc} = O_2 \cdot Q \quad (8)$$

$$F_{Dc} = 300 \cdot 3,1$$

$$F_{Dc} = 930 \text{ gO}_2 \cdot \text{dia}^{-1}$$

Por fim, a oferta total de oxigênio é calculada, somando-se as entradas de oxigênio por meio dos fenômenos da convecção e da difusão (Equação 3):

$$F_D = F_E \quad (3)$$

$$F_D = (O_2 \text{ CONVECÇÃO} + O_2 \text{ DIFUSÃO})$$

$$F_D = 930 + 300$$

$$F_D = 1230 \text{ g.dia}^{-1}$$

Pode-se ainda calcular a quantidade de O₂ que está sobrando (Equação 19)

$$\text{Excesso O}_2 = F_D - F_N \quad (19)$$

$$\text{Excesso O}_2 = 1230 - 265$$

$$\text{Excesso O}_2 = 965 \text{ g.dia}^{-1}$$

Sendo assim, a oferta de oxigênio total do sistema é maior do que a necessidade do mesmo ($O_2 \text{ TOTAL} \geq 0$), indicando que não ocorre a falta de oxigênio no WV. Visto que, a oferta de oxigênio é fundamental para o funcionamento de todos os sistemas aeróbios: quando acaba o oxigênio o tratamento aeróbio termina (PLATZER, 2007).

De acordo com o balanço de massa proposto, verifica-se que houve uma remoção média de 79% das frações nitrogenadas presentes no WV, representando no efluente final uma concentração de $1,2 \text{ g.dia}^{-1}$. Vale ressaltar que a retirada de nitrogênio através da assimilação pelas plantas, requer a colheita das mesmas e não é efetiva durante o envelhecimento e morte da planta (TONIATO, 2005). Tanner et al. (2002), em seu estudo reforça a importância das plantas na remoção de nitrogênio de águas servidas, que após um criterioso balanço de massa, reportou que a retirada pelas plantas variou de 24 – 40%, e pela desnitrificação entre 60 – 84%.

Em relação ao fósforo, a remoção pelas plantas foi de 52%, próximo ao encontrado por Toniato (2005). Muitos estudos têm relatado que a remoção de fósforo através da assimilação pelas plantas foi baixa comparando-se às cargas usuais deste nutriente que entram nos sistemas de alagados (MITSCH, et al., 2000; GREENWAY e WOOLLEY, 1999; DRIZO et al., 1997; STOTTMEISTER et al., 2003 e NERALLA et al., 2000).

Em relação ao carbono, sistemas de “*wetlands*” requerem uma fonte de carbono orgânico que pode ser de resíduos de plantas em decomposição dentro do leito ou produtos decompostos aerobiamente da biomassa de plantas na superfície do leito, a qual pode também percolar para dentro das zonas anaeróbias durante um evento chuvoso. O abastecimento de carbono através das plantas é sazonal, ele seria mais alto durante o ciclo de envelhecimento e morte das plantas. Merz (2000) descreve que a matéria orgânica que entra em um sistema *wetland* tratando esgotos domésticos vai desde a prontamente biodegradável, tais como resíduos alimentares e fecais que geralmente possuem uma razão tal de C:N:P que a tornam acessível à decomposição biológica, até à altamente refratária, composta de material vegetal em decomposição.

6.1.3.3 Aplicação do Modelo Johansen e Brix (1996)

De acordo com Johansen e Brix (1996) o dimensionamento para o “*wetland*” de fluxo vertical, pode ser determinado através de sua área requerida pelo cálculo da Equação (8) já citada anteriormente na página 57:

$$A = \frac{D_o \times 1000}{D_{as}} \quad (8)$$

Sabe-se que o valor da D_o pode ser determinado através da Equação (9):

$$D_o = F_{NH_4-N} \times 4,3 F_{ODNH_4-N} + F_{DBO} \times F_{OD DBO} \quad (9)$$

Os cálculos exigidos para tal modelo de dimensionamento foram efetuados utilizando-se o valor da concentração de N-NH₃ em vez do íon NH₄⁺, pois é este o parâmetro usualmente analisado em laboratório e encontrado na literatura, como também, pela ínfima diferença quando da conversão da unidade da concentração para kg.dia⁻¹, necessária ao equacionamento em questão.

Utilizando os valores das concentrações (em g.dia⁻¹) de N-NH₃ e DBO (Tabela 11) para o cálculo da OD, de acordo com a Equação 9, tem-se:

$$D_o = F_{NH_4-N} \times 4,3 F_{ODNH_4-N} + F_{DBO} \times F_{OD DBO}$$

$$D_o = (3,4 \times 4,3) + (77,5 \times 1)$$

$$D_o = 92 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$$

De acordo com a Equação 8, é possível calcular a área do WV. Como os valores encontrados na Tabela 10 já estão na unidade de grama, não há a necessidade de se multiplicar por 1000, como sugere o modelo proposto por Johansen e Brix (1996), sendo assim:

$$A = \frac{D_o \times 1000}{D_{as}}$$

$$A = 92/30$$

$$A = 3 \text{ m}^2$$

O valor encontrado para a área do WV, segundo este modelo, está próximo às condições atuais do projeto de construção, que é de 2,5 m² (sendo 2,19m x 1,17m) com profundidade útil de 0,6m. O dimensionado do WV foi baseado no balanço de oxigênio requerido para remover a DBO₅ remanescente e reduzir a concentração de NH₃ (NH₄⁺) presentes no afluente. Caso este WV possuísse 1 m de profundidade, esperar-se-ia uma eficiência de nitrificação de 85% de acordo com este modelo de dimensionamento (JOHANSEN; BRIX, 1996).

6.1.3.4 Aplicação do Modelo de decaimento bacteriano

Através dos dados obtidos na unidade “*wetland*”, foi realizada a determinação do coeficiente de decaimento bacteriano (K_b) utilizando a linearização dos resultados de coliformes termotolerantes das amostras.

Com os parâmetros avaliados no período de estudo, que compreendem a vazão, o tempo de retenção hidráulico, as médias geométricas dos dados coliformes termotolerantes de entrada (N_o) e saída do sistema (N_e), foram calculados os valores de K_b e o número de dispersão (d).

Obteve-se o K_b pelo modelo de Chick, para fluxo em pistão, utilizando-se a Equação (20).

$$K_b = \frac{\ln(N_o) - \ln(N_e)}{t} \quad (20)$$

Admitindo-se o fluxo em pistão, utilizando-se a Equação (20), foram encontrados para os TDH de 3; 2; 1; 0,75 e 0,5 dia os seguintes valores de K_b : 1,01 d⁻¹; 0,54 d⁻¹; 1,29 d⁻¹; 1,9 d⁻¹ e 2 d⁻¹. Beda (2011) relatou valores de K_b de 0,37 d⁻¹ para um TDH de 6,45 dias e de 0,98 d⁻¹ para o TDH de 3,2 dias, evidenciando que os valores de K_b desta pesquisa estão de acordo com o reportado na literatura.

O número de dispersão calculado com base na expressão encontrada por Von Sperling (1999) foi $d = 0,53$ (adimensional) para um WV. Este resultado é muito próximo do encontrado por Beda (2011) que em seu estudo de decaimento

bacteriano em “wetlands” utilizando macrófitas do tipo *Pennisetum purpureum* encontrou $d=0,60$.

6.1.3.5 Acompanhamento do Desenvolvimento da *Equisetum hyemale* L.

Após o plantio da macrófita *Equisetum hyemale* L. foi realizado acompanhamento do seu crescimento por meio fotográfico, de forma a registrar e comparar o seu desenvolvimento ao longo dos meses (Figura 18).

Ao longo de todo o experimento as plantas não sofreram nenhum ataque de pragas, demonstrando serem uma espécie de fácil propagação e de resistência inicial, não havendo nenhuma perda das mudas plantadas.

Podem ser observadas diferenças notórias no desenvolvimento da *Equisetum hyemale* L., ao longo dos meses, tanto pela expansão da parte aérea quanto pelo crescimento das radículas no sistema de tratamento estudado. Houve também uma intensa ramificação das hastes, fato que pode ser comprovado pela maior oxigenação na região radicular da planta, evidenciando que os diferentes TDH testados não influenciaram o desenvolvimento vegetativo da macrófita utilizada no sistema de WV.

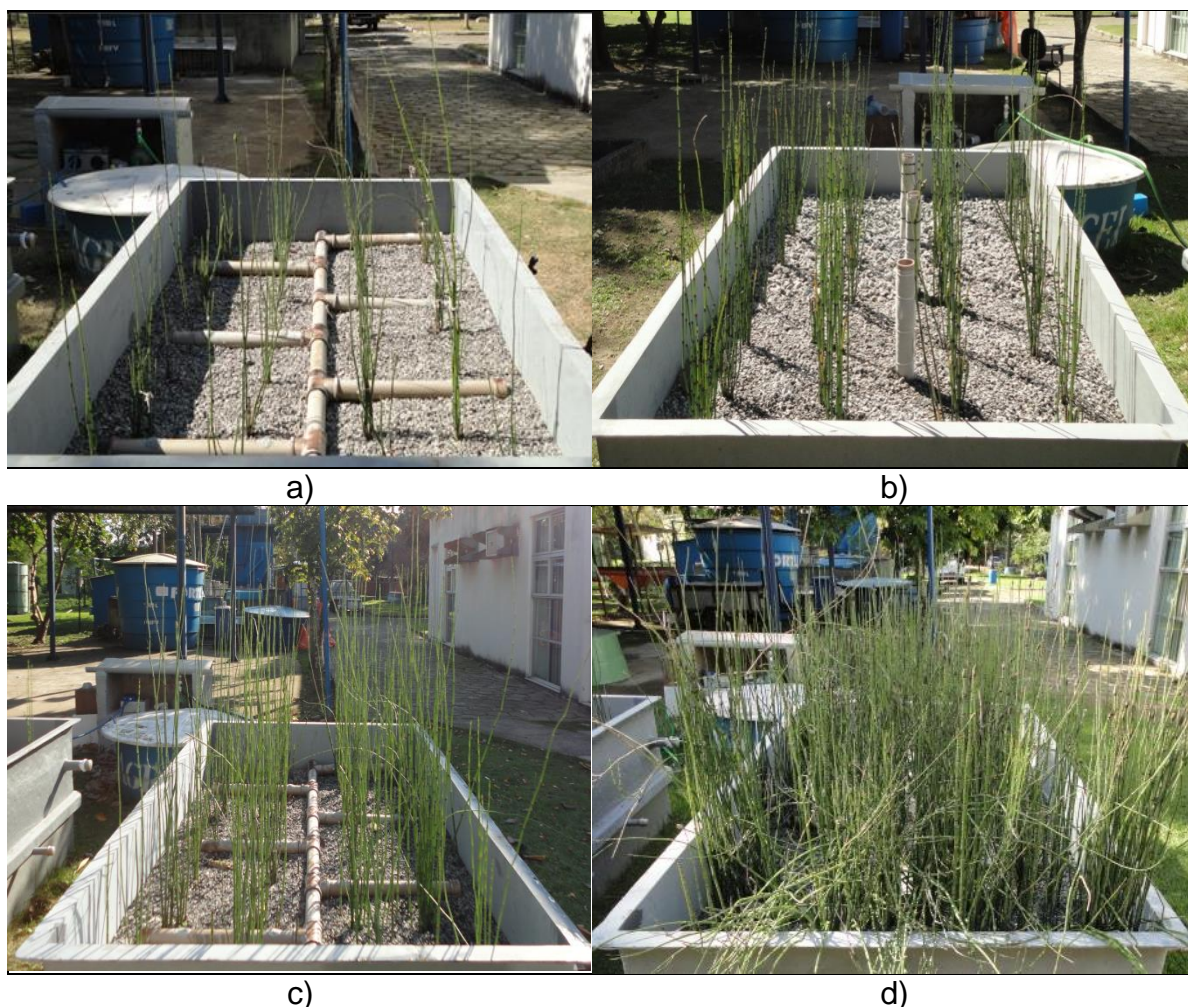


Figura 18 – Desenvolvimento da *Equisetum hyemale* L. na fase de plantio (a), após 4 meses (b), após 8 meses (c) e com 12 meses de idade (d)

6.1.4 Conclusões

O sistema de tratamento com “wetland” vertical mostrou-se adequado quando utilizado como pós-tratamento de um filtro anaeróbio tratando água cinza clara, podendo ser aplicável para o reúso predial. De acordo com os resultados obtidos, para os cinco períodos avaliados (TDH de 3; 2; 1; 0,75 e 0,5 dia), observou-se que a utilização de um TDH de 3 dias mostrou um melhor desempenho do WV, gerando um efluente de melhor qualidade. As concentrações médias de SST foram de 7,2 mg.L⁻¹, 7,1 mg.L⁻¹, 7,0 mg.L⁻¹, 8,0 mg.L⁻¹ e 14,5 mg.L⁻¹, respectivamente. Já as concentrações médias de DQO foram de 12 mgO₂.L⁻¹, 27 mgO₂.L⁻¹, 14 mgO₂.L⁻¹, 27 mgO₂.L⁻¹ e 25 mgO₂.L⁻¹, e de DBO₅ foram de 17 mgO₂.L⁻¹, 22 mgO₂.L⁻¹, 14 mgO₂.L⁻¹,

, $23 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ e $11 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente. A eficiência de remoção global média alcançada no efluente final do WV para turbidez foi de 70% e para os SST foi de 46%. No que tange às eficiências de remoção de DBO_5 e DQO o WV apresentou eficiência de 49% e 77%. A densidade média de CT obtida no efluente do WV foi de $2,7 \times 10^4 \text{ NMP}\cdot 100\text{mL}^{-1}$ e de *E. coli* foi de $6,9 \times 10^2 \text{ NMP}\cdot 100\text{mL}^{-1}$, sendo que, a eficiência de remoção média de CT no efluente do WV reduziu de 81% para 13%, com a mudança do TDH 3 dias para 0,5 dia. Enquanto eficiência média de remoção de *E. coli* reduziu de 66% para 27%, com a mudança do TDH 3 dias para 0,5 dia. Sendo assim, de acordo com os resultados apresentados, o WV pode ser considerado como opção viável para a produção de água de reúso não potável nas edificações, sem exigir uma etapa de desinfecção à luz da NBR 13969. Entretanto, levando-se em consideração algumas normas estabelecidas em vários países, conclui-se que as densidades de coliformes na água de reúso aqui apresentadas só poderão ser alcançadas mediante o emprego de uma etapa de desinfecção.

REFERÊNCIAS

- 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.
- ALLEN, L.; CHRISTIAN-SMITH, J.; PALANIAPPAN, M. **Overview of greywater reuse:** The potential of greywater systems to aid sustainable water management. California: Pacific Institute, 2010. 41 p.
- 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.
- APHA, **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater.** 21 ed. Washigton - DC. 2005.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 13969: **tanques sépticos: unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – projeto, construção e operação.** Rio de Janeiro, p. 21 – 23. 1997.
- AZEVEDO, A. D. P.; SIMÕES, J. C.; FERREIRA, R. LAMEU, D.; ELIAS, W. F. Eliminação de H₂S (sulfeto) dos esgotos de Pereira Barreto – SP. In: XX Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, 1999. **Anais...** Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1999. p. 182-191.
- 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.
- BEDA, J. N. **Determinação do coeficiente de decaimento bacteriano em wetland -alagado construído.** Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Tecnologia. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária.– Natal, RN, 40 f. 2011.
- 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) – Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2009.
- BIRKS, R.; HILLS, S. Characterisation of indicator organisms and pathogens in domestic greywater for recycling. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 129, n. 1-3, p. 61-69, Feb. 2007.

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.

DRIZO, A., FROST, C. A., SMITH, K. A. & GRACE, J., 1997. Phosphate and ammonium removal by constructed wetlands with horizontal subsurface flow, using shale as a substrate. **Water Science and Technology**, 35, (5), 95–102.

ERIKSSON, E.; AUFFARTH, K.; HENZE, M.; LEDIN, A. Characteristics of grey wastewater. **UrbanWater**, v. 4, p. 85-104, 2002.

