

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

Andrielly Moutinho Knupp

**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**

VITÓRIA
2013

Andrielly Moutinho Knupp

**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**

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

2013

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

K74d Knupp, Andrielly Moutinho, 1986-
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 / Andrielly Moutinho Knupp. – 2013.
157 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 – Purificação - Tratamento biológico. I. Gonçalves, Ricardo Franci. II. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro Tecnológico. III. Título.

CDU: 628

Andrielly Moutinho Knupp

**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**

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

Aprovada em 22 de fevereiro de 2013.

COMISSÃO EXAMINADORA:

Prof. Dr. Ricardo Franci Gonçalves
Orientador – UFES

Prof. Dr. Sérgio Túlio Alves Cassini
Examinador Interno – UFES

Prof^ª. Dr^ª. Heike Hoffmann Spittler
Examinador Externo – UFSC

Aos meus pais, Paula e Ademir,
ao meu irmão Andler e ao
Douglas pelo apoio, carinho e
paciência.

“Não existem sonhos impossíveis para aqueles que realmente acreditam que o poder realizador reside no interior de cada ser humano, sempre que alguém descobre esse poder, algo antes considerado impossível se torna realidade”.

(Albert Einstein)

AGRADECIMENTOS

À Deus, por ter me dado esta oportunidade, guiar meus caminhos, me iluminar e abençoar durante toda esta jornada.

Aos meus pais, Paula e Ademir, e ao meu irmão Andler por todo apoio, amor, carinho, muita paciência, pela ajuda no meu projeto de pesquisa, por todas as idas na ETE nos finais de semana, por tudo que vocês fizeram por mim.

Ao meu noivo Douglas, por todo amor, paciência, carinho, ajuda durante o meu projeto de pesquisa e por entender o quanto esta etapa significava pra mim.

À todos os familiares que torceram por mim, meus tios (as), primos (as) e avós.

Ao professor Ricardo Franci Gonçalves pela oportunidade, pela confiança depositada em mim, pelos ensinamentos, orientação e paciência.

À todos os meus amigos, que torceram por mim e me deram força durante esta jornada.

Às professoras do IFES, Raquel Machado Borges e Jacqueline Bringhenti, pelo apoio.

Às minhas amigas Léa, Juliana e Jeaninna pelo apoio, companheirismo, ombro amigo e toda ajuda durante a pesquisa. Sempre as terei em meu coração!

À todos os amigos da ETE: Léa, Juliana, Jeaninna, Laila, Priscilla, Solange, Luis Felipe, Thamires, Letícia, Guilherme, Camila e Cosmíriam pela paciência, amizade e companheirismo.

Aos estagiários: Karinnie, Mariana, Coralie, Juliana, Rafael, Nelson e Márcia pela ajuda e dedicação à pesquisa. Sem vocês ficaria tudo difícil!

À todos que contribuíram na produção de água cinza.

Aos amigos do Labsan pelo apoio.

À banca examinadora: Prof Dr. Sérgio Túlio Alves Cassini e Prof Dra. Heike Hoffmann Spittler pela disponibilidade e atenção ao meu trabalho.

À FINEP pelo apoio financeiro.

À FAPES pela bolsa de mestrado.

RESUMO

Os “*wetlands*” têm se mostrado como uma opção favorável ao tratamento de água cinza visando o reúso predial devido à boa remoção de poluentes e, principalmente, ao baixo custo de implantação e operação, além do mínimo 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 o desempenho de um “*wetland*” horizontal (WH) como pós-tratamento de um filtro anaeróbio tratando água cinza clara na produção de água para reúso predial; e estudar a aplicação do Processo Analítico Hierárquico (AHP) como ferramenta de auxílio na seleção da macrófita a ser utilizada no “*wetland*” estudado. As análises físico-químicas e microbiológicas foram realizadas segundo o *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. O volume de água cinza gerado no edifício universitário foi de 103,1 L.p.d⁻¹. De acordo com a caracterização da água cinza clara, o pH apresentou um valor elevado (9,0), presenças significativas de turbidez (50,9 UT), sólidos suspensos totais (44,8 mg.L⁻¹), matéria orgânica (178,3 mgO₂.L⁻¹ de DQO e 41,3 mgO₂.L⁻¹ de DBO_{5,20}), SO₄²⁻ (60,1 mg.L⁻¹) e microrganismos (2,2x10⁴ NMP.100mL⁻¹ de coliformes totais e 8,5x10² NMP.100mL⁻¹ *Escherichia coli*), além de baixas concentrações de nitrogênio (2,7 mg.L⁻¹ NTK e 2,0 mg.L⁻¹ de NH₃) e fósforo (0,4 mg.L⁻¹). Vale ressaltar que a água cinza estudada possui uma relação DBO_{5,20}/DQO variando de 0,2 a 0,3, e que, apesar da baixa biodegradabilidade, o tratamento biológico ainda é possível, porém sob condições limitantes de degradação. No que diz respeito ao desempenho do sistema de tratamento de água cinza, foram avaliados quatro períodos de testes no WH, sendo estes caracterizados pelos tempos de detenção hidráulica (TDH) de 0,7; 1; 1,9 e 3,2 dias. Como resultado, observou-se que o efluente proveniente do WH apresentou melhor desempenho para o TDH de 3,2 dias ao longo dos períodos analisados, mostrando-se adequado quando utilizado como pós-tratamento de um filtro anaeróbio. Foram alcançadas eficiências de remoção globais médias de 80% para turbidez e sólidos suspensos totais. Além disso, também foram alcançadas eficiências de remoção de 81% para DQO e 66% para DBO_{5,20}. A densidade média de *E. coli* obtida no efluente do WH foi de 3,1x10² NMP.100mL⁻¹. O AHP foi executado em três etapas: identificação das macrófitas utilizadas nos “*wetlands*”, seleção de dez macrófitas mais utilizadas neste tipo de tratamento e aplicação do método AHP para as condições da região da Grande Vitória-ES. Como resultado da utilização do AHP, obteve-se a *Equisetum hyemale* L. e a *Canna x generalis* como as plantas mais adequadas para o tratamento de água cinza por meio de “*wetlands*”.

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

ABSTRACT

The wetlands have been shown as a favorable option for the greywater treatment aiming the building reuse due to the good pollutants removal, and mainly, the low cost of implantation and operation, as well as minimal environmental impact when compared with another systems. The present study aimed to characterize physico-chemical and microbiologically the light greywater generated in a corporate building; evaluate the performance of horizontal wetland (HW) as a post-treatment of an upflow anaerobic filter (AF) treating light greywater in the water reuse building production; and to study the application of the Analytic Hierarchy Process (AHP) as assistance tool in the selection of the macrophyte to be used at the evaluated wetland. The physico-chemical and microbiological analysis were performed according the *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. The greywater's volume generated in the corporate building was 103,1 L.p.d⁻¹. According with the characterization of the light greywater, the pH showed a high value (9.0), significant presences of turbidity (50.9 TU), TSS (44.8 mg.L⁻¹), organic matter (178.3 mgO₂.L⁻¹ COD and 41.3 mgO₂.L⁻¹ DBO_{5,20}), SO₄²⁻ (60.1 mg.L⁻¹) and microorganisms (2.2x10⁴ NMP.100mL⁻¹ total coliforms and 2.0x10² NMP.100mL⁻¹ *E. coli*), in addition of low nitrogen and phosphorous concentrations. Note that the greywater evaluated has a ratio DBO_{5,20}/DQO ranging 0.2 at 0.3, and that despite the low biodegradability, the biological treatment is still possible, but under limitant degradation conditions. About the performance of greywater treatment system, were analyzed four periods of experiments, being characterized by the hydraulic retention time (HRT) of 0.7; 1.0; 1.9 e 3.2 days. Such as result, observed that the HW effluent showed better performance for the HRT of 3.2 days over the analyzed periods, making it adequate when used such as post-treatment of an anaerobic filter. Were achieved global removal efficiencies mean of 80% to turbidity and total suspended solids. Moreover, was reached too removal efficiencies of 81% COD and 66% BOD_{5,20}. The mean density obtained of *E. coli* in the HW effluent was 3.1x10² NMP.100mL⁻¹. The AHP was executed in three steps: identification of the macrophytes used at the wetlands, selection of ten more macrophytes used in this treatment type and application of the AHP method to the Greater Victoria's Region conditions. As result of the AHP application, obtained the *Equisetum hyemale* L. and *Canna x generalis* such as the more appropriate plants to the greywater treatment by wetlands.

Keywords: greywater; reuse; wetland; AHP.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Rotas metabólicas da digestão anaeróbia.	34
Figura 2. Exemplo de um "wetland" de fluxo horizontal.	35
Figura 3. Classificação dos "wetlands".	35
Figura 4. Representação do biofilme nos "wetlands".	41
Figura 5. Estrutura de decisão hierárquica.	50
Figura 6. Fluxograma de desenvolvimento da pesquisa.	55
Figura 7. Prédio localizado no Parque Experimental de Saneamento (UFES).	56
Figura 8. Projeto hidrossanitário da edificação.	57
Figura 9. Esquema do sistema de tratamento de água cinza.	57
Figura 10. Malha no ralo do chuveiro.	58
Figura 11. Malha na mangueira de saída da máquina de lavar.	59
Figura 12. Peneira instalada na tubulação canalizadora de água cinza.	59
Figura 13. Filtro anaeróbio de fluxo ascendente.	60
Figura 14. Meio suporte adicionado ao FAn.	60
Figura 15. "Wetland" horizontal.	61
Figura 16. Malhas adicionadas às tubulações.	62
Figura 17. <i>Equisetum hyemale</i> L. (cavalinha)	63
Figura 18. Reservatório de água cinza bruta.	69
Figura 19. Distribuição percentual da produção de água cinza no edifício estudado.	71
Figura 20. Esquema da ETAC.	82
Figura 21. Variação da vazão e TAS no WH para os períodos analisados.	86
Figura 22. Variação dos valores de turbidez nos períodos analisados.	89
Figura 23. Variação dos valores de SST nos períodos analisados.	90
Figura 24. Variação dos valores de DQO nos períodos analisados.	91
Figura 25. Variação dos valores de DBO _{5,20} nos períodos analisados.	91
Figura 26. Variação da densidade de <i>E. coli</i> nos períodos analisados.	92
Figura 27. Variação dos teores de OD nos períodos analisados.	94
Figura 28. Comparação dos valores de DQO medidos com o modelo cinético simples (k) nos períodos analisados.	96
Figura 29. Comparação dos valores de DQO medidos com o modelo cinético modificado (k-C*) nos períodos analisados.	96
Figura 30. Regressão linear para o ajuste do modelo cinético simples (k).	97
Figura 31. Regressão linear para o ajuste do modelo cinético modificado (k-C*).	97
Figura 32. Desenvolvimento da <i>Equisetum hyemale</i> L. ao longo do período de estudo.	98
Figura 33. Árvore hierárquica.	107
Figura 34. Planta baixa – ETAC utilizada para o filtro anaeróbio.	146
Figura 35. Vista lateral – "Wetland" horizontal.	147

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Faixa da concentração de poluentes encontrados na água cinza e no esgoto bruto.	29
Tabela 2. Reatores anaeróbios no tratamento de água cinza.	33
Tabela 3. “Wetlands” no tratamento de água cinza.	36
Tabela 4. Parâmetros de dimensionamento de “wetlands” de fluxo subsuperficial (horizontal ou vertical).	42
Tabela 5. Faixa da concentração de poluentes encontrados na água cinza e no esgoto bruto.	67
Tabela 6. Simulação de distribuição de consumo de uma família brasileira de 4 pessoas.	68
Tabela 7. Parâmetros analisados na água cinza.	69
Tabela 8. Volume de água cinza gerado no edifício universitário.	70
Tabela 9. Características físico-químicas e microbiológicas da água cinza bruta.	71
Tabela 10. Comparação dos valores médios da água cinza clara obtidos nesta pesquisa com dados reportados pela literatura.	72
Tabela 11. Aspectos construtivos da ETAC.	82
Tabela 12. Aspectos operacionais do WH.	83
Tabela 13. Parâmetros de qualidade para água de reúso de acordo com algumas normas.	86
Tabela 14. Estatística descritiva dos parâmetros monitorados na ETAC.	88
Tabela 15. Definição de critérios, subcritérios e forma de avaliação.	109
Tabela 16. Matriz de comparação dos critérios com o objetivo.	111
Tabela 17. Matriz de comparação entre os subcritérios de Características da Planta.	111
Tabela 18. Matriz de comparação entre os subcritérios de Características de mercado.	111
Tabela 19. Matriz de comparação entre os subcritérios de Características de Processo.	112
Tabela 20. Matriz de comparação das alternativas em relação à <i>Adaptação em áreas alagadas</i>	112
Tabela 21. Ranking dos julgamentos para obtenção das prioridades globais.	114
Tabela 22. Matriz de comparação das alternativas em relação ao <i>Porte</i>	148
Tabela 23. Matriz de comparação das alternativas em relação ao <i>Crescimento</i>	148
Tabela 24. Matriz de comparação das alternativas em relação ao <i>Desenvolvimento dos aerênquimas</i>	148
Tabela 25. Matriz de comparação das alternativas em relação ao <i>Sistema radicular</i>	149
Tabela 26. Matriz de comparação das alternativas em relação às <i>Resistências</i>	149
Tabela 27. Matriz de comparação das alternativas em relação à <i>Frequência de poda</i>	149
Tabela 28. Matriz de comparação das alternativas em relação à <i>Facilidade de poda</i>	150
Tabela 29. Matriz de comparação das alternativas em relação à <i>Demanda de nutrientes</i>	150
Tabela 30. Matriz de comparação das alternativas em relação à <i>Disponibilidade na região</i>	150
Tabela 31. Matriz de comparação das alternativas em relação ao <i>Preço</i>	151
Tabela 32. Matriz de comparação das alternativas em relação ao <i>Cultivo de mudas</i>	151
Tabela 33. Matriz de comparação das alternativas em relação ao <i>Aspecto visual</i>	151
Tabela 34. Matriz de comparação das alternativas em relação ao <i>Tipo de cultivo</i>	152
Tabela 35. Matriz de comparação das alternativas em relação à <i>Remoção de DQO</i>	152
Tabela 36. Matriz de comparação das alternativas em relação à <i>Remoção de nitrogênio</i>	152
Tabela 37. Matriz de comparação das alternativas em relação à <i>Remoção de fósforo</i>	153

Tabela 38. Matriz de comparação das alternativas em relação à <i>Remoção de microrganismos patogênicos</i>	153
Tabela 39. Matriz de comparação das alternativas em relação à <i>Produção de massa seca</i>	153
Tabela 40. Avaliação dos subcritérios em relação às alternativas.....	154

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Uso doméstico da água.....	27
Quadro 2. Características da água cinza de acordo com o tipo de fonte produtora.....	28
Quadro 3. Propriedades das macrófitas no tratamento de águas residuárias.....	40
Quadro 4. Mecanismos de remoção de poluentes nos " <i>wetlands</i> ".	45
Quadro 5. Métodos de multicritérios.	49
Quadro 6. Escala de prioridades do método AHP.....	51
Quadro 7. Relação entre a ordem da matriz e o índice randômico.....	52
Quadro 8. Aspectos positivos e negativos do AHP.	54
Quadro 9. Macrófitas utilizadas em " <i>wetlands</i> " no tratamento de água cinza.....	106
Quadro 10. Escala de prioridades utilizada no método AHP.	108
Quadro 11. Relação entre a ordem da matriz e o índice randômico.....	110

LISTA DE SIGLAS E/OU SÍMBOLOS

%	Porcentagem
°C	Grau Celsius
ϵ	Porosidade
λ_{\max}	Maior autovalor da matriz
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACB	Água cinza bruta
AHP	<i>Analytic Hierachy Process</i>
Al	Alumínio
APHA	American Public Health Association
cm	Centímetro
C_e	Concentração efluente
C_o	Concentração afluente
CH ₄	Metano
C ₆ H ₁₂ O ₆	Glicose
Cl ⁻	Íon cloreto
CO ₃ ²⁻	Íon carbonato
CT	Coliforme Total
d	Dia
d ₁₀	Diâmetro efetivo
d ₆₀	Diâmetro a 60%
d ₆₀ /d ₁₀	Coefficiente de uniformidade
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
ECOSAN	<i>Ecological Sanitation</i>
ETAC	Estação de Tratamento de Água Cinza
FAn	Filtro anaeróbio
Fe	Ferro
FINEP	Financiadora de Estudos e Projetos
h	hora

H ⁺	Íon de hidrogênio
H ₂ O	Água
H ₂ S	Gás sulfídrico
IC	Índice de consistência
IR	Índice randômico
K _T	Constante de reação cinética de primeira ordem
k ₂₀	Constante de reação cinética a 20°C
L	Litro
m	Metro
mm	Milímetro
m ²	Metro quadrado
m ³	Metro cúbico
n	Número de amostras
NH ₃	Amônia
NH ₄ ⁺	Íon amônio
NMP	Número mais provável
NO ₂ ⁻	Nitrito
NO ₃ ⁻	Nitrato
NT	Nitrogênio Total
NTK	Nitrogênio Total de Kjeldahl
O ₂	Oxigênio
OD	Oxigênio dissolvido
p	Profundidade média
pH	Potencial hidrogeniônico
PNUD	Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento
P _{tot}	Fósforo Total
Q	Vazão
RC	Razão de consistência
S ²⁻	Sulfeto
SO ₄ ²⁻	Sulfato
SST	Sólidos Suspensos Totais
T	Temperatura

TDH	Tempo de detenção hidráulica
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
WH	" <i>Wetland</i> " horizontal
WHO	World Health Organization

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	20
1.1	ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO	23
2	OBJETIVOS	25
2.1	OBJETIVO GERAL	25
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	25
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	27
3.1	ÁGUA CINZA	27
3.1.1	Características	28
3.1.2	Tratamento de água cinza	30
3.2	REATORES ANAERÓBIOS	31
3.3	“WETLANDS”	34
3.3.1	Características Gerais	34
3.3.2	Componentes	39
3.3.2.1	<i>Meio Suporte</i>	39
3.3.2.2	<i>Macrófitas</i>	39
3.3.2.3	<i>Microrganismos</i>	40
3.3.3	Modelos de Dimensionamento	41
3.3.4	Remoção de Poluentes	44
3.3.4.1	<i>Matéria Orgânica</i>	45
3.3.4.2	<i>Sólidos</i>	46
3.3.4.3	<i>Nitrogênio</i>	46
3.3.4.4	<i>Fósforo</i>	47
3.3.4.5	<i>Organismos Patogênicos</i>	48
3.4	SISTEMAS DE SUPORTE À DECISÃO	48
3.4.1	Processo Analítico Hierárquico (AHP)	49
4	CONTEXTUALIZAÇÃO DA PESQUISA	55
5	ASPECTOS REFERENTES À ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA (ETAC)	56
5.1	CARACTERÍSTICAS GERAIS.....	56
5.2	DESCRIÇÃO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA (ETAC)	57
5.2.1	Pré-tratamento	58
5.2.2	Filtro Anaeróbio de Fluxo Ascendente (FAn)	59
5.2.3	“Wetland” Horizontal (WH)	61
5.2.3.1	<i>Equisetum hyemale L.</i>	63
6	ARTIGOS	64
6.1	ARTIGO 1	65
	CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA CINZA CLARA GERADA EM UM EDIFÍCIO UNIVERSITÁRIO	65
6.1.1	Introdução	66
6.1.2	Materiais e Métodos	68
6.1.2.1	<i>Produção de água cinza</i>	68
6.1.2.2	<i>Métodos analíticos</i>	69
6.1.3	Resultados e Discussões	70
6.1.4	Conclusões	76
6.1.5	Referências	76
6.2	ARTIGO 2	79

DESEMPENHO DE UM “WETLAND” HORIZONTAL APLICADO NO PÓS-TRATAMENTO DO EFLUENTE DE UM FILTRO ANAERÓBIO TRATANDO ÁGUA CINZA CLARA.....	79
6.2.1 Introdução	80
6.2.2 Materiais e Métodos	81
6.2.2.1 <i>Características da ETAC</i>	81
6.2.2.2 <i>Métodos analíticos</i>	83
6.2.2.3 <i>Modelo para avaliação da cinética de remoção de DQO</i>	83
6.2.2.4 <i>Desenvolvimento da Equisetum hyemale L.</i>	85
6.2.3 Resultados e Discussões	85
6.2.3.1 <i>Desempenho da ETAC</i>	86
6.2.3.2 <i>Cinética de remoção de DQO</i>	95
6.2.3.3 <i>Acompanhamento do Desenvolvimento da Equisetum hyemale L.</i>	98
6.2.4 Conclusões	98
6.2.5 Referências	99
6.3 ARTIGO 3	103
SELEÇÃO DE MACRÓFITAS PARA O TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA EM “WETLANDS” A PARTIR DO PROCESSO ANALÍTICO HIERÁRQUICO	103
6.3.1 Introdução	104
6.3.2 Materiais e Métodos	105
6.3.3 Resultados e Discussões	111
6.3.4 Conclusões	115
6.3.5 Referências	115
7 DISCUSSÃO GERAL	124
8 RECOMENDAÇÕES	128
9 CONCLUSÕES	129
10 REFERÊNCIAS	131
APÊNDICE A – PLANTA BAIXA DA ETAC UTILIZADA PARA O FILTRO ANAERÓBIO.....	146
APÊNDICE B – VISTA LATERAL – “WETLAND” HORIZONTAL.....	147
APÊNDICE C – MATRIZES DE COMPARAÇÃO DOS SUBCRITÉRIOS EM RELAÇÃO ÀS ALTERNATIVAS	148
APÊNDICE D – TABELA DE AVALIAÇÃO DOS SUBCRITÉRIOS EM RELAÇÃO ÀS ALTERNATIVAS	154

1 INTRODUÇÃO

O intenso crescimento populacional e a urbanização dos centros urbanos tem aumentado a demanda por serviços de saneamento básico (água, esgoto e resíduos). Porém no Brasil, apenas 75% da população possui saneamento melhorado (PNUD, 2008), o que indica a precariedade destes serviços, acarretando na redução da disponibilidade de água para consumo humano nos corpos d'água, além da incidência de algumas doenças e o ressurgimento de outras já erradicadas.

Diante dessa problemática, a prática de reúso tornou-se crescente, surgindo com ela um novo enfoque para as soluções de saneamento na sociedade, o saneamento ecológico (em inglês *Ecological Sanitation* – ECOSAN). Esta ótica considera as excretas humanas e demais águas residuárias de origem predial como um recurso e não como um resíduo, sendo então, disponíveis para o reúso.

Dentre as águas residuárias de origem predial (negra, cinza, marron e amarela) utilizadas para reúso, destaca-se a água cinza. Esta é proveniente de lavatórios, chuveiros, banheiras, máquinas de lavar roupa, máquinas de lavar louça e pia de cozinha, excetuando a contribuição da descarga das bacias sanitárias (JEFFERSON et al., 1999; OTTHERPOHL, 2001; ERIKSSON, et al., 2002; OTTOSON e STENSTRÖM, 2003). Entretanto, alguns autores excluem a água cinza oriunda de cozinha por possuírem compostos indesejáveis como óleos e gorduras, denominando a contribuição restante de “água cinza clara” (BIRKS e HILLS, 2007; ALLEN et al., 2010).

A água cinza representa cerca de 50-80% do esgoto total produzido em uma residência, e se reutilizada (descarga de sanitários, rega de jardim, lavagem de veículos e pisos, agricultura etc.) pode resultar numa economia de água potável de até 30% (LI et al., 2009; JEFFERSON et al., 2004; FRIEDLER e HADARI, 2006; AGUIAR, 2011).

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). Dentre estes, o 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).

Os reatores anaeróbios têm surgido como uma nova alternativa utilizada no pré-tratamento de água cinza (LEAL et al., 2011). Segundo Chernicharo (2007), o filtro anaeróbio é uma unidade de contato, na qual os esgotos passam através de uma massa de sólidos biológicos contida dentro do reator, sendo que em geral, o efluente final é bastante clarificado e apresenta baixa concentração de matéria orgânica.

A tecnologia de “*wetlands*” construídos consiste em sistemas artificiais dos “*wetlands*” naturais que, sob condições controladas de engenharia, combinam processos físicos, químicos e biológicos no tratamento de águas residuárias. O “*wetland*” tem sido aplicado no tratamento de água cinza (MASI, 2009; MONTEIRO, 2009; PAULO et al., 2009; HOFFMANN et al., 2011), por ser considerado um processo de tratamento eficiente, com baixo custo de operação e implantação, e com mínimo impacto ambiental.

Os sistemas de “*wetlands*” possuem as macrófitas, o meio suporte e os microrganismos como componentes atuantes no processo de tratamento. Destes componentes, as macrófitas merecem destaque, pois são responsáveis pela promoção de uma superfície para a formação do 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).

A etapa de seleção da macrófita a ser utilizada em um “*wetland*” deve ser um processo bem estudado, uma vez que são levadas em consideração uma diversidade de características relacionadas à planta, podendo ser utilizados métodos de suporte a decisão para facilitar tal fase, como por exemplo o Processo Analítico Hierárquico (*Analytic Hierachy Process* – AHP). O AHP foi desenvolvido por Thomas L. Saaty na década de 70, sendo considerado um método simples e confiável, permitindo a utilização de dados qualitativos e quantitativos, tendo como princípio a hierarquização dos elementos a serem analisados.

Porém, vale ressaltar que pouco se sabe sobre o tratamento de água cinza utilizando “*wetlands*” como pós-tratamento de um filtro anaeróbio. Estima-se que aplicação de um

filtro anaeróbio a montante do “*wetland*” pode resultar em maior compacidade do conjunto, maior estabilidade operacional e menores incidências de colmatção do meio suporte, quando comparado ao tratamento de água cinza em um “*wetland*” em etapa única.

Diante do contexto apresentado, esta pesquisa teve como objetivo caracterizar a água cinza clara produzida em um edifício universitário e avaliar o desempenho de um “*wetland*” horizontal como pós-tratamento de um filtro anaeróbio tratando este efluente com vistas ao reúso predial. Além disso, foi estudada a aplicação do Processo de Análise Hierárquica como ferramenta de auxílio na seleção da macrófita a ser utilizada no “*wetland*”.

1.1 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

A dissertação apresentada foi estruturada 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 à água cinza e processos de tratamento a esta aplicados. Além disso, a revisão bibliográfica aborda o sistema de suporte à decisão utilizado para otimizar a seleção de macrófitas em “*wetlands*”. O **Item 4** contextualiza a pesquisa e o **Item 5** apresenta os aspectos referentes ao sistema de tratamento de água cinza estudado. No **Item 6** são apresentados os quatro artigos desenvolvidos nesta pesquisa.

No **Artigo 1 (Item 6.1)** são apresentadas as características físico-químicas e microbiológicas da água cinza clara proveniente de um edifício universitário.

O **Artigo 2 (Item 6.2)** aborda a influência das cargas hidráulica e orgânica no desempenho de um “*wetland*” horizontal utilizado como pós-tratamento de um filtro anaeróbio tratando água cinza clara.

No **Artigo 3 (Item 6.3)** é apresentada a aplicação do método de multicritério de suporte à decisão baseado no Processo Analítico Hierárquico (AHP) para otimização da etapa de seleção de macrófitas utilizadas em “*wetlands*” no tratamento de água cinza.

Enfim, no **Item 7** são apresentadas as discussões gerais obtidas nas investigações, no **Item 8** as recomendações para futuras pesquisas, e no **Item 9** as conclusões finais. As referências bibliográficas são apresentadas no **Item 10**.

2 OBJETIVOS

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Estudar o 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.

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 do desempenho de um “*wetland*” horizontal utilizado como pós-tratamento de um filtro anaeróbio tratando água cinza clara;
- Utilizar um sistema de suporte à decisão baseado no Processo Analítico Hierárquico (AHP) como ferramenta de auxílio na seleção de macrófitas para o tratamento de água cinza em “*wetlands*”;

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 ÁGUA CINZA

Água cinza define-se como uma água residuária de origem predial (casas, escritórios, escolas, edifícios públicos etc.) proveniente de lavatórios, chuveiros, banheiras, máquinas de lavar roupa, máquinas de lavar louça e pia de cozinha, não possuindo a contribuição da descarga de sanitários (JEFFERSON et al., 1999; OTTHERPOHL, 2001; ERIKSSON, et al., 2002; OTTOSON e STENSTRÖM, 2003). Alguns autores excluem a água cinza proveniente de cozinha por possuírem compostos indesejáveis (óleos e gorduras), denominando-a de “água cinza escura”, sendo a contribuição restante denominada de “água cinza clara” (BIRKS e HILLS, 2007; ALLEN et al., 2010).

A água cinza constitui cerca de 50-80% do esgoto total produzido em uma residência (ERIKSSON et al., 2002; LI et al., 2009), sendo que o volume de água cinza produzido no Brasil pode variar de 54 a 195 L.p⁻¹.d⁻¹ (BAZZARELLA, 2005; PETERS et al., 2006; PERTEL, 2009; VALENTINA, 2009; AGUIAR, 2011), dependendo do modo de vida da população. O Quadro 1 apresenta um exemplo da demanda relativa de água em uma residência.

Quadro 1. Uso doméstico da água.

Uso	Demanda de água (%)
Descarga sanitária	35
Lavatório	8
Chuveiro	5
Banheira	15
Lavanderia	12
Máquina de lavar louças	4
Uso externo	6
Pia de cozinha	15

Fonte: Adaptado de Pidou et al. (2007).

Com uma produção de água cinza bem significativa, o seu reúso torna-se viável podendo chegar a uma economia de água potável de até 30% na residência (ERIKSSON, et al., 2002; JEFFERSON et al., 2004; FRIEDLER e HADARI, 2006).

O reúso da água cinza pode ser aplicado para fins potáveis e não potáveis. O primeiro indica que não deve haver contato do ser humano com a água de reúso, já o segundo amplia as condições de reúso da água cinza permitindo o contato. Após o tratamento adequado, a água cinza tem sido reutilizada para os mais diversos fins, tais como: rega de jardins,

descarga de sanitários, lavagem de veículos, lavagem de vidros, lavagem de roupas, lavagem de pisos, produção de concreto, combate a incêndios, resfriamento de caldeiras, irrigação de gramados, agricultura, recarga de aquíferos, dentre outras (GONÇALVES et al., 2006). Dentre os diversos usos citados, os comumente aplicados são rega de jardins e descarga de sanitários.

3.1.1 Características

As características da água cinza variam em termos de quantidade e composição de acordo com diversos fatores, como: hábitos da população, produtos químicos utilizados na limpeza, fonte de água potável e condições das instalações prediais (ERIKSSON *et al.*, 2002; MOREL e DIENER, 2006). O Quadro 2 mostra a variabilidade das características da água cinza de acordo com o tipo de fonte produtora.

Quadro 2. 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, aumento da salinidade e pH.
Máquina de lavar louças	Matéria orgânica e sólidos suspensos (alimentos), bactérias, aumento da salinidade e pH, gorduras, óleos e graxas, detergente.
Banheira e Chuveiro	Cabelo, matéria orgânica e sólidos suspensos (pele, partículas e fibras de algodão), óleos e graxas, sabão e produtos de higiene pessoal, urina e fezes. Pode estar contaminada por microrganismos patogênicos.
Pias (incluindo a de cozinha)	Bactérias, matéria orgânica e sólidos suspensos (restos de alimentos), gordura, óleos e graxas, sabão e detergentes. A água cinza da cozinha possui elevada quantidade de nutrientes e sólidos suspensos.

Fonte: Adaptado de Allen et al. (2010).

Conforme observado na tabela acima, a composição da água cinza é bem variável de acordo com a fonte produtora, cada uma apresentando os seus poluentes característicos. Com isso, cada uma possui uma faixa de concentrações dos poluentes comumente encontrados (Tabela 1).

O pH da água cinza é influenciado basicamente pelo pH da água de abastecimento fornecido à residência. Geralmente o seu pH é bem próximo da neutralidade, assim como o dos esgotos sanitários. Porém alguns produtos químicos, como sabão em pó e amaciante, podem contribuir para o aumento dos valores de pH.

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

Parâmetros	Água Cinza				Esgoto bruto
	Banheiro	Lavanderia	Cozinha	Mista	
pH	6,4 - 8,1	7,1 - 10	5,9 - 7,4	6,3 - 8,1	6,7 - 8,0
SST (mg.L ⁻¹)	7 - 505	68 - 465	134 - 1.300	25 - 183	700-1.350
Turbidez (UT)	44 - 375	50 - 444	298	29 - 375	-(^a)
DQO (mg.L ⁻¹)	100 - 633	231 - 2.950	26 - 2.050	100 - 700	450 - 800
DBO (mg.L ⁻¹)	50 - 300	48 - 472	536 - 1.460	47 - 466	250 - 400
NT (mg.L ⁻¹)	3,6 - 19,4	1,1 - 40,3	11,4 - 74	1,7 - 34,3	35 - 60
P _{tot} (mg.L ⁻¹)	0,11 - >48,8	N.D. - >171	2,9 - >74	0,11 - 22.8	4-15
Coliformes Totais (UFC.100 ml ⁻¹)	10 - 2,4x10 ⁷	200 - 7x10 ⁵	>2,4x10 ⁸	56 - 8x10 ⁷	10 ⁶ - 10 ¹⁰
Coliformes Termotolerantes (UFC.100 ml ⁻¹)	0 - 3,4x10 ⁵	50 - 1,4x10 ³	-(^a)	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) e P_{tot} (Fósforo Total).

(^a) Valor não encontrado nesta citação.

ND – Não detectado.

Fonte: Von Sperling (2005) e Li *et al.* (2009).

De forma geral a água cinza apresenta elevadas concentrações compostos orgânicos e sólidos em suspensão, destacando-se a contribuição proveniente da cozinha e lavanderia. A maior parte dos compostos orgânicos é oriunda de resíduos de gorduras, alimentos, sabão, resíduos corporais, dentre outros. Já em relação à contribuição dos sólidos em suspensão é atribuída à presença de resíduos de alimentos, cabelos, fibras de tecidos, sujeira, etc. Segundo Gonçalves *et al.* (2006), estes compostos conferem um aspecto desagradável à água cinza, além de servirem como abrigo para o crescimento de microrganismos.

A água cinza normalmente é pobre em nitrogênio e fósforo quando comparada ao esgoto sanitário, principalmente, devido à ausência de urina e outros compostos. A principal fonte de nitrogênio na água cinza são os alimentos processados na cozinha. E as principais fontes de fósforo são os sabões e detergentes contendo compostos fosforados, o que explica as maiores concentrações de fósforo total na água cinza proveniente da lavanderia e cozinha.

Vale ressaltar que parte dos constituintes presentes na água cinza são compostos recalcitrantes (ex: surfactantes), diminuindo ou até mesmo impedindo a sua biodegradabilidade em sistemas de tratamento biológicos (JEFFERSON *et al.*, 2001). Segundo alguns autores a relação DBO₅/DQO da água cinza é considerada baixa, variando de 0,25 a 0,64 (JEFFERSON *et al.*, 1999; FRIEDLER *et al.*, 2005; GHUNMI *et al.*, 2011).

A água cinza possui uma significativa contaminação microbiológica, sendo causada por algumas atividades como a lavagem de roupas contaminadas com fezes (fraldas, por exemplo) e banhos. Ocasionalmente, bactérias gastrointestinais podem ser introduzidas através da manipulação de alimentos na cozinha. E por conter certa quantidade de matéria orgânica facilmente biodegradável, a água cinza proveniente da cozinha pode favorecer o crescimento destas bactérias entéricas, que são utilizadas como indicadores de contaminação fecal (OTTOSON e STENSTRÖM, 2003).

Dentre os microrganismos já identificados na água cinza, destacam-se: *Escherichia coli*, *Enterococcus spp.*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Staphylococcus aureus*, *Legionella pneumophila*, *Salmonella spp.*, clostridia, rotavírus, adenovírus, norovírus, *Cryptosporidium spp.*, *Giardia spp.* etc (BIRKS e HILLS, 2007; OTTOSON e STENSTRÖM, 2003; WINWARD, 2007; WINWARD et al., 2008). A água cinza originada do banheiro e lavanderia é menos contaminada por microrganismos se comparada com a água cinza dos outros fluxos. Devido à presença de grande quantidade de substâncias orgânicas, a água cinza de cozinha é mais contaminada pelo grupo dos coliformes do que os fluxos restantes.

3.1.2 Tratamento de água cinza

A necessidade de realizar o tratamento da água cinza antes do seu reúso tem por objetivo evitar riscos à saúde humana, negativos efeitos estéticos e ambientais. Os principais poluentes a serem reduzidos no tratamento da água cinza a fim de atender estes objetivos são matéria orgânica, sólidos em suspensão, compostos recalcitrantes e microrganismos. O nível de tratamento desejado dependerá diretamente do tipo de atividade que utilizará a água de reúso. A principal dificuldade encontrada no tratamento deste tipo de água residuária é a grande variação em sua composição ao longo do dia.

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 possuem uma etapa de separação sólido-líquido (pré-tratamento) e 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 é utilizada para atender aos requisitos microbiológicos, promovendo a remoção de microrganismos que provoquem efeitos deletérios à saúde humana. As tecnologias que têm sido utilizadas na desinfecção da água cinza são: cloro (BAZZARELLA, 2005; WINWARD et al., 2008; TAL et al., 2011), cloramina (TAL et al., 2011), peróxido de hidrogênio (TAL et al., 2011), luz ultravioleta (FRIEDLER et al., 2011), filtração com areia (FRIEDLER et al., 2005) e membranas (GROSS et al., 2007).

Os processos físicos são considerados como a 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.

Não obstante, 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.

Já 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 (ELMITWALLI e OTTERPOHL, 2007), filtro anaeróbio (HARINDRA COREA, 2001; 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 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.

3.2 REATORES ANAERÓBIOS

A aplicação da tecnologia de reatores anaeróbios como principal unidade de tratamento, tem sido utilizadas no tratamento de águas residuárias desde os anos de 1970 e 1980.

Diversas são as características favoráveis para aplicação destes sistemas como: o baixo custo de implantação e operação, baixa produção de sólidos, tolerância à elevadas cargas orgânicas, baixo tempo de detenção hidráulica (TDH), produção de metano e condições ambientais (predominância de elevadas temperaturas).

Dentre as configurações existentes de reatores anaeróbios, as que têm sido comumente aplicadas no tratamento de água cinza são: tanques sépticos, filtros anaeróbios (FAn), reator anaeróbio compartimentado (RAC) e reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) (LEAL et al., 2011). Porém, existem poucos estudos disponíveis que abordam o tratamento anaeróbio de água cinza (LEAL et al., 2007). Os reatores anaeróbios têm surgido como uma nova alternativa utilizada no pré-tratamento de água cinza (LEAL et al., 2011). A Tabela 2 apresenta aplicações dos reatores anaeróbios no tratamento de água cinza.

Das configurações de reatores anaeróbios citadas acima, o presente estudo abordará a tecnologia de filtro anaeróbio de fluxo ascendente. Segundo Chernicharo (2007), o filtro anaeróbio 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.

O mecanismo de tratamento no FAn é efetuado por microrganismos anaeróbios, que realizam seu metabolismo na ausência de oxigênio e utilizam SO_4^{2-} , NO_3^- e CO_3^{2-} como aceptores de elétrons. Na digestão anaeróbia diversos grupos de microrganismos trabalham na conversão da matéria orgânica biodegradável em metano (CH_4), gás carbônico (CO_2), água (H_2O), gás sulfídrico (H_2S) e amônia (NH_3) (Figura 1).

Tabela 2. Reatores anaeróbios no tratamento de água cinza.

Autor	Tratamento Anaeróbio	TDH (hora)	Parâmetros									<i>Escherichia coli</i>			
			DQO			NT			PT			E ^(d)	S ^(d)	R ^(c)	
			E ^(a)	S ^(b)	R ^(c)	E ^(a)	S ^(b)	R ^(c)	E ^(a)	S ^(b)	R ^(c)				
Barber e Stuckey (1999)	FAn	- ^(e)	480	- ^(e)	98	- ^(f)	- ^(f)	- ^(f)	- ^(f)						
Bazzarela (2005)	RAC	12	283	115	74	11,9	15,5	0	2,3	2,2	4	5,4.10 ⁵	1,8.10 ⁴	90	- ^(f)
Elmitwalli et al. (2007)	UASB	8, 12 e 20	649	- ^(e)	52-64	27,2	- ^(e)	21-29	9,8	- ^(e)	15-20	- ^(f)	- ^(f)	- ^(f)	- ^(f)
Leal et al. (2007)	UASB	12 e 24	425	- ^(e)	64	17,2	- ^(e)	21	5,7	- ^(e)	21	- ^(f)	- ^(f)	- ^(f)	- ^(f)
Leal et al. (2010)	UASB	12 e 13	830	460	51	35,5	33	15	6,2	5,7	11	- ^(f)	- ^(f)	- ^(f)	- ^(f)
Ghumni et al. (2010)	FAn	< 24	366	- ^(d)	45	12	- ^(d)	10	11	- ^(d)	10	1,4.10 ⁶	1,4.10 ⁵	90	- ^(f)
Freitas e Gonçalves (2012)	FAn	1,9-6,6	270,1	102,1	54-56	- ^(f)	- ^(f)	- ^(f)	- ^(f)						

DQO (Demanda Química de Oxigênio), NT (Nitrogênio Total), P_{tot} (Fósforo Total) e *E. coli* (*Escherichia coli*).

^(a) E – concentração de entrada em mg.L⁻¹;

^(b) S – concentração de saída em mg.L⁻¹;

^(c) R – remoção em %;

^(d) NMP.100mL⁻¹;

^(e) Não informado.

^(f) Não avaliado.

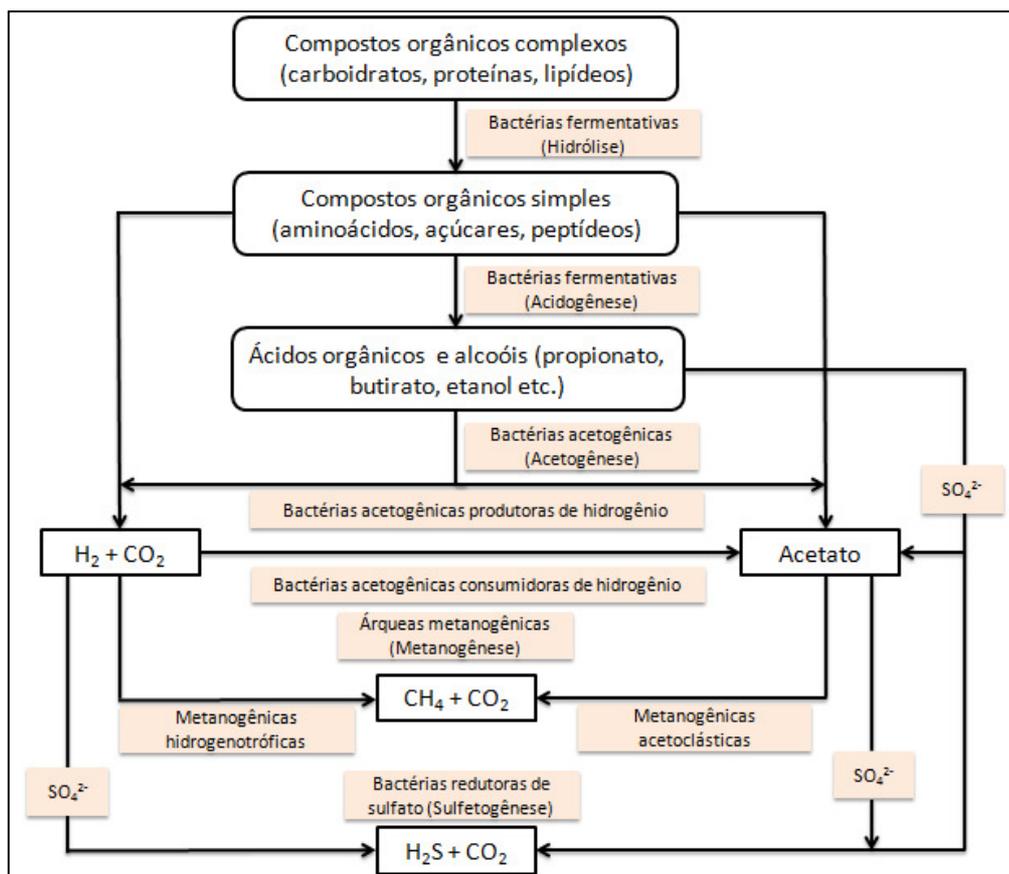


Figura 1. Rotas metabólicas da digestão anaeróbia.

Fonte: Adaptado Chernicharo (2007).

Os processos metabólicos envolvidos na digestão anaeróbia dependem da ação de três grupos de microrganismos: fermentativos ou acidogênicos, sintróficos ou acetogênicos e metanogênicos. As bactérias fermentativas convertem, através da hidrólise e fermentação, os compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) em compostos mais simples (ácidos orgânicos, hidrogênio e dióxido de carbono). Os microrganismos acetogênicos convertem compostos orgânicos intermediários (propionato e butirato) em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. Então, o acetato e hidrogênio produzidos nas etapas anteriores, são convertidos pelos microrganismos metanogênicos em metano e dióxido de carbono.

3.3 "WETLANDS"

3.3.1 Características Gerais

"Wetlands" construídos (WC) são sistemas artificiais dos "wetlands" naturais, que sob condições controladas de engenharia, combinam processos físicos, químicos e biológicos no

tratamento de águas residuárias (Figura 2). Este sistema recebe diversas denominações no Brasil, tais como: terras úmidas, alagados construídos, terras alagadas cultivadas, terras úmidas artificiais, zonas de raízes, zonas úmidas, banhados construídos, filtros plantados, dentre outros. Os elementos que compõem os “wetlands” são: meio suporte, macrófitas e microrganismos.

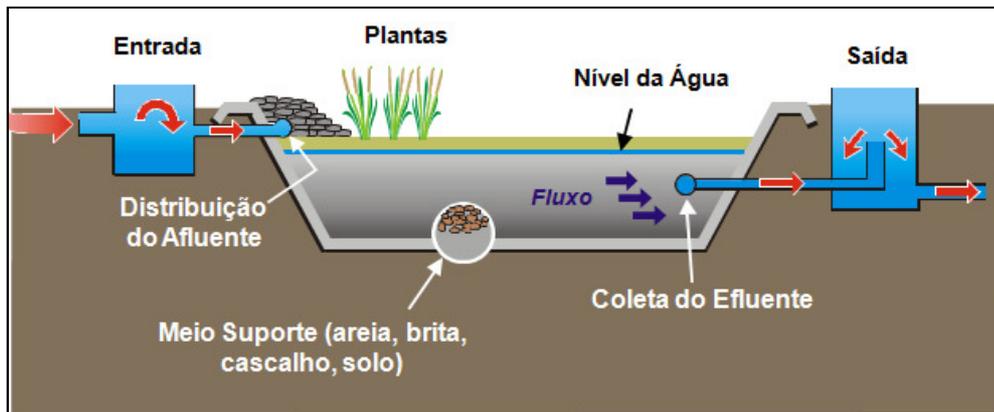


Figura 2. Exemplo de um "wetland" de fluxo horizontal.
Fonte: ITRC (2004).

Existem diversas classificações para os “wetlands”, sendo estabelecidas de acordo com: posição do nível d’água em relação ao leito, direção do fluxo hidráulico e o tipo de vegetação utilizada (Figura 3).

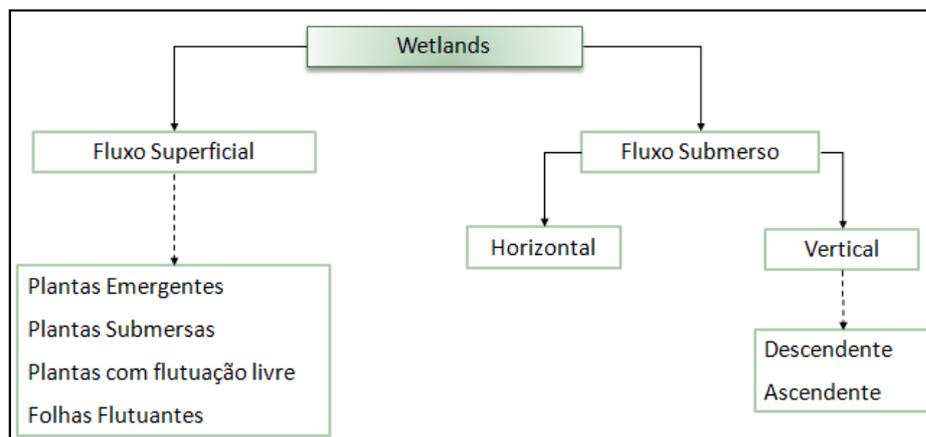


Figura 3. Classificação dos “wetlands”.
Fonte: Adaptado de Vymazal e Kröpfelová (2008).

Os “wetlands” têm sido utilizados no tratamento de água cinza devido à boa remoção de compostos orgânicos, baixo custo de implantação e operação, além do pequeno impacto causado ao meio ambiente (Tabela 3).

Tabela 3. “Wetlands” no tratamento de água cinza.

Autor	Fluxo	País	Planta	TDH (d)	Parâmetros																	
					SST			Turbidez			DQO			NT			P _{tot}			E. coli		
					E ^(a)	S ^(b)	R ^(c)	E ^(d)	S ^(d)	R ^(c)	E ^(a)	S ^(b)	R ^(c)	E ^(a)	S ^(b)	R ^(c)	E ^(a)	S ^(b)	R ^(c)	E ^(e)	S ^(e)	R ^(c)
Fittschen e Niemczynowicz (1995)	Horizontal	Suécia	<i>Phragmites communis</i>	4	- ^(f)	- ^(g)	1,8.10 ⁶	1,0.10 ⁴	99													
Shrestha et al. (2001)	Vertical	Nepal	<i>Phragmites karka</i> e <i>Canna sp.</i>	- ^(g)	98	3	97	- ^(f)	- ^(f)	- ^(f)	362	24	93	- ^(f)	- ^(f)	- ^(f)						
Dallas et al. (2004)	Horizontal	Costa Rica	<i>Coix lacryma-jobi</i>	3,4-4,5	- ^(f)	- ^(f)	- ^(f)	96	2	98	- ^(f)	1,5.10 ⁸	1,2.10 ²	99								
Gross et al. (2007)	Vertical	Israel	<i>Cyperus haspan</i> e <i>Hydrocotyle leucocephala</i>	0,3 - 0,5	158	3	98	- ^(f)	- ^(f)	- ^(f)	839	157	81	34	11	69	23	7	71	5,0.10 ⁷	2,0.10 ⁵	99
Paulo et al. (2007)	Horizontal	Brasil	<i>Heliconia psittacorum</i> L. F. e <i>Cyperus papyrus</i>	2,9	109	17	81	186	34	81	571	273	52	9	3	67	- ^(f)	- ^(f)	- ^(f)	1,3.10 ⁷	1,3.10 ⁶	92
Begosso (2009)	Horizontal	Brasil	<i>Heliconia psittacorum</i> L.F., <i>Cyperus isocladius</i> e <i>Canna sp.</i>	0,8-1,9	154	6	66	292	4	69	748	33	10	5	33	-	-	-	-	9,7.10 ⁵	2,9.10 ³	80
	Vertical		<i>Arundina bambusifolia</i> e <i>Alpinia purpurata</i>																			
Winward et al. (2008)	Horizontal	Inglaterra	<i>Phragmites australis</i>	2,1	29	9	69	20	17	15	87	29	67	- ^(g)	- ^(g)	- ^(g)						
	Vertical		<i>Phragmites australis</i>	0,08 ^(h)	29	2	93	20	8	60	87	21	76	- ^(g)	- ^(g)	- ^(g)						
Ling et al. (2009)	Horizontal	Malásia	<i>Syzygium campanulatum</i> e <i>Ficus microcarpa</i>	0,8	43	7	43	- ^(f)	- ^(f)	- ^(f)	165	- ^(g)	58	9	- ^(g)	31	8	- ^(g)	24	1,4.10 ⁶	- ^(g)	76
Masi e Martinuzzi (2007)	Horizontal + Vertical	Itália	<i>Phragmites australis</i>	3	26	4	84	- ^(f)	- ^(f)	- ^(f)	100	7	94	53	21	60	5	0,3	94	3,4.10 ⁶	1,8.10 ²	100

SST (Sólidos Suspensos Totais), DQO (Demanda Química de Oxigênio), NT (Nitrogênio Total), P_{tot} (Fósforo Total) e *E. coli* (*Escherichia coli*).

^(a) E – concentração de entrada em mg.L⁻¹;

^(b) S – concentração de saída em mg.L⁻¹;

^(c) R – remoção em %;

^(d) UT – Unidade de turbidez;

^(e) NMP.100mL⁻¹;

^(f) Não avaliado;

^(g) Não identificado;

^(h) Por pulso por dia.

Continuação da Tabela 3. “Wetlands” no tratamento de água cinza.

Autor	Fluxo	País	Planta	TDH (d)	Parâmetros																	
					SST			Turbidez			DQO			NT			P _{tot}			E. coli		
					E ^(a)	S ^(b)	R ^(c)	E ^(d)	S ^(d)	R ^(c)	E ^(a)	S ^(b)	R ^(c)	E ^(a)	S ^(b)	R ^(c)	E ^(a)	S ^(b)	R ^(c)	E ^(e)	S ^(e)	R ^(c)
Paulo et al. (2009)	Horizontal	Brasil	<i>Heliconia psittacorum</i> L.F., <i>Cyperus isocladius</i> e <i>Canna sp.</i>	1,5	120	- ^(g)	57	254	- ^(g)	55	646	- ^(g)	44	9	- ^(g)	41	- ^(f)	- ^(f)	- ^(f)	5,4.10 ⁶	- ^(g)	56
	Vertical		<i>Arundina bambusifolia</i> e <i>Alpinia purpurata</i>	- ^(g)		81		77		74		68										
Saccon (2009)	Vertical	Brasil	<i>Pistia stratiotes</i>	7-14	- ^(h)	- ^(h)	- ^(h)	305	12	96	640	32	95	22	3	86	23	3	87	- ^(h)	- ^(f)	- ^(f)
Monteiro (2009)	Horizontal	Brasil	<i>Cyperus alternifolius</i> , <i>Typha sp.</i> , <i>Cyperus papyrus</i> , <i>Equisetum sp.</i> , <i>Zantedeschia aethiopica</i> , <i>Cymbopogon sp.</i> , <i>Pontederia cordata</i> , <i>Iris pseudacorus</i> , <i>Saururus sp.</i> , <i>Coix lacryma</i> , <i>Costus sp.</i> , <i>Echinodorus sp.</i> , <i>Sagittaria montevidensis</i> , <i>Eleocharis interstincta</i> , <i>Eleocharis nudipes</i> e <i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	- ^(g)	- ^(g)	- ^(g)	75	- ^(g)	- ^(g)	92	- ^(g)	- ^(g)	60	- ^(g)	- ^(g)	27	- ^(g)	- ^(g)	84	- ^(g)	- ^(g)	94
			Vertical	Inglaterra	<i>Phragmites australis</i>	- ^(g)	- ^(f)	- ^(f)	- ^(f)	58	10	82	151	10	93	- ^(f)	- ^(f)	- ^(f)				

SST (Sólidos Suspensos Totais), DQO (Demanda Química de Oxigênio), NT (Nitrogênio Total), P_{tot} (Fósforo Total) e *E. coli* (*Escherichia coli*).

^(a) E – concentração de entrada em mg.L⁻¹;

^(b) S – concentração de saída em mg.L⁻¹;

^(c) R – remoção em %;

^(d) UT – Unidade de turbidez;

^(e) NMP.100mL⁻¹;

^(f) Não avaliado;

^(g) Não identificado;

^(h) Por pulso por dia.

Continuação da Tabela 3. “Wetlands” no tratamento de água cinza.

Autor	Fluxo	País	Planta	TDH (d)	Parâmetros																	
					SST			Turbidez			DQO			NT			P _{tot}			E. coli		
					E ^(a)	S ^(b)	R ^(c)	E ^(d)	S ^(d)	R ^(c)	E ^(a)	S ^(b)	R ^(c)	E ^(a)	S ^(b)	R ^(c)	E ^(a)	S ^(b)	R ^(c)	E ^(e)	S ^(e)	R ^(c)
Danista (2011)	Vertical	Indonésia	<i>Equisetum hyemale</i> e <i>Dracaena Sanderiana</i>	2-4	- ^(f)	12	2	79	- ^(f)	- ^(f)	- ^(f)											
Paulo et al. (2012)	Horizontal	Brasil	<i>Heliconia psittacorum</i> L.F., <i>Cyperus isocladius</i> e <i>Canna sp.</i>	1,7-3,4	- ^(g)	- ^(g)	- ^(g)	- ^(f)	- ^(f)	- ^(f)	748	246	62	- ^(f)								
	Vertical		<i>Arundina bambusifolia</i> e <i>Alpinia purpurata</i>	- ^(g)	- ^(g)	- ^(g)	- ^(g)	- ^(f)	- ^(f)	- ^(f)		32	84	- ^(f)								

SST (Sólidos Suspensos Totais), DQO (Demanda Química de Oxigênio), NT (Nitrogênio Total), P_{tot} (Fósforo Total) e *E. coli* (*Escherichia coli*).

^(a) E – concentração de entrada em mg.L⁻¹;

^(b) S – concentração de saída em mg.L⁻¹;

^(c) R – remoção em %;

^(d) UT – Unidade de turbidez;

^(e) NMP.100mL⁻¹;

^(f) Não avaliado;

^(g) Não identificado;

^(h) Por pulso por dia.

3.3.2 Componentes

3.3.2.1 Meio Suporte

A seleção do meio suporte é de suma importância para a longevidade do sistema, pois possui diversas 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.

No processo 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, cascalho, calcário, material reciclável, concha de ostras, pneu picado, 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.

3.3.2.2 Macrófitas

Macrófitas são vegetais que apresentam adaptações morfológicas e/ou fisiológicas, de forma que permita sua sobrevivência e desenvolvimento em ambientes saturados de água (MONTEIRO, 2009). Estes vegetais utilizam a energia solar para assimilar carbono inorgânico da atmosfera na produção de matéria orgânica, que servirá de fonte de energia para animais, bactérias e fungos.

O crescimento das macrófitas nos “*wetlands*” torna-se um componente importante no processo de tratamento das águas residuárias, pois, cada estrutura atua de diferentes formas no da depuração do efluente (Quadro 3).

Diversas são as espécies utilizadas no tratamento de águas cinza 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 purpureum etc.

Quadro 3. Propriedades das macrófitas no tratamento de águas residuárias.

Propriedade das macrófitas	Ação no tratamento de águas residuárias
Parte aérea (tecidos)	<ul style="list-style-type: none"> - atenuação de luminescência = redução do crescimento do fitoplâncton; - redução da velocidade do vento = redução da ressuspensão de material sólido (verificado em “<i>wetlands</i>” de escoamento superficial); - potencial estético – embelezamento paisagístico devido ao armazenamento de nutrientes;
Tecidos da planta em contato com a água	<ul style="list-style-type: none"> - promoção da filtração; - redução da velocidade de escoamento = aumento da taxa de sedimentação e evita a ressuspensão de sólidos; - dispõem de grande área para aderência de microorganismos; - liberação de oxigênio devido a fotossíntese = aumento na taxa de degradação aeróbia da matéria orgânica; - retirada de nutrientes;
Raízes e rizomas em contato com o meio suporte	<ul style="list-style-type: none"> - prevenção contra erosão; - prevenção contra a colmatação em unidades de fluxo vertical; - liberação de oxigênio = auxílio na degradação aeróbia; da matéria orgânica e na nitrificação; - liberação de agentes desinfetantes;

Fonte: Adaptado de BRIX (1997).

A escolha das macrófitas está relacionada a diversos fatores como: tolerância da planta quanto à ambientes saturados de água, potencial de crescimento, disponibilidade da planta na região onde o sistema será implantado, adaptação às condições climáticas e ao efluente tratado, custo para o plantio, manutenção (poda regular e reaproveitamento), dentre outros.

3.3.2.3 *Microrganismos*

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 (O_2 comoceptor final de elétrons) e anaeróbias (SO_4^{2-} , NO_3^- e CO_3^{2-} como aceptores de elétrons) formam o biofilme na superfície do meio suporte, 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 (Figura 4).

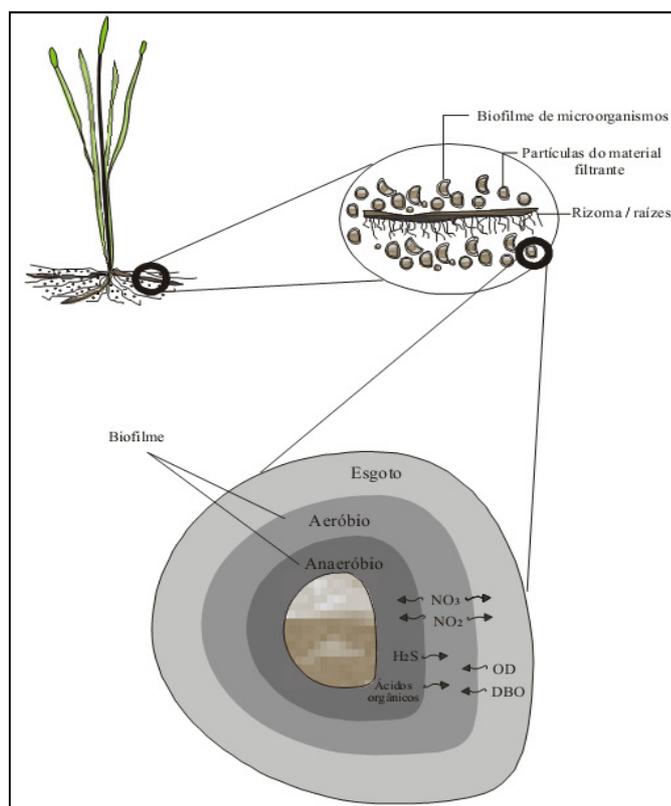


Figura 4. Representação do biofilme nos "wetlands".

Fonte: Sezerino et al. (2005).

3.3.3 Modelos de Dimensionamento

Com a grande utilização dos "wetlands" como sistemas de tratamento de águas residuárias, torna-se necessário conhecer cada vez mais seus parâmetros de dimensionamento, objetivando um melhor desempenho desses sistemas. Na literatura internacional são encontrados diversos modelos de dimensionamento para "wetlands" (equações de regressão, primeira ordem simples e modificado, Monod, compartimental etc.) (ROUSSEAU et al., 2004). A maior parte destes modelos está voltada para remoção de matéria orgânica quando se trata de unidades de fluxo horizontal, enquanto que os modelos para "wetland" de fluxo vertical baseiam-se no balanço de oxigênio necessário para degradação da matéria orgânica e transformação da série nitrogenada.

De forma geral, o dimensionamento e configuração de "wetland" para o tratamento de água cinza estão baseados, principalmente, nos dados da literatura de "wetlands" operando com águas residuárias de origem predial não segregada. Segundo BEGOSSO (2009), a relação m^2 por pessoa ($m^2 \cdot p^{-1}$) também pode ser utilizada como critério de dimensionamento. Para uma

escala reduzida de uso domiciliar, é sugerida uma área de 0,5-2 m² por pessoa no tratamento de água cinza (PAULO et al., 2007). Vale ressaltar a importância da determinação de critérios próprios para o projeto, com o objetivo de promover máxima eficiência e mínima manutenção no sistema de tratamento.

Segundo Tchobanoglous e Burton (1991), os principais parâmetros de dimensionamento de “wetlands” são: o tempo de detenção hidráulica (TDH), a profundidade do sistema, a geometria do sistema (largura e comprimento), taxa de aplicação de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e carga hidráulica (Tabela 4).

Tabela 4. Parâmetros de dimensionamento de “wetlands” de fluxo subsuperficial (horizontal ou vertical).

Parâmetros de projeto	Autor	
	Tchobanoglous e Burton (1991)	Wood (1995)
Tempo de detenção hidráulica (dia)	4-15	2-7
Altura da lâmina d’água (m)	0,3-0,8	0,1 – 1,0
Taxa de aplicação de DBO ₅ (kg.ha ⁻¹ .d ⁻¹)	<67,3	75
Carga hidráulica (mm.d ⁻¹)	10-50	2-30
Requerimento de área (ha.m ⁻³ .d ⁻¹)	0,002-0,007	0,001-0,007
Relação comprimento:largura	2:1 e 4:1	0,25:1 a 5:1

Para o dimensionamento de “wetland” horizontal, os modelos mais comuns são oriundos da cinética de primeira ordem, desenvolvidos no final da década de 80 (USEPA ,1988). Estes modelos consideram um decaimento exponencial das concentrações afluente, sendo que esta concentração tende a zero e a remoção de poluentes é atribuída ao parâmetro (k) (CONLEY et al., 1991; WOOD, 1995; PHILIPPI e SEZERINO, 2004; ROUSSEAU et al., 2004; STEIN et al., 2006) (Equação 1).

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

Onde:

C_o = concentração afluente (mg.L⁻¹);

C_e = concentração efluente (mg.L⁻¹);

k_T = constante de reação cinética de primeira ordem (d⁻¹);

TDH = tempo de detenção hidráulica (dia).

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

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

Onde:

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

k_{20} = constante de reação cinética a 20°C;

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

Porém, os valores de k_T possuem uma amplitude considerável, devido a diversas equações que podem ser aplicadas para sua obtenção e, além disso, os valores de k_{20} também apresentam variações. Grandezas de k_{20} variando de 0,21 a 2,92 d^{-1} são reportadas por Conley et al. (1991).

O parâmetro tempo de detenção hidráulica é obtido em função da porosidade do meio suporte, do volume do sistema e da vazão a ser tratada:

$$TDH = \varepsilon \times \frac{V}{Q} \quad (3)$$

Onde:

TDH = tempo de detenção hidráulica (d);

ε = porosidade do meio suporte (m^3 vazios por m^3 material);

V = volume (m^3);

Q = vazão ($m^3 \cdot d^{-1}$).

Esse modelo é aplicado aos reatores de fluxo pistão, a fim de prever a área superficial necessária para promoção do tratamento secundário de esgotos (Equação 4).

$$A = \frac{Q \times (\ln C_o - \ln C_e)}{k_T \times p \times \varepsilon} \quad (4)$$

Onde:

A = área superficial requerida (m^2);

Q = vazão afluente ($m^3 \cdot d^{-1}$);

C_o = concentração afluente em termos de DBO_5 ($mg \cdot L^{-1}$);

C_e = concentração efluente em termos de DBO_5 (mg.L^{-1});

k_T = constante de reação cinética de primeira ordem, com base no volume (d^{-1});

p = profundidade média (m);

ϵ = porosidade do meio suporte (m^3 vazios por m^3 material).

Observando as carências do modelo de primeira ordem, Kadlec e Knight (1996) propuseram uma modificação no modelo, sendo este modelo denominado de $k\text{-}C^*$ (Equação 5). O modelo proposto adota uma concentração de *background* (C^*), ou seja, um limite inferior diferente de zero, ao invés da abordagem do modelo de primeira ordem que tende a zero. A inclusão de C^* no modelo, considera a geração de matéria orgânica dentro do “*wetland*”, seja esta introduzida por fontes externas ou pela existência de uma fração recalcitrante da matéria orgânica afluente.

$$C_e - C^* = (C_o - C^*) \times e^{(-k_T \times TDH)} \quad (5)$$

Onde:

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

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

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

K_T = constante de reação cinética de primeira ordem (d^{-1});

TDH = tempo de detenção hidráulica (d).

3.3.4 Remoção de Poluentes

Os mecanismos de remoção de poluentes em “*wetlands*” abrangem processos físicos, químicos e biológicos, sendo promovidos pelo meio suporte, macrófitas e microrganismos (Quadro 4). Dentre os poluentes removidos destacam-se compostos orgânicos (DBO e DQO), sólidos suspensos, nitrogênio, fósforo, metais pesados e patógenos.

Quadro 4. Mecanismos de remoção de poluentes nos "wetlands".

Poluentes	Mecanismos de Remoção
Sólidos Suspensos Totais (SST)	Sedimentação Filtração
Matéria orgânica solúvel (DQO e DBO)	Degradação microbiológica aeróbia e anaeróbia
Nitrogênio	Amonificação seguida por nitrificação e desnitrificação Absorção pela planta Volatilização da amônia
Fósforo	Adsorção pelo meio suporte Absorção pela planta
Metais pesados	Precipitação Complexação Absorção pela planta e meio suporte
Patógenos	Filtração Predação Ação de agentes desinfetantes liberados pelas raízes das plantas Decaimento natural

Fonte: Adaptado de Vymazal et al. (1998) e Hoffmann (2011).

3.3.4.1 *Matéria Orgânica*

Segundo Vymazal et al. (1998) os compostos orgânicos sedimentáveis são depositados rapidamente por filtração no "wetland", para então, os microrganismos (suspensos ou aderidos) realizarem a degradação da matéria orgânica solúvel.

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 a seguir (VYMAZAL e 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. A degradação anaeróbia foi descrita no **Item 3.4** desta dissertação. Entretanto, apesar da decomposição anaeróbia ser mais lenta que a aeróbia, quando o

oxigênio torna-se um fator limitante nos “*wetlands*” horizontais, ela se torna a reação predominante sendo responsável de redução de DQO e DBO nestes sistemas (COOPER et al., 1996).

3.3.4.2 *Sólidos*

A remoção de sólidos em suspensão em “*wetlands*” dá-se, 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 do meio suporte. Além desses processos, 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 diversas frações de nitrogênio presentes nas águas residuárias (aminoácidos, amônia, nitrito, nitrato, óxidos de nitrogênio, nitrogênio gasoso etc.) são removidas pelos processos de assimilação do nitrogênio pela macrófita, adsorção, volatilização da amônia, amonificação, nitrificação e desnitrificação.

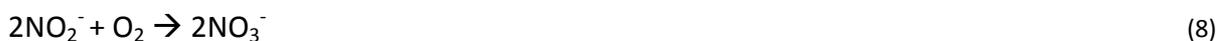
O nitrogênio é incorporado pela biomassa da planta para o seu crescimento e reprodução, sendo este processo denominado de assimilação. Este processo refere-se a uma variedade de processos biológicos que convertem formas inorgânicas do nitrogênio para compostos orgânicos que servem de reserva para as 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 e SEZERINO, 2004).

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).

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^-) (Equações 7 e 8).



A desnitrificação é o processo no qual o nitrato, em condições anaeróbias, é reduzido pelas bactérias desnitrificantes (*Pseudomonas spp.* e outras) em nitrogênio molecular ou gasoso (Equação 9).



3.3.4.4 Fósforo

Nos “*wetlands*” os mecanismos de retenção de fósforo presente nas águas residuárias incluem fenômenos de precipitação, sedimentação, assimilação da macrófita e, principalmente, adsorção.

As reações de adsorção e precipitação ocorrem quando no material filtrante, há a presença de minerais (cálcio, alumínio e ferro). Além dos minerais Fe, Ca, Al e do pH, a taxa de adsorção do fósforo é controlada pelo potencial redox do substrato e pela área superficial adsortiva dos grãos do material filtrante. Grãos finos possuem grandes áreas superficiais e

desta forma a adsorção do fósforo tende a aumentar, porém, estes materiais geralmente possuem baixa condutividade hidráulica, a qual propicia uma rápida colmatção do material filtrante (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Como fósforo é um macronutriente para as plantas, vale ressaltar que o aumento da biomassa destas não deve ser diretamente relacionado a uma capacidade de remoção de fósforo a longo prazo nos “*wetlands*”, pois ao morrer os tecidos destas plantas irão se decompor e liberar este fósforo novamente ao ambiente (KADLEC e KNIGHT, 1996).

3.3.4.5 *Organismos Patogênicos*

Os sistemas de “*wetlands*” são conhecidos por oferecer uma adequada combinação de fatores físicos, químicos e biológicos para a remoção de organismos patogênicos. Aos fatores físicos destacam-se a filtração, exposição aos raios ultravioletas, e sedimentação. Os fatores químicos incluem oxidação, exposição aos biocidas excretados pelas raízes de algumas plantas, e absorção pela matéria orgânica. Os mecanismos de remoção biológica incluem a predação por nematóides e protistas, ataque pelas bactérias e vírus, além da morte natural dos microrganismos (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

3.4 SISTEMAS DE SUPORTE À DECISÃO

São diversas as situações em nosso cotidiano que nos levam à tomada de decisões, o que nem sempre é uma tarefa fácil. As dificuldades no processo decisório surgem quando existem várias alternativas e critérios a serem analisados, tornando-se conflitantes. De acordo com Chiavenato (2003), este processo é complexo e depende das características pessoais do tomador de decisões, da situação em que está envolvido e da maneira como percebe a situação, exigindo as seguintes etapas:

- Percepção da situação que envolve algum problema;
- Análise e definição do problema;
- Definição dos objetivos;
- Definição das alternativas de solução ou cursos de ação;
- Seleção da alternativa mais adequada para o alcance dos objetivos;
- Avaliação e comparação das alternativas;

- Implementação da alternativa escolhida.

Com o objetivo de dar suporte à tomada de decisão, a partir da década de setenta foram desenvolvidos e aprimorados métodos de multicritérios ou sistemas de apoio à decisão (MCDM – *Multiple Criteria Decision Making*). Os MCDM visam diminuir os riscos de erros nas tomadas de decisões. Segundo Aguiar (2008), os métodos de multicritérios possibilitam o estabelecimento de níveis para a resolução dos problemas, que podem ser: hierárquicos (objetivo, subobjetivo e alternativa), de ordem (forte, médio e fraco) ou de escala comparativa (uso de dimensão ou valores). Diversos são os métodos de multicritérios que dão suporte ao tratamento simultâneo de problemas, conforme apresentado no Quadro 5.

Quadro 5. Métodos de multicritérios.

Método	Autor
ELECTRE	Roy (1968)
AHP	Saaty (1977)
TOPSIS	Hwang e Yoon (1981)
PROMETHEE	Brans e Vincke (1985)
FUZZY	Liang e Wang (1991)
MAHP	Loostma (1993)
MACBETH	Bana e Costa e Vasnick (1994)
ANP	Saaty (1996)

3.4.1 Processo Analítico Hierárquico (AHP)

O Processo Analítico Hierárquico (*Analytic Hierarchy Process* - AHP) foi desenvolvido por Thomas L. Saaty na década de 70 com objetivo de facilitar a tomada de decisões, sendo aplicado em diferentes contextos como o econômico, político, social e ambiental.

O AHP é um método simples e confiável, baseado na capacidade humana de usar a informação e a experiência, com o objetivo de estimar magnitudes relativas através de comparações feitas em pares. Utiliza uma abordagem flexível que alia lógica e intuição, com a finalidade de obter os julgamentos através de consenso. É indicado para problemas que priorizam soluções potenciais através de um conjunto de critérios, permitindo avaliar fatores de caráter qualitativo e quantitativo.

No AHP o problema é estruturado com uma hierarquia, decorrente do processo de priorização (Figura 5). Segundo Saaty (2008), para tomar uma decisão de forma organizada, gerando prioridades a serem decompostas, deve-se seguir as etapas:

- Definir o problema (objetivo global);
- Estruturar na forma de uma árvore hierárquica, onde no topo está o objetivo da decisão, seguindo para os objetivos de uma perspectiva ampla através dos níveis intermediários (critérios e subcritérios) até o nível mais baixo (normalmente é um conjunto de alternativas);
- Construir um conjunto de matrizes para o julgamento par a par em cada nível hierárquico, objetivando obter a dominância de um elemento sobre o outro quando comparados com uma respectiva propriedade. Inicialmente comparam-se os critérios e subcritérios e, posteriormente, as alternativas;
- Multiplicar as prioridades/ponderações obtidas a partir dos julgamentos dos critérios e subcritérios pelos valores das ponderações das alternativas para cada elemento. Depois, em cada elemento no nível abaixo adicionar os seus valores ponderados e obter a sua prioridade global. No final, obtém-se a classificação das alternativas.

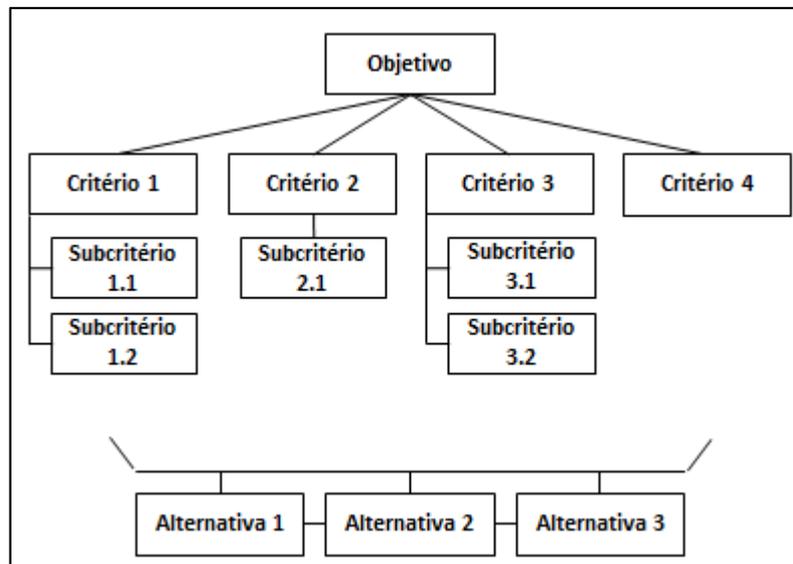


Figura 5. Estrutura de decisão hierárquica.

Assim como alguns outros métodos de multicritérios de tomada de decisão, o AHP utiliza a matriz “ $n \times n$ ” como ferramenta, onde são necessários $n(n-1)/2$ julgamentos, sendo n o número de linhas e colunas. A matriz em questão é denominada de matriz prioridade ou de decisão, Matriz A:

$$A = \begin{bmatrix} a_{11} & a_{12} & \dots & \dots & a_{1n} \\ a_{21} & a_{22} & \dots & \dots & a_{2n} \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ a_{n1} & a_{n2} & \dots & \dots & a_{nn} \end{bmatrix}$$

A matriz A é formada por A (i,j) e recíproca, onde $a_{ij} = 1/a_{ji}$. Cada elemento do vetor linha da matriz representa a dominação ou não do critério A_i e A_j . Os “ a_{ij} ” são gerados a partir da escala de prioridade ou de julgamento para comparações em pares, ou seja, $A_{ij} \times A_{ji}$ (AGUIAR, 2008). O processo de julgamento é subjetivo, pois a escolha da intensidade na escala de prioridade depende, simplesmente, da intuição humana. Para realizar os julgamentos, torna-se necessário a utilização de uma escala comparativa de valores (1-9), conforme apresentado no Quadro 6.

Quadro 6. Escala de prioridades do método AHP.

Intensidade de Importância	Definição	Explicação
1	Importância igual	As duas atividades contribuem igualmente para o objetivo.
3	Importância fraca	A experiência e o julgamento favorecem levemente uma atividade em relação a outra.
5	Importância forte	A experiência e o julgamento favorecem fortemente uma atividade em relação à outra.
7	Importância muito forte	Uma atividade é bem mais favorecida em relação à outra, e sua dominância é demonstrada na prática.
9	Importância absoluta	A evidência favorece uma atividade em relação à outra com o mais alto grau de certeza.
2, 4, 6, 8	Valores intermediários entre dois julgamentos	Quando uma condição de compromisso entre duas definições é necessária.
Recíprocos	Se a alternativa i tem uma das intensidades de importância ou de preferência de 1 a 9, quando comparada com a atividade j, então j tem o valor recíproco quando comparado com i.	
Racionais	Proporção decorrente da escala	Se a consistência tiver que ser forçada para obter n valores numéricos para completar a matriz.