FRIEDLER, E., 2004. Quality of individual domestic greywater streams and its implication for on-site treatment and reuse possibilities. **Environmental Technology**, 25, 997-1008.

GONÇALVES, R. F. **Uso racional da água em edificações**. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES. 352 p. 2006.

GREENWAY, M. e WOOLLEY, A. Constructed wetlands in Queensland: Performance efficiency and nutrient bioaccumulation. **Ecological Engineering**, 12, 39-55. 1999.

GROSS, A.; SHMUELI, O.; RONEN, Z.; RAVEH, E. Recycled Vertical Flow Constructed Wetland (RVFCW) - A Novel Method Of Recycling Greywater For Irrigation In Small Communities And Households. **Chemosphere**, v. 66, p. 916-923, 2007.

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.

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.

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.

JOHANSEN, N.H. e BRIX, H. **Design criteria for a two-stage constructed wetland**. **Wetland Systems for Water Pollution Control**, Proceedings ICWS, Institute for Water Provision, Vienna, Austria. 1996.

KADEWA, W. W.; LE CORRE, K.; PIDOU, M.; JEFFREY, P. J.; JEFFERSON, B. Comparison of grey water treatment performance by a cascading sand filter and a constructed wetland. **Water Science and Technology**, v. 62, n. 7, p. 1471-1478, 2010.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. **Treatment wetlands**. Boca Raton, FL: CRC Press, 1996. 893 p.

KNUPP, A. M. **Desempenho de um sistema composto por um filtro anaeróbio e um “wetland” horizontal na produção de água para reúso predial a partir de água cinza clara**. 157f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2013.

LI, F.; WICHMANN, K.; OTTERPOHL, R. Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. **Science of the Total Environment**, v. 407, p. 3439-3449, Feb. 2009.

MASI, F. Water reuse and resources recovery: The role of constructed wetlands in the Ecosan approach. **Desalination**, v. 246, p. 27-34, 2009.

MERZ, S. K. **Guidelines for Using Free Water Surface Constructed Wetlands to Treat Municipal Sewage**. Department of Natural Resources, Queensland, Australy. 2000.

METCALF, B. e EDDY, I. N. C. **Wastewater Engineering: treatment, disposal and Reuse**. 3. ed. New York : McGraw-Hill, 1991.

MITSCH, W. J., HORNE, A. J. & NAIRN, R. W. Nitrogen and phosphorus retention in wetlands – ecological approaches to solving excess nutrient problems. **Ecological Engineering**, 14, p. 1 – 7. 2000.

MONTEIRO, R. C. M. **Viabilidade técnica do emprego de sistemas tipo “wetland” 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.

NERALLA, S., WEAVER, R. W., LESIKAR, B. J. & PERSYN, R. A. Improvement of domestic wastewater quality by subsurface flow constructed wetlands. **Bioresource Technology**, 75, 19-25. 2000.

OTTERPOHL, R. Black, brown, yellow, grey – the new colours of sanitation. **Water** 21, p. 37-41, Oct. 2001.

OTTOSON, J.; STENSTRÖM, T. A. Faecal contamination of greywater and associated microbial risks. **Water Research**, v. 37, p. 645-655, 2003.

PANSONATO, N. **Tratamento e reúso de água cinza utilizando Wetlands construídos e desinfecção solar**. 2010. 86 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais). Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Campo Grande, 2010.

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.

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.

PERTEL, M. **Caracterização do uso da água e da energia associada à água de uma edificação residencial convencional e uma dotada de sistema de reúso 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.

PETERS, M. R. **Potencialidade de uso de fontes alternativas de água para fins não potáveis em uma unidade residencial**. 2006. 109 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

PHILIPPI, L. S., SEZERINO, P. H., PETERS, M. R., LAPOLLI, F. R. Reúso combinado de águas cinzas (Greywater) e água de chuva em uma unidade residencial. In: 23º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental, **Anais do 23º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 2005.

PLATZER, C., HOFFMANN, H., CARDIA, W. O wetland como componente de ecosan – experiências com o uso e dimensionamento no clima subtropical. In: Proceedings of the International conference on sustainable sanitation: **Food and water security for Latin America**. Fortaleza, Brazil. 2007a.

REED, S. C. **Natural systems for wastewater treatment (Manual of practice FD-16)**. Alexandria (USA): Water Pollution Control Federation, 1990.

RIDDERSTOLPE, P. **Introduction to Greywater Management**. EcoSan Publication series. Ecosanres Programme and Stockholm Environment Institute (SEI). Report 2004-4. WRS Uppsala AB. 2004.

ROUSSEAU, D. P. L.; VANROLLEGHEM, P. A.; De PAUW, N. Model-based design the subsurface flow constructed treatment wetlands: A review. **Water Research**, v. 38, n. 6, p. 1484-1493, March 2004.

SACCON, S. **Uso de leitos cultivados com macrófitas no estudo da eficiência do tratamento de águas cinza**. 2009. 82 f. Trabalho de Conclusão de Curso – Faculdade Dinâmica de Cataratas, Foz do Iguaçu, 2009.

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.

SHRESTHA, N. K.; HADANO, S.; KAMACHI, T.; OKURA, I.. "Conversion of Ammonium to Dinitrogen in Wastewater by *Nitrosomonas europaea*". **Applied Biochemistry and Biotechnology**. Vol. 90, p. 221-231, 2001.

STEIN, O. R.; BIEDERMAN, J. A.; HOOK, P. B.; ALLEN, W. C. **Plant species and temperature effects on the k-C* first-order model of COD removal in batch-loaded SSF wetlands**. *Ecological Engineering*, v. 26, n. 2, p. 100-112, Feb. 2006.

STOTTMEISTER, U., WIEBNER, 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**, 22, p. 93 – 117. 2003.

TANNER, C. C., KADLEC, R. H., GIBBS, M. M., SUKIAS, J. P.S. & NGUYEN, M. L. Nitrogen processing gradients in subsurface-flow treatment wetlands -influence of wastewater characteristics. **Ecological Engineering**, 18, 499 – 520. 2002.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse**. 3th ed. Metcalf & Eddy, McGraw-Hill, 1991.

TCHOBANOGLIOUS, G., BURTON, F. e STENSEL D. **Wastewater Engineering – Treatment and Reuse**. 4th Edition. Metcalf & Eddy, McGraw-Hill. 1848 p. 2002.

TONIATO, J. V. **Avaliação de um wetland construído no Tratamento de efluentes sépticos** – estudo de caso Ilha grande, Rio de Janeiro, Brasil. Dissertação apresentada à Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, para obtenção do grau de Mestre em Ciências (Saúde Pública). 2005.

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.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **EPA 832-R-93-008 – Subsurface Flow Constructed Wetlands For WasteWater Treatment: A Technology Assessment**, 87p, 2003.

VALENTINA, R. S. D. **Gerenciamento da qualidade de água cinza em uma edificação residencial de alto padrão com vistas ao seu reúso não-potável**. 2009. 163 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2009.

VAZ, L.O. **Avaliação do risco microbiológico decorrente do reúso de águas cinza em uma edificação residencial de alto padrão**. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo. 142 p. 2009.

VON SPERLING, Marcos. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. 1ª Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária. Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

VON SPERLING, M. Performance evaluation and mathematical modelling of coliform die-off in tropical and subtropical waste stabilisation ponds, **Water Research** 33 (6), 1435-1448. 1999.

WEF, ASCE, EWRI. **Biological nutrient removal (BNR) operation in wastewater treatment plants**. Manual of Practice n° 29 of WEF and Manuals and Reports on Engineering Practice n° 109 of WEF, ASCE, EWRI, WEF Press, McGraw-Hill, New York, 2005.

WINWARD, G. P. **Disinfection of grey water**. 2007. 207 f. Thesis (Doctor in Philosophy) – Cranfield University, Cranfield, 2007.

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.

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

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.

AVALIAÇÃO DA PRODUTIVIDADE E TEORES DE MACRO E MICRONUTRIENTES PRESENTES NA BIOMASSA VEGETAL DAS MACRÓFITAS UTILIZADAS NUM “WETLAND” VERTICAL.

Resumo

Sistemas de “wetlands” têm sido amplamente utilizados no tratamento de águas residuárias e um fator determinante no desempenho deste sistema é a atuação das plantas aquáticas ou macrófitas em remover os diversos poluentes presentes nos efluentes domésticos. Como objetivo precípua deste estudo, visou-se avaliar a produtividade e os teores de nutrientes (macro e micronutrientes) presentes nos tecidos vegetais da macrófita *Equisetum hyemale* utilizada num “wetland” vertical (WV). O sistema é composto por um Filtro Anaeróbio (FAn) cujo efluente de entrada é água cinza. As macrófitas auxiliam no tratamento secundário deste efluente atuando na remoção de nutrientes que podem interferir na qualidade final do efluente do WV destinado à prática de reuso predial. Foram avaliados os principais nutrientes essenciais às plantas (N, P, K, Ca, Mg, S, Cu, Mn, Fe, Zn e B). Como resultado, obteve-se uma produtividade média da cavalinha ao longo da pesquisa de 0,3 kg de matéria seca/m², com uma estimativa de produtividade da parte aérea de 1,9 kg.m⁻². Os valores encontrados para os macronutrientes nas folhas e raízes foram, respectivamente de: 111 mg.m⁻² de N; 2,0 mg.m⁻² de P; 21,4 mg.m⁻² de K; 8,0 mg.m⁻² de Ca; 1,1 mg.m⁻² de Mg; 1,8 mg.m⁻² de S; Por fim, para os micronutrientes os valores obtidos foram de: 9,9 mg.m⁻² de Cu; 34,7 mg.m⁻² de Mn; 144,6 mg.m⁻² de Fe; 112,1 mg.m⁻² de Zn e 17,1 mg.m⁻² de B. De forma geral, as plantas demonstraram boa adaptabilidade, produtividade e vigor, demonstrando eficiência na absorção de nutrientes e possibilitando sua aplicação paisagística para o reuso predial.

Palavras-chave: água cinza; “wetland”; *Equisetum hyemale*; nutrientes.

Abstract

Treatment systems "wetlands" have been widely used in wastewater, and a determining factor in the performance of this system is the role of aquatic plants or macrophytes in removing various pollutants present in domestic wastewater. As a primary objective of this study aimed to evaluate the productivity and nutrient levels (macro and micronutrients) in the macrophyte plant tissues used in a "wetland" vertical (WV). The system is composed of an Anaerobic Filter (FAn) which effluent input is gray water. Macrophytes supporting in this secondary treatment effluent acting in removing nutrients that may interfere with the quality of the final effluent WV for the practice of building reuse. We evaluated the main nutrients essential for plant growth (N, P, K, Ca, Mg, S, Cu, Mn, Fe, Zn and B). As a result, we obtained an average yield of mackerel along the survey was $0.298 \text{ kg material dry/m}^2$, with an estimated yield of shoots of 1.9 kg.m^{-2} . The values found for the macronutrients in the leaves and root were, respectively: 111 mg.m^{-2} N; 2.0 mg.m^{-2} P; 21.4 mg.m^{-2} K; 8.0 mg.m^{-2} Ca; $1, 1 \text{ mg.m}^{-2}$ Mg and 1.8 mg.m^{-2} S. Finally, the values obtained for the: 9.9 mg.m^{-2} Cu; 34.7 mg.m^{-2} Mn; 144.6 mg.m^{-2} Fe; 112.1 mg.m^{-2} Zn and 17.1 mg.m^{-2} B. In general, plants have shown good adaptability, productivity and vigor, demonstrating efficiency in absorbing nutrients and enabling your application to reuse the building.

Keywords: greywater; "wetland"; *Equisetum hyemale*; nutrients.

6.3.1 Introdução

Segundo o Programa Internacional de Biologia, macrófitas aquáticas é a denominação mais adequada para caracterizar vegetais que habitam desde brejos até ambientes verdadeiramente aquáticos (SPENCER e BOWES, 1993; SCREMIN DIAS et al., 1999).

As macrófitas têm sido amplamente utilizadas no tratamento de águas residuárias. Sua utilização sob condições controladas de engenharia constitui a tecnologia denominada “*wetlands*” (ZANELLA, 2008), sendo estes sistemas de tratamento recomendados para a remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuárias, além de possuírem vantagens operacionais como baixos custos de implantação e operação.

Os “*wetlands*” têm sido empregados no tratamento de água cinza com vistas à produção de água para o reúso predial, sendo voltados para os mais diversos fins (GROSS et al., 2007; MASI, 2009; PAULO et al., 2009). A água cinza é caracterizada por ser uma água residuária de origem predial proveniente de lavatórios, chuveiros, banheira, máquina de lavar roupa, máquinas de lavar louça e pia de cozinha, exceto a descarga das bacias sanitárias (OTTHERPOHL, 2001; ERIKSSON et al., 2002).

As macrófitas são vegetais que apresentam adaptações morfológicas e/ou fisiológicas que permitem sua sobrevivência e desenvolvimento em ambientes saturados de água (MONTEIRO, 2009). Nos “*wetlands*” estas apresentam diversas funções, destacando-se a promoção de uma superfície para a formação de biofilme atuante na depuração de matéria orgânica e transformação da série nitrogenada, aeração da rizosfera através dos aerênquimas presentes nas raízes, além do embelezamento paisagístico (BRIX, 1997). Parte do oxigênio pode ainda sair do sistema radicular para a área em torno da rizosfera, criando assim, condições de oxidação aeróbia para os sedimentos que de outra forma seriam anaeróbios. Desta maneira são geradas condições para decomposição de matéria orgânica, bem como para crescimento de bactérias nitrificantes (CAMPOS et al., 2002; MERZ, 2000).

Também são plantas amplamente utilizadas pelo alto teor de minerais, principalmente silício, e metabólitos secundários (flavonoides, taninos e alcaloides),

que agem em sinergismo provocando ações benéficas na manutenção do metabolismo e tratando diversas patologias humanas.

Dentre as macrófitas, podem-se citar as espécies de *Equisetum*, que possui 15 espécies com distribuição cosmopolita, exceto na Austrália e Nova Zelândia (HAUKE 1995), as quais são conhecidas popularmente como cavalinha, por seus caules gemários serem encurvados. De acordo com Lorenzi e Souza (2008), esta é uma planta ornamental ereta, herbácea, com folhas muito reduzidas, caule fistuloso, pouco ramificada, fortemente rizomatosa, formando densas touceiras que não param de se expandir.

Há vários fatores os quais as macrófitas podem interferir em relação ao tratamento de água cinza como: tolerância da planta quanto à ambientes saturados de água, potencial de crescimento (produtividade), capacidade de remover os poluentes, adaptação às condições climáticas e ao efluente tratado. As remoções ocorrem também através da filtração e da depuração da matéria orgânica por microrganismos formadores do biofilme aderido ao meio suporte presente no sistema (OLIJNYK et al., 2007).

Como todos os vegetais, as plantas de “*wetlands*” requerem certas quantidades de macro e micro nutrientes em proporções adequadas para um crescimento saudável. Em relação à cavalinha, esta tem se mostrado como uma planta rústica e de fácil adaptação às condições climáticas do Brasil. Porém, pouco se sabe do seu aspecto nutricional e de seu desempenho em “*wetlands*”.

O presente estudo teve como objetivo a avaliação da produtividade e dos teores de macro e micronutrientes existentes nos tecidos vegetais das macrófitas utilizadas num “*wetland*” de fluxo vertical (WV) a fim de verificar os possíveis acúmulos destes constituintes na biomassa vegetal.

6.3.2 Materiais e Métodos

6.3.2.1 Características da ETAC

O presente trabalho foi realizado na Estação de Tratamento de Água Cinza (ETAC) localizado no Parque Experimental de Saneamento Básico da UFES, localizado no Campus de Goiabeiras, Vitória – Espírito Santo, Brasil.