Fonte: Adaptado de SAATY (1990).

Um exemplo básico desse julgamento: se assumirmos um valor do elemento A_{ij} absolutamente mais importante A_{ji} , então a intensidade de importância de A_{ij} em relação A_{ji} será 9, assim A_{ji} é absolutamente menos importante sendo avaliado como $1/9$. O peso atribuído em cada critério e o desempenho das alternativas para estes critérios são

estimados pelos componentes do vetor de prioridades obtidos através de estimativa do autovetor “V” (SALOMON, 2002)(Equação 10).

$$A \times V = \lambda_{\max} \times V \quad (10)$$

Onde:

A – matriz de julgamentos

λ_{\max} – maior autovalor da matriz

O autovetor dá a ordem de prioridade e o autovalor é a medida de consistência do julgamento. Cada componente do autovetor pode ser estimado por uma média geométrica, já que, a matriz é recíproca e positiva. Em relação ao autovalor máximo (λ_{\max}), caso todos os julgamentos sejam coerentes entre si, o λ_{\max} será igual à ordem da matriz. E para matrizes recíprocas positivas, o λ_{\max} pode ser estimado como o produto de um vetor composto pela soma das colunas da matriz de julgamentos pelo autovetor.

Após a verificação do autovetor “V”, Saaty (1990) menciona a verificação do índice de consistência (IC) e da razão de consistência (RC), devido à possibilidade de incertezas na matriz de julgamentos, ocasionada pela fragilidade do decisor. O índice de consistência é calculado pela equação abaixo:

$$IC = \frac{(\lambda_{\max} - n)}{n - 1} \quad (11)$$

Onde:

λ_{\max} – maior autovalor da matriz

n – ordem da matriz

A razão de consistência é obtida através da razão entre IC/IR, onde IR é a razão de ocorrência ou o índice randômico obtido em função da ordem da matriz (Quadro 7).

Quadro 7. Relação entre a ordem da matriz e o índice randômico.

n	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
IR	0	0	0,58	0,9	1,12	1,24	1,32	1,41	1,45	1,49	1,51

Fonte: Adaptado de SAATY (1991).

Se o valor obtido para RC for inferior a 0,1 ela é considerada aceitável. Acima deste valor, recomenda-se que o julgamento da matriz prioridade seja revisado.

Para finalizar o método, torna-se necessário calcular as prioridades globais para selecionar a melhor opção, que segundo Saaty (1994), podem ser calculadas de dois modos: modo distributivo e o modo ideal. No modo distributivo, os pesos atribuídos às alternativas somam 1. Este é adotado quando há uma dependência entre as alternativas e uma prioridade unitária distribuída entre elas, ou seja, quando o objetivo é escolher uma alternativa melhor em relação a outras.

Já o modo ideal, é utilizado para obter a melhor alternativa entre alternativas distintas e sem relação de dependência. Assim, as prioridades locais das alternativas são divididas pelo maior valor entre elas, sendo feita para cada critério. A alternativa torna-se ideal quando o valor dessa divisão é 1.

O uso e aplicação do método AHP é justificável, desde que suas limitações sejam conhecidas. Boas (2006) reúne diversos aspectos positivos e negativos referentes ao AHP, sendo apresentados de forma resumida no Quadro 8.

Quadro 8. Aspectos positivos e negativos do AHP.

Aspectos Positivos	Aspectos Negativos
Simplicidade	Subjetividade na formulação da matriz de preferência
Clareza	Deve ser procedida uma análise acurada para identificar e caracterizar as propriedades dos níveis da hierarquia que afetam o desempenho do objetivo mais alto
Facilidade de uso	É muito importante que haja consenso na priorização dos níveis mais altos da hierarquia
Permite interação entre o analista e o decisor	Os critérios representados devem ser independentes ou, pelo menos, suficientemente diferentes, em cada nível
Habilidade de manusear com julgamentos inconsistentes	O trabalho computacional é sensivelmente maior quando se eleva o número de alternativas
Permite que todos os envolvidos no processo decisório entendam o problema da mesma forma	A introdução de novas opções pode mudar a posição relativa de algumas das opções originais
O desenvolvimento dos sistemas estruturados hierarquicamente é preferível àqueles montados de forma geral	O número de comparações requeridas pode ser muito alto
Pequenas modificações em uma hierarquia bem estruturada têm efeitos flexíveis e pouco significativos	Alternativas incomparáveis não são permitidas
Sintetiza os resultados dentro de uma lista ordenada, que permite a comparação de prioridade e importância relativa de cada fator	Existem falhas nos métodos para agregar os pesos individuais dentro dos pesos compostos
É capaz de prover pesos numéricos para opções onde julgamentos subjetivos de alternativas quantitativas ou qualitativas constituem uma parte importante do processo de decisão	Uma ausência de fundamento de teoria estatística

Fonte: Adaptado de Boas (2006).

4 CONTEXTUALIZAÇÃO DA PESQUISA

O presente estudo fez parte de um projeto de pesquisa executado 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 desenvolvida no Parque Experimental de Saneamento Básico da UFES, no período de março de 2011 a dezembro de 2012, sendo descrita no fluxograma abaixo (Figura 6).

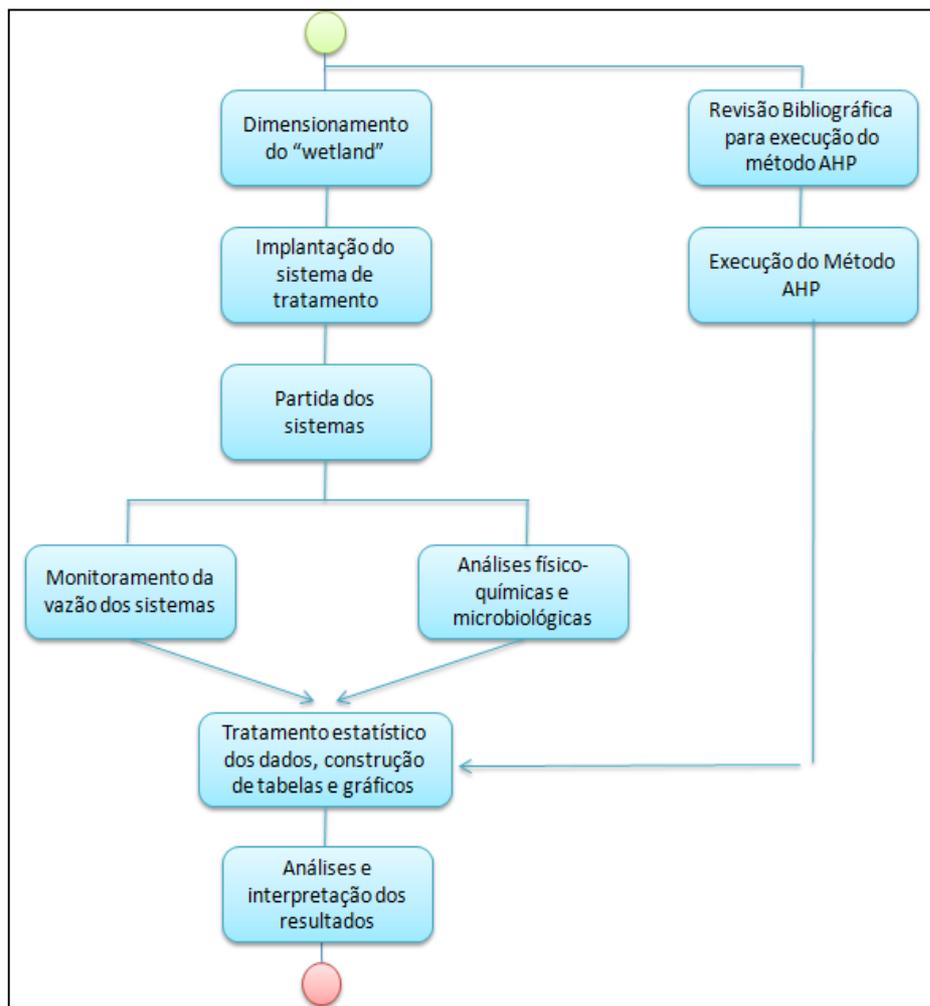


Figura 6. Fluxograma de desenvolvimento da pesquisa.

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

5.1 CARACTERÍSTICAS GERAIS

A pesquisa em questão foi desenvolvida no Parque Experimental de Saneamento Básico, localizado na Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), Campus Goiabeiras – Vitória – ES – Brasil.

A água cinza estudada é proveniente de um prédio, 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) (Figura 7). Os banheiros individuais possuem um vaso sanitário e um lavatório cada. Nos banheiros coletivos, cada um possui dois vasos sanitários, dois lavatórios e um chuveiro. O banheiro masculino também possui dois mictórios e uma máquina de lavar roupas.



Figura 7. Prédio localizado no Parque Experimental de Saneamento (UFES).

O projeto hidrossanitário da edificação foi desenvolvido para segregação das águas residuárias: água cinza (proveniente do chuveiro e lavatórios), águas negras (proveniente dos vasos sanitários) e águas amarelas (proveniente dos mictórios) (Figura 8).

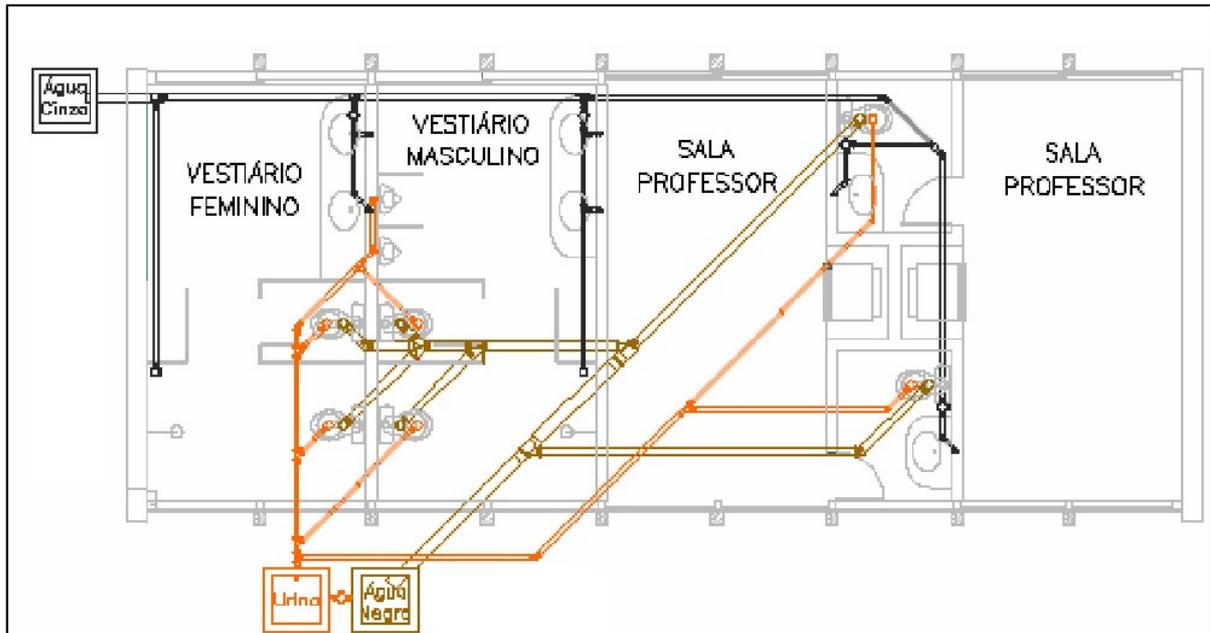


Figura 8. Projeto hidrossanitário da edificação.
 Fonte: Bazzarella (2005).

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

A estação de tratamento de água cinza (ETAC) é composta por um filtro anaeróbio de fluxo ascendente (FAn) seguido de um “wetland” horizontal (WH) (Figura 9).

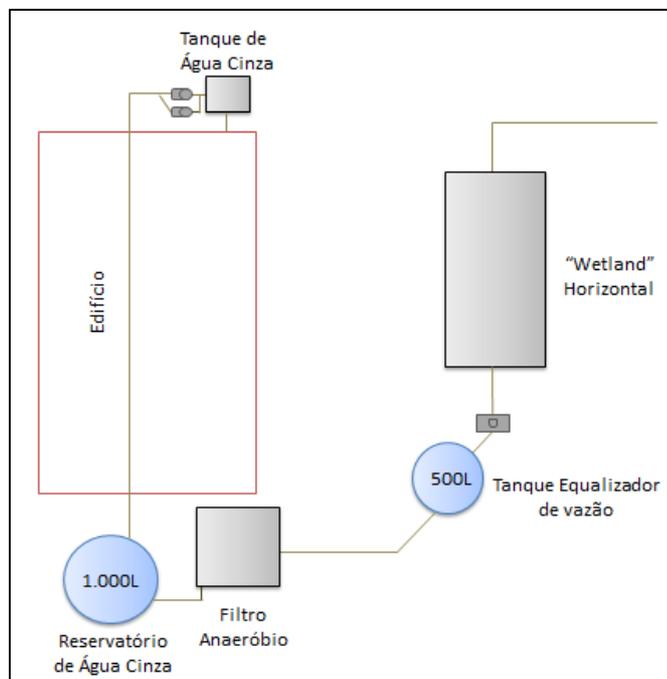


Figura 9. Esquema do sistema de tratamento de água cinza.

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.

O efluente tratado pelo FAn, segue para um tanque equalizador de vazão (capacidade de 500 L), que armazena e distribui o líquido para o WH através de bombas peristálticas (Provitec AWG 4000-A e AW-AX60).

5.2.1 Pré-tratamento

Esta etapa consistiu na 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 (Figuras 10, 11 e 12). O objetivo dessa instalação é impedir a passagem de sólidos grosseiros (sujeira, fios de cabelo e de tecidos), evitando possíveis entupimentos nas etapas seguintes do sistema de tratamento. 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.



Figura 10. Malha no ralo do chuveiro.



Figura 11. Malha na mangueira de saída da máquina de lavar.



Figura 12. Peneira instalada na tubulação canalizadora de água cinza.

5.2.2 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 13). Vale ressaltar que este filtro, faz parte de uma 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). Foram utilizadas apenas duas câmaras do reator anaeróbio compartimentado, fazendo-se as adaptações necessárias para o funcionamento do FAn.

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.

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 (Figura 14). Estes foram escolhidos por serem bem leves e apresentarem maior superfície específica se comparados com a brita, por exemplo.



Figura 13. Filtro anaeróbio de fluxo ascendente.



Figura 14. Meio suporte adicionado ao FAn.

Foi dada a partida no FAn em 10/12/11, 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 (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 iniciou-se no dia 03/01/12 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.

5.2.3 “Wetland” Horizontal (WH)

O pós-tratamento do efluente proveniente do FAN foi realizado por meio de um “wetland” horizontal (Figura 15). Este sistema fora construído com fibra de vidro, possui forma retangular, dimensões de $1,17 \times 0,8 \times 2,19 \text{ m}$ e volume total de 2 m^3 .



Figura 15. “Wetland” horizontal.

O WH possui declividade de 2%, para permitir que o fluxo do efluente escoe para a saída do sistema. O mesmo foi preenchido com 0,6m de altura e 1,10 m de comprimento de brita # 1 ($d_{60} = 7,5 \text{ mm}$; $d_{60}/d_{10} = 1,5$; $\epsilon = 50\%$) e brita # 0 ($d_{60} = 2,7 \text{ mm}$; $d_{60}/d_{10} = 2,7$; $\epsilon = 47\%$), a partir da entrada.

Na tubulação de entrada do WH, de 50 mm de diâmetro, foram realizadas perfurações (diâmetro de 10 mm; espaçamento de 15 cm da borda e 30 cm entre furos) na parte superior da tubulação de entrada, de forma que o efluente fosse distribuído uniformemente ao longo do tubo. A tubulação de saída possui a mesma configuração da entrada, porém situa-se no fundo do WH. Foi instalado um piezômetro na zona de saída do “wetland”, com 54 cm de altura, a fim de manter o nível do efluente dentro do sistema.

Para coleta de amostras na saída do sistema foi instalado um registro. Além disso, para analisar o comportamento da remoção de poluentes dentro dos wetlands, foram instalados três tubos com torneiras na saída, dispostos de forma paralela às tubulações de entrada e saída, a uma altura de 25 cm do fundo do WH e espaçamento de 55 cm cada um. E localizados ao lado das tubulações de coleta, também foram instalados lisímetros para coleta de amostras. É importante ressaltar que para todas as tubulações de coleta foram instaladas malhas, a fim de evitar a passagem de sólidos grosseiros depositados no sistema, diminuindo a ocorrência de episódios de entupimento (Figura 16).



Figura 16. Malhas adicionadas às tubulações.

A operação do sistema foi iniciada em 23/03/12, quando foi realizado o plantio da macrófita, 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. Em 23/04/12 iniciou-se a aplicação diária de água cinza para as vazões pré-definidas, dando início à fase experimental de operação do WH.

5.2.3.1 *Equisetum hyemale* L.

A planta utilizada no WH foi a *Equisetum hyemale* L., popularmente conhecida como cavalinha (Figura 17). De acordo com Lorenzi e Souza (2008), esta é uma planta ornamental ereta, herbácea, pouco ramificada, fortemente rizomatosa, formando densas touceiras que não param de se expandir. Nativa das regiões tropicais da América, incluindo o Brasil, de 1,5-2m de altura, com hastes grossas, ocas, ásperas, articuladas, estriadas superficialmente, com alguns ramos ascendentes e folhas reduzidas a escamas. É indicada para cultivo em locais ensolarados, secos ou úmidos, sendo considerada uma planta rústica devido à tolerância de baixas temperaturas de inverno.



Figura 17. *Equisetum hyemale* L. (cavalinha)

A seleção da cavalinha foi realizada por meio de pesquisa bibliográfica (LORENZI e SOUZA, 2008; MONTEIRO, 2009; ZANELLA, 2008) e através da aplicação do método de multicritério Processo Analítico Hierárquico (AHP), descrito no **Artigo 3**.

CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA CINZA CLARA GERADA EM UM EDIFÍCIO UNIVERSITÁRIO

Resumo

As características físico-químicas e microbiológicas da água cinza clara produzida em um edifício universitário foi objeto de interesse desse trabalho, visando facilitar a seleção de um sistema de tratamento para produção de água de reúso. Os parâmetros analisados foram: temperatura, pH, condutividade, OD, alcalinidade, cor real, turbidez, SST, SSed, DQO, DBO_{5,20}, P_{tot}, NTK, NH₃, SO₄²⁻, S²⁻, Cl⁻, coliformes totais e *Escherichia coli*. O volume de água cinza gerada no edifício estudado foi de 103,1 L.p.d⁻¹. Os resultados obtidos indicam um pH elevado (9,0), presença significativa de turbidez (50,9 UT), SST (44,8 mg.L⁻¹), matéria orgânica (178,3 mgO₂.L⁻¹ de DQO e 41,3 mgO₂.L⁻¹ de DBO_{5,20}), SO₄²⁻ (60,1 mg.L⁻¹) e microrganismos (2,2x10⁴ NMP.100mL⁻¹ de coliformes totais e 8,5x10² NMP.100mL⁻¹ *E. coli*), além de baixas concentrações de nitrogênio (2,7 mg.L⁻¹ de NTK e 2,0 mg.L⁻¹ de NH₃) e fósforo (0,4 mg.L⁻¹). A partir das características observadas é indicado um tratamento biológico, como por exemplo, um filtro anaeróbio seguido por um “wetland”. Como parte integrante deste tratamento, faz-se necessária a implantação de uma etapa de desinfecção, uma vez que há presença de *Escherichia coli* na água cinza.

Palavras-chave: características; água cinza; reúso.

Abstract

The physico-chemical and microbiological characteristics of light greywater produced at a corporate building was object of interest that study, directing to facilitate the selection of a treatment system for water reuse production. The analyzed parameters were: temperature, pH, conductivity, DO, alkalinity, true color, turbidity, TSS, settleable solids, COD, BDO_{5,20}, P_{tot}, NTK, NH₃, SO₄²⁻, S²⁻, Cl⁻, total coliforms and *Escherichia coli*. The greywater's volume generated in the corporate building was 103,1 L.p.d⁻¹. The results indicate a high pH (9,0), significant presence of turbidity (50,9 TU), TSS (44,8 mg.L⁻¹), organic matter (178,3 mgO₂.L⁻¹ COD and 41,3 mgO₂.L⁻¹ DBO_{5,20}), SO₄²⁻ (60,1 mg.L⁻¹) and microorganisms (2,2x10⁴ NMP.100mL⁻¹ total coliforms and 2,0x10² NMP.100mL⁻¹ *E. coli*), in addition of low concentrations of nitrogen (2,7 mg.L⁻¹ NTK and 2,0 mg.L⁻¹ NH₃) and phosphorous (0,4 mg.L⁻¹). From this characteristics observed is indicate a biological treatment, such as, an anaerobic filter followed by a wetland. As an integrant part of this treatment, it's necessary to implement a disinfection step, once *Escherichia coli* is present inthe greywater.

Keywords: characteristics, greywater, reuse.

6.1.1 Introdução

Com a recorrência dos problemas de escassez e deterioração da qualidade das águas no mundo, o interesse por práticas de reúso vem crescendo em diversos países, dentre eles o Brasil. Além disso, o reúso também tem sido implantado por motivos ambientais e econômicos. Uma das vertentes utilizadas no reúso é o saneamento ecológico (em inglês *Ecological Sanitation* – ECOSAN), que se caracteriza por admitir que as excretas humanas e demais águas residuárias de origem predial são consideradas como um recurso e não como um resíduo, sendo assim, disponíveis para o reúso.

Dentre as águas residuárias de origem predial (casas, escritórios, escolas, edifícios públicos etc.), destaca-se a água cinza. Esta é definida como uma água residuária proveniente de lavatórios, chuveiros, banheiras, máquinas de lavar roupa, máquinas de lavar louça e pia de cozinha, excetuando a contribuição da descarga de sanitários (JEFFERSON et al., 1999; OTTHERPOHL, 2001; ERIKSSON, et al., 2002; OTTOSON e STENSTRÖM, 2003). No entanto, alguns autores excluem a água cinza oriunda de cozinha por possuírem compostos indesejáveis como óleos e gorduras, denominando a contribuição restante de “água cinza clara” (BIRKS e HILLS, 2007; ALLEN et al., 2010).

A água cinza representa cerca de 50-80% do esgoto total produzido em uma residência (ERIKSSON et al., 2002; LI et al., 2009), sendo que o volume de água cinza gerado no Brasil pode variar de 54 a 195 l.p⁻¹.d⁻¹ (PETERS et al., 2006; VALENTINA, 2009; AGUIAR, 2011), dependendo diretamente do modo de vida da população. Se a produção de água cinza for bastante significativa, o seu reúso torna-se viável podendo chegar numa economia de água potável de até 30% (JEFFERSON et al., 2004; FRIEDLER e HADARI, 2006; AGUIAR, 2011). Aplicando o tratamento adequado, a água pode ser reutilizada para diversos fins como descarga de sanitários, rega de jardim, lavagem de veículos e pisos, agricultura, produção de concreto, dentre outros.

De modo geral, apesar de a água cinza ser considerada uma água residuária menos poluída, ela pode conter elevada quantidade de poluentes como compostos orgânicos, sólidos suspensos e microrganismos (Tabela 5). Vale ressaltar que a contaminação microbiológica da água cinza pode ser causada por 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 pneumophila*, *Salmonella spp.*, clostridia, rotavírus, adenovírus, norovírus, *Cryptosporidium spp.*, *Giardia spp.* etc (BIRKS e HILLS, 2007; OTTOSON e STENSTRÖM, 2003; WINWARD, 2007; WINWARD et al., 2008).

Tabela 5. Faixa da concentração de poluentes encontrados na água cinza e no esgoto bruto.

Parâmetros	Água Cinza				Esgoto bruto
	Banheiro	Lavanderia	Cozinha	Mista	
pH	6,4 - 8,1	7,1 - 10	5,9 - 7,4	6,3 - 8,1	6,7 - 8,0
SST (mg.L ⁻¹)	7 - 505	68 - 465	134 - 1.300	25 - 183	700-1.350
Turbidez (UT)	44 - 375	50 - 444	298	29 - 375	-(a)
DQO (mg.L ⁻¹)	100 - 633	231 - 2.950	26 - 2.050	100 - 700	450 - 800
DBO (mg.L ⁻¹)	50 - 300	48 - 472	536 - 1.460	47 - 466	250 - 400
NT (mg.L ⁻¹)	3,6 - 19,4	1,1 - 40,3	11,4 - 74	1,7 - 34,3	35 - 60
P _{tot} (mg.L ⁻¹)	0,11 - >48,8	N.D. - >171	2,9 - >74	0,11 - 22.8	4-15
Coliformes Totais (UFC.100 ml ⁻¹)	10 - 2,4x10 ⁷	200 - 7x10 ⁵	>2,4x10 ⁸	56 - 8x10 ⁷	10 ⁶ - 10 ¹⁰
Coliformes Termotolerantes (UFC.100 ml ⁻¹)	0 - 3,4x10 ⁵	50 - 1,4x10 ³	-(a)	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) e P_{tot} (Fósforo Total).

(a) Valor não encontrado nesta citação.

ND – Não detectado.

Fonte: Von Sperling (2005) e Li *et al.* (2009).

Porém quando comparada ao esgoto sanitário, a água cinza normalmente é pobre em nitrogênio e fósforo, principalmente, devido à ausência de urina e outros compostos. Além disso, é importante destacar que parte dos constituintes presentes na água cinza são compostos recalcitrantes, diminuindo ou até mesmo impedindo a sua biodegradabilidade em sistemas de tratamento biológicos (JEFFERSON et al., 2001). Segundo alguns autores a relação DBO₅/DQO da água cinza é considerada baixa variando de 0,25 a 0,64 (JEFFERSON et al., 1999; FRIEDLER et al, 2005; GHUNMI et al., 2011).

Considerando estes fatores, a água cinza pode representar riscos à saúde humana, além de causar impactos estéticos e ambientais negativos, se não for submetida à um tratamento antes do seu reúso. Para tanto, torna-se necessário conhecer adequadamente a qualidade da água cinza a ser tratada, objetivando facilitar a escolha do sistema de tratamento de água cinza a ser implantado.

O presente estudo objetivou caracterizar físico-química e microbiologicamente a água cinza clara produzida em um edifício universitário, a fim de facilitar a seleção de um sistema de tratamento de água cinza, visando à produção de água para reúso predial, além de fornecer dados que otimizem o seu dimensionamento.

6.1.2 Materiais e Métodos

A pesquisa foi realizada num edifício universitário, que possui segregação de águas residuárias, localizado no Parque Experimental de Saneamento, localizado na Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), Campus Goiabeiras – Vitória – ES – Brasil. A descrição deste edifício localiza-se no **Item 5.1** desta dissertação.

6.1.2.1 Produção de água cinza

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

Dessa forma, sabendo que cerca de 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 (jalecos, tolhas e roupas de alunos) na máquina de lavar cinco vezes ao dia.

O dado utilizado para estimar a quantidade de água cinza gerada pelo chuveiro foi obtido com medição feita *in loco*. Porém, para o lavatório e máquina de lavar roupas foram utilizados dados fornecidos por Gonçalves et al. (2006) (Tabela 6).

Tabela 6. Simulação de distribuição de consumo de uma família brasileira de 4 pessoas.

Vaso sanitário	Lavatório	Chuveiro	Pia de cozinha	Tanque	Máquina de lavar roupa
4 pessoas 3 descargas.dia ⁻¹ 12 L.descarga ⁻¹	4 pessoas 3 min.dia ⁻¹ 10 L.min ⁻¹	4 pessoas 10 min.dia ⁻¹ 12 L.min ⁻¹	4 pessoas 15 min.dia ⁻¹ 10 L.min ⁻¹	4 pessoas 5 min.dia ⁻¹ 10 L.min ⁻¹	4 pessoas 3 ciclos.semana ⁻¹ 210 L.ciclo ⁻¹
14%	12%	47%	14%	5%	8%

Fonte: Gonçalves et al. (2006).

6.1.2.2 Métodos analíticos

As amostras foram coletadas de um tanque, onde há um reservatório inferior (capacidade de 180 L), que recebe água cinza gerada no edifício (Figura 18). As coletas foram realizadas as 9:00 h da manhã, em recipientes plásticos, sendo os parâmetros analisados (Tabela 7) de acordo o *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005). As análises foram executadas no Laboratório de Saneamento Ambiental (LABSAN) da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES).



Figura 18. Reservatório de água cinza bruta.

Tabela 7. Parâmetros analisados na água cinza.

Parâmetro	Unidade	Frequência	Método	Referência
Temperatura	°C	Diária	Laboratório e campo	2550 B (APHA, 2005)
pH	-	Diária	Eletrométrico	4500 H ⁺ B (APHA, 2005)
Condutividade	$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	Diária	Laboratório	2510 B (APHA, 2005)
Oxigênio Dissolvido	$\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$	Diária	Winkler	-
Alcalinidade	$\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$	Semanal	Titulométrico	2320 B (APHA, 2005)
Cor Real	uC	Semanal	Espectrofométrico	2120 C (APHA, 2005)
Turbidez	UT	Diária	Nefelométrico	2130 B (APHA, 2005)
Sólidos Suspensos Totais (SST)	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	Semanal	Gravimétrico	2540 D (APHA, 2005)
Sólidos Sedimentáveis (SSed)	$\text{mL}\cdot\text{L}^{-1}$	Semanal	Gravimétrico	2540 F (APHA, 2005)
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	$\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$	Semanal	Colorimétrico	5220 D (APHA, 2005)

uC – unidade de cor;

UT – unidade de turbidez;

NMP – número mais provável;

Continuação da Tabela 7. Parâmetros analisados na água cinza.

Parâmetro	Unidade	Frequência	Método	Referência
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO _{5,20})	mgO ₂ .L ⁻¹	Quinzenal	Oxitop	-
Fósforo Total (P _{tot})	mg.L ⁻¹	Semanal	Ácido ascórbico	4500-P E (APHA, 2005)
Nitrogênio Total de Kjeldahl (NTK)	mg.L ⁻¹	Semanal	Semi-micro-Kjeldahl	4500-N _{org} C (APHA, 2005)
Amônia (NH ₃)	mg.L ⁻¹	Semanal	Semi-micro-Kjeldahl	4500-N _{org} C (APHA, 2005)
Sulfato (SO ₄ ²⁻)	mg.L ⁻¹	Semanal	Turbidimétrico	4500-SO ₄ ²⁻
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;

A análise dos dados foi realizada utilizando o software Excel®, para obtenção da estatística descritiva dos parâmetros analisados (média, mediana, mínimo, máximo, desvio padrão e coeficiente de variação).

6.1.3 Resultados e Discussões

Como resultado da estimativa de água cinza clara gerada no edifício universitário estudado, tem-se um volume médio diário 1.650 litros e uma produção média de 103,1 L.d⁻¹ por pessoa (Tabela 8). O volume obtido encontra-se dentro da faixa encontrada por estudos realizados no Brasil, de 54 a 195 L.p⁻¹.d⁻¹ (PETERS et al., 2006; VALENTINA, 2009; AGUIAR, 2011).

Tabela 8. Volume de água cinza gerado no edifício universitário.

Uso da água	Frequência	Duração	Consumo	Volume (L.dia ⁻¹)
Chuveiro	12 pessoas.dia ⁻¹	10 min.dia ⁻¹	4 L.min ⁻¹	480
Lavatório	16 pessoas.dia ⁻¹	3 min.dia ⁻¹	2,5 L.min ⁻¹	120
Máquina de lavar roupas	5 vezes. dia ⁻¹	2 horas	210 L.ciclo ⁻¹	1.050
Total				1.650,0

A maior contribuição de água cinza no edifício estudado foi gerada pela máquina de lavar roupas, representando cerca de 64% de toda água cinza produzida (Figura 19). Este fator pode influenciar consideravelmente nos resultados das análises laboratoriais, principalmente no que tange aos parâmetros pH, alcalinidade, DQO e sulfato.

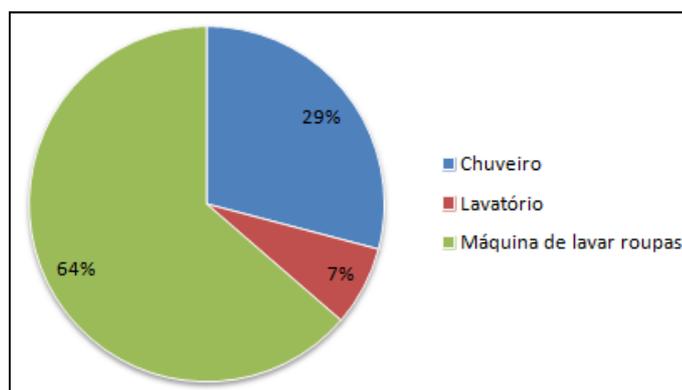


Figura 19. Distribuição percentual da produção de água cinza no edifício estudado.

No que diz respeito às características da água cinza estudada, a Tabela 9 apresenta a estatística descritiva referente aos valores obtidos nas análises realizadas.

Tabela 9. Características físico-químicas e microbiológicas da água cinza bruta.

Parâmetro	Unidade	n	Média	Mediana	Máximo	Mínimo	DP	CV
Temperatura	°C	123	24,3	24,2	28,0	21,6	1,3	<0,1
pH	-	113	9,0	9,0	11,1	6,6	1,2	0,1
Condutividade	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	116	267,9	201,0	923,0	55,0	203,4	0,8
OD	$\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$	104	1,3	1,0	5,0	0,2	1,0	0,8
Alcalinidade	$\text{mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$	47	59,7	45,3	187,8	15,9	41,4	0,7
Cor Real	uC	47	59,7	54	180,2	15,2	36,7	0,6
Turbidez	UT	110	50,9	47,3	108,2	10,9	20,5	0,4
SST	mg.L^{-1}	26	44,8	38,0	184,0	16,0	32,3	0,7
SSed	mL.L^{-1}	55	0,3	0,1	2,5	0,0	0,5	1,7
DQO	$\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$	28	183,4	164,5	418,2	63,6	96,1	0,5
DBO _{5,20}	$\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$	16	44,1	33,5	112,0	12,6	28,4	0,7
P _{tot}	mg.L^{-1}	40	0,4	0,3	3,1	0,1	0,5	1,3
NTK	mg.L^{-1}	45	2,7	2,7	5,4	0,9	1,1	0,4
NH ₃	mg.L^{-1}	45	2,0	1,9	3,8	0,6	0,8	0,4
SO ₄ ²⁻	mg.L^{-1}	24	60,1	44,4	256,8	15,9	53,2	0,9
S ²⁻	mg.L^{-1}	38	1,7	1,6	2,9	0,8	0,6	0,4
Cl ⁻	$\text{mgCl}^{-}.\text{L}^{-1}$	53	15,7	15,8	25,0	3,3	3,6	0,2
Coliformes Totais	NMP.100mL ⁻¹	48	$2,2 \times 10^4$ ^(a)	$3,4 \times 10^4$	$9,1 \times 10^5$	$1,4 \times 10^2$	$1,9 \times 10^5$	-
<i>E. coli</i>	NMP.100mL ⁻¹	27	$8,5 \times 10^2$ ^(a)	$1,0 \times 10^3$	$2,2 \times 10^4$	2×10^0	$6,7 \times 10^3$	-

n – número de amostras;

DP – desvio padrão ;

CV – coeficiente de variação;

^(a) Média geométrica.

A Tabela 10 mostra uma comparação dos resultados médios obtidos nesta pesquisa com dados reportados por outros autores. A partir disso, foi observada uma grande variabilidade nas concentrações dos parâmetros listados, sendo devido aos variados hábitos da população frequentadora do local, das instalações prediais e preferência dos produtos de limpeza e higiene pessoal.

Tabela 10. Comparação dos valores médios da água cinza clara obtidos nesta pesquisa com dados reportados pela literatura.

Autores		Esta Pesquisa	Borges (2003)	Jefferson et al. (2004)	Peters (2006)	Gual et al. (2008)	Magri et al. (2008)	Winward et al. (2008)	Valentina (2009)	Vaz (2009)
Fontes de água cinza		Chuveiros, lavatórios e máquina de lavar roupas	Chuveiro, lavatório e banheira	Chuveiros, banheiras e lavatórios	Chuveiros, lavatórios, tanques de lavar roupas	Chuveiros e lavatórios	Chuveiro, lavatórios, tanque e máquina de lavar roupas	Chuveiros, lavatórios e banheiras	Chuveiros, lavatórios, tanques e máquina de lavar roupas	Chuveiros, lavatórios, tanques e máquina de lavar roupas
Edificação		Universitária	_(a)	_(a)	Unidade familiar	Hotel	Unidade familiar	Universitária	Edifício de alto padrão	Edifício de alto padrão
Parâmetro	Unidade									
Temperatura	°C	24,3	24,1	_(b)	_(b)	_(b)	_(b)	_(b)	_(b)	_(b)
pH	-	9,0	7,2	7,5	7,6	6,8	7,7	_(a)	7,8	6,8
Condutividade	$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	267,9	_(b)	_(b)	_(b)	921,0	_(b)	_(b)	_(b)	_(b)
OD	$\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$	1,3	4,6	_(b)	3,4	_(b)	_(b)	_(b)	_(b)	_(b)
Alcalinidade	$\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$	59,7	_(b)	_(b)	_(b)	_(b)	89,3	_(b)	55,0	_(b)
Cor	uC	59,7 ^(c)	_(b)	_(b)	214	_(b)	294,2 ^a	_(b)	85,0	62,2
Turbidez	UT	50,9	37,3	100,6	155	38,8	174,4	19,6	73,0	89,8
SST	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	44,8	_(b)	100,0	129	32,2	100,4	29,0	78,0	69,2
SSed	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	0,3	_(b)	_(b)	_(b)	_(b)	_(b)	_(b)	0,7	0,6
DQO	$\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$	183,4	_(b)	451,0	280	72,7	391,7	87,0	237,0	217,0
DBO _{5,20}	$\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$	44,1	96,5	146,0	267	_(b)	_(b)	20,0	106,0	130,8
P _{tot}	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	0,4	6,2	_(b)	7,7	_(b)	5,4	_(b)	2,9	2,5
NTK	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	2,7	_(b)	8,7	10,7	4,1	_(b)	_(b)	6,5	7,1
NH ₃	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	2,0	_(b)	_(b)	3,1	_(b)	3,9	_(b)	1,3	1,1
SO ₄ ²⁻	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	60,1	_(b)	_(b)	_(b)	_(b)	-	_(b)	88,0	_(b)
S ²⁻	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	1,7	_(b)	_(b)	_(b)	_(b)	_(a)	_(b)	1,6	_(b)
Cl ⁻	$\text{mgCl}^{-}\cdot\text{L}^{-1}$	15,7	_(b)	_(b)	_(b)	_(b)	_(a)	_(b)	_(b)	_(b)
Coliforme Total ^(d)	$\text{NMP}\cdot 100\text{mL}^{-1}$	$2,2\times 10^4$	$9,4\times 10^5$	$7,4\times 10^3$	$7,3\times 10^4$	10^6	$1,2\times 10^6$	_(a)	$4,4\times 10^3$	$4,4\times 10^3$
<i>E. coli</i> ^(d)	$\text{NMP}\cdot 100\text{mL}^{-1}$	$8,5\times 10^2$	_(b)	$2,0\times 10^3$	$2,7\times 10^4$	_(b)	_(b)	_(a)	$5,2\times 10^0$	$4,2\times 10^0$

^(a) Não identificado;

^(b) Não avaliado;

^(c) Cor real;

^(d) Média geométrica.

O valor da temperatura média está na faixa ambiente, de oxigênio dissolvido está abaixo do encontrado por Borges (2003) e Peters (2006), e o valor de condutividade também se encontra inferior ao reportado por Gual et al. (2008).

Considerando os valores de pH apresentados, a água cinza do edifício estudado possui um valor elevado se comparado com os outros autores listados na Tabela 11. No entanto, outros pesquisadores já identificaram pH em torno de 9 para água cinza clara (BAZZARELLA, 2005; GHUNMI et al., 2008). Os elevados valores de pH obtidos nesta pesquisa, podem ser justificados pela elevada geração de água cinza proveniente da máquina de lavar roupas, uma vez que, a utilização de determinados produtos (sabão em pó e amaciante) contribuem para o aumento do pH.

A alcalinidade média ($59,7 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$) encontra-se na faixa dos valores reportados por Valentina (2009) e Magri et al. (2008). Este parâmetro é um fator muito importante para o equilíbrio do pH quando pretende-se aplicar um tratamento anaeróbio na água cinza, visto que uma redução do pH pode afetar no desenvolvimento dos microrganismos responsáveis pela depuração da água.

Os valores de cor ($59,7 \text{ uC}$), turbidez ($50,9 \text{ UT}$), sólidos suspensos totais ($44,8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) e sedimentáveis ($0,3 \text{ mL} \cdot \text{L}^{-1}$) foram inferiores aos encontrados por Jefferson et al. (2004), Peters (2006), Magri et al. (2008), Valentina (2009) e Vaz (2009). Isto pode ser justificado pela instalação de malhas no ralo do chuveiro, na mangueira de saída da máquina de lavar roupas e de uma peneira na tubulação que canaliza a água cinza gerada no edifício, diminuindo a quantidade de sujeira, fios de cabelo e tecidos presentes na água cinza estudada.

No que diz respeito às concentrações de matéria orgânica, vale ressaltar que a maior parte dos compostos orgânicos presentes na água cinza é proveniente de resíduos de gorduras, alimentos, sabão, resíduos corporais, dentre outros. As concentrações de DQO e $\text{DBO}_{5,20}$, indicam a depleção de oxigênio quando ocorre a degradação de matéria orgânica durante o transporte e/ou estocagem, e também um maior risco da produção de sulfeto.

O valor médio de DQO encontrado nesta pesquisa ($183,4 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$) é inferior aos obtidos por Jefferson et al. (2004), Peters (2006), Magri et al. (2008) e Valentina (2009), podendo ser

devido à ausência da contribuição da água cinza gerada pelo tanque de lavar roupas neste estudo. No entanto, Gual et al. (2008) obteve um valor médio de DQO inferior ao observado nesta pesquisa, uma vez que, em seu estudo não houve contribuição de água cinza oriunda da máquina de lavar roupas. Já em relação à $DBO_{5,20}$, todos os valores reportados pela literatura são superiores aos encontrados nesta pesquisa.

Vale salientar que, Bazzarella (2005) analisou as características de cada fonte geradora de água cinza em uma residência, indicando que as concentrações de DQO e $DBO_{5,20}$ da água cinza proveniente do tanque de lavar roupa são inferiores somente às oriundas da pia de cozinha.

No que diz respeito à biodegradabilidade da água cinza clara estudada, foi obtida uma relação $DBO_{5,20}/DQO$ variando em média de 0,2 a 0,3, indicando que a água cinza possui baixa biodegradabilidade, conforme já reportado por outros autores (JEFFERSON et al., 1999; FRIEDLER et al, 2005; GHUNMI et al., 2011; WEITAO et al., 2011). May (2009) destaca a importância da relação DBO_5/DQO : se a relação $DBO_{5,20}/DQO$ for maior que 0,6 significa que não há problemas no tratamento biológico; se a relação DBO_5/DQO estiver igual ou maior que 0,2 e menor que 0,6, significa que o tratamento biológico é possível. No entanto, se a relação $DBO_5/DQO < 0,2$ indica dificuldade na aplicação do tratamento biológico. Até o momento, a relação DBO_5/DQO para esta pesquisa ficou em torno de 0,2, significando que o tratamento biológico pode ser aplicado.

No entanto, cabe ressaltar que para a água cinza estudada, o tratamento biológico ainda é viável, porém sob condições limitantes de biodegradabilidade.

As concentrações de nutrientes (nitrogênio e fósforo) encontradas neste estudo são inferiores a todos os valores apresentados na Tabela 10. Porém é importante salientar que no levantamento bibliográfico realizado por Eriksson et al. (2002), as faixas encontradas na água cinza clara podem variar de 1 mg.L^{-1} a 40 mg.L^{-1} para NTK e de $0,06 \text{ mg.L}^{-1}$ a 57 mg.L^{-1} para P_{tot} . As baixas concentrações de NTK ($2,7 \text{ mg.L}^{-1}$) e NH_3 ($2,0 \text{ mg.L}^{-1}$) podem estar relacionadas a uma proibição estabelecida nesta pesquisa, com o intuito de segregar somente a água cinza: “Não urinar durante o banho!”. Já as baixas concentrações de fósforo

(0,4 mg.L⁻¹) podem ser devido às características dos produtos de limpeza e higiene pessoal utilizados no edifício estudado.

As concentrações de sulfato presentes na água cinza são provenientes, principalmente, do uso de sabão e detergente, e na água cinza estudada o seu valor médio foi de 60,1 mg.L⁻¹, estando um pouco inferior ao encontrado por Valentina (2009), sendo justificado pela ausência da água cinza proveniente do tanque de lavar roupas.

A relação DQO/SO₄²⁻ é um fator importante quando pretende-se implantar um sistema de tratamento biológico anaeróbio, uma vez que, quando esta relação é inferior a 7 há uma elevada concentração de sulfato presente no efluente, fato que pode comprometer a rota metabólica (CHERNICHARO, 2007). Dessa forma, as bactérias redutoras de sulfato passam a competir com as bactérias fermentativas, acetogênicas e metanogênicas pelos substratos disponíveis, aumentando o potencial de produção de sulfeto, afetando diretamente produção de metano. A relação DQO/SO₄²⁻ da água cinza avaliada foi de 3, o que indica uma elevada quantidade de sulfato presente na água cinza. Freitas e Gonçalves (2012) obtiveram uma relação DQO/SO₄²⁻ de 4, valor este próximo ao encontrado nesta pesquisa.

Segundo Gonçalves et al (2006), os compostos de enxofre possuem relação direta com a formação de odores desagradáveis onde há geração de água cinza. Entretanto, as condições ideais para a produção de sulfetos não estão presentes logo que a água cinza é produzida, o que resulta em concentrações baixas desse composto, conforme foi observado nesta pesquisa e por Valentina (2009).

Os cloretos são provenientes da dissolução de sais presentes na água cinza, e a concentração média encontrada nesta pesquisa (15,7 mgCl⁻.L⁻¹) está de acordo com o reportado em estudo feito por Bazzarela (2005).

Enfim, no que tange às características microbiológicas, apesar da água cinza não possuir a maior fonte de contribuição dos microrganismos patogênicos (vasos sanitários), algumas atividades como limpeza das mãos após o uso do toalete e o banho, estão dentre as possíveis fontes que adicionam estes agentes na água cinza desta pesquisa. Foram obtidas

densidades de coliformes totais ($2,2 \times 10^4$ NMP.100mL⁻¹) e *E. Coli* ($8,5 \times 10^2$ NMP.100mL⁻¹) próximas às encontradas por Jefferson et al. (2004) e Valentina (2009).

6.1.4 Conclusões

Os resultados apresentados nesta pesquisa indicam uma presença significativa de sólidos suspensos, matéria orgânica e microrganismos, tornando necessária uma etapa de tratamento antes do reúso. O efluente possui uma relação DBO_{5,20}/DQO maior que 0,2 e uma quantidade significativa de sulfato, podendo resultar numa rápida liberação de mau cheiro em caso de estocagem sem nenhum tipo de tratamento. A partir das características observadas na água cinza clara estudada, pode ser indicado um tratamento biológico, como por exemplo, um filtro anaeróbio seguido por um “*wetland*”. Como parte integrante deste tratamento, faz-se necessária a implantação de uma etapa de desinfecção (cloração ou radiação ultravioleta), uma vez que há presença de *Escherichia coli* na água cinza.

6.1.5 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.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater.** 21 ed. Washington DC: American Public Health Association, 2005.

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.

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.

BORGES, L. Z. **Caracterização da água cinza para promoção da sustentabilidade dos recursos hídricos.** 2003. 90 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2003.

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

ERIKSSON, E.; AUFFARTH, K.; HENZE, M.; LEDIN, A. Characteristics of grey wastewater. **Urban Water**, v. 4, n. 1, p. 85-104, March 2002.

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

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, n. 1-3, p. 221-234, April 2006.

GHUNMI, L. A.; ZEEMAN, G.; VAN LIER, J. B.; FAYYAD, M. Quantitative and qualitative characteristics of grey water reuse requirements and treatments alternatives: The case of Jordan. **Water Science and Technology**, v. 58, n. 7, p. 1385-1396, 2008.

GHUNMI, L. A.; ZEEMAN, G.; FAYYAD, M.; VAN LIER, J. B. Grey water biodegradability. **Biodegradation**, v. 22, n. 1, p. 163-174, Feb. 2011.

GONÇALVES, R. F.; BAZZARELLA, B. B.; PETERS, M. R.; PHILIPPI, L. S. Gerenciamento de águas cinzas. In: GONÇALVES, R. F (Coord.). **Uso racional da água em edificações**. Rio de Janeiro: ABES, 2006. p. 153-222.

GUAL, M.; MÓIA, A.; MARCH, J. G. Monitoring of an indoor pilot plant for osmosis rejection and greywater reuse to flush toilets in a hotel. **Desalination**, v. 219, n. 1-3, p. 81-88, Jan. 2008.

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.

JEFFERSON, B.; LAINE, A.; PARSONS, S.; STEPHENSON, T.; JUDD, S. Advanced biological unit process for domestic water recycling. **Water Science and Technology**, v. 43, n. 10, p. 211-218, 2001.

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.

LI, F.; WICHMANN, K.; OTTERPOHL, R. Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. **Science of the Total Environment**, v. 407, n. 11, p. 3439-3449, May 2009.

MAGRI, M. E.; FENELON, F. R.; RABELO, L.; ROSSETO, T. S.; PHILIPPI, L. S. Reúso de águas cinzas tratadas em descarga de vaso sanitário e rega de jardim. In: XIII Simpósio Luso-

Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2008, Belém do Pará. **Anais...** Belém do Pará: 2006.

MAY, SIMONE. **Caracterização, tratamento e reúso de águas cinzas e aproveitamento de águas pluviais em edificações**. 2009. 222 f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

OTTHERPOHL, R. Black, brown, yellow, grey – the new colours of sanitation. **Water** **21**, n. 3-5, p. 37-41, Oct. 2001.

OTTOSON, J.; STENSTRÖM, T. A. Faecal contamination of greywater and associated microbial risks. **Water Research**, v. 37, n. 3, p. 645-655, Feb. 2003.

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.

PETERS, M. R.; DARELA, C.P.; PASCAL, J.A.; SEZERINO, P.H.; PHILIPPI, L.S. Quantificação e caracterização de águas cinza para reúso doméstico. In: V Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental, 1, 2006, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: 2006.

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 água cinza em uma edificação residencial de alto padrão**. 2009. 133 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2009.

WEITAO, H.; YAYI, W.; JIAN, Y.; XU, Z. The inherent biodegradability characteristics of light greywater for the different bathe products. **Energy Procedia**, v. 11, p. 3122-31-28, 2011.

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.

DESEMPENHO DE UM “WETLAND” HORIZONTAL APLICADO NO PÓS-TRATAMENTO DO EFLUENTE DE UM FILTRO ANAERÓBIO TRATANDO ÁGUA CINZA CLARA

Resumo

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

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

Abstract

The wetlands has been shown as a favorable option to the greywater treatment aiming the building reuse, due to the good pollutants removal, and mainly, the low cost of implantation and operation if compared with another systems. The present study evaluates the influence of hydraulic and organic loads on the performance of horizontal wetland (HW) as a post-treatment by an upflow anaerobic filter (AF) treating light greywater. Were analyzed four periods of experiments, being characterized by the hydraulic retention time (HRT) of 0,7; 1,0; 1,9 e 3,2 days. As a result, it was observed that the HW effluent showed better performance for the HRT of 3,2 days over the periods analyzed tests, reaching global removal efficiencies mean of 80% to turbidity and total suspended solids (TSS). Also, removal efficiencies were recheid in 81% COD and 66% BOD_{5,20}. The mean density obtained of *E. coli* in the HW effluente was $3,1 \times 10^2$ NMP.100mL⁻¹.

Keywords: greywater; reuse; anaerobic filter; wetland.

6.2.1 Introdução

A utilização da água cinza como fonte de água para o reúso não potável em edificações, é uma prática que vem crescendo em diversos países. Esse tipo de água residuária provém de lavatórios, chuveiros, banheiras, máquinas de lavar roupa, máquinas de lavar louça e pia de cozinha das edificações, sem se misturar à contribuição da descarga das bacias sanitárias (JEFFERSON et al., 1999; OTTHERPOHL, 2001; ERIKSSON, et al., 2002). A quantidade de água cinza gerada em uma habitação representa cerca de 50-80% do consumo total de água potável, e se reutilizada (descarga de sanitários, rega de jardim, lavagem de veículos, agricultura etc.) pode reduzir em até 30% a demanda de água potável em uma edificação (JEFFERSON et al., 2004; PERTEL, 2009; AGUIAR, 2011). Dessa forma, o reúso de água cinza reduz o consumo de água e energia, além de promover a preservação dos corpos d'água, tornando-se também, uma parte integrante da gestão de recursos hídricos.

As tecnologias utilizadas no tratamento de água cinza para viabilizar o seu reúso englobam processos físicos, químicos e biológicos. Destes, o processo biológico é o mais empregado, utilizando de diversas tecnologias aplicadas no tratamento de águas residuárias, como: filtro anaeróbio (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).

Os “*wetlands*” construídos definem-se como sistemas artificiais dos “*wetlands*” naturais que, sob condições controladas de engenharia, combinam processos físicos, químicos e biológicos no tratamento de águas residuárias. Os “*wetlands*” possuem as macrófitas, o meio suporte e os microrganismos como componentes atuantes no processo de tratamento. Estes processos ocorrem junto à rizosfera (região de contato entre as raízes das macrófitas e o meio suporte), 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).

Com isso, esse tipo de sistema tem sido aplicado no tratamento de água cinza com vistas à produção de água para reúso predial (MASI, 2009; MONTEIRO, 2009; PAULO et al., 2009; HOFFMANN et al., 2011), por ser considerado um processo de tratamento eficiente, com

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

Porém, pouco se sabe sobre o tratamento de água cinza utilizando “*wetlands*” como pós-tratamento de um filtro anaeróbio. Estima-se que aplicação de um filtro anaeróbio a montante do “*wetland*” pode resultar em maior capacidade 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 a influência da aplicação de diferentes cargas hidráulicas e orgânicas no desempenho de um “*wetland*” horizontal (WH) empregado como pós-tratamento de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente (FAn) tratando água cinza clara.

6.2.2 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.

6.2.2.1 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*” horizontal (WH) (Figura 20).

A água cinza clara tratada é gerada por uma máquina de lavar roupas, dois chuveiros e seis lavatórios localizados nos banheiros de um edifício universitário, sendo dois banheiros individuais e dois de uso coletivo (feminino e masculino).

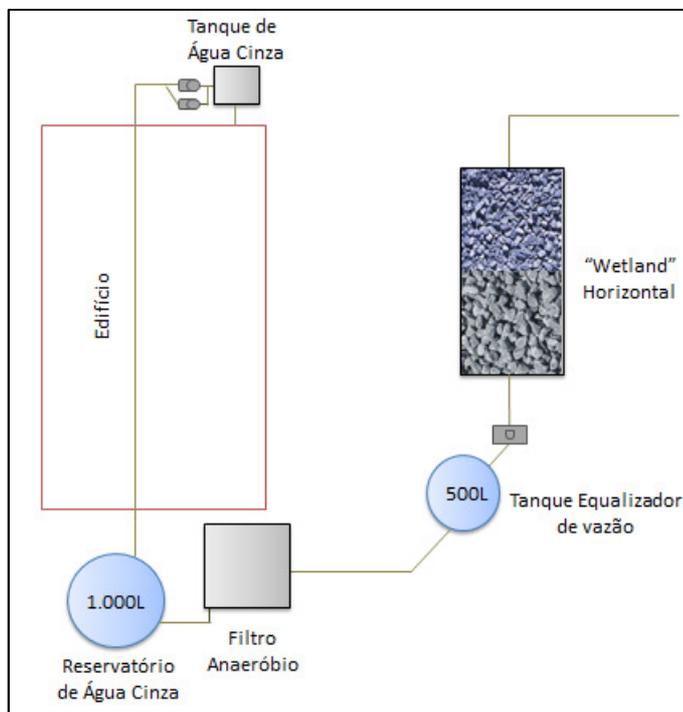


Figura 20. Esquema da ETAC.

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

Tabela 11. Aspectos construtivos da ETAC.

Aspectos Construtivos	
FAn	WH
Área: 1,2 m ²	Área: 2,5 m ²
Volume útil: 0,6 m ³	Volume útil: 0,8 m ³
Meio suporte: tubinhos plásticos	Meio suporte: brita # 0 e brita # 1
Altura do meio suporte: 1,8 m	Altura do meio suporte: 0,6 m
	Planta: <i>Equisetum hyemale</i> L.

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 quatro períodos (Tabela 12).

Tabela 12. Aspectos operacionais do WH.

Variáveis	Unidade	Período de Testes			
		1º	2º	3º	4º
TDH	d	3,2	1,9	1,0	0,7
Vazão	m ³ .d ⁻¹	0,5	0,8	1,6	2,1
Taxa de Aplicação Superficial	m ³ .m ⁻² .d ⁻¹	0,2	0,3	0,6	0,8
Taxa de Carregamento Orgânico	gDQO.m ⁻² .d ⁻¹	12,5	20,0	40,0	52,4
Taxa de Evapotranspiração	mm. d ⁻¹	10,5	14,2	22,4	29,8

6.2.2.2 Métodos analíticos

A ETAC foi operada e monitorada por um período de oito meses. Para o monitoramento do sistema, foram coletadas amostras simples na entrada e saída das etapas de tratamento, com periodicidade de no mínimo duas vezes por semana. Os parâmetros de qualidade analisados foram: pH, temperatura, condutividade, oxigênio dissolvido (OD), alcalinidade, turbidez, demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO_{5,20}), 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 análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental (LABSAN) da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), seguindo as recomendações da 21ª edição do “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (APHA, 2005).

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

6.2.2.3 Modelo para avaliação da cinética de remoção de DQO

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

O modelo de primeira ordem simples, considera um decaimento exponencial da concentração afluente, sendo que esta concentração tende a zero e a remoção de poluentes

é atribuída ao parâmetro (k) (CONLEY et al., 1991; WOOD, 1995; PHILIPPI e SEZERINO, 2004; ROUSSEAU et al., 2004; STEIN et al., 2006) (Equação 12).

$$C_e = C_o \times e^{(-k_T \times TDH)} \quad (12)$$

Onde:

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

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

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

TDH = tempo de detenção hidráulica (dia).

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

A constante k_T pode ser obtida através de equações empíricas que relacionam a constante de reação com a temperatura (20°C), sendo muito utilizada a equação modificada de van't Hoff-Arrhenius (REED, 1990) (Equação 13).

$$k_T = k_{20} \times (1,06)^{T-20} \quad (13)$$

Onde:

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

k_{20} = constante de reação cinética a 20°C (d^{-1});

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

Já o modelo de primeira ordem modificado adota uma concentração de *background* (C^*), ou seja, um limite inferior diferente de zero, ao invés da abordagem do modelo de primeira ordem que tende a zero (Equação 14). A inclusão de C^* no modelo, considera a geração de matéria orgânica dentro do “*wetland*”, seja esta introduzida por fontes externas ou pela existência de uma fração recalcitrante da matéria orgânica afluente.

$$C_e - C^* = (C_o - C^*) \times e^{(-k_T \times TDH)} \quad (14)$$

Onde:

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

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

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

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

TDH = tempo de detenção hidráulica (d).

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

6.2.2.4 *Desenvolvimento da Equisetum hyemale L.*

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

6.2.3 **Resultados e Discussões**

Durante o período estudado os dados de vazão foram medidos diariamente na saída do WH, e também, foram estimadas as taxas de aplicação superficial de acordo com os dados de entrada monitorados (Figura 21).

Observa-se que para os períodos com TDH de 3,2 dias e 1,9 dias, os valores de vazão e TAS 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 TDH de 0,7 e 1 dia no WH poderá afetar na degradação de poluentes, principalmente, no que diz respeito à ação dos microrganismos naquele.

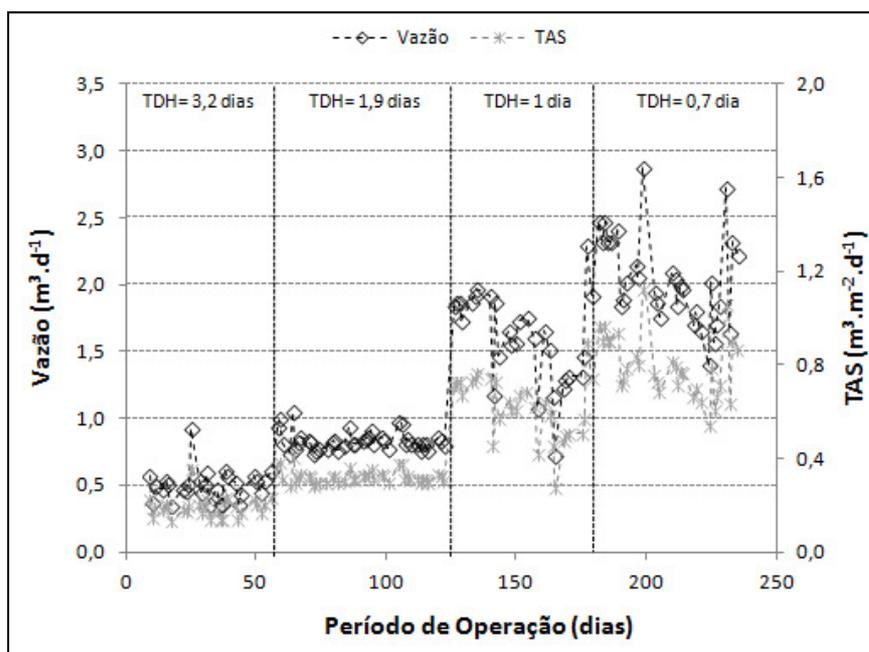


Figura 21. Variação da vazão e TAS no WH para os períodos analisados.

6.2.3.1 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 (pH, turbidez, DBO_{5,20}) e microbiológica (coliformes termotolerantes ou *E. coli*) de água para reúso não potável em edificações. Um resumo dos valores limites estabelecidos para os parâmetros citados em algumas das principais normas sobre reúso de água, encontra-se na Tabela 13.

Tabela 13. Parâmetros de qualidade para água de reúso de acordo com algumas normas.

Parâmetro	Unidade	USEPA (2004)	WHO (2006)	NBR 13.969 (ABNT, 1997) ^(a)
pH	-	6-9	-	-
Turbidez	UT	2	-	< 10
DBO _{5,20}	mg.L ⁻¹	10	-	-
Coliformes Termotolerantes	UFC.100mL ⁻¹ ^(b)	14 para qualquer amostra e 0 para 90%	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.

No que diz respeito aos 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 WH não atendeu à alguns parâmetros (turbidez e $DBO_{5,20}$) regulamentados na Tabela 13. Por outro lado, o WH apresentou significativas eficiências de remoção para diversos parâmetros nos períodos avaliados (Tabela 14).

Principais parâmetros de qualidade relacionados ao reúso

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

A turbidez média encontrada na ACB foi de 50,9 UT e no efluente do FAn 34,6 UT (eficiência de remoção média de 32%). No WH os valores médios de turbidez referentes aos TDH de 0,7; 1,0; 1,9 e 3,2 dias foram de 10,7 UT, 9,6 UT, 11,4UT e 13,3 UT, resultando em eficiências médias de remoção de 43%, 43%, 75% e 75%, respectivamente (Figura 22).

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

Tabela 14. Estatística descritiva dos parâmetros monitorados na ETAC.

Parâmetro	Unidade	n ^a	ACB	FAn	WH							
					Concentração				Remoção (%)			
					TDH 0,7 dia	TDH 1 dia	TDH 1,9 dias	TDH 3,2 dias	TDH 0,7 dia	TDH 1 dia	TDH 1,9 dias	TDH 3,2 dias
pH	-	113	9,0 ± 1,2	7,6 ± 0,5	7,5 ± 0,2	7,7 ± 0,4	7,8 ± 0,3	7,9 ± 0,2	- ^(b)	- ^(b)	- ^(b)	- ^(b)
Temperatura	°C	123	24,3 ± 1,3	24,4 ± 1,4	25,4 ± 1,7	24,3 ± 1,5	23,5 ± 0,7	24,1 ± 1,3	- ^(b)	- ^(b)	- ^(b)	- ^(b)
Condutividade	μS.cm ⁻¹	116	267,9 ± 203,4	217,1 ± 143,1	161,1 ± 53,3	175,8 ± 51,2	286,3 ± 95,4	288,6 ± 68,4	- ^(b)	- ^(b)	- ^(b)	- ^(b)
OD	mgO ₂ .L ⁻¹	104	1,3 ± 1,0	0,0 ± 0,1	0,0 ± 0,1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	- ^(b)	- ^(b)	- ^(b)	- ^(b)
Alcalinidade	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	47	59,7 ± 41,4	54,8 ± 31,1	73,2 ± 16,9	105,6 ± 25,4	133,9 ± 44,0	153,9 ± 33,1	- ^(b)	- ^(b)	- ^(b)	- ^(b)
Turbidez	UT ^(c)	110	50,9 ± 20,5	34,6 ± 20,6	10,7 ± 3,3	9,6 ± 3,1	11,4 ± 2,9	13,3 ± 3,7	43 ± 32	43 ± 50	75 ± 26	75 ± 13
SST	mg.L ⁻¹	26	44,8 ± 32,3	16,9 ± 10,2	13,5 ± 4,8	9,3 ± 3,3	5,9 ± 4,1	6,3 ± 5,1	24 ± 32	35 ± 27	64 ± 26	74 ± 13
DQO	mgO ₂ .L	28	183,4 ± 96,1	81,6 ± 57,7	31,4 ± 7,1	27,7 ± 16,7	51,6 ± 20,9	40,5 ± 18,7	40 ± 18	43 ± 22	57 ± 12	74 ± 8
DBO _{5,20}	mgO ₂ .L	16	44,1 ± 28,4	29,9 ± 18,5	12,2 ± 3,2	8,8 ± 4,3	22,5 ± 12,8	20,3 ± 14,4	36 ± 74	44 ± 55	31 ± 56	63 ± 23
NTK	mg.L ⁻¹	45	2,7 ± 1,1	2,0 ± 0,9	1,6 ± 0,5	1,8 ± 0,4	2,0 ± 0,6	2,3 ± 0,7	0 ± 22	7 ± 56	22 ± 54	24 ± 40
NH ₃	mg.L ⁻¹	45	2,0 ± 0,8	1,2 ± 0,4	1,0 ± 0,5	1,1 ± 0,3	1,3 ± 0,4	1,5 ± 0,5	0 ± 32	1 ± 56	4 ± 49	12 ± 44
P _{tot}	mg.L ⁻¹	40	0,4 ± 0,5	0,2 ± 0,2	0,2 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,2 ± 0,1	0 ± 50	9 ± 65	15 ± 29	19 ± 84
SO ₄ ²⁻	mg.L ⁻¹	24	60,1 ± 53,2	55,0 ± 38,9	18,7 ± 4,8	18,2 ± 10,2	52,2 ± 26,6	63,3 ± 22,4	22 ± 35	16 ± 53	24 ± 43	30 ± 23
S ²⁻	mg.L ⁻¹	38	1,7 ± 0,6	3,3 ± 2,7	2,0 ± 1,0	4,3 ± 2,9	12,0 ± 5,3	15,5 ± 4,6	- ^(b)	- ^(b)	- ^(b)	- ^(b)
Cl ⁻	mgCl ⁻ .L ⁻¹	53	15,7 ± 3,6	10,6 ± 4,4	11,7 ± 4,4	7,9 ± 4,0	8,4 ± 3,8	5,5 ± 1,4	15 ± 28	28 ± 43	19 ± 74	4 ± 74
Coliforme Total ^(d)	NMP ^e .100mL ⁻¹	48	2,2x10 ⁴ ± 1,9x10 ⁵	3,5x10 ⁴ ± 3,9x10 ⁵	3,8.10 ⁴ ± 4,0.10 ⁴	3,5.10 ⁴ ± 4,1.10 ⁴	2,4.10 ⁴ ± 3,8.10 ⁴	1,7.10 ⁴ ± 6,6.10 ⁴	0	0	15	90
<i>Escherichia coli</i> ^(d)	NMP.100mL ⁻¹	27	8,5x10 ² ± 6,7x10 ³	3,7x10 ² ± 4,3x10 ³	1,8x10 ² ± 5,6x10 ²	1,4x10 ² ± 1,0x10 ²	4,2x10 ² ± 1,5x10 ³	7,2x10 ² ± 4,5x10 ³	8	0	16	62

^(a) Número de amostras;

^(b) Não avaliado;

^(c) Unidade de turbidez;

^(d) Média geométrica;

^(e) Número mais provável.

ção média de 80% de turbidez para todo o período analisado.

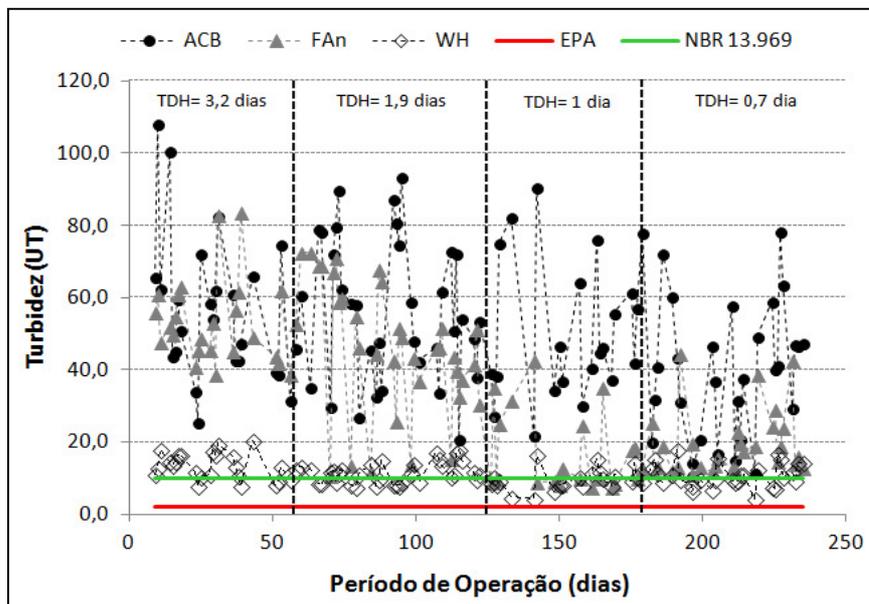


Figura 22. Variação dos valores de turbidez nos períodos analisados.

A concentração média de SST na água cinza bruta foi $44,8 \text{ mg.L}^{-1}$ e no efluente do FAn $16,9 \text{ mg.L}^{-1}$ (eficiência de remoção média de 62%). No efluente do WH, as concentrações médias de SST para os TDH de 0,7; 1,0; 1,9 e 3,2 dias foram de $13,5 \text{ mg.L}^{-1}$, $9,3 \text{ mg.L}^{-1}$, $5,9 \text{ mg.L}^{-1}$ e $6,3 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente (Figura 23). A eficiência média de remoção de SST foi, respectivamente, de 24%, 35%, 64% e 74% no WH, indicando que nos testes com os TDH de 1,9 e 3,2 dias há uma maior remoção de sólidos. Winward et al. (2008), tratou água cinza com “wetland” horizontal aplicando um TDH de 2,1 dias e obteve uma remoção média de 68% de SST. Já Begosso (2009) alcançou uma remoção de 66% para um TDH de variando de 0,8 a 1,9 dias, indicando que o sistema de tratamento estudado não está aquém do encontrado. Foi observado que a estação de tratamento de água cinza avaliada apresentou uma eficiência de remoção média total de SST de 80% em todo o período estudado.

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

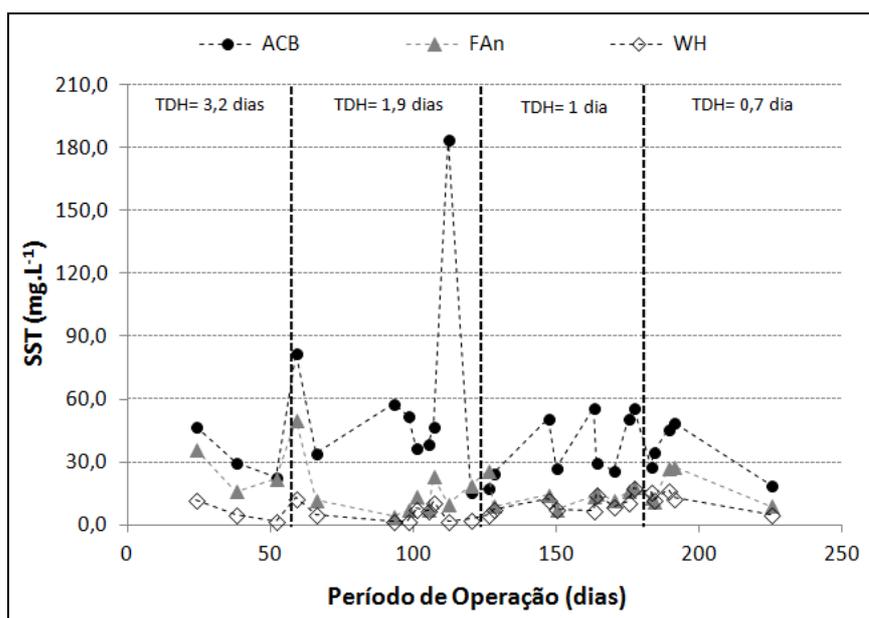


Figura 23. Variação dos valores de SST nos períodos analisados.

No WH as concentrações médias de DQO foram de $31,4 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$, $27,7 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$, $51,6 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ e $40,5 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ para os TDH de 0,7; 1,0; 1,9 e 3,2 dias, respectivamente (Figura 24). As eficiências de remoção de DQO equivalentes aos TDH, respectivamente foram: 40%, 43%, 57% e 74%. Begosso (2009) alcançou uma remoção de 56% de DQO no WH com TDH variando de 0,9 a 1,9 dias, e Paulo et al. (2012) obteve remoção de 62% para uma faixa de TDH de 1,7 a 3,4 dias, o que mostra que os valores alcançados pelo estudo estão de acordo com os dados apresentados pela literatura. Vale ressaltar que as concentrações de DQO encontradas no efluente WH estudado são inferiores a valores obtidos em outras pesquisas (PAULO et al., 2007; BEGOSSO, 2009; PAULO et al., 2012). A ETAC apresentou uma eficiência remoção média total de DQO de 81% para o período de monitoramento avaliado.

A maior parte dos valores de $\text{DBO}_{5,20}$ encontrados no efluente do WH não estão de acordo com os padrões de reúso estabelecidos pela USEPA (2004), que é de $10 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ (Figura 25). As concentrações e remoções médias obtidas para os TDH de 0,7; 1,0; 1,9 e 3,2 dias foram: $12,2 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$, $8,8 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$, $22,5 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$, $20,3 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ e 36%, 44%, 47% e 63%, respectivamente. Begosso (2009) obteve uma remoção de 70% de $\text{DBO}_{5,20}$ no WH (TDH 0,9 a 1,9 dias) e Paulo et al. (2009) de 55% (TDH 1,5 dias), o que mostra que os índices de remoção alcançados nesta pesquisa estão um pouco inferiores ao reportado. No geral, o TDH de 3,2 dias apresentou melhor remoção de matéria orgânica (DQO e $\text{DBO}_{5,20}$) se comparado com os

outros períodos avaliados. É importante destacar que, a ETAC apresentou em todo o período avaliado uma eficiência de remoção total média de 62% de DBO_{5,20}.

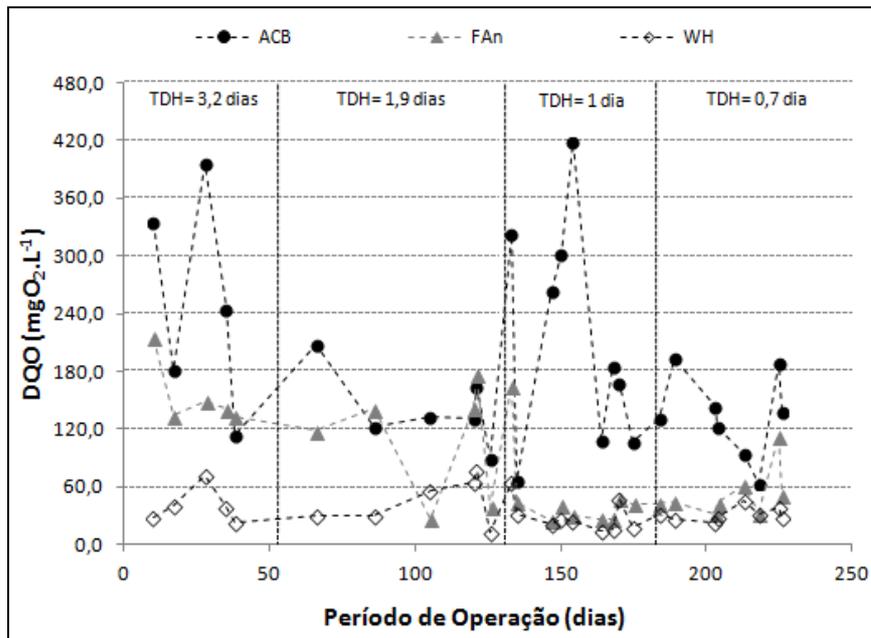


Figura 24. Variação dos valores de DQO nos períodos analisados.

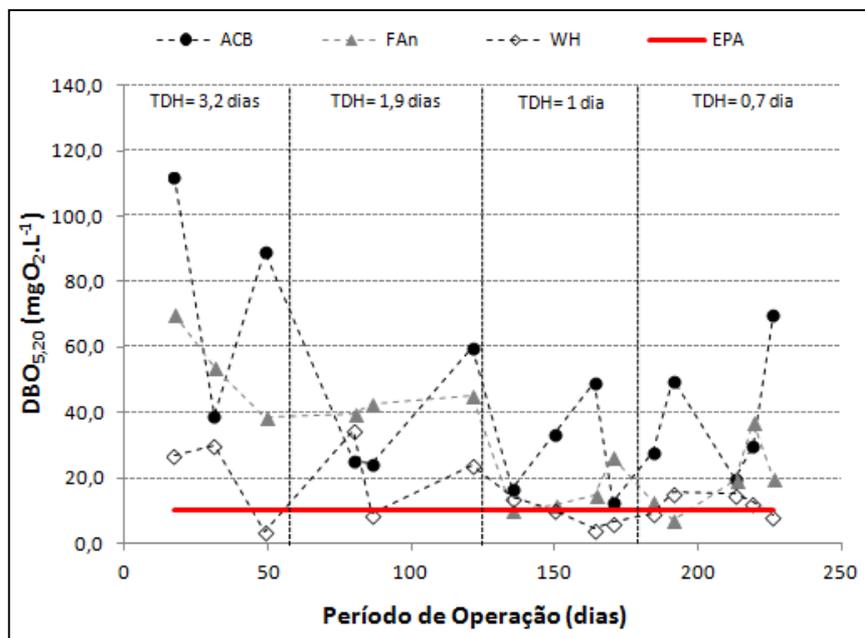


Figura 25. Variação dos valores de DBO_{5,20} nos períodos analisados.