A ETAC é composta por um filtro anaeróbio de fluxo ascendente (FAn) seguido por um “*wetland*” vertical (WV) vegetado com macrófitas (Figura 19). A água cinza proveniente do edifício universitário é armazenada no tanque de água cinza sendo bombeada para outro reservatório com capacidade de 1000L o qual abastece o FAn , após essa etapa primária de tratamento, o efluente do FAn segue para o reservatório (capacidade de 500L) que finalmente abastece o WV.

A água cinza clara utilizada no tratamento é proveniente de uma máquina de lavar roupas situada em um dos banheiros da ETAC, dois chuveiros e seis lavatórios localizados nos banheiros de um edifício universitário, sendo dois banheiros individuais e dois de uso coletivo (feminino e masculino).



Figura 19 – “*Wetland*” vertical vegetado com as macrófitas (*Equisetum hyemale* L.)

As características construtivas referentes ao sistema de tratamento estudado são apresentadas na Tabela 11.

Tabela 11 – Aspectos construtivos do Filtro Anaeróbio e do “wetland” vertical

Aspectos construtivos	Sistema	
	FAn	WV
Área (m ²)	1,2	2,5
Volume útil (m ³)	0,6	0,8
Meio suporte	Tubinhos plásticos	brita # 0 e brita # 1
Altura do meio suporte (m)	1,8	0,6

Em relação à planta utilizada no WV optou-se pela *Equisetum hyemale* L., popularmente conhecida como cavalinha, visto que, antes da partida do sistema foi realizado um estudo prévio, baseando-se numa revisão de literatura, onde foi possível fazer uma pré-seleção de macrófitas que possuíram uma melhor adaptação às condições de ambiente saturado e ao clima onde o trabalho foi desenvolvido. Ao fim desta etapa de pré-seleção, a *E. hyemale* L. foi a espécie que melhor respondeu às condições propostas.

6.3.2.2 “Wetland” Vertical

O pós-tratamento do efluente proveniente do FAn foi realizado por meio de um “wetland” vertical. Este sistema fora construído com fibra de vidro, possui forma retangular, dimensões de 1,17 x 0,8 x 2,19 m e volume total de 2 m³ (Figura 20).

O WV possui declividade de 2%, para permitir que o fluxo do efluente escoe para a saída do sistema. O mesmo foi preenchido com 0,4m de altura de areia grossa e 0,2m de altura com brita # 0 ($d_{60} = 2,7$ mm; $d_{60}/d_{10} = 2,7$; $\epsilon = 47\%$).

A tubulação de saída do afluente possui 50mm de diâmetro e são dispostas na superfície do WV, em cima da brita, em forma de “espinha de peixe” com orifícios

voltados para cima (diâmetro de 10mm e espaçados 10cm entre si) perfurados com o auxílio de uma furadeira (Figura 21).

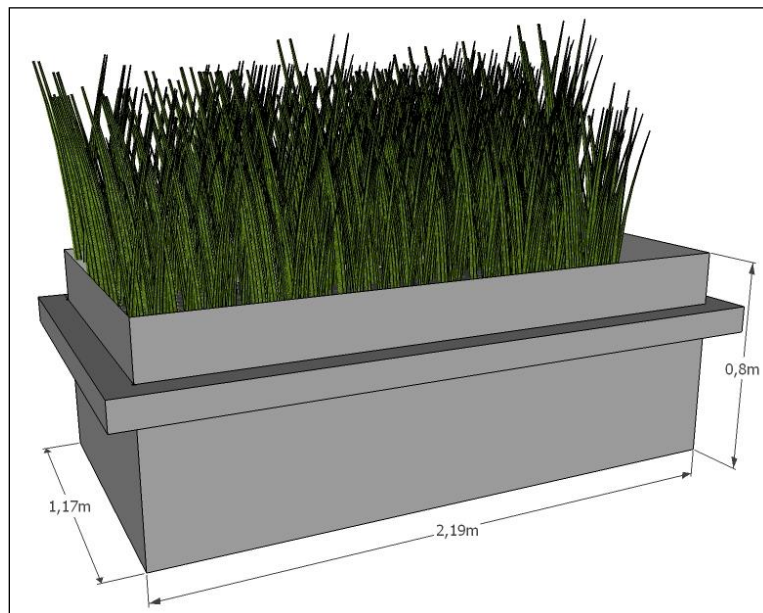


Figura 20 – Dimensões do “wetland” vertical



Figura 21 – “Wetland” vertical antes do plantio da macrófita, com a tubulação em forma de “espinha de peixe”

A operação do sistema foi iniciada no dia 23 de março de 2012, quando foi realizado o plantio da *Equisetum hyemale* L., ficando o sistema cheio com água potável por

uma semana para iniciar a adaptação das plantas ao meio suporte. Após esse período o sistema foi esgotado, sendo abastecido com água cinza e mantido cheio por mais três semanas, com o objetivo de adaptação da planta ao meio e formação de biofilme. Por fim, no dia 23 de abril de 2012 iniciou-se então a aplicação diária de água cinza para as vazões pré-definidas (Tabela 12), dando início à fase experimental de operação do WV.

Tabela 12 – Condições de operação hidráulica do “*wetland*” vertical

Variáveis	Unidade	Período de Testes				
		1º	2º	3º	4º	5º
TDH	dia	3	2	1	0,75	0,5
Vazão	m ³ .dia ⁻¹	0,51	0,77	1,54	2,05	3,07
Área superficial	m ²	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7
Taxa de Aplicação Superficial	m ³ .m ⁻² .dia ⁻¹	0,07	0,10	0,20	0,27	0,40

Por fim, a última etapa deste trabalho baseou-se na diagnose foliar e radicular, a qual foi realizada ao término dos estudos, visto que para tal operação, foi necessária a retirada total da planta do meio suporte. Vale ressaltar, que por meio da diagnose foliar é possível avaliar o estado nutricional das plantas, em períodos definidos de suas vidas (MALAVOLTA et al., 1997). Já através da análise das raízes, as quais tem como função a sustentação da própria planta, a absorção de nutrientes e água, pode-se compreender como alguns aspectos do ambiente aéreo e do meio suporte influenciam o crescimento e desenvolvimento de tais plantas (EMBRAPA, 2009).

6.3.2.3 Métodos analíticos

A ETAC foi operada e monitorada por um período de 12 meses. As amostras das plantas foram retiradas após o término das análises do efluente, sendo que, o objetivo deste artigo é analisar somente a biomassa das macrófitas e seu comportamento na ETAC.

A coletados tecidos vegetais das cavalinhas foi realizada logo no período da manhã, foram empregadas no total 10 amostras das hastes recém-maduras, coletadas da parte mediana da planta (MALAVOLTA et al., 1997), sendo que cada amostra possuía de 3 a 5 hastes, de modo que as amostras fossem representativas de cada unidade de planta.

As plantas foram separadas na altura do coleto para determinação do comprimento e para análise separada da parte aérea e raízes, as quais foram lavadas com água destilada e acondicionada separadamente em sacos de papel previamente identificados e levado à estufa de circulação forçada de ar à temperatura de 70°C por 48 horas para secagem. O material seco foi triturado em moinho tipo Willey para determinação dos macro e micronutrientes, conforme descrito em Embrapa (2009).

Os procedimentos analíticos utilizados para a determinação dos principais nutrientes essenciais aos tecidos vegetais das plantas (N, P, K, Ca, Mg, S, Cu, Mn, Fe, Zn e B), foram realizados no laboratório de análise foliar do Centro Regional de Desenvolvimento Rural (Centro Serrano) do Incaper do município de Venda Nova do Imigrante, ES, sendo que estes parâmetros analisados na cavalinha (Tabela 13) estão de acordo os métodos da Embrapa (2009).

Tabela 13 – Parâmetros avaliados nos tecidos vegetais da cavalinha

Parâmetro	Símbolo	Método	Referência
Nitrogênio	N	Semi-micro Kjeldahl	EMBRAPA (2009) p.15
Fósforo	P	Colorimétrico	EMBRAPA (2009) p.19
Potássio	K	Fotômetro de chama	EMBRAPA (2009) p.21
Cálcio	Ca	Espectrofotômetro	EMBRAPA (2009) p.24
Magnésio	Mg	Espectrofotômetro	EMBRAPA (2009) p.24
Enxofre	S	Turbidimétrico	EMBRAPA (2009) p.26
Cobre	Cu	Espectrofotômetro	EMBRAPA (2009) p.28
Manganês	Mn	Espectrofotômetro	EMBRAPA (2009) p.28
Ferro	Fe	Espectrofotômetro	EMBRAPA (2009) p.28
Zinco	Zn	Espectrofotômetro	EMBRAPA (2009) p.28
Boro	B	Colorimétrico	EMBRAPA (2009) p.33

Consciente de que o valor da análise de plantas para a diagnose e monitoramento do estado nutricional depende não só da determinação analítica, mas também da adoção de metodologias sistematizadas de amostragem e preparo da amostra, a diagnose nutricional, através da análise de tecidos vegetais, tem se mostrado um guia útil para o manejo dos nutrientes e para avaliar se um determinado nutriente aplicado foi absorvido pela planta.

A análise estatística dos dados obtidos foi realizada utilizando o software Excel®, a fim de obter a estatística descritiva dos parâmetros analisados.

Na Figura 22, encontra-se esquematizado o fluxograma das atividades do laboratório de tecido vegetal, desde o preparo da amostra até os procedimentos analíticos propriamente ditos.

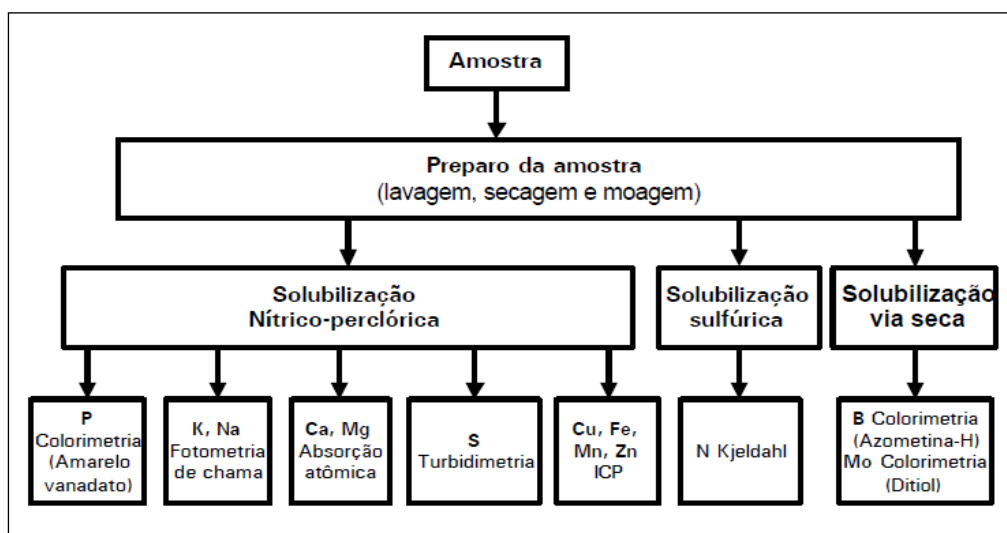


Figura 22 – Fluxograma das atividades realizadas no laboratório

6.3.2.4 Desenvolvimento da *Equisetum hyemale* L.

O desenvolvimento da macrófita foi acompanhado por meio do registro fotográfico, desde o seu plantio, de forma a observar o seu crescimento mensalmente.

Foi realizado durante os 12 meses de execução deste trabalho apenas um corte nas plantas, para a realização das análises foliares das mesmas. Antes do corte da cavalinha, foi avaliada a altura da planta por meio de uma régua milimetrada, medindo-se a altura média do dossel de dez plantas a partir da superfície do solo até o ponto mais alto da planta.

Com base na análise nutricional da planta, realizou-se o cálculo da taxa de absorção de nutrientes pela mesma (Equação 21), sendo que a absorção é a concentração do nutriente multiplicada pela produção de massa da parte em questão a ser analisada, e esta absorção dividida pela área, resulta na taxa de absorção de nutrientes.

$$Ta = \frac{N \times M}{(A)} \quad (21)$$

Onde:

Ta= Taxa de absorção de nutrientes

N = Concentração do nutriente (mg/kg)

M= Massa da parte a ser analisada (kg)

A= Área do WV (m²)

No que se refere aos teores de macro e micronutrientes encontrados nos tecidos vegetais da cavalinha, estes serão confrontados com a amostra denominada como “branco”, referindo-se à planta que não recebeu o efluente oriundo do FAn, ou seja, foi irrigada somente com água potável (Figura 23). Em relação ao meio suporte utilizado na amostra em branco, este foi o mesmo do WV (areia grossa e brita # 0).



Figura 23 – Cavalinha que recebeu somente água potável

6.3.3 Resultados e Discussões

Os resultados da análise foliar e radicular da cavalinha que compõe o “*wetland*” vertical podem ser verificados na Tabela 14 e 15.

A amostragem das plantas foi realizada por meio de amostras simples. A média de altura das plantas ficou em torno 1,56 metros, estando de acordo com a literatura especializada (FERREIRA et al.,1999), a qual está entre 1 a 2 metros. No que tange o comprimento das raízes, estas alcançaram uma média de 20,2 cm, sendo denominadas com um tipo de raiz múltipla, ramificada ou fasciculada, por apresentar uma massa de raízes, bem entrelaçadas, tipo touceira, como mostra a Figura 24.

A produtividade média da cavalinha ao longo da pesquisa foi de 0,3 kg de matéria seca/m²/ano (3 ton. de matéria seca/ha/ano), valor este que pode variar bastante dependendo da espécie utilizada. Brasil et. al (2007) estudando sobre o desempenho agrônômico de plantas cultivados em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias, encontraram uma produtividade de 11,1 ton. de matéria seca/ha/ano da espécie *Pennisetum purpureum*. Matos et. al (2013) utilizaram como macrófita o Tifton, para o tratamento de águas residuárias domésticas, de laticínios e de suinocultura, obtendo uma produtividade de matéria seca entre 28 a 122 t ha⁻¹ ano⁻¹, dependendo da disponibilidade de nutrientes de cada água residuária. Tais índices ressaltam que a cavalinha, em termos de produção de biomassa teve um índice de crescimento bem inferior aos reportado pela literatura, ou seja, no parâmetro de manutenção de WV a cavalinha mostrou-se mais adequada para o manejo, visto que seu crescimento é menor do que outras espécies.

A estimativa da produtividade da parte aérea foi de 1,9 kg.m⁻². A análise foliar da planta desta pesquisa e de diversas espécies de plantas cultivadas em WV pode ser verificada na Tabela 16.



Figura 24 – Sistema radicular da cavalinha (*Equisetum hyemale* L.)

Tabela 14 – Análise dos tecidos vegetais das amostras de cavalinha (*Equisetum hyemale* L.)

Descrição	Tecido vegetal	N	P	K	Ca	Mg	S	Cu	Mn	Fe	Zn	B
		mg/kg										
Branco	Folha	12	0,9	15	5	1	1,9	5	30	100	45	15
	Raiz	30	1,5	26	10	1,9	3,0	15	61	215	100	33
A	Folha	16	2,8	34,3	9	1	2,3	11	37	384	100	24
	Raiz	22	2,3	40	20	3	5,5	21	61	521	300	40
B	Folha	14	3,3	34,5	8	1,5	2,4	12	33	200	100	21
	Raiz	22,1	3	36	15	3,1	5,6	20	65	456	250	55
C	Folha	13	1,4	21,3	20	2	3,1	7	71	340	250	18
	Raiz	25	3,4	29	40	3,5	5,5	19	89	499	350	42
D	Folha	13	2,9	16	6	0,5	2,3	7	38	107	50	21
	Raiz	28	3,5	28	19	2	5	15	65	204	150	45
E	Folha	15	2,7	27,5	1,5	1,5	2,1	11	40	138	125	23
	Raiz	22	3	30	5	2	5,6	15	78	298	225	48
F	Folha	15	3,2	29	10	1,5	2,1	12	43	115	125	24
	Raiz	22,7	2,9	32	20	2	5,8	23	89	226	200	49
G	Folha	16	1,6	24	15	1,5	2,3	9	55	188	225	18
	Raiz	21	2,8	35	30	3	5	14	94	325	350	48
H	Folha	17	3	31,8	12	1,5	2,3	15	51	136	175	24
	Raiz	22	2,8	42	31	3	5,6	20	91	361	315	49
I	Folha	16	2,8	31,5	12,5	1,5	2,6	33	44	184	150	26
	Raiz	23	2,8	42	25	3,5	5,9	45	88	302	300	42
J	Folha	17	3	31,5	11	1,5	2,2	13	44	111	175	26
	Raiz	21	3,8	45	40	4	5	20	79	359	225	42

Tabela 15 – Estatística descritiva referente aos valores de concentrações de nutrientes na matéria seca dos tecidos vegetais da cavalinha (*Equisetum hyemale* L.)