A densidade média de coliformes totais na água cinza clara foi de $2,2 \times 10^4$ NMP.100mL⁻¹, sendo condizente ao encontrado em outros estudos (BAZZARELLA, 2005; BEGOSSO, 2009). Já no FAn esta densidade aumentou ($3,8 \times 10^4$ NMP.100mL⁻¹), uma vez que trata-se de um

sistema de tratamento biológico, onde os microrganismos são os principais atuantes na depuração de poluentes. No efluente do WH, as densidades de CT variaram de $1,7 \times 10^4$ NMP.100mL⁻¹ (TDH = 3,2 dias) e $3,8 \times 10^4$ NMP.100mL⁻¹ (TDH = 0,7 dia). A eficiência de remoção média de CT no efluente do WH reduziu de 90% para 0%, com a mudança do TDH 3,2 dias para 0,7 dia.

No que diz respeito às densidades de *Escherichia coli* (Figura 26), o efluente do “wetland” horizontal apresentou médias de $1,8 \times 10^2$ NMP.100mL⁻¹, $1,4 \times 10^2$ NMP.100mL⁻¹, $4,2 \times 10^2$ NMP.100mL⁻¹ e $4,2 \times 10^2$ NMP.100mL⁻¹ nos períodos com TDH de 0,7; 1,0; 1,9 e 3,2 dias, respectivamente. A eficiência média de remoção de *E. coli* no WH aumentou de 8% (TDH = 0,7 dia) para 62% (TDH = 3,2 dias).

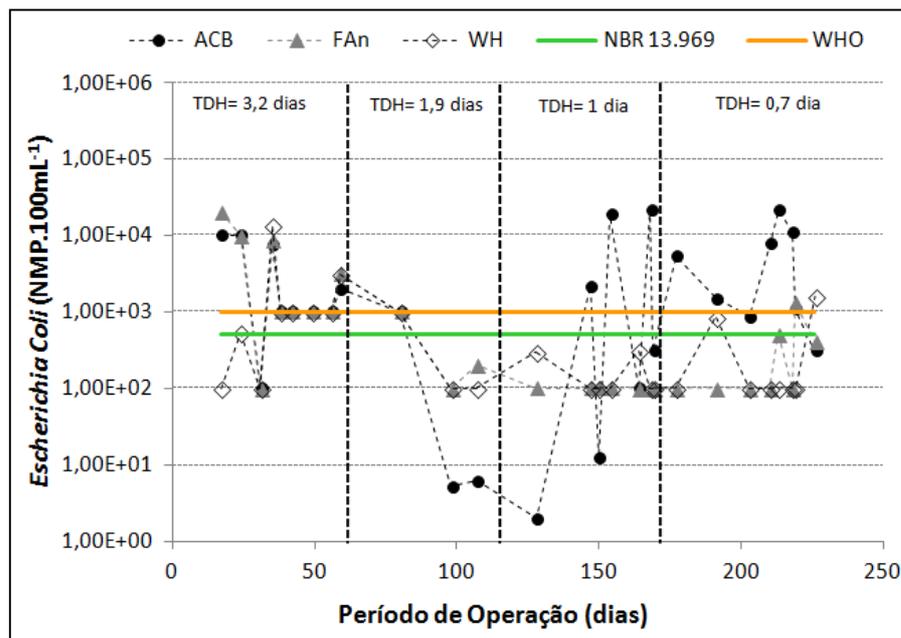


Figura 26. Variação da densidade de *E. coli* nos períodos analisados.

Observou-se no estudo, que a utilização do TDH de 3,2 dias apresentou melhores resultados na remoção de coliformes, sendo este fato atribuído ao maior tempo de contato do líquido no sistema, permitindo uma maior atuação do biofilme formado sobre a rizosfera na inativação daqueles microrganismos. Segundo padrões de qualidade propostos pelo Programa de Saneamento Básico (FLORENCIO et al., 2006) para reúsos urbanos de esgotos sanitários, as densidades de coliformes termotolerantes podem ser inferiores ou iguais a 1×10^3 UFC.100mL⁻¹ para uso predial. Para o padrão de 10^3 , que remete ao uso em descarga

de sanitários, encontra-se respaldo e margem de segurança em estudos de avaliação de riscos disponíveis na literatura (WHO, 2006; AISSE et al., 2006).

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

Outro parâmetro de qualidade importante no que se refere à aceitação da água de reúso por parte dos usuários é a concentração de sulfeto, que gera odor de ovo podre. O sulfeto decorre da redução de sulfato em ambientes redutores, o que deve ser considerado na produção de água de reúso, pois os produtos de limpeza e higiene pessoal aportam significativas quantidades de sulfato à água cinza. As bactérias redutoras de sulfato 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 WH foram elevadas, variando de $18,7 \text{ mg.L}^{-1}$ a $63,3 \text{ mg.L}^{-1}$. Em relação às concentrações médias de sulfeto, encontrou-se nos TDH de 0,7 dia a 3,2 dias uma faixa de $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$, a $15,5 \text{ mg.L}^{-1}$. Pode-se observar uma maior formação de sulfeto no TDH de 3,2 dias, devido à elevada quantidade de sulfato presente no efluente, e também, pelo fato do líquido permanecer por um maior período na presença quase nula de oxigênio dissolvido naquele sistema, favorecendo à maior atuação das bactérias redutoras de sulfato.

No entanto, o sulfeto pode ser oxidado com o emprego de sistemas de aeração, como por exemplo, utilizando a cloração como uma etapa de desinfecção. Este fato permite um fornecimento de oxigênio para as bactérias, de forma a manter uma reserva mínima de oxigênio no efluente, reduzindo a atividade das bactérias redutoras de sulfato (AZEVEDO et al., 1999; ALVES et al., 2004).

Outros parâmetros de qualidade

A temperatura média predominante nos sistemas de tratamento avaliados foi de 24°C, sendo esta adequada para o bom funcionamento dos sistemas biológicos aqui estudados. Em relação à condutividade, o WH apresentou valores crescentes com os TDH, atingindo uma faixa média 161,1 a 288,6 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ para os TDH de 0,7 dia e 3,2 dias, respectivamente. O sistema de tratamento apresentou baixíssimos teores de oxigênio dissolvido, evidenciando a tendência de um funcionamento do WH em anaerobiose (Figura 27).

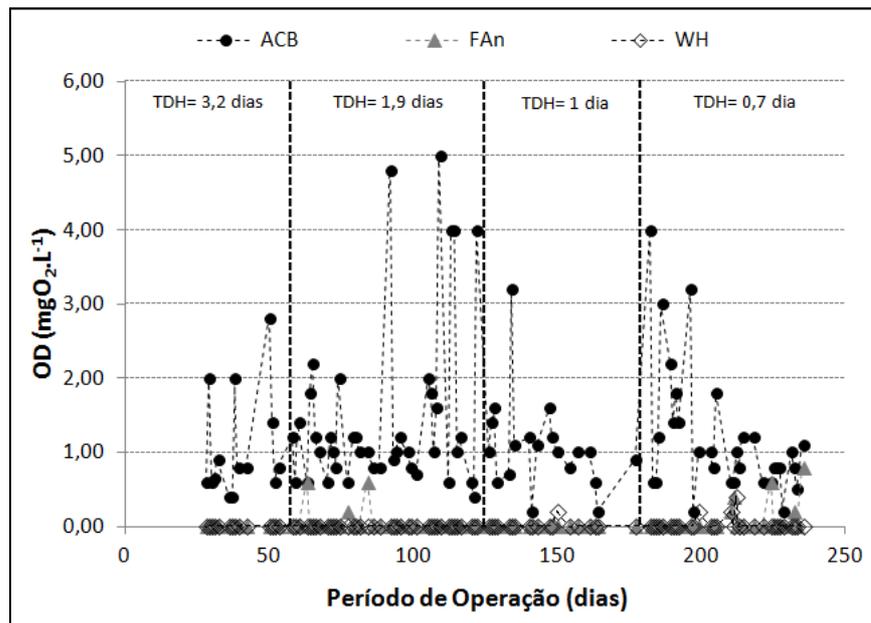


Figura 27. Variação dos teores de OD nos períodos analisados.

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

Tal como o reportado por outros pesquisadores, neste estudo observou-se que a água cinza possui baixos teores de nutrientes (nitrogênio e fósforo), conforme observado na Tabela 14. Estes valores podem se constituir numa importante barreira ao crescimento biológico em sistemas de tratamento, e que, no caso desta pesquisa, poderia afetar no desenvolvimento

da biomassa e das plantas. Entretanto, foi observado que não ocorreu nenhuma limitação metabólica da planta no sistema de tratamento em apreço.

As eficiências de remoção médias de NTK e NH_3 no WH variaram de 0% a 24% e de 0% a 12% de para os TDH de 0,7 dias e 3,2 dias, respectivamente. As eficiências médias obtidas nesta pesquisa mostraram-se abaixo às encontradas por Begosso (2009), onde obteve uma remoção de 33% de NTK para um TDH na faixa de 0,9 a 1,9 dias. Esse fato, pode ser justificado pelos valores das concentrações de entrada de NTK, já que no sistema estudado foi de 2 mg.L^{-1} e no avaliado por Begosso (2009) de 10 mg.L^{-1} . Vale ressaltar que, a ETAC apresentou uma remoção total média 33% de NTK e 38 % de NH_3 em todo o período avaliado.

No que diz respeito ao P_{tot} , as eficiências de remoção médias no WH foram de 0% (TDH = 0,7 dia) e 19% (TDH = 3,2 dias). Porém estas eficiências encontram-se abaixo do reportado pela literatura (LING et al., 2009; MONTEIRO, 2009). De modo geral, obteve-se uma eficiência de remoção média de 50% de P_{tot} na ETAC para o período de monitoramento estudado.

6.2.3.2 Cinética de remoção de DQO

Os resultados da comparação dos modelos matemáticos avaliados com os dados medidos no presente estudo, em termos de DQO, são apresentados nas Figuras 28 e 29. Pode ser observado que o modelo cinético de primeira ordem modificado gerou dados de DQO mais próximos aos medidos no WH quando comparado com o modelo simples, corroborando a justificativa de modificação do modelo simples proposta por Kadlec e Knight (1996).

Vale ressaltar que os modelos matemáticos simples e modificado ajustados, apresentaram um $R^2 = 49\%$ e $R^2 = 68\%$ para com os dados medidos, respectivamente (Figuras 30 e 31). Estes valores estão próximos ao encontrados por Kadlec e Knight (1996) e Vymazal (1998).

No que diz respeito ao coeficiente indicador de remoção de matéria orgânica (k_T), no modelo cinético de primeira ordem simples, foram obtidos valores médios de $0,44 \text{ d}^{-1}$, $0,54 \text{ d}^{-1}$, $1,06 \text{ d}^{-1}$ e $1,03 \text{ d}^{-1}$ para os TDH de 3,2; 1,9; 1,0 e 0,7 dias, respectivamente. Já para o modelo modificado os valores de k_T para os 3,2; 1,9; 1,0 e 0,7 dias foram, respectivamente, $0,37 \text{ d}^{-1}$, $0,31 \text{ d}^{-1}$, $1,08 \text{ d}^{-1}$ e $2,79 \text{ d}^{-1}$. Foi observado que quanto maior o TDH menor o valor de k_T , que

segundo Fia (2009), pode ser explicado pelo fato de que quando há maior TDH, a matéria orgânica contida no sistema já passou pelo processo de degradação, apresentando maior quantidade de compostos recalcitrantes. No entanto, um menor TDH proporciona um contínuo aporte de matéria orgânica mais facilmente degradável.

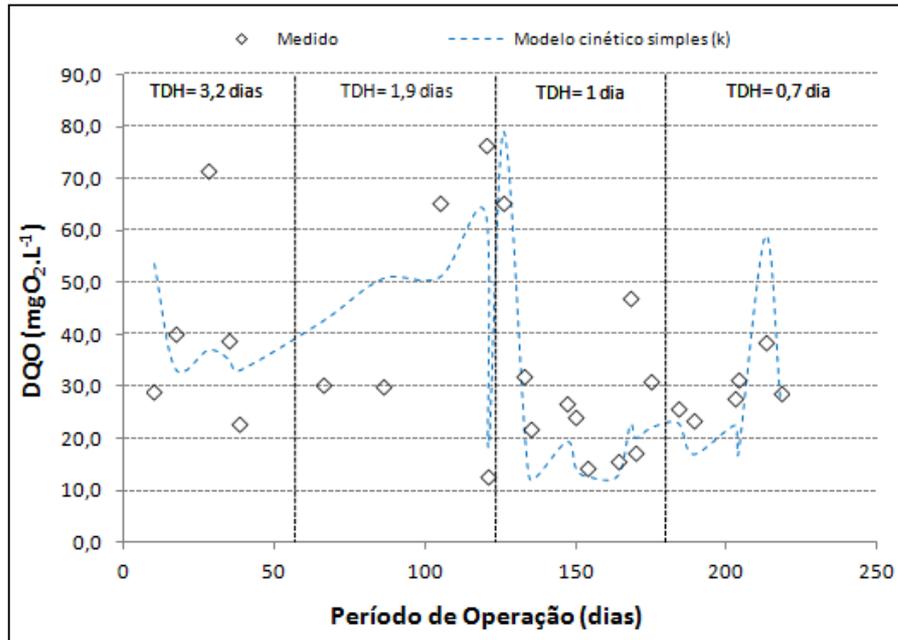


Figura 28. Comparação dos valores de DQO medidos com o modelo cinético simples (k) nos períodos analisados.

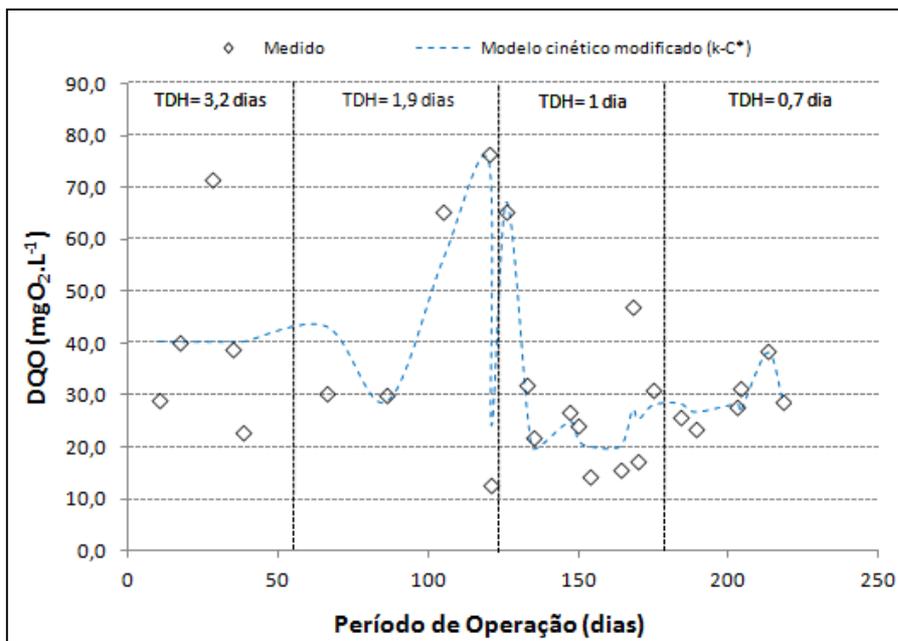


Figura 29. Comparação dos valores de DQO medidos com o modelo cinético modificado (k-C*) nos períodos analisados.

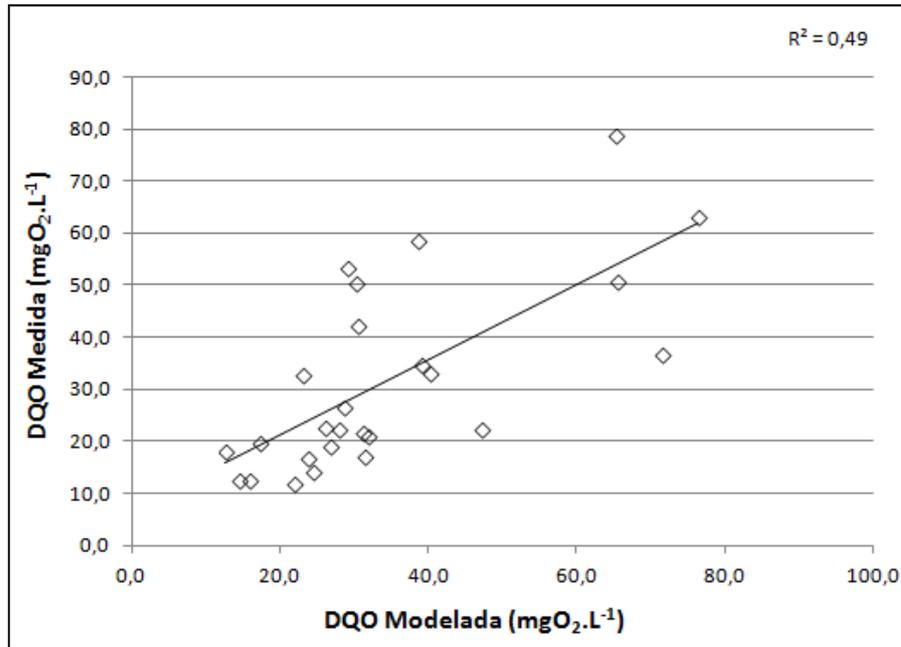


Figura 30. Regressão linear para o ajuste do modelo cinético simples (k).

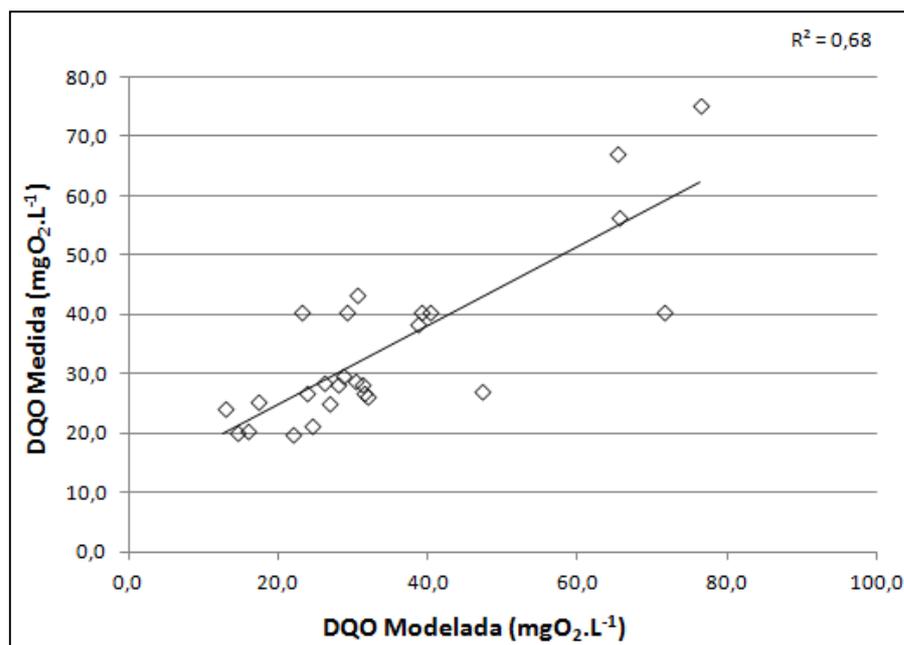


Figura 31. Regressão linear para o ajuste do modelo cinético modificado (k-C*).

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

6.2.3.3 Acompanhamento do Desenvolvimento da *Equisetum hyemale* L.

Os resultados do registro fotográfico feito para acompanhamento do crescimento da *Equisetum hyemale* L. são apresentados a seguir (Figura 32).

Pode ser observado um bom desenvolvimento da *Equisetum hyemale* L. até o terceiro mês de operação do sistema, tanto pela parte aérea quanto radicular. Desde então, a planta passou a apresentar um aspecto amarelado e não foi notado desenvolvimento algum até o fim desta pesquisa. Especula-se que, as plantas não suportaram o aumento da taxa superficial aplicada, devido, principalmente, à elevada carga orgânica num ambiente anaeróbio. Além do mais, é sabido que a altura da lâmina d'água no sistema é de 54 cm e do meio suporte 60 cm, possui ainda uma declividade de 2%, restando pouquíssimo espaço para a transferência de oxigênio na rizosfera.

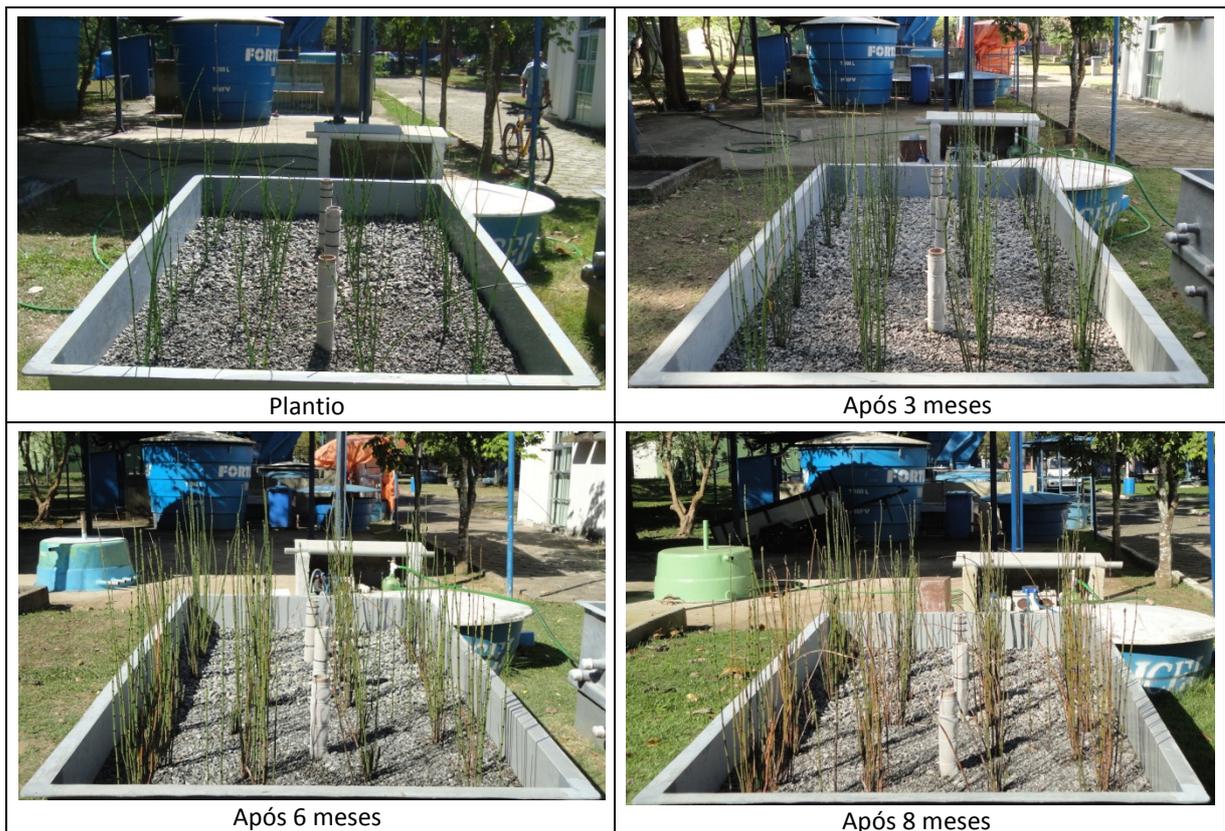


Figura 32. Desenvolvimento da *Equisetum hyemale* L. ao longo do período de estudo.

6.2.4 Conclusões

O sistema de tratamento com “wetland” horizontal mostrou-se adequado quando utilizado como pós-tratamento de um filtro anaeróbio tratando água cinza clara, podendo ser

aplicável para o reúso predial. Para os quatro períodos avaliados (TDH de 0,7; 1; 1,9 e 3,2 dias), observou-se que a utilização de um TDH de 3,2 dias mostrou melhor desempenho do WH, gerando um efluente de melhor qualidade. A eficiência de remoção global média alcançada no efluente final do WH para SST e turbidez foi de 80% para ambos. No que tange às eficiências de remoção de DBO_{5,20} e DQO o WH apresentou eficiência de 66% e 81%. A densidade média de *E. coli obtida* no efluente do WH foi de 3,1x10² NMP.100mL⁻¹.

6.2.5 Referências

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13.969: Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação.** ABNT: Rio de Janeiro, 1997.

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 (Coord.). **Tratamento e utilização de esgotos sanitários.** Rio de Janeiro: ABES, 2006. p. 111-154.

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 – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater.** 21 ed. Washigton DC: American Public Health Association, 2005.

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.

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.

BRIX, H. Constructed wetlands for municipal wastewater treatment in Europe. In: MITSCH W.J. (Ed.). **Global Wetlands: old world and new**. Amsterdam: Elsevier, 1994. p. 325-333.

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.

ERIKSSON, E.; AUFFARTH, K.; HENZE, M.; LEDIN, A. Characteristics of grey wastewater. **Urban Water**, v. 4, n. 1, p. 85-104, March 2002.

FIA, F. R. L. **Modelos de remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuárias da suinocultura em sistemas de alagados construídos**. 2009. 146 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009.

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

GONÇALVES, R. F.; BAZZARELLA, B. B.; PETERS, M. R.; PHILIPPI, L. S. Gerenciamento de águas cinzas. In: GONÇALVES, R. F. (Coord.). **Uso racional da água em edificações**. Rio de Janeiro: ABES, 2006. p. 153-222.

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.; LAINE, A.; PARSONS, S.; STEPHENSON, T.; JUDD, S. Technologies for domestic wastewater recycling. **Urban Water**, v. 1, n. 4, p. 285-292, 1999.

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.

LING, T.; APUN, K.; ZAINUDDIN, S. Performance of a pilot-scale biofilters and constructed wetland with ornamental plants in greywater treatment. **World Applied Sciences Journal**, v. 6, n. 11, p. 1555-1562, 2009.

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

MONTEIRO, R. C. M. **Viabilidade técnica do emprego de sistemas tipo "wetlands" para tratamento de água cinza visando o reúso não potável**. 2009. 84 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

OTTHERPOHL, R. Black, brown, yellow, grey – the new colours of sanitation. **Water** 21, n. 3-5, p. 37-41, Oct. 2001.

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

PERTEL, M. **Caracterização do uso da água e da energia associada à água de uma edificação residencial convencional e uma dotada de sistema de reuso de água cinza**. 2009. 104 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Espírito Santo, Vitória, 2009.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de Sistemas Tipo Wetlands no Tratamento de Águas Residuárias – Utilização de filtros plantados com macrófitas**. 1ª Edição. Florianópolis: Ed. do Autor, 2004. 144 p.

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

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

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.

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.

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

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/625/R-04/108 – Guidelines for water reuse**. Washington DC, 2004, 450 p.

VYMAZAL, J. Czech Republic. In: VYMAZAL, J.; BRIX, H.; COOPER, P. F.; GREEN, M. B.; HABERL R. (Ed.). **Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe**. Leiden: Backhuys Publishers, 1998. 366p.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater**. Volume 2: Wastewater use in agriculture. Geneva: WHO. 2006. 213 p.

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.

SELEÇÃO DE MACRÓFITAS PARA O TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA EM “WETLANDS” A PARTIR DO PROCESSO ANALÍTICO HIERÁRQUICO

Resumo

Sistemas de “*wetlands*” têm sido amplamente utilizados no tratamento de águas residuárias, e um fator determinante no desempenho deste sistema é a escolha das plantas aquáticas ou macrófitas. Desta maneira, este trabalho teve como objetivo estudar a aplicação de um método de multicritério de apoio à decisão, denominado Processo Analítico Hierárquico (AHP), na tentativa de aperfeiçoar a etapa de seleção das macrófitas a serem utilizadas em “*wetlands*” no tratamento de água cinza. A análise foi realizada em três etapas: identificação das macrófitas utilizadas nos “*wetlands*”, seleção de dez macrófitas mais utilizadas neste tipo de tratamento e aplicação do método AHP. Após a aplicação do método, a *Equisetum hyemale* L. e a *Canna x generalis* foram apresentadas como as plantas mais adequadas para o tratamento de água cinza por meio de “*wetlands*” de acordo com as condições da Região da Grande Vitória.

Palavras-chave: água cinza; macrófitas; AHP; “*wetlands*”.

Abstract

Wetlands systems have been widely used in the wastewater treatment, and a determinant factor of this system performance is the choose of the aquatic plants or macrophytes. Thus, this work aimed to study the application of a multicriteria decision making method, called Analytic Hierarchy Process (AHP), in the attempt to improve the macrophyte selection stage to be used in wetlands in the greywater treatment. The analysis was executed in three steps: identification of the macrophytes used at the wetlands, selection of ten macrophytes more used in this treatment type and application of the AHP method. After application of the method, the *Equisetum hyemale* L. and *Canna x generalis* were presented most appropriate plants to the greywater treatment by wetlands according the Greater Victoria’s Region conditions.

Keywords: greywater; macrophytes; AHP; wetlands.

6.3.1 Introdução

As plantas aquáticas ou macrófitas têm sido amplamente utilizadas no tratamento de águas residuárias. Sua utilização sob condições controladas de engenharia constitui a tecnologia denominada “*wetlands*”, 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*” 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.

Assim, a etapa de seleção da macrófita torna-se essencial para obtenção de um bom desempenho do sistema de tratamento, dependendo de inúmeras variáveis como: tolerância das plantas em ambientes saturados de água, potencial de crescimento, disponibilidade da planta na região onde o sistema será implantado, adaptação às condições climáticas e ao sistema de tratamento, custo para a compra e o plantio da planta, manutenção (poda regular e reaproveitamento), dentre outros fatores. Tendo em vista o grande número de variáveis envolvidas, a análise para o desenvolvimento do projeto torna-se mais difícil, uma vez que a implantação de “*wetlands*” é uma atividade que requer a experiência do projetista. Portanto, a utilização de um sistema de multicritério de apoio à decisão pode facilitar a atuação de projetistas que possuem experiência nesses processos, minimizando eventuais problemas futuros no sistema de tratamento.

Dentre os diversos métodos de multicritérios que auxiliam em processos decisórios, destaca-se o Processo Analítico Hierárquico (*Analytic Hierarchy Process* - AHP), desenvolvido por Thomas L. Saaty na década de 70. O AHP é conhecido por ser simples e confiável, permitindo a utilização de dados qualitativos e quantitativos, tendo como princípio a hierarquização dos elementos a serem analisados.

Propôs-se no presente estudo, a aplicação do método de multicritério de apoio à decisão AHP, com o objetivo de diminuir erros na etapa de seleção das macrófitas no processo de implantação de sistemas de “*wetlands*” no tratamento de água cinza na Região da Grande Vitória – ES.

6.3.2 Materiais e Métodos

A seleção das macrófitas a serem implantadas em “*wetlands*”, visando à aplicação do Processo Analítico Hierárquico (AHP) foi realizada em três etapas:

- Identificação das macrófitas utilizadas nos “*wetlands*” para o tratamento de água cinza;
- Seleção de dez macrófitas mais utilizadas no tratamento supracitado;
- Aplicação do método AHP.

A etapa de identificação das macrófitas utilizadas no tratamento de água cinza em “*wetlands*” foi realizada através de levantamento bibliográfico, conforme apresentado no Quadro 9. A partir das informações obtidas na pesquisa bibliográfica foi realizada a etapa de seleção das dez macrófitas mais utilizadas em estudos realizados no Brasil, sempre levando em consideração a disponibilidade dessas na Região da Grande Vitória, Espírito Santo – Brasil. As macrófitas selecionadas foram: papiro (*Cyperus papyrus*), mini-papiro (*Cyperus isocladius*), sombrinha chinesa (*Cyperus alternifolius*), beri (*Canna x generalis*), cavalinha (*Equisetum hyemale* L.), helicônia (*Heliconia psittacorum*), copo-de-leite (*Zantedeschia aethiopica*), lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium*), junco (*Eleocharis spp.*) e taboa (*Typha spp.*).

Quadro 9. Macrófitas utilizadas em "wetlands" no tratamento de água cinza.

Autor	Macrófita
Fittschen e Niemczynowicz (1995)	<i>Phragmites communis</i>
Shrestha et al. (2001)	<i>Phragmites karka</i> e <i>Canna latifolia</i>
Mars et al. (2003)	<i>Triglochin huegelii</i>
Dallas et al. (2004)	Lágrimas de São Pedro (<i>Coix lacryma-jobi</i>)
Yocum (2006)	Taboa (<i>Typha spp.</i>), junco (<i>Eleocharis spp.</i>) e <i>Phragmites spp.</i>
Ayaz (2007)	Papiro (<i>Cyperus papyrus</i>) e lentilha d'água (<i>Lemna minor</i>)
Gross et al. (2007)	Papiro anão (<i>Cyperus haspan</i>) e acariçoba-miúda (<i>Hydrocotyle leucocephala</i>)
Masi e Martinuzzi (2007)	<i>Phragmites australis</i> ou <i>communis</i>
Nascimento (2007)	Taboa (<i>Typha angustifolia</i> L.), lírio-do-brejo (<i>Hedychium coronarium</i>), lágrimas de São Pedro (<i>Coix lacryma-jobi</i>) e capim angola (<i>Urochloa mutica</i>)
Paulo et al. (2007)	Helicônia (<i>Heliconia psittacorum</i> L.F) e papiro (<i>Cyperus papyrus</i>)
Platzer et al. (2007)	Papiro (<i>Cyperus papyrus</i>)
El Hamouri et al. (2008)	<i>Phragmites australis</i>
Winward et al. (2008)	<i>Phragmites australis</i>
Begosso (2009)	Helicônia (<i>Heliconia psittacorum</i> L.F), mini-papiro (<i>Cyperus isocladius</i>), beri (<i>Canna sp.</i>), orquídea bambu (<i>Arundina bambusifolia</i>), alpinia (<i>Alpinia purpurata</i>)
Ferreira e Paulo (2009)	Helicônia (<i>Heliconia psittacorum</i> L.F), mini-papiro (<i>Cyperus isocladius</i>), beri (<i>Canna sp.</i>), orquídea bambu (<i>Arundina bambusifolia</i>), alpinia (<i>Alpinia purpurata</i>)
Ling et al. (2009)	<i>Syzygium campanulatum</i> e <i>Ficus microcarpa</i>
Monteiro (2009)	Sombrinha chinesa (<i>Cyperus alternifolius</i>), taboa (<i>Typha spp.</i>), papiro (<i>Cyperus papyrus</i>), cavalinha (<i>Equisetum spp.</i>), copo de leite (<i>Zantedeschia aethiopica</i>), citronela (<i>Cymbopogon sp.</i>), pontedeira (<i>Pontederia cordata</i>), íris amarela (<i>Iris pseudacorus</i>), Rogéria (<i>Saururus sp.</i>), conta (<i>Coix lacryma</i>), cana de brejo (<i>Costus sp.</i>), chapéu de couro (<i>Echinodorus sp</i>), junco (<i>Eleocharis interstincta</i> , <i>Eleocharis nudipes</i>)
Sacson (2009)	Alface d'água (<i>Pistia stratiotes</i>)
Masi et al. (2010)	<i>Phragmites australis</i>
Paulo et al. (2009)	Helicônia (<i>Heliconia psittacorum</i> L.F), mini-papiro (<i>Cyperus isocladius</i>), Beri (<i>Canna sp.</i>), orquídea bambu (<i>Arundina bambusifolia</i>), alpinia (<i>Alpinia purpurata</i>)
Sklarz et al. (2009)	<i>Juncus alpigenus</i> e <i>Cyperus haspen</i>
Kadewa et al. (2010)	<i>Phragmites australis</i>
Danista (2011)	Cavalinha (<i>Equisetum hyemale</i>) e bambu-da-sorta (<i>Dracaena sanderiana</i>)
Hoffmann et al. (2011)	Papiro (<i>Cyperus papyrus</i>), sombrinha chinesa (<i>Cyperus alternifolius</i> e <i>Cyperus albostratus</i>), papiro anão (<i>Cyperus haspens</i>), taboa (<i>Typha spp.</i>), helicônia (<i>Heliconia spp.</i>), <i>Canna spp.</i> , <i>Zantedeschia sp.</i> , bambu, capim elefante (<i>Pennisetum purpureum</i>) e capim-vertiver (<i>Chrysopogon zizanioides</i>)

Após a pré-seleção das macrófitas utilizadas em "wetlands" no tratamento de água cinza, iniciou-se a terceira etapa, o desenvolvimento do método AHP, sendo este executado em três fases. A primeira fase foi constituída pela estruturação do método por meio de uma árvore hierárquica, onde o objetivo do problema foi estabelecido no primeiro nível, as

variáveis estudadas (critérios e subcritérios) nos níveis inferiores, e as alternativas no nível subsequente (Figura 33).



Figura 33. Árvore hierárquica.

Estruturado o modelo, segue-se para a segunda fase. Nesta foram realizados os julgamentos do AHP, em pares, onde foram atribuídos pesos (escala de 1-9) a cada elemento analisado, indicando quantas vezes um elemento é mais importante ou predominante sobre o outro elemento (critérios, subcritérios ou alternativas) quando comparados (Quadro 10). Para efetuar os julgamentos referentes às alternativas, foi realizada uma pesquisa bibliográfica para cada subcritério analisado. As formas de avaliação utilizadas nos critérios e subcritérios são apresentadas na Tabela 15.

Vale ressaltar que, os julgamentos realizados no presente estudo foram considerados para as condições da Região da Grande Vitória, onde um sistema de tratamento de água cinza será implantado, cujas diversas variáveis são influenciadas pelas características do local como: a disponibilidade da planta na região, as condições climáticas, as resistências da planta à região, a qualidade desejada do efluente, dentre outras variáveis. Nota-se então, que os pesos adotados para esta pesquisa, poderão ser diferentes quando aplicados para

outros locais, uma vez que, tais valores dependerão das características da região e do principal objetivo a ser alcançado com a implantação de um “*wetland*”.

Quadro 10. Escala de prioridades utilizada no método AHP.

Intensidade de Importância	Definição	Explicação
1	Importância igual	As duas atividades contribuem igualmente para o objetivo.
3	Importância fraca	A experiência e o julgamento favorecem levemente uma atividade em relação a outra.
5	Importância forte	A experiência e o julgamento favorecem fortemente uma atividade em relação à outra.
7	Importância muito forte	Uma atividade é bem mais favorecida em relação à outra, e sua dominância é demonstrada na prática.
9	Importância absoluta	A evidência favorece uma atividade em relação à outra com o mais alto grau de certeza.
2, 4, 6, 8	Valores intermediários entre dois julgamentos	Quando uma condição de compromisso entre duas definições é necessária.
Recíprocos	Se a alternativa i tem uma das intensidades de importância ou de preferência de 1 a 9, quando comparada com a atividade j, então j tem o valor recíproco quando comparado com i.	
Racionais	Proporção decorrente da escala	Se a consistência tiver que ser forçada para obter n valores numéricos para completar a matriz.

Fonte: Adaptado de SAATY (1990).

Os desempenhos dos julgamentos efetuados são apresentados pelo vetor prioridade, que é obtido através de uma matriz “n x n” (recíproca), denominada de matriz prioridade ou de decisão. Para o processamento da etapa de julgamento foi utilizado o software gratuito *ASSISTAT Versão 7.6 beta* (2012), desenvolvido pelo Professor Doutor Francisco de Assis Santos e Silva da Universidade Federal de Campina Grande.

As matrizes de julgamento podem apresentar certo grau de incerteza, devido à fragilidade do decisor. Com o objetivo de minimizar esta incerteza, Saaty (1977) menciona a verificação do índice de consistência (IC) e a razão (RC) de consistência. O índice de consistência é calculado pela Equação 15.

Tabela 15. Definição de critérios, subcritérios e forma de avaliação.

Critérios	Subcritérios	Forma de Avaliação
Características da Planta	Porte	Grande Médio Pequeno
	Crescimento	Agressivo Rápido Lento
	Desenvolvimento dos aerênquimas	Bom Razoável Ruim
	Sistema Radicular	Bem desenvolvido Razoável Pouco desenvolvido
	Resistências	Luminosidade Temperaturas elevadas pH (faixa 6 a 8) Toxicidade Parasitas e/ou doenças
	Frequência de poda	Elevada Moderada Baixa
	Facilidade de poda	Fácil Razoável Difícil
	Adaptação em áreas alagadas	Boa Moderada Ruim
	Demanda de nutrientes	Elevada Moderada Pouca
	Características de Mercado	Disponibilidade na região
Preço		Caro Razoável Barato
Cultivo de mudas		Fácil Moderado Difícil
Aspecto visual		Agradável Razoável Desagradável
Características de Processo		Tipo de cultivo
	Remoção de Demanda Química de Oxigênio (DQO)	Boa Mediana Ruim
	Remoção de nitrogênio	Boa Mediana Ruim
	Remoção de fósforo	Boa Mediana Ruim

Continuação da Tabela 15. Definição de critérios, subcritérios e forma de avaliação.

Critérios	Subcritérios	Forma de Avaliação
Características de Processo	Remoção de microrganismos patogênicos	Boa
		Mediana
		Ruim
	Produção de massa seca	Elevada
Razoável		
Baixa		

$$IC = \frac{(\lambda_{\max} - n)}{n-1} \quad (15)$$

Onde:

λ_{\max} – maior autovalor da matriz;

n – ordem da matriz.

O autovalor máximo (λ_{\max}) é a medida de coerência dos julgamentos e, para matrizes recíprocas positivas o λ_{\max} pode ser estimado como o produto de um vetor composto pela soma das colunas da matriz de julgamentos pelo autovetor. O autovetor dá a ordem de prioridade na matriz de julgamento, podendo ser estimado por uma média geométrica.

A razão de consistência é obtida através da razão entre IC/IR, aonde IR é a razão de ocorrência ou o índice randômico obtido em função da ordem da matriz (Quadro 11).

Quadro 11. Relação entre a ordem da matriz e o índice randômico.

n	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
IR	0	0	0,58	0,9	1,12	1,24	1,32	1,41	1,45	1,49	1,51

Fonte: Adaptado de SAATY (1991).

Se o valor obtido para razão de consistência for inferior a 0,10, ela é considerada aceitável. Acima deste valor, recomenda-se que o julgamento da matriz prioridade seja revisado.

Finalizando o método, foi necessário calcular as prioridades globais, a fim de selecionar a macrófita mais adequada dentre as alternativas apresentadas. Foi multiplicada cada prioridade obtida nos julgamentos dos critérios, subcritérios e subcritérios *versus* alternativas, adicionando o peso resultante em cada alternativa para obter sua prioridade global. No final, os pesos obtidos nessa operação devem somar o valor 1.

6.3.3 Resultados e Discussões

Em todo o processo de julgamento do AHP, foram executados 23 pares de matrizes de comparação. Destes, um foi de comparação dos critérios em relação ao objetivo (Tabela 16), e três para cada subcritério (Tabelas 17, 18 e 19).

Tabela 16. Matriz de comparação dos critérios com o objetivo.

Critérios	A	B	C	Vetor Prioridade
A	1	5	6	0,707
B	1/5	1	3	0,201
C	1/6	1/3	1	0,092
$\lambda_{\max} = 3,096$; IC = 0,048; RC = 0,083				

(A) Características da planta, (B) Características de mercado e (C) Características de processo.

Na Tabela 16, os critérios elencados à esquerda são comparados um por um com cada critério listado no topo, estabelecendo a importância destes. Pode ser observado que o critério de maior importância na seleção da macrófita em “wetlands” para o tratamento de água cinza neste estudo foi *Características da planta* (A).

Tabela 17. Matriz de comparação entre os subcritérios de Características da Planta.

Critérios	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	Vetor Prioridade
A1	1	2	1	1	1/3	5	5	1/3	1	0,097
A2	1/2	1	4	5	1	7	7	1/2	5	0,167
A3	1	1/4	1	1	1/3	5	5	1/3	1	0,086
A4	1	1/5	1	1	1/3	5	5	1/3	5	0,102
A5	3	1	3	3	1	7	7	1/2	5	0,198
A6	1/5	1/7	1/5	1/5	1/7	1	1	1/3	3	0,041
A7	1/5	1/7	1/5	1/5	1/7	1	1	1/3	3	0,041
A8	3	2	3	3	2	3	3	1	7	0,219
A9	1	1/5	1	1/5	1/5	1/3	1/3	1/7	1	0,048
$\lambda_{\max} = 10,535$; IC = 0,192; RC = 0,132										

(A1) Porte, (A2) Crescimento, (A3) Desenvolvimento dos Aerênquimas, (A4) Sistema Radicular, (A5) Resistências, (A6) Frequência de poda, (A7) Facilidade de poda, (A8) Adaptação em áreas alagadas, (A9) Demanda de nutrientes.

Tabela 18. Matriz de comparação entre os subcritérios de Características de mercado.

Critérios	B1	B2	B3	B4	Vetor Prioridade
B1	1	3	7	5	0,553
B2	1/3	1	5	4	0,284
B3	1/7	1/5	1	1/2	0,061
B4	1/5	1/4	2	1	0,101
$\lambda_{\max} = 4,108$; IC = 0,036; RC = 0,040					

(B1) Disponibilidade na região, (B2) Preço, (B3) Cultivo de mudas, (B4) Aspecto visual.

Tabela 19. Matriz de comparação entre os subcritérios de Características de Processo.

Critérios	C1	C2	C3	C4	C5	C6	Vetor Prioridade
C1	1	1/3	1/3	1/3	1/3	1	0,069
C2	3	1	1	1	1	5	0,221
C3	3	1	1	1	1	5	0,221
C4	3	1	1	1	1	5	0,221
C5	3	1	1	1	1	5	0,221
C6	1	1/5	1/5	1/5	1/5	1	0,049

$$\lambda_{\max} = 6,030; IC = 0,006; RC = 0,005$$

(C1) Tipo de cultivo, (C2) Remoção de DQO, (C3) Remoção de nitrogênio, (C4) Remoção de fósforo, (C5) Remoção de microrganismos e (C6) Produção de massa seca.

Na matriz de comparação do subcritério *Características da planta* (Tabela 17), o elemento mais importante foi a capacidade de *Adaptação em áreas alagadas* (A8). Já nas matrizes de comparação *Características de mercado* (Tabela 18) e *Características de processo* (Tabela 19), os subcritérios de maior peso foram *Disponibilidade na região* (B1) e *Remoção* (C2, C3, C4 e C5), respectivamente.

Além disso, foram realizadas 19 matrizes de comparação entre cada subcritério e as alternativas, como por exemplo: para o subcritério “*Adaptação em áreas alagadas*”, foi executado o julgamento em relação às dez alternativas de macrófitas apresentadas (Tabela 20). As 18 matrizes restantes, são apresentadas no Apêndice C. As avaliações realizadas dos subcritérios em relação às alternativas e as referências bibliográficas utilizadas para tanto, são apresentadas no Apêndice D.

Tabela 20. Matriz de comparação das alternativas em relação à *Adaptação em áreas alagadas*.

Critérios	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	Vetor Prioridade
R1	1	1	1	1	5	5	1	1	1	1	0,12
R2	1	1	1	1	5	5	1	1	1	1	0,12
R3	1	1	1	1	5	5	1	1	1	1	0,12
R4	1	1	1	1	5	5	1	1	1	1	0,12
R5	1/5	1/5	1/5	1/5	1	1	1/5	1/5	1/5	1/5	0,02
R6	1/5	1/5	1/5	1/5	1	1	1/5	1/5	1/5	1/5	0,02
R7	1	1	1	1	5	5	1	1	1	1	0,12
R8	1	1	1	1	5	5	1	1	1	1	0,12
R9	1	1	1	1	5	5	1	1	1	1	0,12
R10	1	1	1	1	5	5	1	1	1	1	0,12

$$\lambda_{\max} = 10,000; IC = 0,000; RC = 0,000$$

(R1) Papiro, (R2) Mini-papiro, (R3) Sombrinha chinesa, (R4) Beri, (R5) Copo-de-leite, (R6) Helicônia, (R7) Cavalinha, (R8) Lírio-do-brejo, (R9) Junco e (R10) Taboa.

No exemplo da matriz de comparação do subcritério em relação às alternativas (Tabela 20), observa-se que as macrófitas com menor adaptação em áreas alagadas são o copo-de-leite e a helicônia, sendo que o restante se adapta com maior facilidade em regiões saturadas de água.

No *ranking* dos julgamentos são apresentadas as prioridades obtidas em todos os julgamentos, de forma a obter a prioridade global das alternativas (Tabela 21). Portanto, foi necessário multiplicar cada ranking pela prioridade de seu critério e subcritério, adicionando o peso resultante para cada alternativa a fim de obter a macrófita mais adequada para o sistema de tratamento de água cinza por meio de “*wetlands*”.

Como resultado final da aplicação do método AHP, as macrófitas cavalinha (*Equisetum hyemale* L.) e beri (*Canna x generalis*) apresentaram-se como as mais indicadas para o tratamento de água cinza através de “*wetlands*” na Região da Grande Vitória. Além disso, observou-se que dentre todas as espécies analisadas a helicônia (*Heliconia psittacorum*) é a menos indicada para o tratamento de água cinza.

Tabela 21. Ranking dos julgamentos para obtenção das prioridades globais.

Critérios	Subcritérios	Macrófitas									
		R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10
A (0,707)	A1 (0,097)	0,056	0,152	0,152	0,152	0,152	0,056	0,056	0,056	0,152	0,017
	A2 (0,167)	0,078	0,078	0,078	0,354	0,078	0,019	0,078	0,078	0,078	0,078
	A3 (0,086)	0,118	0,040	0,021	0,118	0,118	0,040	0,118	0,118	0,118	0,194
	A4 (0,102)	0,109	0,037	0,109	0,037	0,019	0,109	0,181	0,037	0,181	0,181
	A5 (0,198)	0,031	0,019	0,255	0,019	0,046	0,039	0,263	0,107	0,111	0,111
	A6 (0,041)	0,027	0,267	0,027	0,097	0,267	0,048	0,097	0,048	0,097	0,027
	A7 (0,041)	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105	0,053
	A8 (0,219)	0,119	0,119	0,119	0,119	0,024	0,024	0,119	0,119	0,119	0,119
	A9 (0,048)	0,066	0,114	0,114	0,114	0,026	0,018	0,114	0,114	0,114	0,207
B (0,201)	B1 (0,553)	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100	0,100
	B2 (0,284)	0,025	0,109	0,031	0,147	0,032	0,114	0,036	0,154	0,169	0,184
	B3 (0,061)	0,118	0,118	0,118	0,118	0,029	0,029	0,118	0,118	0,118	0,118
	B4 (0,101)	0,142	0,142	0,042	0,142	0,142	0,142	0,042	0,142	0,042	0,022
C (0,092)	C1 (0,069)	0,030	0,180	0,030	0,079	0,079	0,180	0,180	0,180	0,030	0,030
	C2 (0,221)	0,027	0,058	0,027	0,058	0,154	0,154	0,027	0,058	0,281	0,154
	C3 (0,221)	0,205	0,075	0,028	0,075	0,028	0,028	0,205	0,075	0,205	0,075
	C4 (0,221)	0,135	0,235	0,025	0,062	0,025	0,025	0,135	0,235	0,062	0,062
	C5 (0,221)	0,047	0,088	0,088	0,088	0,088	0,088	0,088	0,088	0,170	0,170
	C6 (0,049)	0,019	0,158	0,033	0,158	0,062	0,158	0,062	0,158	0,158	0,033
Prioridade Global		0,082	0,093	0,109	0,124	0,073	0,059	0,124	0,100	0,122	0,112

(A1) Porte, (A2) Crescimento, (A3) Desenvolvimento dos Aerênquimas, (A4) Sistema Radicular, (A5) Resistências, (A6) Frequência de poda, (A7) Facilidade de poda, (A8) Adaptação em áreas alagadas, (A9) Demanda de nutrientes. (B1) Disponibilidade na região, (B2) Preço, (B3) Cultivo de mudas, (B4) Aspecto visual. (C1) Tipo de cultivo, (C2) Remoção de DQO, (C3) Remoção de nitrogênio, (C4) Remoção de fósforo, (C5) Remoção de microrganismos e (C6) Produção de massa seca. (R1) Papiro, (R2) Mini-papiro, (R3) Sombrinha chinesa, (R4) Beri, (R5) Copo-de-leite, (R6) Helicônia, (R7) Cavalinha, (R8) Lírio-do-brejo, (R9) Junco e (R10) Taboa.

6.3.4 Conclusões

A partir do estudo realizado, foi observado que o Processo de Análise Hierárquica (AHP) pode ser considerado como uma ferramenta de grande valia no processo de seleção de macrófitas para o tratamento de água cinza com “wetlands”. O resultado obtido com a aplicação do AHP indica a cavalinha (*Equisetum hyemale* L.) e o beri (*Canna x generalis*) como as plantas mais adequadas para o tratamento de água cinza, e a helicônia (*Heliconia psittacorum*) como a menos apropriada.

6.3.5 Referências

AKSORN, E.; VISOOTTIVISETH, P. Selection of suitable emergent plants for removal of arsenic from arsenic contaminated water. **Science Asia**, v. 30, p. 105-113, 2004.

ALMEIDA, R. A.; OLIVEIRA, L. F. C.; KLIEMANN, H. J. Deformação em inflorescência de taboa (*Typha angustifolia* L.) submetida a esgoto sanitário. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 37, n. 2, p. 125-129, Jun. 2007.

ARNOLD, M. A.; MCDONALD, G. V.; WILKERSON, D. C.; LESIKAR, B. J. **Alternative landscape uses for nursery runoff and constructed wetland effluent**. 1999. Disponível em: <<http://landscape.nmsu.edu/documents/marnoldSympPaper.pdf>>. Acesso em: 12 Set. 2011.

ASSISTAT (Assistência Estatística). Versão 7.6 beta. Campina Grande: UFCG, 2012. Disponível em: <<http://assistat.com/>>. Acesso em: 02 de março de 2012.

AYAZ, S. Ç. Post-treatment and reuse of tertiary treated wastewater wastewater by constructed wetlands. **Desalination**, v. 226, p. 249-255, 2008.

BACKYARD GARDENER. **Zantedeschia aethiopica (Calla Lily)**. Disponível em: <http://www.backyardgardener.com/plantname/pd_71b0.html>. Acesso em: 2 dez. 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.

BELMONT, M. A.; METCALFE, C. D. Feasibility of using ornamental plants (*Zantedeschia aethiopica*) in subsurface flow treatment wetlands to remove nitrogen, chemical oxygen demand and nonylphenol ethoxylate surfactants - a laboratory-scale study. **Ecological Engineering**, v.21, n. 4-5, p.233-247, Dec. 2003.

BIODINÂMICA. Disponível em: <<http://www.biodinamica.org.br/>>. Acesso em: 5 Jan. 2012.

CARNEIRO, D. N. M.; ALMEIDA, E. F. A.; PAIVA, P. D. P.; FRAZÃO, J. E. M.; SANTOS, F. H. S.; CARNEIRO, L. F. Development and dry mass accumulation in calla lily at the initial cultivation stage. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 35, n. 6, p. 1085-1092, Nov./Dez. 2011.

CASTRO, C. E. F.; GONÇALVES, C.; MOREIRA, S. R.; FARIA, O. A. Helicônias brasileiras: características, ocorrências e usos. **Revista Brasileira de Horticultura Ornamental**, v. 17, n. 1, p. 5-24, 2011.

CHENG, S.; GROSSE, W.; KARRENBROCK, F.; THOENNESSEN, M. Efficiency of constructed wetlands in decontamination of water polluted by heavy metals. **Ecological Engineering**, v. 18, n. 3, p. 317-325, Jan. 2002.

CONSTABLE, J. V. H.; LONGSTRETH, D. J. Aerenchyma carbon dioxide can be assimilated in *Typha latifolia* L. leaves. **Plant Physiology**, v. 106, n. 3, p. 1065-1072, Nov. 1994.

DALLAS, S.; SCHEFFE, B.; HO, G., Reedbeds for greywater treatment – Case study in Santa Elena-Monteverde, Costa Rica, Central America. **Ecological Engineering**, v. 23, p. 55-61, 2004.

DANISTA, R. W. **The use of Equisetum hyemale and Dracena sanderiana plant for nitrogen and phosphoric removal in grey water with constructed wetland system**. 2011. Disponível em: <<http://digilib.its.ac.id/public/ITS-paper-19610-3307100067-Paper.pdf>> . Acesso em: 12 dez. 2011.

DAVE'S GARDEN. Disponível em: <<http://davesgarden.com/guides/pf/go/55189/#b>>. Acesso em: 06 dez. 2011.

DENG, H., YE, Z.H., WONG, M.H. Accumulation of lead, zinc, copper and cadmium by 12 wetland plant species thriving in metal-contaminated sites in China. **Environmental Pollution**, v. 132, n. 1, p. 29-40. 2004.

DORNELAS, F. L. **Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB**. 2008. 101 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

EL HAMOURI, B.; BEY, I.; AIT DOUCH, A.; GHAZI, N.; REGELSBERGER, M. Greywater treatment and recycling for toilet flushing: comparison of low and high tech treatment approaches. **Water Practice and Technology**, v. 3, n.2, p. 1-8, 2008.

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

FAZ FÁCIL. **Ficha técnica: Cyperus alternifolius**. Disponível em:<http://www.fazfacil.com.br/jardim/planta_sombrinha_chinesa.html>. Acesso em: 10 Jan. 2012.

FERREIRA, C. A., PAULO, P. L. **Eficiência de Wetlands construídos para o tratamento domiciliar de água cinza com configuração diferenciada**. Mato Grosso do Sul: Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, 2009. 12 p. Relatório.

FITTSCHEN, I.; NIEMCZYNOWICZ, J. Experiences with dry sanitation and greywater treatment in the Ecovillage Toarp, Sweden. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 9, p.161-170, 1995.

FLORIDA HILL NURSERY. Disponível em: **Cyperus Papyrus plant "Giganteus"**. <<http://www.floridahillnursery.com/foilage-n-flowers-c-15/cyperus-papyrus-plant-giganteus-live-plant-p-345>>. Acesso em 10 Jan. 2012.

GARDEN GUIDES. Disponível em: <<http://www.gardenguides.com/102662-care-ginger-lily-plants.html>>. Acesso em: 18 Out. 2011.

GOLLOUBEFF, B.; VIDAL, A.; CARVALHO, R.; VILELA, G. **Influência do medicamento homeopático *Equisetum hyemale* na germinação de sementes de soja**. Boletim de Agricultura Biodinâmica, n. 10, Dez. 2009. Disponível em: <http://www.biodinamica.org.br/Boletim_eletronico/ABD/CBMVH_jul2009.htm>. Acesso em: 12 Set. 2011.

GREEN, W. A. Review: The function of the aerenchyma in arborescent lycopsids – Evidence of an unfamiliar metabolic strategy. **Proceedings of the Royal B Society**, v. 277, p. 2257-2267, Aug. 2010.

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.

JARDINEIRO. NET. **Sombrinha chinesa – *Cyperus alternifolius***. Disponível em: <<http://www.jardineiro.net/plantas/sombrinha-chinesa-cyperus-alternifolius.html>>. Acesso em: 9 set. 2011.

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.

KLETECKE, R. M. **Remoção/exportação de nutrientes de esgoto doméstico utilizando plantas ornamentais: *Hedychium coronarium*, *Heliconia psittacorum*, *Cyperus alternifolius* e *Colocasia esculenta***. 2011. 310 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2011.

KONNERUP, D.; KOOTTATEP, T.; BRIX, H. Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with *Canna* and *Heliconia*. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 2, p. 248-257, Feb. 2009.

KRITZINGER, E. M.; VAN VUUREN, R. J.; WOODWARD, B.; RONG, I. H.; SPREETH, M. H.; SLABBERT, M. M. Elimination of external and internal contaminants in rhizomes of *Zantedeschia aethiopica* with commercial fungicides and antibiotics. **Plant Cell, Tissue and Organ Culture**, v. 52, n. 1-2, p. 61-65, 1998.

KYAMBADDE, J.; KANSIIME, F.; GUMAELIUS, L.; DALHAMMAR, G. A comparative study of *Cyperus papyrus* and *Miscanthidium violaceum*-based constructed wetlands for wastewater treatment in a tropical climate. **Water Research**, v. 38, n. 2, p. 475-485, 2004.

LIMA, P. C. G. **Estudo de mecanismos de detoxificação e tolerância aos metais cromo e cobre em *Pseudokirchneriella subcapitata* e *Pistia stratiotes* e o uso das macrófitas *Thypha sp* e *Phragmites sp* na remoção de nutrientes em wetlands construídos**. 2010. 283 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2010.

LING, T.; APUN, K.; ZAINUDDIN, S. Performance of a pilot-scale biofilters and constructed wetland with ornamental plants in greywater treatment. **World Applied Sciences Journal**, v. 6, n. 11, p. 1555-1562, 2009.

LORENZI, H.; SOUZA, H. M. **Plantas Ornamentais no Brasil – arbustivas, herbáceas e trepadeiras**. 4ª Edição. Nova Odessa, SP: Instituto Platarum, 2008. 1088 p.

LUBBERDING, H., BARBIKER, F., KITIMBO, P., GIJZEN, H. **Potential removal of heavy metals from wetlands and stabilization ponds by two aquatic macrophytes**. 2000. Disponível em: <http://lbewww.epfl.ch/cost837/WG2_abparma.html#Henk>. Acesso em: 1 Set. 2011.

MAIMONI-RODELLA, R. C. S.; CAVALCANTI, L. H. Myxomycetes sobre inflorescências e folhas vivas de lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium* Koenig, Zingiberaceae): registro de um novo substrato. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 29, n. 2, p. 331-333, Abr./Jun. 2006.

MARS, R.; TAPLIN, R.; HO, G.; MATHEW, K. Greywater treatment with the submergent *Triglochin huegelli* – A comparison between surface and subsurface systems. **Ecological Engineering**, v. 20, p. 147-156, 2003.

MARTINS, M. B. G.; CARAVANTE, A. L. C.; APPEZZATO-DA-GLÓRIA, B.; SOARES, M. K. M.; MOREIRA, R. R. D.; SANTOS, L. E. Caracterização anatômica e fitoquímica de folhas e rizomas de *Hedychium coronarium* J. König. **Revista Brasileira de Plantas Mediciniais**, v. 12, n. 2, p. 179-187, 2010. Apr./June 2010.

MASI, F.; MARTINUZZI, N. Constructed wetlands for the Mediterranean countries: hybrid system for water reuse and sustainable sanitation. **Desalination**, v. 215, p. 44-55, 2007.

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

MASI, F.; EL HAMOURI, B.; ABDEL SHAFI, H.; BABAN, A.; GHRABI, A.; REGELBERGER, M. Treatment of segregated black/grey domestic wastewater using constructed wetlands in the Mediterranean basin: the zero-m experience. **Water Science and Technology**, v. 61, p. 97-105, 2010.

MATIAS, L. Q.; AMADO, E. R.; NUNES, E. P. Macrófitas aquáticas da lagoa de Jijoca de Jericoacoara, Ceará, Brasil. **Acta Botânica Brasileira**, v. 17, n. 4, p. 623-631, Out./Dez. 2003.

MAZZOLA, M. **Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado**. 2003. 98 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, 2003.

MONTEIRO, R. C. M. **Viabilidade técnica do emprego de sistemas tipo "wetlands" para tratamento de água cinza visando o reúso não potável**. 2009. 84 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

MORAES, N.; CARNEIRO, L. F.; FONSECA, J.; PAIVA, O.; ALMEIDA, E. F. A.; FERREIRA, C. N. **Efeito de reguladores de crescimento na micropropagação de copo-de-leite (*Zantedeschia aethiopica*)**. 2006. Disponível em: <https://docs.google.com/viewer?a=v&q=cache:we7A1vXW_OoJ:www.maa.gba.gov.ar/agricultura_ganaderia/floricultura/MACRO%2520MICRO%2520PROPAG/62.doc+&hl=pt&pid=bl&srcid=ADGEESix9p1bxXCTdeOq4Ji8SmWc4BlqMbVUA7AKdnzpkRQIWqRsWACob43IH3pVcZMNbFPpAE6f7hBeu4NS7dLWqQpu_HLF5iazzwNVx4u7e0uYjZnWu2LPePfMTzyVv0_1SObv2d&sig=AHIEtbSeHDAM6WBfGNd3EdbkDw7R2SRwaw>. Acesso em: 15 out. 2011.

NÄRHI, P.; RÄISÄNEN, M. L.; SUTINEN, M.; SUTINEN, R. Effect of tailings on wetland vegetation in Rautuvaara, a former iron–copper mining area in northern Finland. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 116-117, p. 60-65, May/June 2012.

NASCIMENTO, F. S. **Diretrizes para concepção de sistemas de reúso de água em edificações**. 2007. 119 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Meio Ambiente) – Escola de Engenharia Civil, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2007.

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

PAISAGISMO DIGITAL. **Cyperus alternifolius**. Disponível em: <<http://www.paisagismodigital.com/port/item.aspx?id=100260-Cyperus-alternifolius>>. Acesso em: 8 set. 2011.

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

PEIRÓ, D. F.; ALVES, R. G. Insetos aquáticos associados a macrófitas da região litoral da represa do Ribeirão das Anhumas (município de Américo Brasiliense, São Paulo, Brasil). **Biota Neotropica**, v. 6, n.2, p. 1-9, 2006.

PERBANGKHEM, T.; POLPRASERT, C. Biomass production of papyrus (*Cyperus papyrus*) in constructed wetland treating low-strength domestic wastewater. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 2, p. 833-835, Jan. 2010.

PETERSON, R. L.; PETERSON, C. A.; MELVILLE, L. H. **Teaching plant anatomy through creative laboratory exercises**. Ontario: NRC Press, 2008. 164 p.

PINTO, S. A. ***Heliconia psittacorum* L.: Propagação e adubação na fase inicial do cultivo**. 2007. 75 f. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2007.

PLANT DATABASE. ***Hedychium coronarium***. Disponível em: <http://www.plantdatabase.co.uk/Hedychium_coronarium>. Acesso em: 15 Jan. 2012.

PLANTAS E JARDINS. ***Zantedeschia aethiopica***. Disponível em: <<http://plantas-jardins.blogspot.com.br/2012/01/zantedeschia-aethiopica.htm>>. Acesso em: 3 Nov. 2011.

PLANTAS ORNAMENTAIS BLOGSPOT. **Cavalinha (*Equisetum ssp.*)**. Disponível em: <<http://plantas-ornamentais.blogspot.com.br/2012/02/cavalinha-equisetum-ssp.html>>. Acesso em: 18 Out. 2011.

PLANTA SONYA. ***Zantedeschia* (Copo-de-leite)**. Disponível em: <<http://www.plantasonya.com.br/flores-e-folhagens/copo-de-leite-ou-calla-zantedeschia.html>>. Acesso em: 5 Jan. 2012.

PLATZER, C.; HOFFMANN, H.; CARDIA, W. O wetland como componente de ECOSAN – Experiências com o uso e dimensionamento no clima subtropical. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON SUSTAINABLE SANITATION, 2007, Fortaleza. **Conferências...** Fortaleza: [s.n.], 2007, p. 8.

RIBAS, T. B. C.; FIORINI, M. P. Avaliação do funcionamento e eficiência da estação de tratamento de esgoto doméstico por zona de raízes no município de Jacareí/SP. In: VIII Encontro Latino Americano de Iniciação Científica, 2004. **Trabalhos Apresentados...** p. 146-148. 2004.

RIBAS, T. B. C.; FORTES NETO, P. Sistema combinado tanque séptico seguido de leito de raízes: Uma tecnologia apropriada de saneamento básico para pequenas comunidades. In: IV Congresso de Saúde e Qualidade de Vida do Cone Leste Paulista, São José dos Campos. **Anais...** São José dos Campos: 2006.

RODRIGUES, A. C.; ESTELISTA, M. E. M. Anatomia da raiz de *Cyperus giganteus* Vahl (Cyperaceae) em desenvolvimento. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, n. 4, p. 629-638, out./dez. 2004.

ROESSING, M. **Produção, caracterização morfo-anatômica e ornamental e uso do *Juncus effusus* L. em paisagismo**. 2007. 150 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2007.

RS DISCUS. **Eleocharis sp.** Disponível em: < http://www.rsdiscus.com.br/loja/produto-102848-5397-eleocharis_sp_japan >. Acesso em: 15 Jan. 2012.

SAATY, T. L. A scaling method for priorities in hierarchical structures. **Journal of Mathematical Psychology**, v. 15, p. 234-281, 1977.

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

SAATY, T. L. **Método de análise hierárquica**. São Paulo: Makron Books do Brasil, 1991. 367 p.

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.

SANTOS, L. S.; OLIVEIRA, A. S.; IDE, C. N. **Eficiência de banhados construídos utilizando plantas ornamentais**. 2007. Disponível em: <https://docs.google.com/viewer?a=v&q=cache:3xUWHceliBIJ:www.prp.ueg.br/06v1/conteudo/pesquisa/inic-ien/eventos/sic2007/flashsic2007/arquivos/resumos/resumo142.pdf+&hl=pt&gl=br&pid=bl&srcid=ADGEESjzbbXIRSYPsAL855YsWXRb7pCiEQDe2tX1juil0ZW2pMdq3NZflf9Z5lTjIP1311kHQKowYNSkhD8mxxp4MOoMTzbFfd_djM3GpLTftX7OiCPOLL3Sca-_bg70ZC4qhhnreB&sig=AHIEtbTWzi6p2zxEafv2Lp53raJiVbP3bw>. Acesso em: 16 Nov. 2011.

SEAGO-JR., J. L.; MARSH, L. C.; STEVENS, K. J.; SOUKUP, A.; VOTRUBOVÁ, O.; ENSTONE, D. E. Review: A re-examination of the root cortex in wetland flowering plants with respect to aerenchyma. **Annals of Botany**, v. 96, n. 4, p. 565-579, 2005.

SHRESTHA, R. R.; HABERL, R.; LABER, J.; MANANDHAR, R.; MADER, J. Application of constructed wetlands for wastewater treatment in Nepal. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 11-12, p. 381-386, 2001.

SKLARZ, M. Y.; GROSS, A.; YAKIREVICH, A.; SOARES, M. I. M. A recirculating vertical flow constructed wetland for the treatment of domestic wastewater. **Desalination**, v. 246, p. 617-624, 2009.

SOARES, S. M. V. **Potencialidade do uso de fungos nematófagos no biocontrole de fitonematóides em *Heliconia spp.*** 2008. 61 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) –Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, 2008.

SOLANDER, D. Biomass and shoot production of *Carex rostrata* and *Equisetum fluviatile* in unfertilized and fertilized subarctic lakes. **Aquatic Botany**, v. 15, n. 4, p. 349-366, April 1983.

SOUSA, L. M. I. **Avaliação da macrófita *Typha dominguensis* Pers. No pós-tratamento de efluentes do campus da UFMS e do Hospital Universitário, em banhados construídos de fluxo subsuperficial.** 2003. 65 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) – Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2003.

SOUZA, G. O. de.; VIÉGAS, I. de J. M.; FRAZÃO, D. A. C. Crescimento de *Heliconia psittacorum* cv. golden torch em função de calcário dolomítico. **Revista de Ciências Agrárias**, 52, p. 49-59, Jul./Dez. 2009.

TIMM, J. M.; MALUF, R. W. **Biotratamento de efluentes por zona de raízes – Avaliação do sistema e análise de três espécies de macrófitas empregadas no tratamento.** 2011. Disponível em: < <http://ged.feevale.br/bibvirtual/Artigo/ArtigoJefersonTimm.pdf>>. Acesso em 20 Nov. 2011.

TRIPLETT, J. K.; KIRCHOFF, B. K. Lamina architecture and anatomy in the Heliconiaceae and Musaceae (Zingiberales). **Canadian Journal of Botany**, v. 69, p. 887-900, 1991.

UNIVERSITY OF COIMBRA. **Herbário da Universidade de Coimbra – Cyperacea.** Disponível em: <http://www.uc.pt/fctuc/dei/herbario_digital/Flora_PT/Familias/cyperaceae/print>. Acesso em: 3 de set. de 2012.

VALENTIM, M. A. A. **Uso de leitos cultivados no tratamento de efluente de tanque séptico modificado.** 1999. 120 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999.

VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados (“constructed wetland”) para tratamento de esgoto: Contribuições para concepção e operação.** 2003. 210 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

WIKIPEDIA. Disponível em: <http://pt.wikipedia.org/wiki/Zantedeschia_aethiopica>. Acesso em: 31 de Agosto de 2011.

WINWARD, G. P.; AVERY, L. M.; FRAZER-WILLIAMS, R; PIDOU, M.; JEFFREY, P.; STEPHENSON, T; JEFFERSON, B. A study of the microbial quality of grey water and an evaluation of treatment technologies for reuse. **Ecological Engineering**, v. 32, p. 187-197, 2008.

YAN, W. **Phytoremediation of soil contaminated with cooper and zinc from pig waste.** 2005. 118 p. Masther of Scince – Universiti Putra Malaysia, 2005.

YIOTIS, C.; PSARAS, G. K. *Dianthus caryophyllus* stems and *Zantedeschia aethiopica* petioles/pedicels show anatomical features indicating efficient photosynthesis. **Flora**, v. 206, n. 4, p. 360-364, April 2011.

YOCUM, D. **Design manual: Greywater biofiltration construted wetland system.** Bren School of Environmental Science and Management, University of California, Santa Barbara. 2006. 13 p.

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 o desempenho de um sistema composto por um filtro anaeróbio (FAn) e um “*wetland*” horizontal (WH) na produção de água para reúso predial a partir de água cinza clara.

Os resultados obtidos mostraram que o volume de água cinza clara, gerada em um edifício universitário, foi de 103,1 L.p.d⁻¹, sendo este valor próximo ao encontrado por Peters et al. (2006), Valentina (2009) e Aguiar (2011). A água cinza apresentou um valor médio de pH elevado (9,0) se comparado com resultados alcançados por Peters (2006), Magri et al. (2008), Valentina (2009) e Vaz (2009). Este fator pode ser justificado pela elevada geração de água cinza proveniente da máquina de lavar roupas, uma vez que, a utilização de produtos químicos (sabão em pó e amaciante) contribuem para o aumento do pH.

Os valores médios de OD, condutividade e alcalinidade foram de 1,3 mgO₂.L⁻¹, 267,9 µS.cm⁻¹, 59,7 mgCaCO₃.L⁻¹, respectivamente. Já os valores de cor (59,7 uC), turbidez (50,9 UT), sólidos suspensos totais (44,8 mg.L⁻¹) e sedimentáveis (0,3 mL.L⁻¹) foram inferiores aos encontrados por Jefferson et al. (2004), Peters (2006), Magri et al. (2008) e Valentina (2009), podendo ser devido à instalação de malhas e peneiras na saída das tubulações que canalizam a água cinza gerada no edifício, diminuindo a quantidade de sujeira, fios de cabelo e tecidos presentes na água cinza estudada.

No que diz respeito às concentrações de matéria orgânica, os valores encontrados de DQO e DBO_{5,20} na água cinza clara estudada foram de 183,4 mg.L⁻¹ e 44,1 mg.L⁻¹, respectivamente. A relação DBO_{5,20}/DQO variou em média de 0,2 a 0,3, indicando que a água cinza possui baixa biodegradabilidade, conforme já reportado por outros autores (JEFFERSON et al., 1999; FRIEDLER et al, 2005; GHUNMI et al., 2011; WEITAO et al., 2011). Sendo assim, a aplicação de um tratamento biológico torna-se viável, porém sob condições limites de biodegradação.

A água cinza clara oriunda do edifício universitário possui baixas concentrações de nutrientes (2,7 mg.L⁻¹ de NTK, 2,0 mg.L⁻¹ de NH₃ e 0,4 mg.L⁻¹ de P_{tot}), estando estes valores de acordo com o reportado por (ERIKSSON et al., 2002). Além disso, apresentou elevadas concentrações de sulfato 60,1 mg.L⁻¹, devido, principalmente, ao uso de sabão nos lavatórios, chuveiros e máquina de lavar.

No que tange às densidades de coliformes presentes na água cinza clara avaliada, foram obtidas densidades médias de $2,2 \cdot 10^4$ NMP.100mL⁻¹ de coliformes totais e $8,5 \cdot 10^2$ NMP.100mL⁻¹ de *Escherichia Coli*, sendo próximas às encontradas por Jefferson et al. (2004) e Valentina (2009).

No que diz respeito ao sistema de tratamento estudado, foi observado que o pH do FAn apresentou um valor médio de 7,6, estando de acordo com a faixa ideal para o seu funcionamento, que é de 6,0 a 8,0 segundo Chernicharo (2007). No WH o pH médio obtido variou de 7,5 a 7,9 para os tempos de detenção hidráulica aplicados de 0,7 a 3,2 dias, sendo estes valores semelhantes aos relatados por outros pesquisadores (MONTEIRO, 2009; PAULO, et al., 2009). Além disso, 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.

No que tange ao parâmetro turbidez, o FAn apresentou um valor médio de 34,6 UT e uma eficiência de remoção de 32%. Os valores médios de turbidez no WH referentes aos TDH de 0,7; 1,0; 1,9 e 3,2 dias foram de 10,7 UT, 9,6 UT, 11,4UT e 13,3 UT, resultando em eficiências médias de remoção de 43%, 43%, 75% e 75%, estando semelhantes ao reportado pela literatura (BEGOSSO, 2009; PAULO et al., 2009). Porém, os valores médios registrados no efluente final, em sua maioria, não atenderam aos padrões de reúso propostos pela USEPA (2004) de 2 UT e pela NBR 13.969 (ABNT, 1997) < 10 UT.

O FAn apresentou um efluente com uma concentração média de 16,9 mg.L⁻¹ de SST e eficiência de remoção média de 62%. No efluente do WH, as concentrações médias de SST variaram de 13,5 mg.L⁻¹ a 5,9 mg.L⁻¹ para os TDH de 0,7 a 3,2 dias. A eficiência média de remoção de SST foi de 24% e 74% para os TDH de 0,7 dia e 3,2 dias, respectivamente. As eficiências alcançadas pelo WH estão de próximas ao encontrado por Winward et al. (2008) e Begosso (2009), principalmente, no que tange aos TDH de 1,9 e 3,2 dias.

As concentrações médias de DQO e DBO_{5,20} encontradas no FAn para o período estudado foi de 81,6 mgO₂.L⁻¹ e 29,5 mgO₂.L⁻¹ e eficiências de remoção médias 56% de 30%, respectivamente. Já no WH as concentrações médias de DQO foram de 31,4 mgO₂.L⁻¹, 27,7 mgO₂.L⁻¹, 51,6 mgO₂.L⁻¹ e 40,5 mgO₂.L⁻¹ para os TDH de 0,7; 1,0; 1,9 e 3,2 dias,

respectivamente. As eficiências de remoção de DQO referentes aos TDH foram, respectivamente, 40%, 43%, 57% e 74%, estando de acordo com o reportado por Begosso (2009) para um TDH variando de 0,9 a 1,9 dias e Paulo et al. (2012) com uma faixa de TDH de 1,7 a 3,4 dias. No entanto, a maior parte dos valores de $DBO_{5,20}$ encontrados no efluente WH 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 24). As concentrações e eficiências de remoção médias obtidas para os TDH de 0,7 a 3,2 dias foram de $8,8 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ a $22,5 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ e de 36% a 63%, respectivamente.