Descrição	Tecido vegetal	N	P	K	Ca	Mg	S	Cu	Mn	Fe	Zn	B	
		mg/kg											
Branco	Amostra	Folha	12	0,9	15	5	0,1	1,9	5	30	100	45	15
		Raiz	18	1,5	26	10	1,9	3,0	15	61	215	100	33
	n^(a)	Folha	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
		Raiz	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
Cavalinha WV	Média	Folha	15,2	2,7	28,1	10,5	1,4	2,4	13,0	45,6	190,3	147,5	22,5
		Raiz	22,8	3,0	35,9	24,5	2,9	5,4	21,2	79,9	355,1	266,5	46,0
	DP^(b)	Folha	1,5	0,6	0,6	6,0	5,0	0,4	7,5	11,0	96,9	60,6	2,9
		Raiz	2,1	0,4	6,10	11,0	0,7	0,3	8,9	12,3	108,0	67,0	4,6
	Mediana	Folha	15,5	2,9	30,2	10,5	1,5	2,3	11,5	43,5	161	137,5	23,5
		Raiz	22,0	3,0	35,5	22,5	3	5,5	20	83,5	342	275	46,5
	Máximo	Folha	17	3,3	34,5	20	2	3,1	33	71	384	250	26
		Raiz	28	3,8	45	40	4	5,9	45	94	521	350	55
	Mínimo	Folha	13	1,4	16	1,5	0,5	2,1	7	33	107	50	18
		Raiz	21	2,3	28	5	2	5	14	61	204	150	40
	CV^(c)	Folha	0,10	0,24	0,21	0,48	0,28	0,12	0,57	0,24	0,51	0,41	0,13
		Raiz	0,09	0,14	0,17	0,45	0,24	0,06	0,42	0,15	0,30	0,25	0,10

^(a) – Número de amostras; ^(b) Desvio padrão; ^(c) Coeficiente de variação.

Tabela 16 – Análise foliar em diversas espécies de plantas cultivadas em “wetlands”

Autores	Espécie	N	P	K	Ca	Mg	S	Cu	Mn	Fe	Zn	B
		mg.kg ⁻¹										
Esta pesquisa	<i>Equisetum hyemale</i>	15,2	2,7	28,1	10,5	1,4	2,4	13,0	45,6	190,3	147,5	22,5
Dornelas (2008)	<i>Typha latifolia</i>	1390	260	205	152	190	130	2	335	109	25	10
Matos et al. (2009a)	<i>Typha latifolia</i>	53,3	8,8	60,5	-	-	-	-	-	-	-	-
Matos et al. (2009a)	<i>Alternanthera philoxeroides</i>	106,8	13,7	116,6	-	-	-	-	-	-	-	-
Matos et al. (2009a)	<i>Cynodon dactylon</i>	68,1	10,7	59,1	-	-	-	-	-	-	-	-
Kurscheidt, (2011)	<i>Echinochloa polystachya</i>	- ^(a)	-	-	-	-	-	-	243	263,3	84,8	-
Kurscheidt, (2011)	<i>Eichhornia crassipes</i>	-	-	-	-	-	-	-	112	514,0	27,4	-

^(a) – Não avaliado

No que se refere ao teor de nitrogênio (N), as plantas o absorvem preferencialmente na forma do íon NO_3^- e eventualmente na forma de NH_4^+ (MALAVOLTA, 1980; RAIJ, 1983). Na análise foliar, a amostra branco deste trabalho apresentou 12mgN.kg^{-1} enquanto que as demais cavalinhas apresentaram uma média de $15,2\text{mgN.kg}^{-1}$, enquanto que nas raízes as concentrações foram de 18 mgN.kg^{-1} e $22,8\text{ mgN.kg}^{-1}$, respectivamente. Estudos realizados com a taboa (*Typha latifolia*) num “wetland” tratando efluente de um reator UASB relataram que as espécimes apresentaram uma média de 1390 mgN.kg^{-1} , incluindo folhas e raízes, valor bem acima ao reportado neste estudo (DORNELAS, 2008). Vale ressaltar que o efluente oriundo do FAn a ser tratado nesta pesquisa possui baixas concentrações de nitrogênio, entretanto, as macrófitas não sofreram nenhum impacto com a carência de nitrogênio, fato este que pode ser confirmado pela cor verde intensa observada nas plantas do WV.

Os teores de fósforo (P), que as plantas absorvem sob a forma de H_2PO_4^- ou HPO_4^- , são de fundamental importância, visto que, atuam nos chamados compostos ricos de energia (trifosfato de adenosina, ATP) produzidos nas fosforilações oxidativas e fotossintéticas das plantas. Nesta pesquisa, para a análise foliar, a amostra utilizada como teste apresentou valores de $0,9\text{ mgP.kg}^{-1}$ e as demais cavalinhas apresentaram teores de $2,7\text{ mgP.kg}^{-1}$. Na análise das raízes, os valores obtidos foram de $1,5$ para a amostra em branco e $3,0\text{ mgP.kg}^{-1}$ para as amostras do WV. Dornelas (2008) encontrou valores totais em torno de 260 mgP.kg^{-1} utilizando a taboa, valor próximo ao reportado pela FAO (2008) de 200 mgP.kg^{-1} , que também utilizou a taboa num “wetland”, tais resultados indicam que a remoção de fósforo pela cavalinha ainda está aquém dos resultados encontrados por outros autores.

Destaca-se que a remoção de fósforo no sistema “wetland” ocorre pela precipitação química, pela adsorção, pela assimilação dos vegetais e biofilmes formados no meio suporte e no sistema radicular da vegetação. Sabe-se que o fósforo solúvel é facilmente absorvido pelos sistemas radiculares das macrófitas, enquanto a fração pouco solúvel associa-se ao ferro, ao alumínio e ao cálcio, tornando-se pouco assimilável pela planta, bem como pelos microrganismos (METCALF; EDDY, 1991). Tais fenômenos indicam que as frações maiores de fósforo do WV em estudo, podem estar aderidas ao meio suporte do sistema.

Durante o experimento, o pH do efluente de entrada do sistema vegetado, foi de 7,5, valor que favorece a precipitação química de fósforo associado a compostos de cálcio (TCHOBANOGLOUS; BURTON, 1991), explicando assim, os baixos valores de remoção de P pelas plantas aqui estudadas. Dessa forma, a taxa de adsorção de compostos de fósforo é controlada pelo pH e pelo potencial de oxidação do próprio material suporte (REDDY; D'ÂNGELO, 1997; SOUSA et al., 2003). Assim sendo, à medida que aumenta o tempo de operação, a tendência do sistema é tornar-se saturado de compostos de fósforo e, conseqüentemente, ocorre a redução da eficiência de remoção. Provavelmente, essa diminuição deve-se à saturação do meio suporte com compostos de fósforo precipitados (TANNER et al., 1999; SOUSA et al., 2001).

De acordo com os resultados, as absorções de nutrientes (P e K) das plantas, utilizadas neste experimento, foram inferiores às reportadas por Matos et al. (2009a), que trabalharam com “*wetland*” de escoamento vertical, considerando-se apenas a parte aérea de diversas espécies (*Typha latifolia*, *Alternanthera philoxeroides* e *Cynodon dactylon*). Como as plantas assimilam certas quantidades de nitrogênio e fósforo, a colheita dessas plantas remove esses nutrientes do meio e conseqüentemente dos efluentes (MARTÍN; FERNÁNDEZ, 1992; MERZ, 2000).

Pode-se observar com grande relevância um fator positivo nos resultados encontrados acima, pois se a cavalinha demanda pouco N e P, ela é ideal para tratar águas cinzas, podendo assim inferir que talvez outras espécies de macrófitas, como a taboa, por exemplo, tenha crescimento limitado pelo déficit de tais nutrientes.

Por meio do balanço de massa, utilizando as vazões afluente e efluente ao “*wetland*” e os valores médios da concentração dos parâmetros reportados neste estudo, foi possível encontrar os valores de carga de entrada e saída dos nutrientes citados acima (N e P) presentes no sistema alagado (Tabela 17). A vazão utilizada foi a de $3,1\text{m}^3.\text{dia}^{-1}$ referente à maior taxa aplicada ao longo da pesquisa.

Tabela 17 – Valores de aporte e de remoção de nutrientes do “wetland” vertical pela cavalinha (*Equisetum hyemale*) no período de avaliação da biomassa

Parâmetro	Carga afluente (kg.ano ⁻¹)	Carga efluente (kg.ano ⁻¹)	Eficiência de Remoção (%)	Acúmulo nas folhas em relação à matéria seca (kg.ano ⁻¹)
N-Total	1,42	0,87	39	0,111
P-Total	0,22	0,14	36	0,002

Já o elemento potássio (K), que é absorvido na forma de íon potássio (K⁺), intervém no regulamento da abertura e fechamento dos estomas das plantas, além da participação no transporte dos nutrientes pelo floema. Em relação aos teores deste nutriente nas folhas, a cavalinha teste apresentou teores de 15 mgK.kg⁻¹, enquanto as demais plantas obtiveram valores de 28,1 mgK.kg⁻¹. Em relação às raízes, os valores encontrados foram de 26 e 35,9 mgK.kg⁻¹, respectivamente. Mais uma vez, os teores apresentados nos tecidos vegetais das cavalinhas que receberam o efluente do FAn, são bem maiores às demais plantas que só receberam a água potável como fonte de irrigação. Dornelas (2008) apresentou valores superiores em seus resultados, para a análise dos tecidos vegetais da taboa o teor total encontrado foi de 205 mgK.kg⁻¹. Barros (2005) utilizando sistemas tipo “wetlands” para tratar águas residuárias domésticas verificou nas raízes da *Typha latifolia* L., tanto para a amostra teste como para as demais, teores de nutrientes em torno de 100 e 150 mgK.kg⁻¹, respectivamente, indicando mais uma vez, valores bem acima aos encontrados nesta pesquisa.

Os teores de cálcio (Ca), absorvidos preferencialmente sob a forma de Ca²⁺ (MALAVOLTA, 1980; RAIJ, 1983) encontrados na amostra teste do tecido foliar foi de 5 mgCa.kg⁻¹ e nas demais cavalinhas foi de 10,5 mgCa.kg⁻¹. No tecido radicular, os valores obtidos foram de 10 e 24,5 10,5 mgCa.kg⁻¹, respectivamente.

O magnésio (Mg) nas plantas é fundamental para a formação da clorofila, sendo absorvido na forma de Mg²⁺. Neste estudo os valores obtidos para a amostra teste de tecido vegetal e as demais cavalinhas foram de: 0,1 mgMg.kg⁻¹ e 1,4 mgMg.kg⁻¹. No tecido radicular, os teores encontrados foram de 1,9 e 2,9 mgMg.kg⁻¹.

Já os teores de enxofre (S), em condições naturais, são absorvidos pelas raízes sob a forma de SO_4^{2-} fazendo parte de alguns aminoácidos e proteínas da planta, além de desempenhar a função de ativador enzimático. No presente estudo, as faixas encontradas para o tecido foliar da amostra branco e para as demais cavalinhas foram de: $1,9 \text{ mgS.kg}^{-1}$ e $2,4 \text{ mgS.kg}^{-1}$. No que tange às raízes, os valores deram um salto para $3,0$ e $4,5 \text{ mgS.kg}^{-1}$, respectivamente.

Em relação aos teores de Ca, Mg e S reportados na literatura especializada, Dornelas (2008) obteve em seus tecidos vegetais valores totais de 152 mgCa.kg^{-1} , 190 mgMg.kg^{-1} e 130 mgS.kg^{-1} , respectivamente. Tais valores são muito superiores ao deste estudo, fato que pode ser explicado pelas baixas concentrações destes nutrientes no efluente que abastece o WV.

Em se tratando dos micronutrientes, que são aqueles exigidos em quantidades muito pequenas pelas plantas, foram analisados neste estudo os seguintes nutrientes: Cu, Mn, Fe, Zn e B.

No que se refere ao cobre (Cu), este é absorvido como Cu^{+2} , sendo ativador de enzimas de óxido-redução que oxidam fenóis, atuante no transporte de elétrons na respiração e fotossíntese, tendo participação também na fixação do N_2 . No presente estudo, as faixas encontradas nos tecidos foliares para a planta teste e as demais cavalinhas foram de: 5 mgCu.kg^{-1} e 13 mgCu.kg^{-1} . Já nos tecidos radiculares, os teores obtidos foram de 15 e $21,2 \text{ mgCu.kg}^{-1}$. Barros (2005) utilizando sistemas tipo "wetlands" para tratar águas residuárias domésticas verificou nas folhas e nas raízes da *Typha latifolia* L., teores de $5,5$ e $26,9 \text{ mgCu.kg}^{-1}$. Já Dornelas (2008) reportou em seu estudo utilizando a taboa como macrófita de tratamento um teor total de 2 mgCu.kg^{-1} , indicando neste caso, que a cavalinha obteve melhores resultados na remoção deste elemento.

O manganês (Mn), é um micronutriente que além de ativar enzimas muito diversas, participa do transporte eletrônico na fotossíntese e é essencial para a formação da clorofila e para a formação, multiplicação e funcionamento dos cloroplastos. Os teores encontrados deste elemento no presente estudo, para os tecidos vegetais da planta teste e das demais cavalinhas foram de: 30 mgMn.Kg^{-1} e $45,6 \text{ mgMn.Kg}^{-1}$. Para as raízes, os valores obtidos foram superiores, sendo 61 e $79,9 \text{ mgMn.Kg}^{-1}$,

respectivamente. Kurscheidt (2011), estudando o comportamento de metais-traços em três diferentes “wetlands” tratando lixo de aterro sanitário, verificou ao fim da pesquisa os seguintes teores totais nos tecidos vegetais de *Echinochloa polystachya*, *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes*: 677,6, 1112,1 e 9390,1 mgMn.Kg⁻¹

No que se refere aos teores de ferro (Fe), as plantas o absorvem na forma bivalente, Fe⁺². Além de ser componente estrutural de citocromos, o ferro ativa enzimas ou faz parte de coenzimas que entram em reações as mais diversas da planta: formação da clorofila, transporte eletrônico na fotossíntese, fixação do N₂, e síntese proteica. No presente estudo, as faixas encontradas de ferro nos tecidos vegetais da planta teste e das demais cavalinhas foram de 100 mg.Fe.kg⁻¹ e 190,3 mg.Fe.kg⁻¹. Já nos tecidos radiculares os teores obtidos foram de 215 e 355,1 mg.Fe.kg⁻¹. Maiores remoções deste elemento foram encontradas em estudos realizados com *Echinochloa polystachya* em “wetland” os quais obtiveram cerca de 263,3 mg.Fe.kg⁻¹ somente pela análise da parte aérea da planta, quando analisada também as raízes das mesmas, a concentração final chegou a 5101,0 mg.Fe.kg⁻¹ (KURSCHEIDT, 2011).