A densidade média de coliformes totais encontrada no efluente do WH foi em média de $2,7 \times 10^4 \text{ NMP} \cdot 100\text{mL}^{-1}$ e de *Escherichia coli* de $3,1 \times 10^2 \text{ NMP} \cdot 100\text{mL}^{-1}$. E a eficiência máxima alcançada pelo WH na remoção de *E. coli* foi de 90% para a aplicação do TDH de 3,2 dias. Tendo em vista a densidade média de *E. coli*, o efluente final não atende aos padrões estabelecidos pela USEPA (2004), porém a maior parte dos valores encontrados atendem ao estabelecido pela WHO (2006), que é de $10^3 \text{ NMP} \cdot 100\text{mL}^{-1}$. Para o caso de utilização da norma mais restritiva, faz-se necessário a implantação de uma etapa de desinfecção.

Além disso, o efluente final do WH apresentou uma quantidade considerável de sulfeto, com concentrações variando de $2,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, a $15,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. De modo geral o efluente do WH apresentou baixas concentrações de nutrientes ($1,9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de NTK e $0,2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de P_{tot}), porém as remoções médias equivalentes à esta etapa do sistema estão um pouco abaixo do reportado pela literatura especializada (BEGOSSO, 2009; LING et al., 2009; MONTEIRO, 2009).

A aplicação dos modelos cinéticos de primeira ordem simples e modificado, mostrou que o modelo modificado se ajustou melhor aos dados medidos, com um $R^2 = 68\%$, sendo este valor próximo aos já encontrados por Kadlec e Knight (1996) e Vymazal (1998). No entanto, é importante destacar que existem outros modelos matemáticos que melhor se ajustam às condições reais de um WH, porém os modelos cinéticos de primeira ordem simples e modificado ainda são os mais utilizados para avaliar a cinética de remoção de matéria orgânica no dimensionamento destes sistemas (ROSSEAU et al., 2004).

O desenvolvimento da *Equisetum hyemale* L., planta utilizada no WH para o tratamento de água cinza clara, foi adequado até o sexto mês de operação do sistema, tanto pela parte

aérea quanto radicular. Desde então a planta passou a apresentar um aspecto amarelado e não foi notado desenvolvimento algum até o fim desta pesquisa. Especula-se que as plantas não suportaram o aumento da taxa superficial aplicada, devido, principalmente, à elevada carga orgânica num ambiente anaeróbio.

O sistema de tratamento estudado, utilizando um WH como pós-tratamento de um efluente anaeróbio a partir de água cinza clara, pode ser utilizado na produção de água para reúso predial, tendo apresentado melhor desempenho na remoção de poluentes durante a aplicação de um TDH de 3,2 dias.

Enfim, o estudo da aplicação do Processo Analítico Hierárquico (AHP) como ferramenta de suporte à decisão na seleção da macrófita a ser utilizada em um “*wetland*” no tratamento de água cinza, indicou as espécies *Equisetum hyemale* L. e a *Canna x generalis* como as mais adequadas para a implantação de um sistema na Região da Grande Vitória. Contudo, é importante destacar que, os julgamentos realizados nesta pesquisa foram baseados nas condições da região estudada, onde diversas das variáveis avaliadas são influenciadas pelo local estudado. Dessa forma, os resultados aqui apresentados podem não ser os mesmos para outras regiões brasileiras.

8 RECOMENDAÇÕES

- Identificar produtos de higiene pessoal (PHP) na água cinza clara proveniente dos chuveiros, lavatórios e banheiras;
- Analisar o desempenho de um “*wetland*” horizontal plantado com *Canna x generallis* como pós-tratamento de um filtro anaeróbio tratando água cinza clara;
- Analisar o desempenho de um “*wetland*” horizontal não-vegetado no pós-tratamento de água cinza clara e compará-lo com um “*wetland*” horizontal vegetado para o mesmo fim;
- Avaliar a remoção de metais pesados presentes na água cinza clara com o emprego de um “*wetland*” horizontal como tratamento;
- Avaliar a remoção de produtos de higiene pessoal (PHP) presentes na água cinza clara a partir de um “*wetland*” horizontal empregado como tratamento;
- Estudar a aplicação do Processo Analítico Hierárquico (AHP) na seleção de macrófitas a serem utilizadas em “*wetlands*” de acordo com as características de cada região brasileira;
- Desenvolver um *software* voltado para aplicação do AHP na seleção de macrófitas a serem plantadas em um “*wetland*”.

9 CONCLUSÕES

- A água cinza clara gerada em um edifício universitário, apresentou diversas características como um pH elevado, quantidade significativa de turbidez, sólidos suspensos totais e matéria orgânica, baixa biodegradabilidade e densidade média de *E. coli* de 2 logs;
- Mesmo com a baixa biodegradabilidade da água cinza clara estudada (relação $DBO_{5,20}/DQO$ 0,2 a 0,3), o tratamento biológico ainda é viável, podendo ser utilizado um filtro anaeróbio seguido por um “wetland” como etapa de tratamento;
- O sistema composto por um filtro anaeróbio de fluxo ascendente (FAn) e um “wetland” horizontal (WH) na produção de água para reúso predial a partir de água cinza clara, mostrou um desempenho adequado, principalmente, quando utilizado um tempo de detenção hidráulica de 3,2 dias;
- O sistema de tratamento de água cinza clara, apresentou uma eficiência de remoção global média de 80% para SST e turbidez, 66% de $DBO_{5,20}$, 81% de DQO, além de uma densidade média de *E. coli* de $3,1 \times 10^2$ NMP.100mL⁻¹;
- A utilização do Processo Analítico Hierárquico (AHP) mostrou-se como uma ferramenta viável para auxiliar na seleção de macrófitas a serem utilizadas em “wetlands” no tratamento de água cinza;
- Como resultado da aplicação do AHP, a *Equisetum hyemale* L. e a *Canna x generalis* foram as plantas avaliadas tidas como as mais adequadas para serem utilizadas em um “wetland” no tratamento de água cinza a ser implantado na Região da Grande Vitória.

10 REFERÊNCIAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13.969: Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação.** ABNT: Rio de Janeiro, 1997.

AGUIAR, C. A. **Aplicação de programa de conservação de água em edifícios residenciais.** 2008. 255 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 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 (Coord.). **Tratamento e utilização de esgotos sanitários.** Rio de Janeiro: ABES, 2006. p. 111-154.

AKSORN, E.; VISOOTTIVISETH, P. Selection of suitable emergent plants for removal of arsenic from arsenic contaminated water. **Science Asia**, v. 30, p. 105-113, 2004.

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.

ALMEIDA, R. A.; OLIVEIRA, L. F. C.; KLIEMANN, H. J. Deformação em inflorescência de taboa (*Typha angustifolia* L.) submetida a esgoto sanitário. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 37, n. 2, p. 125-129, Jun. 2007.

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 – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater.** 21 ed. Washington DC: American Public Health Association, 2005.

ARNOLD, M. A.; MCDONALD, G. V.; WILKERSON, D. C.; LESIKAR, B. J. **Alternative landscape uses for nursery runoff and constructed wetland effluent.** 1999. Disponível em: <<http://landscape.nmsu.edu/documents/marnoldSympPaper.pdf>>. Acesso em: 12 Set. 2011.

ASSISTAT (Assistência Estatística). Versão 7.6 beta. Campina Grande: UFCG, 2012. Disponível em: <<http://assistat.com/>>. Acesso em: 02 de março de 2012.

AYAZ, S. Ç. Post-treatment and reuse of tertiary treated wastewater wastewater by constructed wetlands. **Desalination**, v. 226, p. 249-255, 2008.

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.

BACKYARD GARDENER. **Zantedeschia aethiopica (Calla Lily)**. Disponível em: < http://www.backyardgardener.com/plantname/pd_71b0.html>. Acesso em: 2 dez. 2011.

BANA E COSTA, C.; VANSNICK, J.C. MACBETH - An interactive path towards the construction of cardinal value functions. **International Transactions in Operational Research**, vol. 1, n. 4, p. 489-500, Oct. 1994.

BARBER, W. P.; STUCKEY, D.C. The use of anaerobic baffled reactor (ABR) for wastewater treatment: A review. **Water Research**, 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.

BELMONT, M. A.; METCALFE, C. D. Feasibility of using ornamental plants (*Zantedeschia aethiopica*) in subsurface flow treatment wetlands to remove nitrogen, chemical oxygen demand and nonylphenol ethoxylate surfactants - a laboratory-scale study. **Ecological Engineering**, v.21, n. 4-5, p.233-247, Dec. 2003.

BIODINÂMICA. Disponível em: < <http://www.biodinamica.org.br/>>. Acesso em: 5 Jan. 2012.

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.

BOAS, C. L. V. **Método Multicritérios de Análise de Decisão (MMAD) para as decisões relacionadas ao uso múltiplo de reservatórios: Analytic Hierarchy Process (AHP)**. Goiânia, 2006. Disponível em: <<http://www.crpm.gov.br/rehi/simposio/go/Analise20%da%20Aplicação%20de%20Metodos%20Multicriterios%20de%20Apoio%20a%20Decisão%20na%20Gestao%20de%20Recursos%20Hidricos.pdf>>. Acesso em: 20 out. 2012.

BORGES, L. Z. **Caracterização da água cinza para promoção da sustentabilidade dos recursos hídricos**. 2003. 90 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2003.

BRANS, J. P.; VINCKE, P. Note – A preference ranking organization method: (The PROMETHEE method for multiple criteria decision-making). **Management Science**, v. 31, n. 6, p. 647-656, Jun. 1985.

BRIX, H. Constructed wetlands for municipal wastewater treatment in Europe. In: MITSCH W.J. (Ed.). **Global Wetlands: old world and new**. Amsterdam: Elsevier, 1994. p. 325-333.

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

CARNEIRO, D. N. M.; ALMEIDA, E. F. A.; PAIVA, P. D. P.; FRAZÃO, J. E. M.; SANTOS, F. H. S.; CARNEIRO, L. F. Development and dry mass accumulation in calla lily at the initial cultivation stage. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 35, n. 6, p. 1085-1092, Nov./Dez. 2011.

CASTRO, C. E. F.; GONÇALVES, C.; MOREIRA, S. R.; FARIA, O. A. Helicônias brasileiras: características, ocorrências e usos. **Revista Brasileira de Horticultura Ornamental**, v. 17, n. 1, p. 5-24, 2011.

CHENG, S.; GROSSE, W.; KARRENBROCK, F.; THOENNESSEN, M. Efficiency of constructed wetlands in decontamination of water polluted by heavy metals. **Ecological Engineering**, v. 18, n. 3, p. 317-325, Jan. 2002.

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

CHIAVENATO, I. **Introdução à teoria geral da administração: Uma visão abrangente da moderna administração das organizações**. 7. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2003. 634 p.

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.

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.

CONSTABLE, J. V. H.; LONGSTRETH, D. J. Aerenchyma carbon dioxide can be assimilated in *Typha latifolia* L. leaves. **Plant Physiology**, v. 106, n. 3, p. 1065-1072, Nov. 1994.

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

DALLAS, S.; SCHEFFE, B.; HO, G., 2004. Reedbeds for greywater treatment – Case study in Santa Elena-Monteverde, Costa Rica, Central America. **Ecological Engineering**, v. 23, n. 1, p. 55-61, Aug. 2004.

DANISTA, R. W. **The use of Equisetum hyemale and Dracena sanderiana plant for nitrogen and phosphoric removal in grey water with constructed wetland system**. Surabaya, 2011.

Disponível em:< <http://digilib.its.ac.id/public/ITS-paper-19610-3307100067-Paper.pdf> >. Acesso em: 3 de julho de 2012.

DAVE'S GARDEN. Disponível em: <<http://davesgarden.com/guides/pf/go/55189/#b>>. Acesso em: 06 dez. 2011.

DENG, H., YE, Z.H., WONG, M.H. Accumulation of lead, zinc, copper and cadmium by 12 wetland plant species thriving in metal-contaminated sites in China. **Environmental Pollution**, v. 132, n. 1, p. 29-40. 2004.

DORNELAS, F. L. **Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB**. 2008. 101 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

EL HAMOURI, B.; BEY, I.; AIT DOUCH, A.; GHAZI, N.; REGELBERGER, M. Greywater treatment and recycling for toilet flushing: comparison of low and high tech treatment approaches. **Water Practice and Technology**, v. 3, n.2, p. 1-8, 2008.

ELMITWALLI, T. A.; OTTERPOHL, R. Anaerobic biodegradability and treatment of grey water in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. **Water Research**, v. 41, n. 6, p. 1379-1387, March 2007.

ELMITWALLI, T. A.; SHALABI, M.; WENDLAND, C.; OTTERPOHL, R. Grey water treatment in UASB reactor at ambient temperature. **Water Science and Technology**, v. 55, n. 7, p. 173-180, 2007.

ERIKSSON, E.; AUFFARTH, K.; HENZE, M.; LEDIN, A. Characteristics of grey wastewater. **Urban Water**, v. 4, n. 1, p. 85-104, March 2002.

FAZ FÁCIL. **Ficha técnica: *Cyperus alternifolius***. Disponível em:< http://www.fazfacil.com.br/jardim/planta_sombrinha_chinesa.html>. Acesso em: 10 Jan. 2012.

FERREIRA, C. A., PAULO, P. L. **Eficiência de Wetlands construídos para o tratamento domiciliar de água cinza com configuração diferenciada**. Mato Grosso do Sul: Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, 2009. 12 p. Relatório.

FIA, F. R. L. **Modelos de remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuárias da suinocultura em sistemas de alagados construídos**. 2009. 146 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009.

FITTSCHEN, I.; NIEMCZYNOWICZ. Experiences with dry sanitation and greywater treatment in the Ecovillage Toarp, Sweden. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 9, p.161-170, 1995.

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

FLORIDA HILL NURSERY. Disponível em: **Cyperus Papyrus plant "Giganteus"**. <<http://www.floridahillnursery.com/foilage-n-flowers-c-15/cyperus-papyrus-plant-giganteus-live-plant-p-345>>. Acesso em 10 Jan. 2012.

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

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, n. 1-3, p. 221-234, April 2006.

FRIEDLER, E.; YARDENI, A.; GILBOA, Y.; ALFIYA, Y. Disinfection of greywater effluent and regrowth potential of selected bacteria. **Water Science and Technology**, v. 63, n. 5, p. 931-940, 2011.

GARDEN GUIDES. Disponível em: <<http://www.gardenguides.com/102662-care-ginger-lily-plants.html>>. Acesso em: 18 Out. 2011.

GHUNMI, L. A.; ZEEMAN, G.; VAN LIER, J. B.; FAYYAD, M. Quantitative and qualitative characteristics of grey water reuse requirements and treatments alternatives: The case of Jordan. **Water Science and Technology**, v. 58, n. 7, p. 1385-1396, 2008.

GHUNMI, L. A.; ZEEMAN, G.; FAYYAD, M.; VAN LIER, J. B. Grey water treatment in a series anaerobic – aerobic system for irrigation. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 1, p. 41-50, Jan. 2010.

GHUNMI, L. A.; ZEEMAN, G.; FAYYAD, M.; VAN LIER, J. B. Grey water biodegradability. **Biodegradation**, v. 22, n. 1, p. 163-174, Feb. 2011.

GOLLOUBEFF, B.; VIDAL, A.; CARVALHO, R.; VILELA, G. **Influência do medicamento homeopático *Equisetum hyemale* na germinação de sementes de soja.** Boletim de Agricultura Biodinâmica, n. 10, Dez. 2009. Disponível em: <http://www.biodinamica.org.br/Boletim_eletronico/ABD/CBMVH_jul2009.htm>. Acesso em: 12 Set. 2011.

GONÇALVES, R. F.; BAZZARELLA, B. B.; PETERS, M. R.; PHILIPPI, L. S. Gerenciamento de águas cinzas. In: GONÇALVES, R. F (Coord.). **Uso racional da água em edificações.** Rio de Janeiro: ABES, 2006. p. 153-222.

GREEN, W. A. Review: The function of the aerenchyma in arborescent lycopsids – Evidence of an unfamiliar metabolic strategy. **Proceedings of the Royal B Society**, v. 277, p. 2257-2267, Aug. 2010.

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, n. 5, p. 916-923, Jul. 2007.

GUAL, M.; MÓIA, A.; MARCH, J. G. Monitoring of an indoor pilot plant for osmosis rejection and greywater reuse to flush toilets in a hotel. **Desalination**, v. 219, n. 1-3, p. 81-88, Jan. 2008.

HARINDRA COREA, E. J. **Appropriate Disposal of Sewage in Urban and Suburban Sri Lanka**. 2001. 270 f. Thesis, The University of Leeds, Leeds, 2001.

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.

HWANG, C.; K. YOON. **Multiple attribute decision making: Methods and applications**. Springer -Verlag, Berlin, 1981.

ITRC – INTERSTATE TECHNOLOGY AND REGULATORY COUNCIL. **Training: Technical and regulatory guidance for constructed treatment wetlands**. 2004. Disponível em: <http://www.clu-in.org/conf/itrc/wetlands_012705/prez/itrc_consttreatwt_011505ibtbw.pdf>. Acesso em: 20 de Agosto de 2012.

JARDINEIRO. NET. **Sombrinha chinesa – Cyperus alternifolius**. Disponível em: <<http://www.jardineiro.net/plantas/sombrinha-chinesa-cyperus-alternifolius.html>>. Acesso em: 9 set. 2011.

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.

JEFFERSON, B.; LAINE, A.; PARSONS, S.; STEPHENSON, T.; JUDD, S. Advanced biological unit process for domestic water recycling. **Water Science and Technology**, v. 43, n. 10, p. 211-218, 2001.

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.

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.

KLETECKE, R. M. **Remoção/exportação de nutrientes de esgoto doméstico utilizando plantas ornamentais: *Hedychium coronarium*, *Heliconia psittacorum*, *Cyperus alternifolius***

e *Colocasia esculenta*. 2011. 310 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2011.

KONNERUP, D.; KOOTTATEP, T.; BRIX, H. Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with *Canna* and *Heliconia*. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 2, p. 248-257, Feb. 2009.

KRITZINGER, E. M.; VAN VUUREN, R. J.; WOODWARD, B.; RONG, I. H.; SPREETH, M. H.; SLABBERT, M. M. Elimination of external and internal contaminants in rhizomes of *Zantedeschia aethiopica* with commercial fungicides and antibiotics. **Plant Cell, Tissue and Organ Culture**, v. 52, n. 1-2, p. 61-65, 1998.

KYAMBADDE, J.; KANSIIME, F.; GUMAELIUS, L.; DALHAMMAR, G. A comparative study of *Cyperus papyrus* and *Miscanthidium violaceum*-based constructed wetlands for wastewater treatment in a tropical climate. **Water Research**, v. 38, n. 2, p. 475-485, 2004.

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, n. 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, n. 1-3, p. 111-115, April 2011.

LI, F.; BEHRENDT, J.; WICHMANN, K.; OTTERPOHL, R. Resources and nutrients oriented greywater treatment for non-potable reuses. **Water Science and Technology**, v. 57, p. 1901-1907, 2008.

LI, F.; WICHMANN, K.; OTTERPOHL, R. Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. **Science of the Total Environment**, v. 407, n. 11, p. 3439-3449, May 2009.

LIANG, G., WANG, M. A Fuzzy multi-criteria decision method for facility selection. **International Journal of Production Research**, v. 29, n. 11, p. 2313-2330, April 1991.

LIMA, P. C. G. **Estudo de mecanismos de detoxificação e tolerância aos metais cromo e cobre em *Pseudokirchneriella subcapitata* e *Pistia stratiotes* e o uso das macrófitas *Thypha sp* e *Phragmites sp* na remoção de nutrientes em wetlands construídos**. 2010. 283 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2010.

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

LING, T.; APUN, K.; ZAINUDDIN, S. Performance of a pilot-scale biofilters and constructed wetland with ornamental plants in greywater treatment. **World Applied Sciences Journal**, v. 6, n. 11, p. 1555-1562, 2009.

LOOTSMA, F.A. Scale sensitivity in the multiplicative AHP and SMART. **Journal of Multicriteria Decision Analysis**, vol .2, n. 2, p. 87-110, Aug. 1993.

LORENZI, H.; SOUZA, H. M. **Plantas Ornamentais no Brasil – arbustivas, herbáceas e trepadeiras**. 4ª Edição. Nova Odessa, SP: Instituto Platarum, 2008. 1088 p.

LUBBERDING, H., BARBIKER, F., KITIMBO, P., GIJZEN, H. **Potential removal of heavy metals from wetlands and stabilization ponds by two aquatic macrophytes**. 2000. Disponível em: <http://lbewww.epfl.ch/cost837/WG2_abparma.html#Henk>. Acesso em: 1 Set. 2011.

MAGRI, M. E.; FENELON, F. R.; RABELO, L.; ROSSETO, T. S.; PHILIPPI, L. S. Reúso de águas cinzas tratadas em descarga de vaso sanitário e rega de jardim. In: XIII Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2008, Belém do Pará. **Anais...Belém do Pará: 2008**.

MAIMONI-RODELLA, R. C. S.; CAVALCANTI, L. H. Myxomycetes sobre inflorescências e folhas vivas de lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium* Koenig, Zingiberaceae): registro de um novo substrato. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 29, n. 2, p. 331-333, Abr./Jun. 2006.

MARS, R.; TAPLIN, R.; HO, G.; MATHEW, K. Greywater treatment with the submergent *Triglochin huegelli* – A comparison between surface and subsurface systems. **Ecological Engineering**, v. 20, p. 147-156, 2003.

MARTINS, M. B. G.; CARAVANTE, A. L. C.; APPEZZATO-DA-GLÓRIA, B.; SOARES, M. K. M.; MOREIRA, R. R. D.; SANTOS, L. E. Caracterização anatômica e fitoquímica de folhas e rizomas de *Hedychium coronarium* J. König. **Revista Brasileira de Plantas Mediciniais**, v. 12, n. 2, p. 179-187, 2010. Apr./June 2010.

MASI, F.; MARTINUZZI, N. Constructed wetlands for the Mediterranean countries: hybrid systems for water reuse and sustainable sanitation. **Desalination**, v. 215, n. 1-3, p. 44-55, Sept. 2007.

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

MASI, F.; EL HAMOURI, B.; ABDEL SHAFI, H.; BABAN, A.; GHRABI, A.; REGELSBERGER, M. Treatment of segregated black/grey domestic wastewater using constructed wetlands in the Mediterranean basin: the zero-m experience. **Water Science and Technology**, v. 61, p. 97-105, 2010.

MATIAS, L. Q.; AMADO, E. R.; NUNES, E. P. Macrófitas aquáticas da lagoa de Jijoca de Jericoacoara, Ceará, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, v. 17, n. 4, p. 623-631, Out./Dez. 2003.

MAY, SIMONE. **Caracterização, tratamento e reúso de águas cinzas e aproveitamento de águas pluviais em edificações**. 2009. 222 f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

MAZZOLA, M. **Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado**. 2003. 98 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, 2003.

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.

MONTEIRO, R. C. M. **Viabilidade técnica do emprego de sistemas tipo "wetlands" para tratamento de água cinza visando o reúso não potável**. 2009. 84 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

MORAES, N.; CARNEIRO, L. F.; FONSECA, J.; PAIVA, O.; ALMEIDA, E. F. A.; FERREIRA, C. N. **Efeito de reguladores de crescimento na micropropagação de copo-de-leite (*Zantedeschia aethiopica*)**. 2006. Disponível em: <http://www.maa.gba.gov.ar/agricultura_ganaderia/floricultura/.../62.doc>. Acesso em: 15 out. 2011.

MOREL, A.; DIENER, S. **Greywater management in low and Middle-Income Countries – Review of different treatment systems for households or neighbourhoods**. Dübendorf: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag), 2006. 96 p.

NÄRHI, P.; RÄISÄNEN, M. L.; SUTINEN, M.; SUTINEN, R. Effect of tailings on wetland vegetation in Rautuvaara, a former iron–copper mining area in northern Finland. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 116-117, p. 60-65, May/June 2012.

NASCIMENTO, F. S. **Diretrizes para concepção de sistemas de reúso de água em edificações**. 2007. 119 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Meio Ambiente) – Escola de Engenharia Civil, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2007.

OTTHERPOHL, R. Black, brown, yellow, grey – the new colours of sanitation. **Water** **21**, n. 3-5, p. 37-41, Oct. 2001.

OTTOSON, J.; STENSTRÖM, T. A. Faecal contamination of greywater and associated microbial risks. **Water Research**, v. 37, n. 3, p. 645-655, Feb. 2003.

PAISAGISMO DIGITAL. **Cyperus alternifolius**. Disponível em: <<http://www.paisagismodigital>>.

com/port/item.aspx?id=100260-Cyperus-alternifolius>. Acesso em: 8 set. 2011.

PAULO, P. L.; BONCZ, M. A.; ASMUS, A.; JONSSON, H.; IDE, C. N. Greywater treatment in constructed wetland at household level. **Gewasserschutz Wasser Abwasser**, v. 206, p. 1-7, 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.

PEIRÓ, D. F.; ALVES, R. G. Insetos aquáticos associados a macrófitas da região litoral da represa do Ribeirão das Anhumas (município de Américo Brasiliense, São Paulo, Brasil). **Biota Neotropica**, v. 6, n.2, p. 1-9, 2006.

PERBANGKHEM, T.; POLPRASERT, C. Biomass production of papyrus (*Cyperus papyrus*) in constructed wetland treating low-strength domestic wastewater. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 2, p. 833-835, Jan. 2010.

PERTEL, M. **Caracterização do uso da água e da energia associada à água de uma edificação residencial convencional e uma dotada de sistema de reuso de água cinza**. 2009. 104 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Espírito Santo, Vitória, 2009.

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.

PETERS, M. R.; DARELA, C.P.; PASCAL, J.A.; SEZERINO, P.H.; PHILIPPI, L.S. Quantificação e caracterização de águas cinza para reúso doméstico. In: V Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental, 1, 2006, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: 2006.

PETERSON, R. L.; PETERSON, C. A.; MELVILLE, L. H. **Teaching plant anatomy through creative laboratory exercises**. Ontario: NRC Press, 2008. 164 p.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de Sistemas Tipo Wetlands no Tratamento de Águas Residuárias – Utilização de filtros plantados com macrófitas**. 1ª Edição. Florianópolis: Ed. do Autor, 2004. 144 p.

PIDOU, M.; MEMON, F. A.; STEPHENSON, T.; JEFFERSON, B.; JEFFREY, P. Greywater recycling: treatment options and applications. **Engineering Sustainability**, v. 160, n. 3, p. 119-131, Sept. 2007.

PIDOU, M.; AVERY, L.; STEPHENSON, T.; JEFFREY, P.; PARSONS, S. A.; LIU, S.; MEMON, F. A.; JEFFERSON, B. Chemical solutions for greywater recycling. **Chemosphere**, v. 71, n. 1, p. 147-155, March 2008.

PINTO, S. A. ***Heliconia psittacorum* L.: Propagação e adubação na fase inicial do cultivo**. 2007. 75 f. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2007.

PLANT DATABASE. ***Hedychium coronarium***. Disponível em: <http://www.plantdatabase.co.uk/Hedychium_coronarium>. Acesso em: 15 Jan. 2012.

PLANTAS E JARDINS. ***Zantedeschia aethiopica***. Disponível em: <<http://plantas-jardins.blogspot.com.br/2012/01/zantedeschia-aethiopica.htm>>. Acesso em: 3 Nov. 2011.

PLANTAS ORNAMENTAIS BLOGSPOT. **Cavalinha (*Equisetum ssp.*)**. Disponível em: <<http://plantas-ornamentais.blogspot.com.br/2012/02/cavalinha-equisetum-ssp.html>>. Acesso em: 18 Out. 2011.

PLANTA SONYA. ***Zantedeschia* (Copo-de-leite)**. Disponível em: <<http://www.plantasonya.com.br/flores-e-folhagens/copo-de-leite-ou-calla-zantedeschia.html>>. Acesso em: 5 Jan. 2012.

PLATZER, C.; HOFFMANN, H.; CARDIA, W. O wetland como componente de ECOSAN – Experiências com o uso e dimensionamento no clima subtropical. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON SUSTAINABLE SANITATION, 2007, Fortaleza. **Conferências...** Fortaleza: [s.n.], 2007, p. 8.

PNUD – PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO. **Relatório de desenvolvimento humano 2007/2008**. Brasília: 2008.

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

RIBAS, T. B. C.; FIORINI, M. P. Avaliação do funcionamento e eficiência da estação de tratamento de esgoto doméstico por zona de raízes no município de Jacareí/SP. In: VIII Encontro Latino Americano de Iniciação Científica, 2004. **Trabalhos Apresentados...** p. 146-148. 2004.

RIBAS, T. B. C.; FORTES NETO, P. Sistema combinado tanque séptico seguido de leito de raízes: Uma tecnologia apropriada de saneamento básico para pequenas comunidades. In: IV Congresso de Saúde e Qualidade de Vida do Cone Leste Paulista, São José dos Campos. **Anais...** São José dos Campos: 2006.

RODRIGUES, A. C.; ESTELISTA, M. E. M. Anatomia da raiz de *Cyperus giganteus* Vahl (Cyperaceae) em desenvolvimento. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, n. 4, p. 629-638, out./dez. 2004.

ROESSING, M. **Produção, caracterização morfo-anatômica e ornamental e uso do *Juncus effusus* L. em paisagismo.** 2007. 150 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2007.

RS DISCUS. **Eleocharis sp.** Disponível em: < http://www.rsdiscus.com.br/loja/produto-102848-5397-eleocharis_sp_japan >. Acesso em: 15 Jan. 2012.

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

ROY, B. Classement et choix em présence de points de vue multiples (la méthode ELECTRE). **RAIRO Recherche Opérationnelle/Operations Research 2**, n. 8, p.57-75, 1968.

SAATY, T. L. A scaling method for priorities in hierarchical structures. **Journal of Mathematical Psychology**, v. 15, n. 3, p. 234-281, June 1977.

SAATY, T.L. How to make a decision: The Analytic Hierarchy Process. **European Journal of Operation Research**, v. 48, n. 1, p. 9-26, Sept. 1990.

SAATY, T. L. **Método de análise hierárquica.** São Paulo: Makron Books do Brasil, 1991. 367 p.

SAATY, T. L. How to make a decision: The Analytic Hierarchy Process. **Interfaces**, v. 24, n. 6, p. 19-43, Nov./Dec. 1994.

SAATY, T. L. **Decision making with dependence and feedback: The Analytic Network Process.** RWS Publications, Pittsburgh, 1996.

SAATY, T. L. Decision making with the Analytic Hierarchy Process. **Institutional Journal Services Sciences**, v. 1, n. 1, p. 83-98, 2008.

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.

SALOMON, V. A. P. Auxílio à decisão para adoção de políticas de compras. **Produto & Produção**, v. 6, n. 1, p. 01-08, Fev. 2002.

SANTOS, L. S.; OLIVEIRA, A. S.; IDE, C. N. **Eficiência de banhados construídos utilizando plantas ornamentais.** 2007. Disponível em: <<http://www.prp.ueg.br/06v1/conteudo/pesquisa/inic-cien/eventos/sic2007/flashsic2007/arquivos/resumos/resumo142.pdf>>. Acesso em: 16 Nov. 2011.

SEAGO-JR., J. L.; MARSH, L. C.; STEVENS, K. J.; SOUKUP, A.; VOTRUBOVÁ, O.; ENSTONE, D. E. Review: A re-examination of the root cortex in wetland flowering plants with respect to aerenchyma. **Annals of Botany**, v. 96, n. 4, p. 565-579, 2005.

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, R.R.; HABERL, R.; LABER, J.; MANANDHAR, R.; MADER, J. Application of constructed wetlands for wastewater treatment in Nepal. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 11-12, p. 381-386, 2001.

SKLARZ, M. Y.; GROSS, A.; YAKIREVICH, A.; SOARES, M. I. M. A recirculating vertical flow constructed wetland for the treatment of domestic wastewater. **Desalination**, v. 246, p. 617-624, 2009.

SOARES, S. M. V. **Potencialidade do uso de fungos nematófagos no biocontrole de fitonematóides em *Heliconia* spp.** 2008. 61 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) –Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, 2008.

SOLANDER, D. Biomass and shoot production of *Carex rostrata* and *Equisetum fluviatile* in unfertilized and fertilized subarctic lakes. **Aquatic Botany**, v. 15, n. 4, p. 349-366, April 1983.

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.

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.

SOUSA, L. M. I. **Avaliação da macrófita *Typha dominguensis* Pers. No pós-tratamento de efluentes do campus da UFMS e do Hospital Universitário, em banhados construídos de fluxo subsuperficial.** 2003. 65 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) – Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2003.

SOUZA, G. O. de,; VIÉGAS, I. de J. M.; FRAZÃO, D. A. C. Crescimento de *Heliconia psittacorum* cv. golden torch em função de calcário dolomítico. **Revista de Ciências Agrárias**, 52, p. 49-59, Jul./Dez. 2009.

TAL, T.; SATHASIVAN, A.; KRISHNA, K. C. B. Effect of different disinfectants on grey water quality during storage. **Journal of Water Sustainable**, v. 1, n. 1, p. 127-137, Jun. 2011.

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 ed. Metcalf & Eddy, McGraw-Hill, 2002. 1848 p.

TIMM, J. M.; MALUF, R. W. **Biotratamento de efluentes por zona de raízes – Avaliação do sistema e análise de três espécies de macrófitas empregadas no tratamento.** 2011. Disponível em: < <http://ged.feevale.br/bibvirtual/Artigo/ArtigoJefersonTimm.pdf>>. Acesso em 20 Nov. 2011.

TRIPLETT, J. K.; KIRCHOFF, B. K. Lamina architecture and anatomy in the Heliconiaceae and Musaceae (Zingiberales). **Canadian Journal of Botany**, v. 69, p. 887-900, 1991.

UNIVERSITY OF COIMBRA. **Herbário da Universidade de Coimbra – Cyperaceae.** Disponível em: <http://www.uc.pt/fctuc/dei/herbario_digital/Flora_PT/Familias/cyperaceae/print>. Acesso em: 3 de set. de 2012.

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/625/R-04/108 – Guidelines for water reuse.** Washington DC, 2004, 450 p.

VALENTIM, M. A. A. **Uso de leitos cultivados no tratamento de efluente de tanque séptico modificado.** 1999. 120 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999.

VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados (“constructed wetland”) para tratamento de esgoto: Contribuições para concepção e operação.** 2003. 210 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 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 água cinza em uma edificação residencial de alto padrão.** 2009. 133 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2009.

Von SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3ª. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005. 452 p.

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

VYMAZAL, J. Czech Republic. In: VYMAZAL, J.; BRIX, H.; COOPER, P. F.; GREEN, M. B.; HABERL R. (Ed.). **Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe.** Leiden: Backhuys Publishers, 1998. 366p.

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. **Wastewater treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow**. Czech Republic: Springer, 2008. 579 p.

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.

WEITAO, H.; YAYI, W.; JIAN, Y.; XU, Z. The inherent biodegradability characteristics of light greywater for the different bath products. **Energy Procedia**, v. 11, p. 3122-3128, 2011.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater**. Volume 2: Wastewater use in agriculture. Geneva: WHO. 2006. 213 p.

WIKIPEDIA. Disponível em: <http://pt.wikipedia.org/wiki/Zantedeschia_aethiopica>. Acesso em: 31 de Agosto de 2011.

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.

WINWARD, G. P.; AVERY, L.; STEPHENSON, T.; JEFFERSON, B. **Chlorine disinfection of grey water for reuse: Effect of organics and particles**. *Water Research*, v. 42, n. 1-2, p. 483-491, Jan. 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.

YAN, W. **Phytoremediation of soil contaminated with copper and zinc from pig waste**. 2005. 118 p. Master of Science – Universiti Putra Malaysia, 2005.

YIOTIS, C.; PSARAS, G. K. *Dianthus caryophyllus* stems and *Zantedeschia aethiopica* petioles/pedicels show anatomical features indicating efficient photosynthesis. **Flora**, v. 206, n. 4, p. 360-364, April 2011.

YOCUM, D. **Design manual: Greywater biofiltration constructed wetland system**. Bren School of Environmental Science and Management, University of California, Santa Barbara. 2006. 13 p.

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.

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

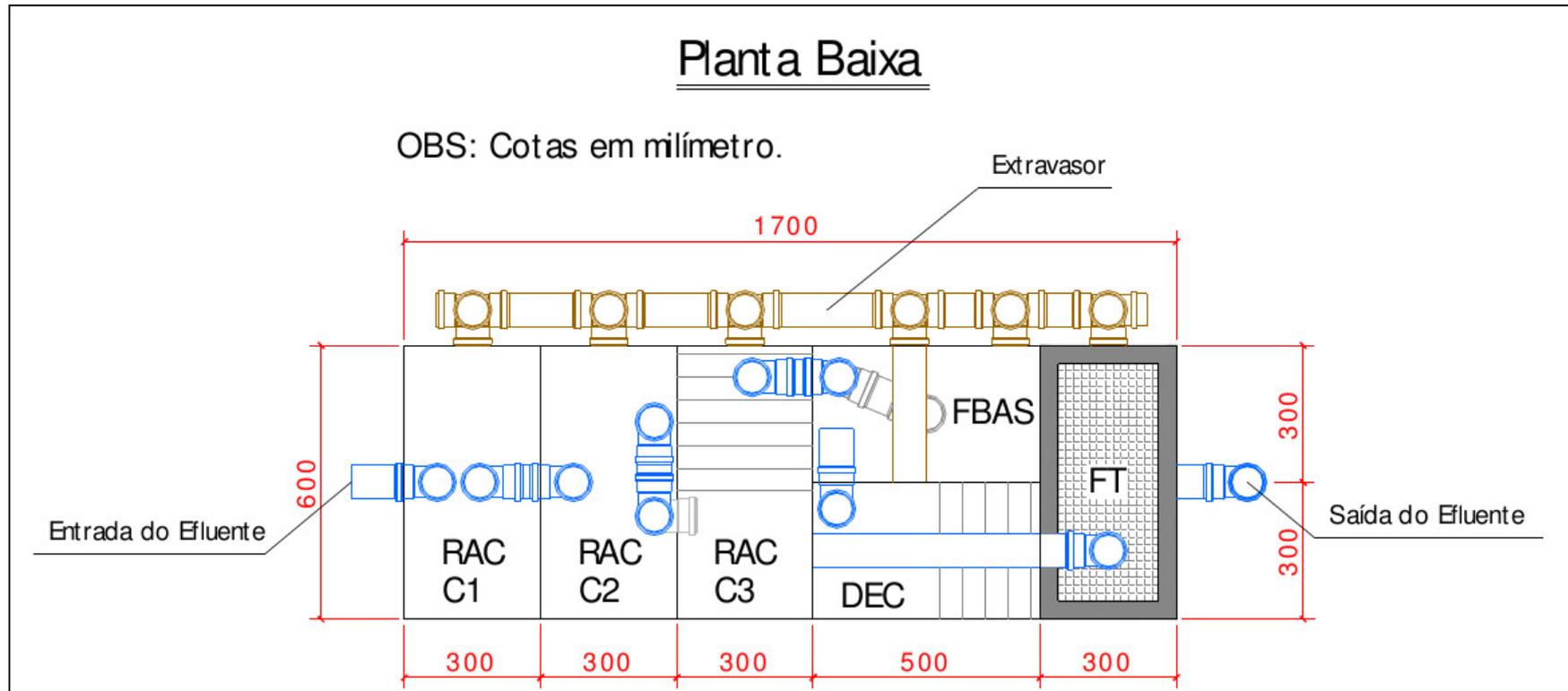


Figura 34. Planta baixa – ETAC utilizada para o filtro anaeróbio.
Fonte: Bazzarella (2005).