O zinco (Zn) é absorvido pelas plantas na forma de Zn²⁺. Este elemento funciona principalmente como cátion divalente em metaloenzimas, em algumas das quais liga as enzimas a seus substratos correspondentes. Os teores encontrados de zinco no presente estudo nos tecidos vegetais da planta teste e das demais cavalinhas foram de: 45 mg.Zn.kg⁻¹ e 147,5 mgZn.kg⁻¹. Quando analisada as raízes, os valores obtidos foram de 100 e 266,5 mgZn.kg⁻¹, respectivamente. Kurscheidt(2011) com o sistema operando por seis meses, encontrou um teor total de 84,8 mgZn.kg⁻¹ da matéria seca da *Echinochloa polystachya*, valor aquém ao encontrado nesta pesquisa.

Por fim, o boro (B), o qual é um micronutriente que é liberado imediatamente para as plantas por meio da mineralização da matéria orgânica, é essencial para a formação da parede celular, para a divisão e aumento no tamanho das células. Nesta pesquisa, os teores encontrados de boro para o tecido foliar da planta teste e das demais cavalinhas foram de: 15 mg.B.kg⁻¹ e 22,5 mg.B.kg⁻¹. No que se refere à

análise do tecido radicular, os valores obtidos foram de 33 e 46 mg.B.kg⁻¹, respectivamente. Estudos realizados com a taboa (*Typha latifolia*) num “wetland” tratando efluente de um reator UASB relataram que as espécimes apresentaram nos tecidos vegetais totais uma média de 100 mg.B.kg⁻¹, valor bem acima ao reportado neste estudo (DORNELAS, 2008).

6.3.3.1 Desenvolvimento da *Equisetum hyemale* L.

Após o plantio da macrófita *Equisetum hyemale* L. foi realizado acompanhamento do seu crescimento por meio fotográfico, de forma a registrar e comparar o seu desenvolvimento ao longo dos meses (Figura 25).

A *Equisetum hyemale* L., ao longo dos meses, se desenvolveu satisfatoriamente, mesmo com a carência de nitrogênio e fósforo na água cinza, fato que pode ser visível tanto pela expansão da parte aérea quanto pelo crescimento das radículas das plantas inseridas no sistema de tratamento estudado. De acordo com a literatura, quando comparada às outras espécies como o Tifton e *Pennisetum purpureum*, a cavalinha apresentou um menor índice de crescimento, propiciando assim uma redução no parâmetro de manutenção das mesmas. Além do mais, diante do apelo estético, tais plantas embelezam perfeitamente os mais variados tipos de ambientes.

No que diz respeito à manutenção e produtividade do sistema, Oliveira et al (2004) citados por Cunha (2006), afirmam que, para sustentar a alta produtividade e retirar do sistema os nutrientes incorporados, é necessário também que haja o manejo adequado das plantas, com colheitas periódicas da biomassa.

Ressalta-se que no presente estudo as análises foliar, radicular e os cálculos de produtividade da cavalinha foram realizados a partir da parte aérea da planta e de apenas uma coleta. Assim, não foi possível determinar qual a frequência de podas que poderia favorecer o aumento da absorção de nutrientes no “wetland”, e qual é a quantidade total de nutrientes removidos pela planta. Segundo Alvim et al. (1998), cortes frequentes resultam em menor produção de matéria seca, porém, de maior valor nutritivo (com maior conteúdo de nutrientes) do que cortes menos frequentes, que proporcionam produções mais elevadas de matéria seca, porém de qualidade inferior .

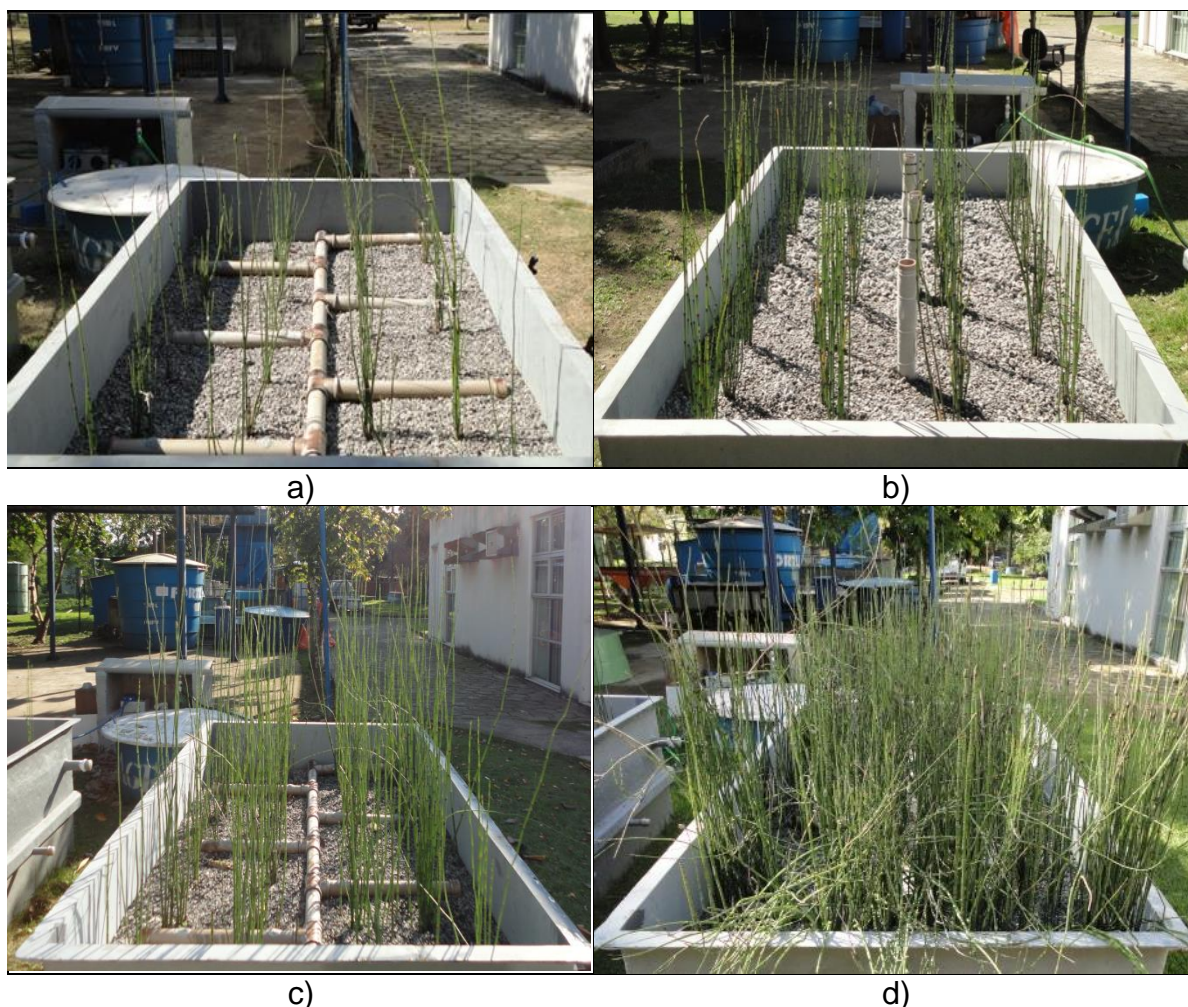


Figura 25 – Desenvolvimento da *Equisetum hyemale* L. na fase de plantio (a), após 4 meses (b), após 8 meses (c) e com 12 meses de idade (d)

6.3.4 Conclusões

O sistema de tratamento com “wetland” vertical vegetado com *Equisetum hyemale* L., utilizado como pós-tratamento de um filtro anaeróbio tratando água cinza clara, apresentou uma influência positiva das plantas, sendo que, a produtividade média da cavalinha ao longo da pesquisa foi de 0,298 kg de matéria seca/m² (2,98 ton. de matéria seca/ha). A cavalinha mostrou-se pouco exigente na demanda de N e P, indicando ser uma boa opção no tratamento de água cinza, além de exigir uma menor manutenção no sistema, visto que sua produtividade é baixa. Houve também uma boa absorção de micronutrientes, embora estes sejam exigidos em menores quantidades pelas mesmas. De forma geral, as plantas demonstraram boa

adaptabilidade, rusticidade e vigor, demonstrando eficiência na absorção de nutrientes, além de possibilitar sua aplicação paisagística no reúso predial.

REFERÊNCIAS

- ALVIM, M. J.; BOTREL, M. A.; MARTINS, C. E.; CÓSER, A. C.; REZENDE, R.; VILELA, D. **Efeito de doses de N e do intervalo entre cortes sobre a produção de matéria seca e teor de proteína bruta do tifton 85**. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 35., Botucatu, 1998. Anais. Botucatu : Sociedade Brasileira de Zootecnia, 1998. p.492-494.
- BARROS, A. L. **Morfo-anatomia e teor de nutrientes em três espécies vegetais cultivadas em sistema “wetland construído”**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, MG. 70f. 2005.
- BRASIL, M.S.; MATOS, A. T.; FIA, R. Desempenho agrônômico de vegetais cultivados em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v.15, n.3, 307-315, 2007.
- BRAZ, A. J. B. P. et al. **Acumulação de nutrientes em folhas de milho e dos capins braquiária e mombaça**. Pesquisa Agropecuária Tropical, Goiânia, v. 34, n. 2, p. 83-87, mai./ago. 2004.
- BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands **Wat.Sci. Tech.**, v. 35, n. 5, p. 11-17, 1997.
- CAMPOS, J.C., FERREIRA, J.A., MANNARINO, C.F., SILVA, H.R. & BORBA, S.M.P. Tratamento do chorume do aterro sanitário de Piraí (RJ) utilizando wetlands. In: VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, **Anais**, Vitória-ES: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2002.
- COELHO, A. M. et al. **Cultivo do milho: diagnose foliar do estado nutricional da planta**. Comunicado Técnico, Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, n. 45, p.1-5, dez. 2002.
- CUNHA, Caroline de Andrade Gomes da. (2006). **Análise da eficiência de um sistema combinado de alagados construídos na melhoria da qualidade das águas**. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.
- D’OLIVEIRA, P. S.; TORMENA, C. A.; LENZI, E. **Análise foliar de crisântemo cultivado em vaso contendo substrato à base de lodo de esgoto**. Cesumar Saúde, Maringá, v. 2, n. 2, p.133-138, jul./dez. 2003.
- DORNELAS, F. L. **Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB**. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 121f. 2008.
- DI STASI, L. C. (Org.) **Plantas medicinais: arte e ciência – um guia de estudo interdisciplinar**. São Paulo: UNESP, 1996.

EMBRAPA- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia. 627p. 2009.

EMBRAPA- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Métodos de análise de tecidos vegetais utilizados na Embrapa Solos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2000. 41 p. – (Embrapa Solos. Circular Técnica; nº 6).

ERIKSSON, E.; AUFFARTH, K.; HENZE, M.; LEDIN, A. Characteristics of grey wastewater. **UrbanWater**, v. 4, p. 85-104, 2002.

FERREIRA J. L. I., CHICOUREL, L. L., SILVA G. R. Caracterização morfo-histológica para a "cavalinha" (*Equisetum giganteum* L.) / Morpho-histological characterization to "cavalinha" (*Equisetum giganteum* L.) **Rev. ciênc. farm.** 20(1), p. 51-7, 1999.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). **Handbook of Utilization Aquatic Plants**. Disponível em: <<http://www.fao.org/DOCREP/003/X6862E/X6862E03.htm>>. Acesso em 03 julho de 2013.

GROSS, A.; SHMUELI, O.; RONEN, Z.; RAVEH, E. Recycled Vertical Flow Constructed Wetland (RVFCW) - A Novel Method Of Recycling Greywater For Irrigation In Small Communities And Households. **Chemosphere**, v. 66, p. 916-923, 2007.

HAUKE, R. L. **Equisetaceae**. In: R.C. Moran & R. Riba (eds.). Psilotaceae a Salviniaceae. In: G. Davidse, M. Souza & S. Knapp (eds.). Flora Mesoamericana. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, v. 1, pp. 4. 1995.

KURSCHEIDT, E. C. s. **Avaliação da fitorremediação como alternativa de pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário utilizando macrófitas**. Dissertação de mestrado (Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) da Universidade Federal do Paraná. Curitiba, Paraná. 2011.

LORENZI, H. e SOUZA, V.C. Botânica sistemática: **guia ilustrado para identificação das famílias de Fanerógamas nativas e exóticas no Brasil**, baseado no APG II. Nova Odessa, São Paulo. 704p. 2008.

MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral de plantas**. Piracicaba: Ceres, 1980. 251 p.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. Avaliação do estado nutricional de plantas: Princípios e aplicações. Piracicaba, Potafos, 1997. 308p.

MARSCHNER, H. **Mineral Nutrition of Higher Plants**. 2. ed. San Diego: Academic Press, 1995.

MARTÍN, I. & FERNÁNDEZ, J. Nutrient dynamics and growth of a cattail crop (*Typha latifolia* L.) developed in an effluent with high eutrophic potential application to wastewater purification systems. **Bioresource Technology**, 42, 7 – 12. 1992.

MASI, F. Water reuse and resources recovery: The role of constructed wetlands in the Ecosan approach. **Desalination**, v. 246, p. 27-34, 2009.

MATOS, A. T.; BRASIL, M. S.; LO MONACO, P. A. V. Efeito da taxa de carregamento sobre a remoção de poluentes de esgoto em sistemas alagados construídos. **Engenharia Agrícola**, v. 33, p. 319-331, 2013.

MATOS, A.T.; FREITAS, W.S.; FIA, R.; MATOS, M.P. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de águas residuárias visando seu reúso. **Engenharia na Agricultura**, v.17, p.383-391, 2009b.

MERZ, S. K. **Guidelines for Using Free Water Surface Constructed Wetlands to Treat Municipal Sewage**. Department of Natural Resources, Queensland, Australy. 2000.

METCALF, B. e EDDY, I. N. C. **Wastewater Engineering: treatment, disposal and Reuse**. 3. ed. New York : McGraw-Hill, 1991.

MONTEIRO, R. C. M. **Viabilidade técnica do emprego de sistemas tipo “wetland” 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.

OLIJNYK, D. et al.. **Análise da viabilidade de nitrificação e desnitrificação em sistemas híbridos de filtros plantados com macrófitas (wetlands)**. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007. (CD-ROM)

OLIVEIRA, Ewerton. Campelo. A. **Avaliação da Remoção de matéria Orgânica na Estação de Tratamento de Esgotos de Ponta Negra/RN** – Natal (RN), 2004. 83p.

OTTHERPOHL, R. Black, brown, yellow, grey – the new colours of sanitation. **Water** 21, p. 37-41, Oct. 2001.

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.

RAIJ, B. V. **Avaliação da fertilidade do solo**. Piracicaba: Instituto do Potássio e Fósforo, 1983. 142p.

REDDY, K.R.; D'ANGELO, E. M. **Biogeochemical indicators to evaluate pollutant removal efficiency in constructed Wetland**. **Water Science and Technology**, v.35, n.5, p. 1-10, 1997.

SCREMIN-DIAS, E., POTT, VJ., HORA, RC. e SOUZA, PR. 1999. Nos jardins submersos da Bodoquena - **Guia para identificação de plantas aquáticas de Bonito e região**. Campo Grande: Editora UFMS. 160 p.

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

SOUSA, J. T. de, van HAANDEL, A. C . GUIMARÃES, A. V. A . **Performance of constructed wetland systems treating anaerobic effluents**. Water Science and Technology, v.48, n.6, p. 295-299, 2003.

SOUSA, J. T. de, van HAANDEL, A.C . GUIMARÃES, A. V. A . **Post-treatment of anaerobic effluents in constructed wetland systems**. Water Science and Technology, v.44, n.4, p. 213-219, 2001.

SPENCER, W. e BOWES, G. Ecophysiology of the world's most troublesome aquatic weeds. In PIETERSE, AH. and MURPHY, KJ. ed. **Aquatic weeds**. Oxford: Oxford University Press, p. 39-73. 1993.

TANNER, C.C. NUKIAS, J.P.S; UPSDELL, M.P. **Substratum phosphorus accumulation during maturation of gravel-bed constructed**. Water Science and Technology, v. 40, n.3, 147-154, 1999.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse**. 3th ed. Metcalf & Eddy, McGraw-Hill, 1991.

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.

7 DISCUSSÃO GERAL

A presente dissertação avaliou desempenho de um “wetland” vertical (WV) aplicado ao tratamento do efluente de um filtro anaeróbio (FAn) em uma estação de tratamento de águas cinzas claras visando o reúso não potável em edificações urbanas.

Os resultados obtidos mostraram que o volume de água cinza clara per capita, gerada em um edifício universitário foi de 103,1 L.p⁻¹.d⁻¹. Este volume encontra-se dentro da faixa encontrada por outros estudos realizados no Brasil, de 54 a 195 L.p⁻¹.d⁻¹ (PETERS et al., 2006; VALENTINA, 2009; AGUIAR, 2011). O valor do pH médio encontrado na água cinza bruta (ACB) do sistema de tratamento estudado foi de 8,8 enquanto que o FAn produziu um efluente com um pH médio de 7,5. Os valores médios de pH obtidos no efluente do WV, para os TDH de 3; 2; 1; 0,75 e 0,5 dia, não sofreram variações significativas em relação aos valores da entrada do sistema, sendo: 6,9; 6,8; 6,8; 6,6 e 6,1, respectivamente. 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 48,5 UT e no efluente do FAn 28,7 UT (eficiência de remoção média de 32%). No efluente do WV os valores médios de turbidez referentes aos TDH de 3; 2; 1; 0,75 e 0,5 dia, foram de 15 UT, 10,3 UT, 5,3 UT, 7,0 UT e 4,8 UT, resultando em eficiências médias de remoção de 71%, 79%, 66%, 62% e 52%, respectivamente. Begosso (2009) avaliou em seu estudo um TDH de 0,9 a 1,9 dias, obtendo uma remoção média de 87 % para o “wetland” de fluxo vertical. A ETAC apresentou uma eficiência remoção média total de turbidez de 70% para o período de monitoramento avaliado.

A concentração média de SST na água cinza bruta foi 28,1 mg.L⁻¹ e no efluente do FAn 15,5 mg.L⁻¹ (eficiência de remoção média de 37%). No efluente do WV, as concentrações médias de SST para os TDH 3; 2; 1; 0,75 e 0,5 dia, foram de 7,2 mg.L⁻¹, 7,1 mg.L⁻¹, 7,0 mg.L⁻¹, 8,0 mg.L⁻¹ e 14,5 mg.L⁻¹, respectivamente (Figura 11). A eficiência média de remoção de SST foi, respectivamente, de 74%, 54%, 40%, 27% e 49% no WV, fato que indica uma maior remoção de sólidos nos testes realizados com TDH de 2 e 3 dias. Gross et al. (2007) utilizando as espécies

Cyperus haspan e *Hydrocotyle leucocephala* num “wetland” vertical, em Israel, tratando água cinza com TDH variando de 0,3 a 0,5 dia, alcançou uma remoção média de 98% de SST. Begosso (2009) tratou água cinza por meio de um “wetland” vertical com TDH de 0,9 a 1,9 dias, obtendo 81% de remoção de SST, indicando que o sistema de tratamento estudado para os seis testes de TDH ainda está aquém do encontrado pelos autores citados.

Quanto à matéria orgânica, foram encontrados valores médios de 170,6 mgO₂.L⁻¹ de DQO e 35,2 mgO₂.L⁻¹ de DBO₅, na água cinza bruta. No efluente do WV as concentrações médias de DQO foram de 12 mgO₂.L⁻¹, 27 mgO₂.L⁻¹, 14 mgO₂.L⁻¹, 27 mgO₂.L⁻¹ e 25 mgO₂.L⁻¹ para os TDH de 3; 2; 1; 0,75 e 0,5 dia, respectivamente (Figura 12). As eficiências de remoção de DQO equivalentes aos TDH, respectivamente foram: 92%, 79%, 62%, 38% e 35%. Begosso (2009) alcançou uma remoção de 78% de DQO no WV com TDH variando de 0,9 a 1,9 dias, e Paulo et al. (2012) obteve remoção de 84% para uma faixa de TDH de 1,7 a 3,4 dias, o que mostra que os valores alcançados pelos TDH de 2 e 3 dias deste estudo estão de acordo com os dados apresentados pela literatura.

As concentrações e remoções médias de DBO₅ obtidas no efluente do WV para os TDH de 3; 2; 1; 0,75 e 0,5 dia, foram: 17 mgO₂.L⁻¹, 22 mgO₂.L⁻¹, 14 mgO₂.L⁻¹, 23 mgO₂.L⁻¹, 11 mgO₂.L⁻¹ e 6 mgO₂.L⁻¹, correspondendo a 72%, 39%, 11%, 15% e 20%, respectivamente. Begosso (2009) obteve uma remoção de 94% de DBO₅ no WV com um TDH variando de 0,9 a 1,9 dias, o que mostra que os índices de remoção alcançados nesta pesquisa estão um pouco inferiores ao reportado.

Já as concentrações médias de sulfato na água cinza bruta a média foi de 44,9 mg.L⁻¹. No efluente do WV as concentrações foram elevadas, variando de 15,4 mg.L⁻¹ a 104,3 mg.L⁻¹. Em relação às concentrações médias de sulfato, estas variaram de 1,0 mg.L⁻¹ (TDH= 0,75 dia) a 3,8 mg.L⁻¹ (TDH= 3 dias).

As concentrações médias de NTK e NH₃ no efluente do WV variaram de 0,2 mg.L⁻¹ (TDH= 0,5 dia) a 1,1 mg.L⁻¹ (TDH= 3 dias) e de 0,3 mg.L⁻¹ (TDH= 0,5 dia) a 1,0 mg.L⁻¹ (TDH= 3 dias), respectivamente. Em relação ao P_{tot}, os valores encontrados no efluente do WV ao longo dos TDH estudados variaram de 0,06 mg.L⁻¹ (TDH = 3 dias) a 0,1 mg.L⁻¹ (TDH = 0,5 dia).

A densidade média de coliformes totais presente na água cinza clara foi de $6,32 \times 10^4$ NMP.100mL⁻¹, sendo condizente ao encontrado em outros estudos (BAZZARELLA, 2005; BEGOSSO, 2009). Já no efluente FAn esta densidade aumentou um log ($1,34 \times 10^5$ NMP.100mL⁻¹), uma vez que se trata de um sistema de tratamento biológico, onde os microrganismos são os principais atuantes na depuração de poluentes. No efluente do WV, as densidades de CT variaram de $2,2 \times 10^4$ NMP.100mL⁻¹ (TDH = 0,5 dia) a $7,5 \times 10^4$ NMP.100mL⁻¹ (TDH = 3 dias), sendo que a eficiência de remoção média de CT no efluente do WV reduziu de 81% para 13%, com a mudança do TDH 3 dias para 0,25 dia. No estudo de Gross et al. (2007) a remoção de coliformes termotolerantes foi de 3 a 4 ordens de magnitude, com concentração inicial de $10^4 - 10^8$ CFU/100mL⁻¹, após 8 horas de detenção. Pansonato (2010) alcançou uma remoção de 92% de CT utilizando o sistema de “*wetland*” vertical tratando água cinza.

No que diz respeito às densidades de *Escherichia coli*, o efluente do “*wetland*” vertical apresentou médias de $1,1 \times 10^2$ NMP.100mL⁻¹ a $2,1 \times 10^3$ NMP.100mL⁻¹. A eficiência média de remoção de *E. coli* no WV reduziu de 66% para 27%, com a mudança do TDH 3 dias para 0,5 dia. Pansonato (2010) alcançou uma remoção de 93% de *E. coli* utilizando o sistema de “*wetland*” vertical tratando água cinza.

Em relação à cavalinha obteve-se uma produtividade média de 0,3 kg de matéria seca/m², com uma estimativa de produtividade da parte aérea de 1,9 kg.m⁻². As absorções de macronutrientes nas folhas e raízes foram respectivamente: 15,2 e 22,8 mg.m⁻² de N; 2,0 e 3,0 mg.m⁻² de P; 21,4 e 35,9 mg.m⁻² de K; 8,0 e 24,5 mg.m⁻² de Ca; 1,1 e 2,9 mg.m⁻² de Mg; 1,8 e 5,4 mg.m⁻² de S. A cavalinha mostrou-se pouco exigente na demanda de N e P, indicando ser uma boa opção no tratamento de água cinza. Por fim, para os micronutrientes as remoções encontradas foram: 9,9 e 21,2 mg.m⁻² de Cu; 34,7 e 79,9 mg.m⁻² de Mn; 144,6 e 355,1 mg.m⁻² de Fe; 112,1 e 266,5 mg.m⁻² de Zn e, por fim, 17,1 e 46,0 mg.m⁻² de B. Diante da escassez de trabalhos a cerca da análise nutricional da cavalinha, os resultados aqui apresentados tornar-se-ão de fundamental importância para pesquisas futuras.

8 RECOMENDAÇÕES

- Identificar produtos de higiene pessoal (PHP) na água cinza clara proveniente dos chuveiros e lavatórios;
- Analisar o desempenho de um “*wetland*” vertical não-vegetado no pós-tratamento de água cinza clara e compará-lo com um “*wetland*” vertical vegetado para o mesmo fim;
- Avaliar a remoção de metais pesados presentes na água cinza clara com o emprego de um “*wetland*” vertical como tratamento;
- Avaliar, por meio de vários cortes da parte aérea, a produtividade e a absorção de nutrientes em cada período de TDH;

9 CONCLUSÕES

- No edifício universitário estudado, a água cinza clara gerada apresentou diversas características como um pH elevado, quantidade significativa de turbidez, sólidos suspensos totais e matéria orgânica, baixa biodegradabilidade, densidade média de *E. coli* de 2 logs e de CT de 4 logs;
- A relação DBO₅/DQO ficou em torno de 0,2 indicando uma baixa biodegradabilidade da água cinza clara estudada. Entretanto, o tratamento biológico mostrou-se viável, podendo ser utilizado um filtro anaeróbio seguido por um “*wetland*” vertical como sistema de tratamento;
- O sistema composto por um filtro anaeróbio de fluxo ascendente (FAn) e um “*wetland*” vertical (WV) na produção de água para reuso predial a partir de água cinza clara, mostrou um desempenho adequado, principalmente, quando utilizado um tempo de detenção hidráulica de 3 dias;
- O sistema de tratamento de água cinza clara, apresentou uma eficiência de remoção global média de 70% para turbidez, 48% para sólidos suspensos totais, 77% para DQO e 49% para DBO₅. A densidade média de CT obtida no efluente do WV foi de $2,7 \times 10^4$ NMP.100mL⁻¹ e de *E. coli* foi de $6,9 \times 10^2$ NMP.100mL⁻¹;
- A análise dos tecidos vegetais verificou maiores absorções para o nitrogênio, potássio e também uma boa absorção de micronutrientes. A cavalinha alcançou uma produtividade média de 0,298 kg de matéria seca/m², com uma estimativa de produtividade da parte aérea de 1,9 kg.m⁻², valores bem inferiores ao reportado na literatura para outras espécies. Tais valores significam em uma menor manutenção do sistema do WV, visto que sua produtividade é relativamente pequena.

REFERÊNCIAS

REFERÊNCIAS

- AGRA N., SILVA L., BASÍLIO D., FREITAS F., BARBOSA F. Levantamento das plantas medicinais usadas na região Nordeste do Brasil. Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa. **Revista Brasileira de farmacognosia**, n.3 v.18. p. 472-508. 2008.
- 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.
- AISSE, M. M.; COHIM, E.; KIPERSTOK, A. **Reúso urbano e industrial**. In: FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. Tratamento e utilização de esgotos sanitários. Projeto PROSAB 4. Rio de Janeiro: ABES, 2006. p. 111-154.
- AL-JAYYOUSI, ODEH R. Greywater reuse: towards sustainable water Management. **Desalination** 156 18 1-1 92, 2003.
- ALLEN, L.; CHRISTIAN-SMITH, J.; PALANIAPPAN, M. **Overview of greywater reuse: The potential of greywater systems to aid sustainable water management**. California: Pacific Institute, 2010. 41 p.
- ANA, FIESP e SindusCon-SP. **Conservação e Reúso de água em Edificações**. São Paulo: Prol Editora Gráfica. 2005.
- ANTUNES, R. P. **Análise do potencial de uso das macrófitas aquáticas do sistema de áreas alagadas construídas da ETE da comunidade de serviços Emaús (Ubatuba, SP) como adubo orgânico**. 2009. 63f. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.
- APHA, **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. 21 ed. Washigton - DC. 2005.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 13969: **tanques sépticos: unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – projeto, construção e operação**. Rio de Janeiro, p. 21 – 23. 1997.
- BARBER, W. P.; STUCKEY, D.C. The use of anaerobic baffled reactor (ABR) for wastewater treatment: A review. **WaterResearch**, v. 33, n. 7, p. 1559-1578, 1999.
- 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.
- 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) – Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2009.

BEDA, J. N. **Determinação do coeficiente de decaimento bacteriano em wetland -alagado construído.** Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Tecnologia. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária.– Natal, RN, 40 f. 2011.

BERTARELLO Z. A .L, BERTARELLO Z. F. B. O uso de plantas medicinais em uma comunidade rural de Mata Atlântica. Nova Rússia, SC. **Neotropical Biology and Conservation.** 2011. p. 55-63.

BIANCHINI JR., I. **Contribuição ao estudo da decomposição de plantas aquáticas.** 1982. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Ciências Naturais) – Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1982.

BIRKS, R.; HILLS, S. Characterisation of indicator organisms and pathogens in domestic greywater for recycling. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 129, n. 1-3, p. 61-69, Feb. 2007.

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands **Wat.Sci. Tech.**, v. 35, n. 5, p. 11-17, 1997.

BRIX, H. Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes, and treatment performance. In: Moshiri, G. A. (Ed.), *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement.* **CRC Press**, Boca Raton, Flórida, p. 9-22. 1993.

BORGES, L. Z. **Caracterização da água cinza para promoção da sustentabilidade dos recursos hídricos.** 2003. 88f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) - Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2003.

BURBA, G. G., S. VERMA, B.,K. J. Surface energy fluxes of *Phragmites australis* in a prairie wetland. **Agricultural and Forest Meteorology** 94 (1), 31-51. 1999.

BURNAT, J. M. Y.; MAHMOUD, N. **Evaluation of on-site gray wastewater treatment plants performance in Bilien and Biet-Diko Villages/ Palestine.** In: International water demand management conference, Dead Sea, Jordan, 2004.

CAETANO N., SARAIVA A., PEREIRA R., CARVALHO D., PIMENTEL M. C. B, MAIA MBS. Determinação de atividade antimicrobiana de extratos de plantas de uso popular como antiinflamatório. Departamento de Ciências Farmacêuticas, Universidade Federal de Pernambuco, Recife. **Revista Brasileira de farmacognosia**, 2002. v. 12, p.132-135.

CHERNICHARO, C. A. L. Pós-tratamento de reatores anaeróbios. In: Pós-tratamento de Efluentes Anaeróbios por Sistemas de Aplicação no Solo. Belo Horizonte. **PROSAB/FINEP**, 55-64. 2001.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios**. 2ª. ed. Belo Horizonte: UFMG, 380 p. 2007.

CHIN, W. H.; RODDICK, F. A.; HARRIS, J. L. Greywater treatment by UVC/H₂O₂. **Water Research**, v. 43, n. 16, p. 3940-3947, Sept. 2009.

COELHO, A. M. et al. Cultivo do milho: diagnose foliar do estado nutricional da planta. **Comunicado Técnico**, Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, n. 45, p.1-5, dez. 2002.

COLEMAN, J.; HECH, K.; GARBUTT, K.; SEXTONE, A.; BISSONNETTE, G.; Treatment of domestic of wastewater by three plants species in constructed wetlands. **Water, air and soil pollution, Morgantown**, 128, p.283-295, 2001.

COOPER, Paul. The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates. **Wat. Sci. Tech.**, v. 51, n. 9, p. 81-90, 2005.