APÊNDICE B – VISTA LATERAL – “WETLAND” HORIZONTAL

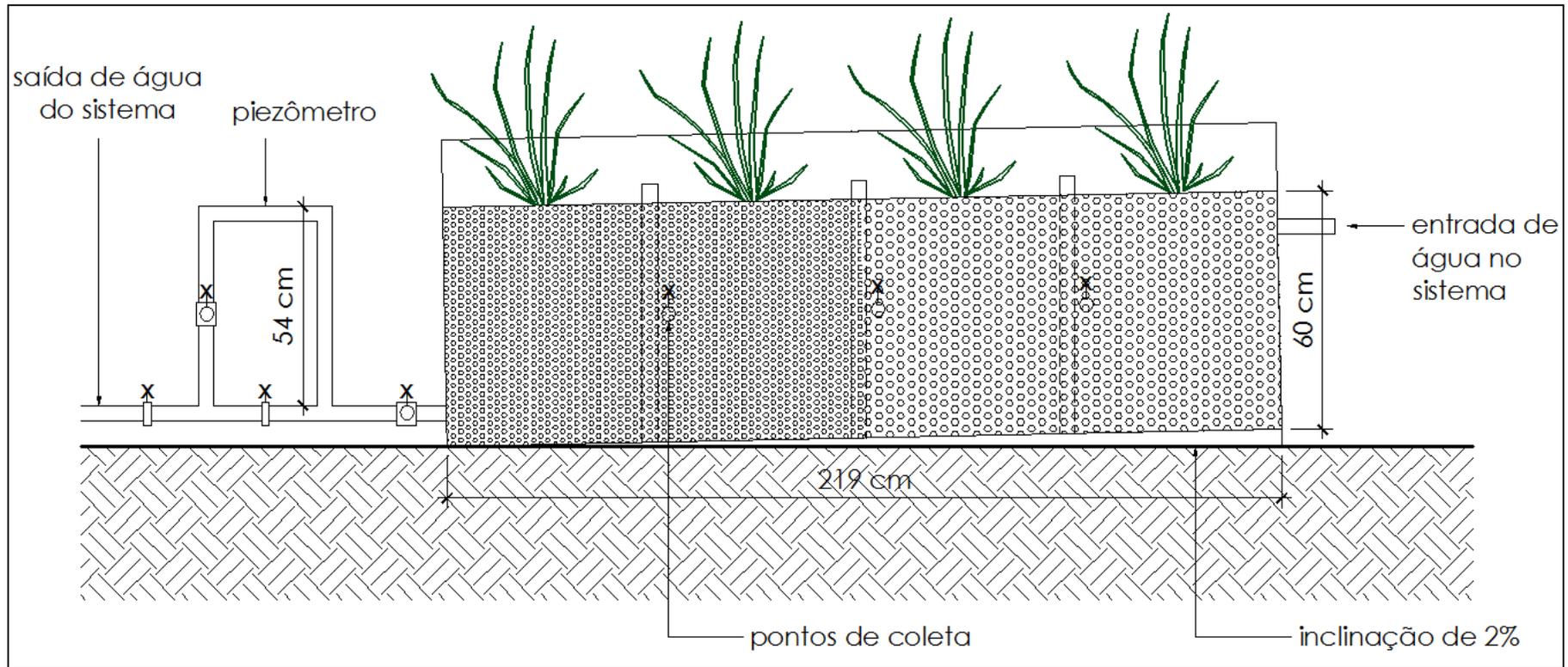


Figura 35. Vista lateral – “Wetland” horizontal.

APÊNDICE C – MATRIZES DE COMPARAÇÃO DOS SUBCRITÉRIOS EM RELAÇÃO ÀS ALTERNATIVAS

Tabela 22. Matriz de comparação das alternativas em relação ao *Porte*.

Critérios	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	Vetor Prioridade
R1	1	1/3	1/3	1/3	1/3	1	1	1	1/3	5	0,06
R2	3	1	1	1	1	4	4	4	1	7	0,15
R3	3	1	1	1	1	3	3	3	1	7	0,15
R4	3	1	1	1	1	3	3	3	1	7	0,15
R5	3	1	1	1	1	3	3	3	1	7	0,15
R6	1	1/4	1/3	1/3	1/3	1	1	1	1/3	5	0,06
R7	1	1/4	1/3	1/3	1/3	1	1	1	1/3	5	0,06
R8	1	1/4	1/3	1/3	1/3	1	1	1	1/3	5	0,06
R9	3	1	1	1	1	3	3	3	1	7	0,15
R10	1/5	1/7	1/7	1/7	1/7	1/5	1/5	1/5	1/7	1	0,02

$$\lambda_{\max} = 10,120; IC = 0,013; RC = 0,009$$

(R1) Papiro, (R2) Mini-papiro, (R3) Sombrinha chinesa, (R4) Beri, (R5) Copo-de-leite, (R6) Helicônia, (R7) Cavalinha, (R8) Lírio-do-brejo, (R9) Junco e (R10) Taboa.

Tabela 23. Matriz de comparação das alternativas em relação ao *Crescimento*.

Critérios	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	Vetor Prioridade
R1	1	1	1	1/5	1	5	1	1	1	1	0,08
R2	1	1	1	1/5	1	5	1	1	1	1	0,08
R3	1	1	1	1/5	1	5	1	1	1	1	0,08
R4	5	5	5	1	5	7	5	5	5	5	0,35
R5	1	1	1	1/5	1	5	1	1	1	1	0,08
R6	1/5	1/5	1/5	1/7	1/5	1	1/5	1/5	1/5	1/5	0,02
R7	1	1	1	1/5	1	5	1	1	1	1	0,08
R8	1	1	1	1/5	1	5	1	1	1	1	0,08
R9	1	1	1	1/5	1	5	1	1	1	1	0,08
R10	1	1	1	1/5	1	5	1	1	1	1	0,08

$$\lambda_{\max} = 10,144; IC = 0,016; RC = 0,011$$

(R1) Papiro, (R2) Mini-papiro, (R3) Sombrinha chinesa, (R4) Beri, (R5) Copo-de-leite, (R6) Helicônia, (R7) Cavalinha, (R8) Lírio-do-brejo, (R9) Junco e (R10) Taboa.

Tabela 24. Matriz de comparação das alternativas em relação ao *Desenvolvimento das aerênquimas*.

Critérios	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	Vetor Prioridade
R1	1	4	5	1	1	4	1	1	1	1/2	0,12
R2	1/4	1	4	1/4	1/4	1	1/4	1/4	1/4	1/3	0,04
R3	1/5	¼	1	1/5	1/5	1/4	1/5	1/5	1/5	1/7	0,02
R4	1	4	5	1	1	4	1	1	1	1/2	0,12
R5	1	4	5	1	1	4	1	1	1	1/2	0,12
R6	1/4	1	4	1/4	1/4	1	1/4	1/4	1/4	1/3	0,04
R7	1	4	5	1	1	4	1	1	1	1/2	0,12
R8	1	4	5	1	1	4	1	1	1	1/2	0,12
R9	1	4	5	1	1	4	1	1	1	1/2	0,12
R10	2	3	7	2	2	3	2	2	2	1	0,19

$$\lambda_{\max} = 10,311; IC = 0,035; RC = 0,023$$

(R1) Papiro, (R2) Mini-papiro, (R3) Sombrinha chinesa, (R4) Beri, (R5) Copo-de-leite, (R6) Helicônia, (R7) Cavalinha, (R8) Lírio-do-brejo, (R9) Junco e (R10) Taboa.

Tabela 25. Matriz de comparação das alternativas em relação ao *Sistema radicular*.

Critérios	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	Vetor Prioridade
R1	1	4	1	4	5	1	1/2	4	1/2	1/2	0,11
R2	1/4	1	1/4	1	4	1/4	1/5	1	1/5	1/5	0,04
R3	1	4	1	4	5	1	1/2	4	1/2	1/2	0,11
R4	1/4	1	1/4	1	4	1/4	1/5	1	1/5	1/5	0,04
R5	1/5	1/4	1/5	1/4	1	1/5	1/7	1/4	1/7	1/7	0,02
R6	1	4	1	4	5	1	1/2	4	1/2	1/2	0,11
R7	2	5	2	5	7	2	1	5	1	1	0,18
R8	1/4	1	1/4	1	4	1/4	1/5	1	1/5	1/5	0,04
R9	2	5	2	5	7	2	1	5	1	1	0,18
R10	2	5	2	5	7	20	1	5	1	1	0,18

$$\lambda_{\max} = 10,311; IC = 0,035; RC = 0,023$$

(R1) Papiro, (R2) Mini-papiro, (R3) Sombrinha chinesa, (R4) Beri, (R5) Copo-de-leite, (R6) Helicônia, (R7) Cavalinha, (R8) Lírio-do-brejo, (R9) Junco e (R10) Taboa.

Tabela 26. Matriz de comparação das alternativas em relação às *Resistências*.

Critérios	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	Vetor Prioridade
R1	1	4	1/4	4	3	3	1/7	2	1/5	1/5	0,03
R2	1/4	1	1/6	1	2	2	1/9	1/5	1/7	1/7	0,02
R3	4	6	1	6	5	5	2	5	4	4	0,25
R4	1/4	1	1/6	1	2	2	1/9	1/5	1/7	1/7	0,02
R5	1/3	1/2	1/5	1/2	1	4	1/6	1/4	1/3	1/3	0,05
R6	1/3	1/2	1/5	1/2	1/4	1	1/7	1/5	1/4	1/4	0,04
R7	7	9	1/2	9	6	7	1	6	5	5	0,26
R8	1/2	5	1/5	5	4	5	1/6	1	2	2	0,11
R9	5	7	1/4	7	3	4	1/5	1/2	1	1	0,11
R10	5	7	1/4	7	3	4	1/5	1/2	1	1	0,11

$$\lambda_{\max} = 11,072; IC = 0,119; RC = 0,080$$

(R1) Papiro, (R2) Mini-papiro, (R3) Sombrinha chinesa, (R4) Beri, (R5) Copo-de-leite, (R6) Helicônia, (R7) Cavalinha, (R8) Lírio-do-brejo, (R9) Junco e (R10) Taboa.

Tabela 27. Matriz de comparação das alternativas em relação à *Frequência de poda*.

Critérios	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	Vetor Prioridade
R1	1	1/6	1	1/2	1/6	1/3	1/2	1/3	1/2	1	0,03
R2	6	1	6	5	1	7	5	7	5	6	0,27
R3	1	1/6	1	1/2	1/6	1/3	1/2	1/3	1/2	1	0,03
R4	2	5	2	1	1/2	4	1	4	1	2	0,10
R5	6	1	6	2	1	7	5	7	5	6	0,27
R6	3	1/7	3	4	1/7	1	2	1	2	3	0,05
R7	2	1/5	2	1	1/5	1/2	1	4	1	2	0,10
R8	3	1/7	3	4	1/7	1	1/4	1	2	3	0,05
R9	2	1/5	2	1	1/5	1/2	1	1/2	1	4	0,10
R10	1	1/6	1	2	1/6	1/3	1/2	1/3	1/4	1	0,03

$$\lambda_{\max} = 10,859; IC = 0,095; RC = 0,064$$

(R1) Papiro, (R2) Mini-papiro, (R3) Sombrinha chinesa, (R4) Beri, (R5) Copo-de-leite, (R6) Helicônia, (R7) Cavalinha, (R8) Lírio-do-brejo, (R9) Junco e (R10) Taboa.

Tabela 28. Matriz de comparação das alternativas em relação à *Facilidade de poda*.

Critérios	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	Vetor Prioridade
R1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	0,11
R2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	0,11
R3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	0,11
R4	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	0,11
R5	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	0,11
R6	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	0,11
R7	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	0,11
R8	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	0,11
R9	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	0,11
R10	1/2	1/2	1/2	1/2	1/2	1/2	1/2	1/2	1/2	1	0,05

$$\lambda_{\max} = 10,000; IC = 0,000; RC = 0,000$$

(R1) Papiro, (R2) Mini-papiro, (R3) Sombrinha chinesa, (R4) Beri, (R5) Copo-de-leite, (R6) Helicônia, (R7) Cavalinha, (R8) Lírio-do-brejo, (R9) Junco e (R10) Taboa.

Tabela 29. Matriz de comparação das alternativas em relação à *Demanda de nutrientes*.

Critérios	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	Vetor Prioridade
R1	1	1/2	1/2	1/2	4	5	1/2	1/2	1/2	1/3	0,07
R2	2	1	1	1	5	6	1	1	1	1/2	0,11
R3	2	1	1	1	5	6	1	1	1	1/2	0,11
R4	2	1	1	1	5	6	1	1	1	1/2	0,11
R5	1/4	1/5	1/5	1/5	1	3	1/5	1/5	1/5	1/7	0,03
R6	1/5	1/6	1/6	1/6	1/3	1	1/6	1/6	1/6	1/8	0,02
R7	2	1	1	1	5	6	1	1	1	1/2	0,11
R8	2	1	1	1	5	6	1	1	1	1/2	0,11
R9	2	1	1	1	5	6	1	1	1	1/2	0,11
R10	3	2	2	2	7	8	2	2	2	1	0,21

$$\lambda_{\max} = 10,133; IC = 0,015; RC = 0,010$$

(R1) Papiro, (R2) Mini-papiro, (R3) Sombrinha chinesa, (R4) Beri, (R5) Copo-de-leite, (R6) Helicônia, (R7) Cavalinha, (R8) Lírio-do-brejo, (R9) Junco e (R10) Taboa.

Tabela 30. Matriz de comparação das alternativas em relação à *Disponibilidade na região*.

Critérios	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	Vetor Prioridade
R1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,10
R2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,10
R3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,10
R4	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,10
R5	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,10
R6	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,10
R7	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,10
R8	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,10
R9	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,10
R10	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,10

$$\lambda_{\max} = 10,000; IC = 0,000; RC = 0,000$$

(R1) Papiro, (R2) Mini-papiro, (R3) Sombrinha chinesa, (R4) Beri, (R5) Copo-de-leite, (R6) Helicônia, (R7) Cavalinha, (R8) Lírio-do-brejo, (R9) Junco e (R10) Taboa.

Tabela 31. Matriz de comparação das alternativas em relação ao *Preço*.

Critérios	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	Vetor Prioridade
R1	1	1/3	2	1/5	1/2	1/4	1/2	1/6	1/7	1/8	0,02
R2	3	1	4	3	4	2	4	1/2	1/3	1/4	0,11
R3	1/2	1/4	1	1/3	3	1/3	1/2	1/5	1/6	1/7	0,03
R4	5	1/3	3	1	4	3	4	2	2	1/2	0,15
R5	2	1/4	1/3	1/4	1	1/3	2	1/4	1/5	1/6	0,03
R6	4	2	3	1/3	3	1	3	2	1/2	1/3	0,11
R7	2	1/4	2	1/4	1/2	1/3	1	1/3	1/4	1/5	0,04
R8	6	2	5	1/2	4	1/2	3	1	3	2	0,15
R9	7	3	6	1/2	5	2	4	1/3	1	3	0,17
R10	8	4	7	2	6	3	5	1/2	1/3	1	0,18

$$\lambda_{\max} = 11,784; IC = 0,198; RC = 0,133$$

(R1) Papiro, (R2) Mini-papiro, (R3) Sombrinha chinesa, (R4) Beri, (R5) Copo-de-leite, (R6) Helicônia, (R7) Cavalinha, (R8) Lírio-do-brejo, (R9) Junco e (R10) Taboa.

Tabela 32. Matriz de comparação das alternativas em relação ao *Cultivo de mudas*.

Critérios	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	Vetor Prioridade
R1	1	1	1	1	4	4	1	1	1	1	0,12
R2	1	1	1	1	4	4	1	1	1	1	0,12
R3	1	1	1	1	4	4	1	1	1	1	0,12
R4	1	1	1	1	4	4	1	1	1	1	0,12
R5	1/4	1/4	1/4	1/4	1	1	1/4	1/4	1/4	1/4	0,03
R6	1/4	1/4	1/4	1/4	1	1	1/4	1/4	1/4	1/4	0,03
R7	1	1	1	1	4	4	1	1	1	1	0,12
R8	1	1	1	1	4	4	1	1	1	1	0,12
R9	1	1	1	1	4	4	1	1	1	1	0,12
R10	1	1	1	1	4	4	1	1	1	1	0,12

$$\lambda_{\max} = 10,000; IC = 0,000; RC = 0,000$$

(R1) Papiro, (R2) Mini-papiro, (R3) Sombrinha chinesa, (R4) Beri, (R5) Copo-de-leite, (R6) Helicônia, (R7) Cavalinha, (R8) Lírio-do-brejo, (R9) Junco e (R10) Taboa.

Tabela 33. Matriz de comparação das alternativas em relação ao *Aspecto visual*.

Critérios	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	Vetor Prioridade
R1	1	1	4	1	1	1	4	1	4	5	0,14
R2	1	1	4	1	1	1	4	1	4	5	0,14
R3	1/4	1/4	1	1/4	1/4	1/4	1	1/4	1	4	0,04
R4	1	1	4	1	1	1	4	1	4	5	0,14
R5	1	1	4	1	1	1	4	1	4	5	0,14
R6	1	1	4	1	1	1	4	1	4	5	0,14
R7	1/4	1/4	1	1/4	1/4	1/4	1	1/4	1	4	0,04
R8	1	1	4	1	1	1	4	1	4	5	0,14
R9	1/4	1/4	1	1/4	1/4	1/4	1	1/4	1	4	0,04
R10	1/5	1/5	1/4	1/5	1/5	1/5	1/4	1/5	1/4	1	0,02

$$\lambda_{\max} = 10,265; IC = 0,029; RC = 0,020$$

(R1) Papiro, (R2) Mini-papiro, (R3) Sombrinha chinesa, (R4) Beri, (R5) Copo-de-leite, (R6) Helicônia, (R7) Cavalinha, (R8) Lírio-do-brejo, (R9) Junco e (R10) Taboa.

Tabela 34. Matriz de comparação das alternativas em relação ao *Tipo de cultivo*.

Critérios	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	Vetor Prioridade
R1	1	1/5	1	1/4	1/4	1/5	1/5	1/5	1	1	0,03
R2	5	1	5	4	4	1	1	1	5	5	0,18
R3	1	1/5	1	1/4	1/4	1/5	1/5	1/5	1	1	0,03
R4	4	1/4	4	1	1	2	2	2	3	3	0,08
R5	4	1/4	4	1	1	2	2	2	3	3	0,08
R6	5	1	5	1/2	1/2	1	1	1	5	5	0,18
R7	5	1	5	1/2	1/2	1	1	1	5	5	0,18
R8	5	1	5	1/2	1/2	1	1	1	5	5	0,18
R9	1	1/5	1	1/3	1/3	1/5	1/5	1/5	1	1	0,03
R10	1	1/5	1	1/3	1/3	1/5	1/5	1/5	1	1	0,03

$$\lambda_{\max} = 10,457; IC = 0,051; RC = 0,034$$

(R1) Papiro, (R2) Mini-papiro, (R3) Sombrinha chinesa, (R4) Beri, (R5) Copo-de-leite, (R6) Helicônia, (R7) Cavalinha, (R8) Lírio-do-brejo, (R9) Junco e (R10) Taboa.

Tabela 35. Matriz de comparação das alternativas em relação à *Remoção de DQO*.

Critérios	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	Vetor Prioridade
R1	1	1/3	1	1/3	1/5	1/5	1	1/3	1/6	1/5	0,03
R2	3	1	3	1	1/4	1/4	3	1	1/5	1/4	0,06
R3	1	1/3	1	1/3	1/5	1/5	1	1/3	1/6	1/5	0,03
R4	3	1	3	1	1/4	1/4	3	1	1/5	1/4	0,06
R5	5	4	5	4	1	1	5	4	1/3	1	0,15
R6	5	4	5	4	1	1	5	4	1/3	1	0,15
R7	1	1/3	1	1/3	1/5	1/5	1	1/3	1/6	1/5	0,03
R8	3	1	3	1	1/4	1/4	3	1	1/5	1/4	0,06
R9	6	5	6	5	3	3	6	5	1	3	0,28
R10	5	4	5	4	1	1	5	4	1/3	1	0,15

$$\lambda_{\max} = 10,441; IC = 0,049; RC = 0,033$$

(R1) Papiro, (R2) Mini-papiro, (R3) Sombrinha chinesa, (R4) Beri, (R5) Copo-de-leite, (R6) Helicônia, (R7) Cavalinha, (R8) Lírio-do-brejo, (R9) Junco e (R10) Taboa.

Tabela 36. Matriz de comparação das alternativas em relação à *Remoção de nitrogênio*.

Critérios	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	Vetor Prioridade
R1	1	1/4	1/5	1/4	1/5	1/5	1	1/4	1	1/4	0,20
R2	4	1	4	1	4	4	1/4	1	1/4	1	0,08
R3	5	1/4	1	1/4	1	1	1/5	1/4	1/5	1/4	0,03
R4	4	1	4	1	4	4	1/4	1	1/4	1	0,08
R5	5	1/4	1	1/4	1	1	1/5	1/4	1/5	1/4	0,03
R6	5	1/4	1	1/4	1	1	1/5	1/4	1/5	1/4	0,03
R7	1	4	5	4	5	5	1	4	1	4	0,20
R8	4	1	4	1	4	4	1/4	1	1/4	1	0,08
R9	1	4	5	4	5	5	1	4	1	5	0,20
R10	4	1	4	1	4	4	1/4	1	1/5	1	0,08

$$\lambda_{\max} = 10,503; IC = 0,056; RC = 0,037$$

(R1) Papiro, (R2) Mini-papiro, (R3) Sombrinha chinesa, (R4) Beri, (R5) Copo-de-leite, (R6) Helicônia, (R7) Cavalinha, (R8) Lírio-do-brejo, (R9) Junco e (R10) Taboa.

Tabela 37. Matriz de comparação das alternativas em relação à *Remoção de fósforo*.

Critérios	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	Vetor Prioridade
R1	1	1/3	5	4	5	5	1	1/3	4	4	0,13
R2	3	1	6	5	6	6	3	1	5	5	0,23
R3	1/5	1/6	1	1/4	1	1	1/5	1/6	1/4	1/4	0,02
R4	1/4	1/5	4	1	4	4	1/4	1/5	1	1	0,06
R5	1/5	1/6	1	1/4	1	1	1/5	1/6	1/4	1/4	0,02
R6	1/5	1/6	1	1/4	1	1	1/5	1/6	1/4	1/4	0,02
R7	1	1/3	5	4	5	5	1	1/3	4	4	0,13
R8	3	1	6	5	6	6	3	1	5	5	0,23
R9	1/4	1/5	4	1	4	4	4	1/5	1	1	0,06
R10	1/4	1/5	4	1	4	4	4	1/5	1	1	0,06

$$\lambda_{\max} = 10,731; IC = 0,081; RC = 0,055$$

(R1) Papiro, (R2) Mini-papiro, (R3) Sombrinha chinesa, (R4) Beri, (R5) Copo-de-leite, (R6) Helicônia, (R7) Cavalinha, (R8) Lírio-do-brejo, (R9) Junco e (R10) Taboa.

Tabela 38. Matriz de comparação das alternativas em relação à *Remoção de microrganismos patogênicos*.

Critérios	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	Vetor Prioridade
R1	1	1/2	1/2	1/2	1/2	1/2	1/2	1/2	1/3	1/3	0,05
R2	2	1	1	1	1	1	1	1	1/2	1/2	0,09
R3	2	1	1	1	1	1	1	1	1/2	1/2	0,09
R4	2	1	1	1	1	1	1	1	1/2	1/2	0,09
R5	2	1	1	1	1	1	1	1	1/2	1/2	0,09
R6	2	1	1	1	1	1	1	1	1/2	1/2	0,09
R7	2	1	1	1	1	1	1	1	1/2	1/2	0,09
R8	2	1	1	1	1	1	1	1	1/2	1/2	0,09
R9	3	2	2	2	2	2	2	2	1	1	0,17
R10	3	2	2	2	2	2	2	2	1	1	0,17

$$\lambda_{\max} = 10,012; IC = 0,001; RC = 0,001$$

(R1) Papiro, (R2) Mini-papiro, (R3) Sombrinha chinesa, (R4) Beri, (R5) Copo-de-leite, (R6) Helicônia, (R7) Cavalinha, (R8) Lírio-do-brejo, (R9) Junco e (R10) Taboa.

Tabela 39. Matriz de comparação das alternativas em relação à *Produção de massa seca*.

Critérios	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	Vetor Prioridade
R1	1	1/6	1/4	1/6	1/5	1/6	1/5	1/6	1/6	1/4	0,02
R2	6	1	5	1	4	1	4	1	1	5	0,16
R3	4	1/5	1	1/5	1/4	1/5	1/4	1/5	1/5	1	0,03
R4	6	1	5	1	4	1	4	1	1	5	0,16
R5	5	1/4	4	1/4	1	1/4	1	1/4	1/4	4	0,06
R6	6	1	5	1	4	1	4	1	1	5	0,16
R7	5	1/4	4	1/4	1	1/4	1	1/4	1/4	4	0,06
R8	6	1	5	1	4	1	4	1	1	5	0,16
R9	6	1	5	1	4	1	4	1	1	5	0,16
R10	4	1/5	1	1/5	1/4	1/5	1/4	1/5	1/5	1	0,03

$$\lambda_{\max} = 10,680; IC = 0,076; RC = 0,051$$

(R1) Papiro, (R2) Mini-papiro, (R3) Sombrinha chinesa, (R4) Beri, (R5) Copo-de-leite, (R6) Helicônia, (R7) Cavalinha, (R8) Lírio-do-brejo, (R9) Junco e (R10) Taboa.

APÊNDICE D – TABELA DE AVALIAÇÃO DOS SUBCRITÉRIOS EM RELAÇÃO ÀS ALTERNATIVAS

Tabela 40. Avaliação dos subcritérios em relação às alternativas.

Subcritérios	Macrófitas										
	Papiro	Mini-papiro	Sombrinha chinesa	Beri	Copo-de-leite	Helicônia	Cavalinha	Lírio-do-brejo	Junco	Taboa	
Porte	Médio ⁽¹⁾	Pequeno ⁽¹⁾	Pequeno ⁽¹⁾	Pequeno ⁽¹⁾	Pequeno ⁽¹⁾	Médio ⁽¹⁾	Médio ⁽¹⁾	Médio ⁽¹⁾	Pequeno ⁽²⁾	Grande ⁽³⁾	
Crescimento	Agressivo ⁽⁴⁾	Agressivo ⁽⁴⁾	Agressivo ⁽⁵⁾	Rápido ⁽⁴⁾	Agressivo ⁽⁶⁾	Lento ^{(7), (8)}	Agressivo ⁽⁹⁾	Agressivo ⁽¹⁾	Agressivo ⁽²⁾	Agressivo ⁽¹⁰⁾	
Desenvolvimento dos aerênquimas	Bom ⁽¹¹⁾	Razoável ⁽¹²⁾	Ruim ⁽¹³⁾	Bom ⁽¹⁴⁾	Bom ⁽¹⁵⁾	Razoável ⁽¹⁶⁾	Bom ⁽¹⁷⁾	Bom ⁽¹⁸⁾	Bom ⁽¹⁹⁾	Bom ⁽²⁰⁾	
Sistema radicular	Bem desenvolvido ⁽¹¹⁾	Razoável ⁽²¹⁾	Bem desenvolvido ⁽²²⁾	Razoável ⁽¹²⁾	Pouco desenvolvido ⁽²³⁾	Bem desenvolvido ⁽²⁴⁾	Bem desenvolvido ⁽¹⁾	Razoável ⁽²⁵⁾	Bem desenvolvido ⁽¹⁹⁾	Bem desenvolvido ⁽²⁶⁾	
Resistências	Luminosidade	Boa ⁽¹⁾	Razoável ⁽¹⁾	Boa ⁽²⁷⁾	Boa ⁽¹⁾	Boa ⁽¹⁾	Boa ⁽¹⁾	Boa ⁽¹⁾	Boa ⁽¹⁹⁾	Boa ⁽¹⁰⁾	
	Temperaturas elevadas	Boa ⁽¹⁾	Razoável ⁽¹⁾	Boa ⁽²⁵⁾	Boa ⁽¹⁾	Ruim ⁽¹⁾	Boa ^{(1), (28)}	Boa ⁽¹⁾	Boa ⁽²⁵⁾	Boa ⁽²⁹⁾	Boa ⁽¹⁰⁾
	pH (faixa de 6 a 8)	Boa ⁽⁶⁾	Boa ⁽³⁰⁾	Razoável ⁽³⁰⁾	Razoável ⁽³⁰⁾	Razoável ⁽³¹⁾	Razoável ⁽²⁸⁾	Razoável ⁽²⁵⁾	Boa ⁽³²⁾	Boa ⁽³³⁾	Boa ⁽³⁾
	Toxicidade	Mediana ⁽³⁴⁾	Mediana ⁽²⁵⁾	Mediana ⁽³⁵⁾	Mediana ^{(36), (37)}	Mediana ⁽³⁸⁾	Baixa ⁽³⁶⁾	Elevada ⁽³⁹⁾	Mediana ⁽²⁵⁾	Mediana ⁽⁴⁰⁾	Mediana ⁽³⁶⁾
	Parasitas e/ou doenças	Mediana ⁽²⁵⁾	Mediana ⁽²⁵⁾	Baixa ⁽⁸⁾	Baixa ⁽⁶⁾	Baixa ⁽⁴¹⁾	Baixa ⁽²⁸⁾	Elevada ⁽⁴²⁾	Baixa ⁽⁴³⁾	Elevada ⁽⁴⁴⁾	Mediana ⁽¹⁰⁾
Frequência de poda	Elevada ⁽⁴⁾	Baixa ⁽²⁵⁾	Elevada ⁽⁸⁾	Moderada ⁽⁴⁵⁾	Baixa ⁽⁴⁶⁾	Elevada ⁽⁸⁾	Moderada	Elevada ⁽⁸⁾	Moderada ⁽¹⁰⁾	Elevada ^{(10), (26)}	
Facilidade de poda	Fácil ⁽⁴⁷⁾	Fácil ⁽⁴⁷⁾	Fácil ⁽⁴⁷⁾	Fácil ⁽⁴⁷⁾	Fácil ⁽⁴⁷⁾	Fácil ⁽⁴⁷⁾	Fácil ⁽⁴⁷⁾	Fácil ⁽⁴⁷⁾	Fácil ⁽⁴⁷⁾	Razoável ⁽⁴⁷⁾	
Adaptação em áreas alagadas	Boa ⁽¹⁾	Boa ⁽¹⁾	Boa ⁽¹⁾	Boa ⁽¹⁾	Moderada ⁽¹⁾	Moderada ⁽¹⁾	Boa ^{(1), (9)}	Boa ⁽¹⁾	Boa ⁽²⁾	Boa ^{(3), (10)}	
Demanda de nutrientes	Moderada ⁽⁴⁸⁾	Moderada ⁽²⁵⁾	Moderada ⁽⁴⁹⁾	Moderada ⁽⁵⁰⁾	Elevada ⁽⁵¹⁾	Elevada ^{(52), (53)}	Moderada ⁽⁵⁴⁾	Moderada ⁽⁵⁵⁾	Moderada ⁽²⁵⁾	Pouca ⁽⁵⁶⁾	
Disponibilidade na região	Disponível ⁽⁴⁷⁾	Disponível ⁽⁴⁷⁾	Disponível ⁽⁴⁷⁾	Disponível ⁽⁴⁷⁾	Disponível ⁽⁴⁷⁾	Disponível ⁽⁴⁷⁾	Disponível ⁽⁴⁷⁾	Disponível ⁽⁴⁷⁾	Disponível ⁽⁴⁷⁾	Disponível ⁽⁴⁷⁾	
Preço	Caro ⁽⁴⁷⁾	Razoável ⁽⁴⁷⁾	Caro ⁽⁴⁷⁾	Razoável ⁽⁴⁷⁾	Caro ⁽⁴⁷⁾	Razoável ⁽⁴⁷⁾	Razoável ⁽⁴⁷⁾	Barato ⁽⁴⁷⁾	Barato ⁽⁴⁷⁾	Barato ⁽⁴⁷⁾	
Cultivo de mudas	Fácil ⁽⁴⁷⁾	Fácil ⁽⁴⁷⁾	Fácil ⁽⁴⁷⁾	Fácil ⁽⁴⁷⁾	Moderado ⁽¹⁾	Moderado ⁽²⁸⁾	Fácil ⁽⁵⁷⁾	Fácil ⁽¹⁾	Fácil ⁽²⁾	Fácil ⁽⁵⁸⁾	
Aspecto visual	Agradável ^{(4), (47)}	Agradável ^{(4), (47)}	Agradável ⁽⁴⁷⁾	Agradável ^{(4), (47)}	Agradável ⁽⁴⁷⁾	Agradável ⁽⁴⁷⁾	Razoável ⁽⁴⁷⁾	Agradável ⁽⁴⁷⁾	Razoável ⁽⁴⁷⁾	Desagradável ⁽⁴⁷⁾	
Tipo de cultivo	Monocultivo ⁽⁴⁾	Mono e/ou policultivo ^{(9), (59)}	Monocultivo ⁽⁴⁷⁾	Policultivo ⁽⁴⁾	Policultivo ⁽⁴⁾	Mono e/ou policultivo ⁽⁴⁷⁾	Mono e/ou policultivo ^{(4), (9)}	Mono e/ou policultivo ⁽⁴⁷⁾	Monocultivo ⁽¹⁰⁾	Monocultivo ⁽¹⁰⁾	
Remoção de DQO	Mediana ⁽⁴⁾	Mediana ^{(7), (59)}	Mediana ⁽⁸⁾	Mediana ^{(7), (45)}	Boa ^{(51), (60), (65)}	Boa ^{(8), (61)}	Mediana ⁽⁹⁾	Mediana ⁽⁸⁾	Boa ^{(2), (62)}	Boa ^{(3), (26), (62)}	
Remoção de nitrogênio	Boa ^{(4), (21)}	Mediana ^{(7), (63)}	Ruim ⁽⁸⁾	Mediana ^{(7), (45)}	Ruim ^{(51), (60), (65)}	Ruim ^{(8), (61)}	Boa ^{(9), (64)}	Mediana ^{(8), (63)}	Boa ⁽²⁾	Mediana ^{(3), (26)}	
Remoção de fósforo	Boa ^{(4), (21)}	Boa ⁽⁶³⁾	Ruim ⁽⁸⁾	Mediana ⁽⁴⁵⁾	Ruim ^{(60), (65)}	Ruim ^{(8), (61)}	Boa ^{(9), (64)}	Boa ^{(8), (63)}	Mediana ^{(2), (62)}	Mediana ^{(26), (62)}	

Continuação da Tabela 40. Avaliação dos subcritérios em relação às alternativas.

Subcritérios	Macrófitas									
	Papiro	Mini-papiro	Sombrinha chinesa	Beri	Copo-de-leite	Helicônia	Cavalinha	Lírio-do-brejo	Junco	Taboa
Remoção de microrganismos patogênicos	Mediana ⁽⁴⁾	Boa ^{(7), (63)}	Boa ⁽⁹⁾	Boa ⁽⁴⁵⁾	Boa ⁽⁶⁵⁾	Boa ⁽⁶³⁾	Boa ⁽⁹⁾	Boa ⁽⁶³⁾	Boa ⁽²⁾	Boa ^{(3), (26)}
Produção de massa seca	Elevada ⁽⁶⁶⁾	Razoável ⁽²⁵⁾	Elevada ⁽⁸⁾	Razoável ⁽⁶¹⁾	Baixa ⁽⁶⁷⁾	Razoável ^{(61), (36)}	Baixa ⁽⁶⁸⁾	Razoável ⁽⁸⁾	Razoável ^{(10), (62)}	Elevada ^{(3), (10)}

⁽¹⁾ Lorenzi e Souza (2008);

⁽²⁾ Valentim (1999);

⁽³⁾ Sousa (2003);

⁽⁴⁾ Zanella (2008);

⁽⁵⁾ Jardineiro.net (2011);

⁽⁶⁾ Wikipedia (2011);

⁽⁷⁾ Begosso (2009);

⁽⁸⁾ Kletecke (2011);

⁽⁹⁾ Monteiro (2009);

⁽¹⁰⁾ Valentim (2003);

⁽¹¹⁾ Rodrigues e Estelita (2004);

⁽¹²⁾ Observado em microscópio óptico na Universidade Federal do Espírito Santo;

⁽¹³⁾ Seago-Jr. et al. (2005);

⁽¹⁴⁾ Petterson et al. (2008);

⁽¹⁵⁾ Yiotis e Psaras (2011);

⁽¹⁶⁾ Triplett e Kirchoff (1991);

⁽¹⁷⁾ Green (2010);

⁽¹⁸⁾ Martins et al. (2010);

⁽¹⁹⁾ Roessing (2007);

⁽²⁰⁾ Constable e Longstreth (1994);

⁽²¹⁾ Kyambadde et al. (2004);

⁽²²⁾ University of Coimbra (2011);

⁽²³⁾ Moraes et al. (2006);

⁽²⁴⁾ Pinto (2007);

⁽²⁵⁾ Não foi encontrada nenhuma referência;

⁽²⁶⁾ Dornelas (2008);

⁽²⁷⁾ Paisagismo Digital (2011);

⁽²⁸⁾ Soares (2008);

⁽²⁹⁾ Matias et al. (2003);

- ⁽³⁰⁾ Dave's Garden (2011);
- ⁽³¹⁾ Backyard Gardener (2011);
- ⁽³²⁾ Plant Database (2012);
- ⁽³³⁾ RS Discus (2012);
- ⁽³⁴⁾ Lubberding et al. (2000);
- ⁽³⁵⁾ Cheng et al. (2002);
- ⁽³⁶⁾ Aksorn e Visoottiviseth (2004);
- ⁽³⁷⁾ Yan (2005);
- ⁽³⁸⁾ Kritzinger et al. (1998);
- ⁽³⁹⁾ Närhi et al. (2012);
- ⁽⁴⁰⁾ Deng et al. (2004);
- ⁽⁴¹⁾ Planta Sonya (2012);
- ⁽⁴²⁾ Biodinâmica (2012);
- ⁽⁴³⁾ Maimoni-Rodella e Cavalcanti (2006);
- ⁽⁴⁴⁾ Peiró e Alves (2006);
- ⁽⁴⁵⁾ Timm e Maluf (2011);
- ⁽⁴⁶⁾ Plantas e Jardins (2011);
- ⁽⁴⁷⁾ Fato observado em pesquisas de campo;
- ⁽⁴⁸⁾ Florida Hill Nursery (2012);
- ⁽⁴⁹⁾ Faz Fácil (2012);
- ⁽⁵⁰⁾ Arnold et al. (1999);
- ⁽⁵¹⁾ Belmont e Metcalfe (2003);
- ⁽⁵²⁾ Souza et al. (2009);
- ⁽⁵³⁾ Castro (2011);
- ⁽⁵⁴⁾ Plantas Ornamentais Blogspot (2011);
- ⁽⁵⁵⁾ Garden Guides (2011);
- ⁽⁵⁶⁾ Lima (2010);
- ⁽⁵⁷⁾ Golloubeff et al. (2009);
- ⁽⁵⁸⁾ Almeida et al. (2007);
- ⁽⁵⁹⁾ Paulo et al. (2007);
- ⁽⁶⁰⁾ Ribas e Fortes Neto (2006);
- ⁽⁶¹⁾ Konnerup et al. (2009);
- ⁽⁶²⁾ Mazzola (2003);
- ⁽⁶³⁾ Santos et al. (2007);
- ⁽⁶⁴⁾ Danista (2011);
- ⁽⁶⁵⁾ Ribas e Fiorini (2004);
- ⁽⁶⁶⁾ Perbangkhem e Polprasert (2010);

⁽⁶⁷⁾ Carneiro et al. (2011);

⁽⁶⁸⁾ Solander (1983).