COSSICH, E. S. **Tratamento de efluentes, Parte III: Tratamento Secundário de Efluentes**. Apostila de Curso de Especialização em Gestão Ambiental, 84. 2006. 38-61 p

COSTA, R. H. R. **Etude du controle du biofilm developpédans un litfluidisétriphase en epuration carbonéaérobie**. Tese de Doutorado, InstitutNational des SciencesAppliquées (INSA). Toulouse. 256 f. 1989.

COLLAÇO, A. B. **Uso de pneu “picado” como meio suporte de leitos cultivados para o tratamento de esgoto sanitário oriundo de uma E.T.E. convencional**. Tese (Mestrado Engenharia Agrícola/Água e Solo) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 77pp. 2001.

CONLEY, L.M., DICK, R.I., LIOW, L.W. (1991). An assessment of the root zone method of wastewater treatment. **Research Journal of the WPCF**, v.63, n.3, pp. 239-247

CORRÊA, M. R.; VELINI, E. D.; ARRUDA, D. P. Teores de metais na biomassa de *Egeria densa*, *Egeria najas* e *Ceratophyllum demersum*. **Planta daninha**, v.20, p. 45-49, Edição Especial, 2002.

COSTA, L. L.; CEBALLOS, B. S. O.; MEIRA, C. M. B. S.; CAVALCANTI, M. L. F. Eficiência de Wetlands construídas com dez dias de detenção hidráulica na remoção de colíforos e bacteriófagos. **Revista de Biologia e Ciências da Terra 3 (1)**, 23pp. 2003.

COOPER, P.F.; JOB, G. D.; GREEN, M. B.; SHUTES, R. B. E. **Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment**. Swindon: WRC plc, 184 p. 1996.

CRITES, R. W. Design Criteria and Practice for Constructed Wetlands. **Water Science and Technology**, v. 29, n. 4, p. 1-6, 1994.

CUNHA, A. G. C.. **Análise da eficiência de um sistema combinado de alagados construídos na melhoria da qualidade das águas**. 2006, 157p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

CUNHA, A., PROENÇA, R., RODRIGUES, O. Plantas medicinais da Farmacopeia Portuguesa. 8ª edição, Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian. vol.2: 52-53, 308-318. 2005.

D'AGOSTINHO M., DINI A., PIZZA C., SENATORE F., AQUINO R. Sterols from *Equisetum arvense*. **Boll Soc Ital Biol Sper**, 30. 1984. p.2241-5.

DANTAS V. S. DANTAS I. C., CHAVES T. P., CASTRO D., SILVA H., SANTOS D. G. D. Análise das garrafadas indicadas pelos raizeiros na cidade de Campina Grande – PB. **Revista de Biologia e Farmácia**, 2008, v.03, n.1.

DIAS, V. N., Inácio, M., Pacheco, P., Lopes, J., Correia, P. e Soutinho, E. “Fitoetars: pressupostos teóricos de funcionamento e tipos”. **Anais do 9º Encontro Nacional de Saneamento Básico**, Loures, Portugal, p.587-607. 2000.

DI STASI, L. C. (Org.) **Plantas medicinais: arte e ciência – um guia de estudo interdisciplinar**. São Paulo: UNESP, 1996.

DUARTE, S. **Estudo das potencialidades das zonas húmidas artificiais no tratamento de efluentes aquícolas**. 2002. 44f. Trabalho de Conclusão de Curso - Instituto Superior Técnico, 2002.

ELIAS, J. M. **Análise da eficiência global do sistema de “wetland” construído na estação de tratamento de água para abastecimento público no município de Analândia**. 2003. 211 f, Dissertação (Mestrado em Gestão Integrada de Recursos) – Centro de Estudos Ambientais, Universidade Paulista, Rio Claro, 2003.

EKE, P. E. **Hydrocarbon Removal of Constructed Wetlands**.(tese de pós doutorado). 293 p. University of Edinburgh, 2008.

ELMITWALLI, T. A.; OTTERPOHL, R. Anaerobic biodegradability and treatment of grey water in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. **WaterResearch**, v. 41, p. 1379-1387, 2007.

ERIKSSON, E.; AUFFARTH, K.; HENZE, M.; LEDIN, A. Characteristics of grey wastewater. **UrbanWater**, v. 4, p. 85-104, 2002.

ESTEVEES, F. A. Comunidade de macrófitas aquáticas. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

ESTEVEES, F. A. Fundamentos da Limnologia. Rio de Janeiro: **Interciência**: FINESP, 1988, 575 p.

ESTEVEES, F. A. & CAMARGO, A. F. M. Sobre o papel das macrófitas aquáticas na estocagem e ciclagem de nutrientes. **Acta Limnol**, v.1, p. 273-298, 1986.

FERREIRA J. L. I., CHICOUREL, L. L., SILVA G. R. Caracterização morfo-histológica para a "cavalinha"(Equisetum giganteum L.) / Morpho-histological characterization to "cavalinha" (Equisetum giganteum L.) **Rev. ciênc. farm.** 20(1), p. 51-7, 1999.

FERRI, M. G. Botânica – **Morfologia Externa das Plantas**, (Organografia). 15º ed, São Paulo, Nobel, 1983. p. 112 – 119.

FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. Projeto PROSAB 4. Rio de Janeiro: ABES. 427 p. 2006.

FREITAS, J. S.; GONCALVES, R. F. Remoção concomitante de sulfato e matéria orgânica de águas cinzas através de filtros biológicos não aerados. In: XV Simpósio Luso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2012, Belo Horizonte - MG. **XV Simpósio Luso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. único 2012.

FRIEDLER, E., Quality of individual domestic greywater streams and its implication on on-site treatment and reuse possibilities. **Environ. Technol.** 25 (9), 997–1008. 2004.

FRIEDLER, E.; KOVALIO, R.; GALIL, N.I. On-site greywater treatment and reuse multi-storey buildings. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 10, p. 187-194, 2005.

FRIEDLER, E.; HADARI, M. Economic feasibility of on-site greywater reuse in multi-storey buildings. **Desalination**, v. 190, p. 221-234, 2006.

GOMES, J.A., KAWAI, H., JAHNEL, M.C. Estudo piloto sobre obtenção de composto orgânico a partir de aguapé. **Ambiente**, v. 1, n. 1, p. 12-17, 1987.

GONÇALVES, R. F. **Uso racional da água em edificações**. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES. 352 p. 2006.

GRAY, S. R.; BECKER, N. S. C. Contaminant flows in urban residential water system. **Urban Water**. v. 4, n. 4, p. 331-346, 2002.

GROSS, A.; SHMUELI, O.; RONEN, Z.; RAVEH, E. Recycled Vertical Flow Constructed Wetland (RVFCW) - A Novel Method Of Recycling Greywater For Irrigation In Small Communities And Households. **Chemosphere**, v. 66, p. 916-923, 2007.

HAMMER, D. A. Constructed wetlands for wastewater treatment, municipal, industrial and agricultural. **Chelsea**: Lewis Publishers, 530pp. 1989.

HENRY-SILVA, G.G.; CAMARGO, A.F.M. Composição química de macrófitas aquáticas flutuantes utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura. **Planta daninha**, Viçosa, v. 24, n.1, 2006.

HERBST, M., KAPPEN, L. The ratio of transpiration versus evaporation in a reed belt as influenced by weather conditions. **Aquatic Botany** 63, 113-125. 1999.

HOFFMANN, H.; PLATZER, C.; WINKER, M.; MUENCH, E., v.; (2011): Technology Review of Constructed Wetlands. Subsurface Flow Constructed Wetlands for Greywater and Domestic Wastewater Treatment. Eschborn: Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit GmbH (GTZ) **Sustainable sanitation - ecosan program**. 2011.

HOLZHUTER, G.; NARAYANAN, K.; GERBER, T. Structure of sílica in Equisetum arvense, Anal Departament of physics, Universit Rostock, Germany. **Bioanal Chem**, 2003. p. 512-517.

IWA – International Water Association. Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation. **Scientific and Technical Report**. N^o. 8. London, England: IWA Publishing, 2000. 156 p.

JACKSON, L. J. **Paradigms of metal accumulation in rooted aquatic vascular plants**. Sci. Total Environ., v. 219, p. 223-231, 1998.

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.

JOHANSEN, N.H. e BRIX, H. **Design criteria for a two-stage constructed wetland**. **Wetland Systems for Water Pollution Control**, Proceedings ICWS, Institute for Water Provision, Vienna, Austria. 1996.

JOLY, B. A. Botânica: introdução à taxonomia vegetal, 13^o ed, Companhia Editora Nacional, 2002. p. 152-154.

JUNK, W. J. **Macrófitas aquáticas nas várzeas da Amazônia e possibilidades do seu uso na agropecuária**. Manaus: INPA, 1979, 24p.

KADEWA, W. W.; LE CORRE, K.; PIDOU, M.; JEFFREY, P. J.; JEFFERSON, B. Comparison of grey water treatment performance by a cascading sand filter and a constructed wetland. **Water Science and Technology**, v. 62, n. 7, p. 1471-1478, 2010.

KADLEC, R. H. e KNIGHT, R. L. **Treatment wetlands**. Boca Raton: Lewis Publishers, 893 p. 1996.

KADLEC, R. H; BURGOON, P. S; HENDERSON, M. E. Integrated natural systems for treating potato processing wastewater. **Water Science and Technology**, 35, p. 263 – 270. 1997.

KAYSER, K.; KUNST, S. Processes in vertical-flow reed beds: nitrification, oxygen transfer and soil clogging. Wat.Sci. Tech., v. 51, n. 9, p. 177-184, 2005.

KIEHL, E. J. **Adubação orgânica – 500 perguntas e respostas**. Piracicaba: E. J. Kiehl, 2004. 243p.

KNUPP, A. M. **Desempenho de um sistema composto por um filtro anaeróbio e um “wetland” horizontal na produção de água para reúso predial a partir de água cinza clara**. 157f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2013.

LANGERGRABER, G.; HARBERL, R.; LABER, J.; PRESSL, A. Evaluation of substrate clogging processes in vertical flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 5, p. 25-34, 2003.

LEAL, L. H.; ZEEMAN, G.; TEMMINK, H.; BUISMAN, C. Characterisation and biological treatment of greywater. **Water Science and Technology**, v. 56, n. 5, p. 193-200, 2007.

LEAL, L. H.; TEMMINK, H.; ZEEMAN, G.; BUISMAN, C. J. N. Comparison of three systems for biological greywater treatment. **Water**, v. 2, p. 155-169, April 2010.

LEAL, L.H; TEMMINK, H.; ZEEMAN, G.; BUISMAN, C. J. N. Characterization and anaerobic biodegradability of grey water. **Desalination**, v. 270, p. 111-115, 2011.

LI, F.; WICHMANN, K.; OTTERPOHL, R. Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. **Science of the Total Environment**, v. 407, p. 3439-3449, Feb. 2009.

LIN, C.; LO, S.; KUO, C.; WU, C. Pilot-scale eletro coagulation with bipolar aluminum electrodes for on-site domestic greywater reuse. **Journal of Environmental Engineering**, v.131, n. 3, p.491-495, March 2005.

LOPES, A. C. **Avaliação da atividade antiinflamatória da pomada e do extrato etanólico bruto da *Equisetum pyramidale* Goldn nas lesões cutâneas de ratos normais e diabéticos no processo de reparação tecidual**. Dissertação da Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, 2010.

LORENZI, H.; MATOS, F. J. A. **Plantas Medicinais no Brasil**. Nova Odessa, SP, Instituto Plantarum, 2002.

LORENZI, H.;SOUZA, V.C. Botânica sistemática: **guia ilustrado para identificação das famílias de Fanerógamas nativas e exóticas no Brasil**, baseado no APG II. Nova Odessa, São Paulo. 704p. 2008.

LUTZENBERGER, J. **Em defesa do aguapé. Ecologia – Do Jardim ao Poder**. Porto Alegre: L&PM Editores Ltda., 1985.

MALAVOLTA, E. **ABC da análise de solo e folhas: amostragem, interpretação e sugestões de adubação**. São Paulo: Ceres, 1992.

MALTAIS-LANDRY, G., MARANGER, R., BRISSON, J., CHAZARENC, F. Nitrogen transformations and retention in planted and artificially aerated constructed wetlands. *Water Research*. 2008.

MASI, F. Water reuse and resources recovery: The role of constructed wetlands in the Ecosan approach. **Desalination**, v. 246, p. 27-34, 2009.

MAY, E. et al. Chemical and microbiological processes in gravel-bed hydroponic systems for sewage treatment. In: COOPER P.F. and FINDLATER B.C. *Constructed wetlands in water pollution control*. Oxford, UK: Pergamon Press. p.33-40. 1990.

MEDEIROS, R. M. L.; SABAA SRUR, A. U. O.; ROQUETTE PINTO, C. L. Estudo da biomassa de aguapé, para a produção do seu concentrado proteico. **Revista da sociedade de ciência e tecnologia de alimentos**, v. 2, n. 19, p 226-230, 1999.

MEES, J. B. R. **Uso de aguapé (*Eichhonia crassipes*) em sistema de tratamento de efluente de matadouro e frigorífico e avaliação de sua compostagem**. 56 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2006.

MEMON, F. A.; ZHENG, Z.; BUTLER, D.; SHIRLEY-SMITH, C.; LUI, S.; MAKROPOULOS, C.; AVERY, L. Life cycle impact assessment of greywater recycling technologies for new developments. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 129, n.1-3, p. 27-35, Jun. 2007.

METCALF, B.; EDDY, I. N. C. **Wastewater Engineering: treatment, disposal and Reuse**. 3. ed. New York : McGraw-Hill, 1991.

MICHAEL, J. H. J. Nutrients in salmon hatchery wastewater and its removal through the use of a wetland constructed to treat off-line settling pond effluent. **Aquaculture**, Olynpia, n. 226, p 213-225, 2003.

MONTEIRO, R. C. M. **Viabilidade técnica do emprego de sistemas tipo “wetland” 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.

MOREL, A.; DIENER, S. **Greywater Management in Low and Middle-Income Countries, Review of different treatment systems for households or neighbourhoods**. Duebendorf: Swiss Federal Institute of Aquatic Science (EAWAG), Department of Water and Sanitation in Developing Countries (SANDEC). 2006.

MOSHIRI, G. A. **Potentials for uses of treatment wetlands in South America applicability water pollution problems in Brazil**. In: International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, 6. Águas de São Pedro. Proceedings. Águas de São Pedro: UNESP, IWA, 28-35. 1988.

MOTTA MARQUES, D. M. L., LEITE, G. R., GIOVANNINI, S. G. T. Performance of two macrophyte species in experimental wetlands receiving variable loads of

anaerobically treated municipal wastewater. In: **International conference on wetlands systems for water pollution control 7**. Orlando 2, 719- 725. 2000.

NSW HEALTH. **Greywater reuse in Sewered single domestic premises**, Sidney, 2002. Disponível em: <http://www.health.nsw.gov.au/publichealth/ehb/general/wastewater/greywater_policy.pdf>. Acesso em: 15 jan. 2013.

OTTHERPOHL, R. Black, brown, yellow, grey – the new colours of sanitation. **Water 21**, p. 37-41, Oct. 2001.

OTTOSON, J.; STENSTRÖM, T. A. Faecal contamination of greywater and associated microbial risks. **Water Research**, v. 37, p. 645-655, 2003.

PANSONATO, N. **Tratamento e reúso de água cinza utilizando Wetlands construídos e desinfecção solar**. 2010. 86 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais). Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Campo Grande, 2010.

PAULO, P. L., BONCZ, M. A., ASMUS, A., JONSSON, H., IDE, C. N. Greywater treatment in constructed wetland at household level. **GewässerschutzWasserAbwasser**, v. 206, p. 34/1-34/7, 2007.

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.

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.

PETERS, M. R. **Potencialidade de uso de fontes alternativas de água para fins não potáveis em uma unidade residencial**. 2006. 109 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

PETRACCO, P. **Determinação da biomassa e estoque de nitrogênio e fósforo de *Polygonum spectabile* Mart. e *Paspalum repens* Berg. da Represa de Barra Bonita (SP)**. 1995. 108 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1995.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas**. Florianópolis, 144 p. 2004.

PIDOU, M.; MEMON, F.A.; STEPHENSON, T.; JEFFERSON, B.; JEFFREY, P. Greywater recycling: treatment options and applications. **Engineering Sustainability**, v. 160, p. 119-131, Sept. 2007.

PLATZER, C. Design recommendations for Subsurface Flow constructed wetlands for nitrification and denitrification, in: Proceedings of the 6th IAWQ **Conference on Wetland Systems in Water Pollution Control**. Águas de São Pedro, SP. 1998.

PLATZER, C., HOFFMANN, H., CARDIA, W. O wetland como componente de ecosan – experiências com o uso e dimensionamento no clima subtropical. In: Proceedings of the International conference on sustainable sanitation: **Food and water security for Latin America**. Fortaleza, Brazil. 2007a.

PNUD (Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento), 2008. **Relatório de Desenvolvimento Humano 2007/2008**. PNUD, Brasília, Brasil.

RADULOVIĆ, N.; STOJANOVIĆ, G.; PALIĆ, R. Composition and antimicrobial activity of *Equisetum arvense* L. essential oil. **Phytotherapy Research**, v.20, 2006. p. 85–88.

RAPOPORT, B. “**Águas cinzas: caracterização, avaliação financeira e Tratamento para reuso domiciliar e condominial**”. 85 f. Tese. Ministério da Saúde. Fundação Oswaldo Cruz. Escola Nacional de Saúde Pública. Rio de Janeiro, RJ. 2004.

REUTER, C., SALVADOR G. C. Protocolo de Fitoterapia na Hipertensão Arterial Sistêmica dos Municípios da BP3, 2010.

ROUSSEAU, D. P. L. Performance of constructed treatment wetlands: model-based evaluation and impact of operation and maintenance. PhD thesis, Ghent University, Ghent, Belgium, 300pp. 2005.

SAATY, T.L. How to make a decision: The Analytic Hierarchy Process. **European Journal of Operation Research**, v. 48, p. 9-26, 1990.

SACCON, S. **Uso de leitos cultivados com macrófitas no estudo da eficiência do tratamento de águas cinza**. 2009. 82 f. Trabalho de Conclusão de Curso – Faculdade Dinâmica de Cataratas, Foz do Iguaçu, 2009.

SAKADEVAN, K.; BAVOR, H. J, Nutrient removal mechanisms in constructed wetlands and sustainable water management. **Water Science and echnology**, Richmond, v. 40, n. 2, p 121-128, 1999.

SALATI FILHO, E., SALATI, E. Wetland projects developed in Brazil. **Water Science and Technology**, 40 (3), 19-25. 1999.

SANTOS, R. M. F. **Pós-tratamento de esgoto: sistema sequencial de leitos cultivados (constructed wetlands) vertical e horizontal**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP. 2009.

SASSE, A. **Sanitation Concepts for Separate Treatment of Urine, Faeces and Greywater**. Task8, Fertilizerusage. Berlim, 2005.

SCHAFFER A. I.; NGHIEMA L. D., OSCHMANN N.; AL-JAYYOUSI B. I. A retention in the direct ultrafiltration of greywater. **Journal of Membrane Science** Schafer A. I.; Nghiema L. D., Oschmann N.; Al-Jayyousi Bisphenol A retention in the direct ultrafiltration of greywater. *Journal of Membrane Science* V. 283 p. 233–243, 2006.

SCHENKEL E. P., GOSMANN G. Farmacognosia: da planta ao medicamento. Porto Alegre, Florianópolis. Ed. Universitária, UFRGS, 2007. p. 724.

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.

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, 1-30. 2003.

SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical.** Tese de Doutorado. Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, UFSC. Florianópolis, 2006. 171 f.

SHUTES, R. B. E., Artificial wetlands and water quality improvement. **Environment International**, London, n. 26, p. 441- 447, 2001.

SILVA, S. C. **“Wetlands construídos” de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos.** (tese de doutorado) 202 p. - Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental do DF, 2007.

SILVA, S. S. L. **Caracterização ecológica e estrutural de macrófitas em reservatórios no estado de Pernambuco.** Tese (Doutorado em Botânica) 107 f. - Universidade Federal Rural de Pernambuco. Departamento Biologia, Recife, 2011.

SILVA, V. J. P. **Humedales construídos.** Profesor Universidad del Valle – Colombia Escuela de Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente, 18 p. 2002.

SOSTAR-TURK, S.; PETRINIC, I.; SIMONIC, M. Laundry wastewater treatment using coagulation and membrane filtration. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 44, n. 2, p.185-196, May 2005.

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

TCHOBANOGLIOUS, G., BURTON, F. e STENSEL D. **Wastewater Engineering – Treatment and Reuse**. 4th Edition. Metcalf & Eddy, McGraw-Hill. 1848 p. 2002.

TEIXEIRA, A. S., MELO J. I. M. Plantas medicinais utilizadas no município de Jupi, Pernambuco, Brasil. Faculdade de Formação de Professores de Garanhuns, Universidade de Pernambuco. Iheringia, **Rev. Bot.**, Porto Alegre, 2006, v. 61 (1-2), p. 5-11.

TRUONG, P.; VAN TAN; T. PINNERS, E. **Sistema de aplicação vetiver manual de referência técnica. Segunda edição**. Rede Internacional de Vetiver. 116 p. 2008

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE, NACIONAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE - USDA NRCS. **Constructed wetlands**. chapter 3 part 637 - National Engineering Handbook, 2002

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. EPA/625/r-99/010 – **Constructed wetlands treatments of municipal wastewaters**. Cincinnati, Ohio. 152p. 1999.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **EPA/625/1-88/022 – Design Manual: Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment**. Cincinnati, Ohio. 83p. 1988.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **EPA/625/R-04/108 – Manual guidelines for water reuse**. 2004. Disponível em: <<http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/>>. Acesso em: 12 jul. 2012.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **EPA/832/R-08/006 – United Municipal nutrient removal technologies** - Reference document, 2008.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **EPA 832-R-93-008 – Subsurface Flow Constructed Wetlands For WasteWater Treatment: A Technology Assessment**. 87p, 2003.

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

VALENTINA, R. S. D. **Gerenciamento da qualidade e da quantidade de água cinza em uma edificação residencial de alto padrão com vistas ao seu reúso não potável**. 2009. 163 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Espírito Santo, Vitória, 2009.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos - Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. V. 1. 3ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. DESA.UFMG, 452 p., 2005.

VON SPERLING, M. Performance evaluation and mathematical modelling of coliform die-off in tropical and subtropical waste stabilisation ponds, **Water Research** 33 (6), 1435-1448. 1999.

VAZOLLER, R. F. **Biodiversidade: perspectivas e oportunidades tecnológicas**. Microbiologia e Saneamento Ambiental. USP. São Paulo. 2001.

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. **Removal of organics in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: A review of the field experience**. Science of the Total Environment, v. 407, n. 13, p. 3911-3922, Jun. 2009.

VYMAZAL, J. **Czech constructed wetlands database – Ecology and use of wetlands**. Prague: 1998.

VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment **Ecological Engineering**, v. 25, n. 5, p. 478-490, Dec. 2005.

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.

ZANELLA, L., NOUR, E. A. A., ROSTON, D. M. **Wetlands-construídas vegetadas com plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes domésticos**. FEC/UNICAMP, 3pp. 2007.

YANEZ, F. **Lagunas de estabilizacion. Teoria, diseño y mantenimiento**. ETAPA, Cuenca, Equador, 421p. 1993.

WEF, ASCE, EWRI. **Biological nutrient removal (BNR) operation in wastewater treatment plants**. Manual of Practice n° 29 of WEF and Manuals and Reports on Engineering Practice n° 109 of WEF, ASCE, EWRI, WEF Press, McGraw-Hill, New York, 2005.

WEHNER, J. E WILHELM, R.H. Boundary conditions of flow reactor. **Chemical Engineering Science**, Vol. 6, pp. 89-93. 1956.

WELSCH, D., J.; SMART, D., L.; BOYER, J., N.; MINKIN, P.; SMITH, H., C.; MCCANDLESS, T., L. **Forested Wetlands Functions, Benefits, and the Use of Best Management Practices**, Radnor, 1995, 63p.

WINWARD, G. P. **Disinfection of grey water**. 2007. 207 f. (Doctor in Philosophy) – Cranfield University, 2007.

WICHTL M. **Herbal drug and phytopharmaceuticals**. Editora Medpharm Scientific Publishers, Stuttgart, Alemanha.1994. p.188-191.

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.

APÊNDICE A – PLANTA BAIXA DA ETAC UTILIZADA PARA O FILTRO ANAERÓBIO

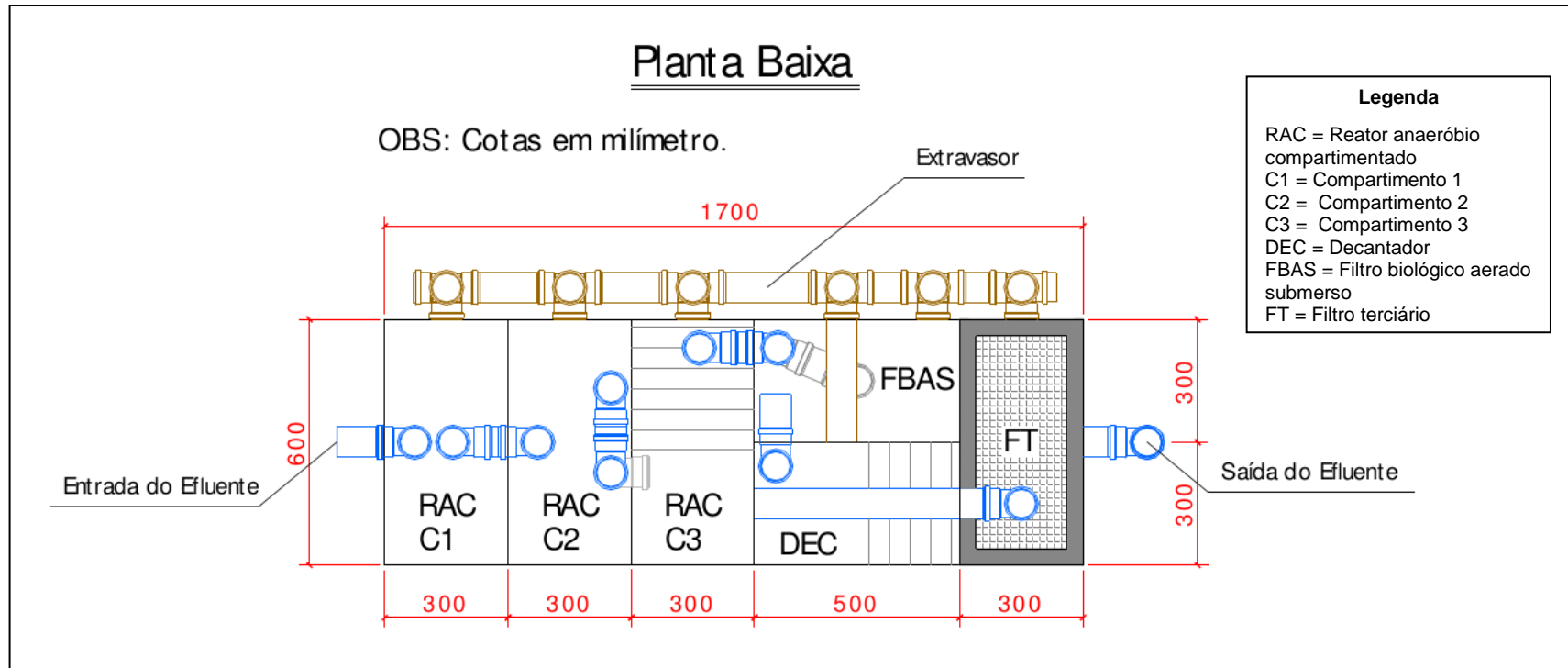


Figura 26. Planta baixa – ETAC utilizada para o filtro anaeróbio

Fonte: Bazzarella (2005)

APÊNDICE B – CORTE LATERALDO “WETLAND” VERTICAL

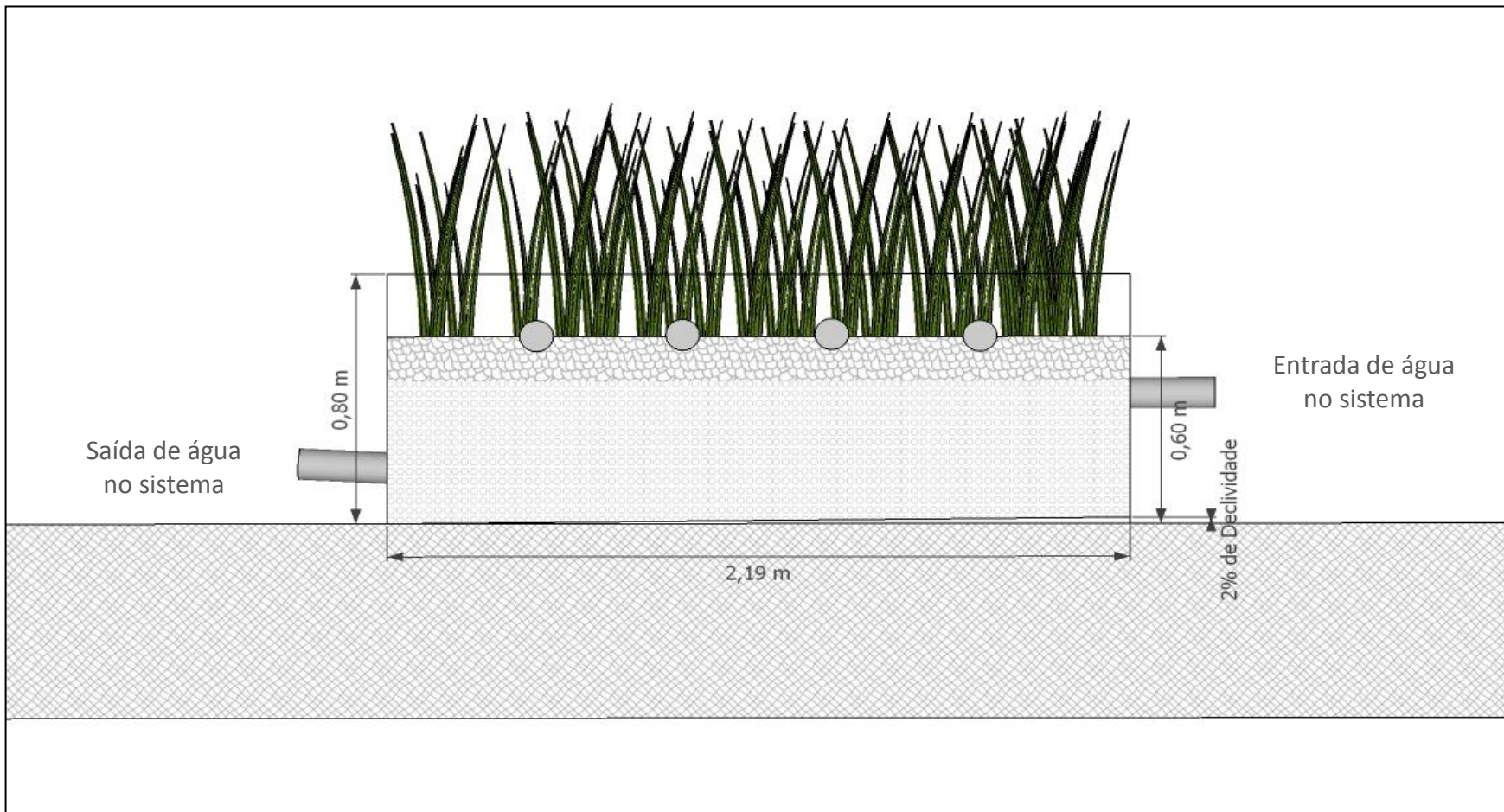


Figura 27. Corte lateral do “wetland” vertical