

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS AMBIENTAIS

LARISSA BEGOSSO

DETERMINAÇÃO DE PARÂMETROS DE PROJETO E
CRITÉRIOS PARA DIMENSIONAMENTO E CONFIGURAÇÃO
DE *WETLANDS* CONSTRUÍDAS PARA TRATAMENTO DE
ÁGUA CINZA

CAMPO GRANDE
2009

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS AMBIENTAIS

LARISSA BEGOSSO

DETERMINAÇÃO DE PARÂMETROS DE PROJETO E
CRITÉRIOS PARA DIMENSIONAMENTO E CONFIGURAÇÃO
DE *WETLANDS* CONSTRUÍDAS PARA TRATAMENTO DE
ÁGUA CINZA

Dissertação apresentada para obtenção do grau de
Mestre no Programa de Pós-Graduação em Tecnologias
Ambientais da Universidade Federal de Mato Grosso do
Sul, na área de concentração em Saneamento Ambiental
e Recursos Hídricos.

ORIENTADOR: Prof^a. Dr^a. Paula Loureiro Paulo

Aprovada em:

Banca Examinadora:

Prof^a. Dr^a. Paula Loureiro Paulo
Orientadora – UFMS

Prof. Dr. Carlos Nobuyoshi Ide
Instituição - UFMS

Prof. Dr. Luiz Fernando de Abreu Cybis
Instituição - UFRGS

Campo Grande, MS
2009

DEDICATÓRIA

*As minhas
orientadoras, professores, velhos e novos amigos e
Toda minha família.*

AGRADECIMENTOS

A Professora Doutora Paula Loureiro Paulo, pela orientação fornecida durante a elaboração deste trabalho.

A Fundação de Apoio à Pesquisa e ao Ensino de Mato Grosso do Sul - FUNDECT, pela bolsa de estudo concedida.

A *International Foundation for Science* (IFS, concessão nº. W/4130-1), pelo financiamento da pesquisa.

A todos os colegas, estagiários, professores e funcionários do Departamento de Hidráulica e Transportes da UFMS e Laboratório de Qualidade Ambiental - LAQUA, pela colaboração.

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA.....	ii
AGRADECIMENTOS	iii
SUMÁRIO.....	iv
LISTA DE FIGURAS	v
LISTA DE TABELAS	vi
LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS	vii
RESUMO	viii
ABSTRACT	ix
1. Introdução Geral	2
1.1. Situação atual do Saneamento.....	2
1.2. Saneamento Ecológico – EcoSan	2
1.3. Água Cinza.....	2
1.4. Tratamento de Águas Residuárias	4
1.5. Tratamento de Água Cinza.....	4
1.6. Wetlands construídas (CW).....	6
1.6.1.Wetlands construídas no Brasil	7
1.6.2.Funcionamento	8
1.6.3.Fluxos	8
1.6.4.Vegetação	9
1.6.5.Substrato	10
1.6.6.Dimensionamento	10
1.7. Legislação pertinente.....	13
1.8. Uso de wetlands construídas para o tratamento de água cinza	14
2. Configuração e Dimensionamento de Sistema Híbrido de Wetlands Construídas para o Tratamento de Água Cinza	16
Resumo	16
Palavras-chave.	16
Abstract.....	16
Key-words.....	16
2.1. Introdução.....	17
2.2. Material e Métodos	19
2.2.1.Sistema Experimental	19
2.2.2.Critérios de dimensionamento	22
2.2.3.Operação e monitoramento do sistema.....	22
2.2.4.Aspectos operacionais - Vazão	23
2.2.5.Métodos analíticos	23
2.2.6.Planejamento experimental.....	23
2.2.7.Tratamento dos resultados	23
2.3. Resultados e Discussões	24
2.3.1. Características da água cinza: influência na razão DQO/DBO e sólidos	24
2.3.2.Influência do tempo de detenção de hidráulica	26
2.3.3.Análise estatística	29
2.3.4.Performance global do sistema.....	31
2.4. Conclusões	32
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	34
ANEXOS.....	39

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - Sistema de <i>wetlands</i> contruídos (CW).....	20
FIGURA 2 - <i>Wetland</i> construído de fluxo subsuperficial horizontal (CW-FH).....	20
FIGURA 3 - <i>Wetland</i> construído de fluxo vertical (CW-FV).....	21
FIGURA 4 - Vazão média e composição percentual da água cinza.....	25
FIGURA 5 - Distribuição dos sólidos totais (%) para os 03 pontos de coleta.....	26
FIGURA 6 - Variação da vazão e da ER-DQO para CW-FH, CW-FV e CW, conforme t_{CW} . 27	
FIGURA 7 - Correlação entre ER-DQO (%) e TDH.....	29

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - Principais fontes dos componentes da água cinza.....	03
TABELA 2 - Caracterizações de água cinza.....	03
TABELA 3 - Vantagens e desvantagens dos <i>wetlands</i> construídos (CW).....	06
TABELA 4 - Eficiência de remoção por unidades e global do sistema híbrido.....	31

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
APHA	American Public Health Association
Ce	DBO do efluente, $\text{mg } \ell^{-1}$
Co	DBO do afluente, $\text{mg } \ell^{-1}$
Cu	Coeficiente de Uniformidade
D ₁₀	Diâmetro efetivo
D ₆₀	Diâmetro a 60%
<i>E.coli</i>	<i>Escherichia Coli</i>
EVT	Evapotranspiração
FIESP	Federação das Indústrias do Estado de São Paulo
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia Estatística
IEA	Instituto de Ecologia Aplicada
K ₂₀	Constante de decaimento a 20°C
K ₁₅	Constante de decaimento a 15°C
Ks	Condutividade hidráulica saturada
K _T	Constante de reação da cinética de primeira ordem
n	Porosidade
OMS	Organização Mundial da Saúde
p	Profundidade do substrato, m
pH	Potencial Hidrogeniônico
pe	pessoa
PNUD	Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento
PVC	Policloreto de Vinila
Q	Vazão média no sistema, $\text{m}^3 \text{d}^{-1}$
SAD	Demanda de aeração na superfície, adotado $< 30 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$
t _{cw}	Tempo de Funcionamento do Sistema Híbrido
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica, dias
UFMS	Universidade Federal do Mato Grosso do Sul
UNICEF	<i>United Nations Children's Fund</i>
UNT	Unidade Nefelométrica de Turbidez
USEPA	<i>U.S. Environmental Protection Agency</i>
WHO	<i>World Health Organization</i>

RESUMO

Begosso, L. (2009). *Determinação de parâmetros de projeto e critérios para dimensionamento e configuração de wetlands construídos para o tratamento de água cinza*. Campo Grande, 2009. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Brasil.

A determinação de critérios próprios para dimensionamento e configuração de *wetlands* construídos (CW) tratando água cinza em unidades domiciliares é necessária, considerando os ajustes requeridos para se alcançar a eficiência desejada sem que isto implique em uma difícil operação e intensiva manutenção. O objetivo deste trabalho foi projetar um sistema de tratamento compacto usando CW para tratar a água cinza de uma residência e determinar se os critérios escolhidos para dimensionamento e configuração adotada foram apropriados. Alguns dos critérios levados em consideração foram: remoção desejada da demanda bioquímica de oxigênio ($DBO_{5,20}$), sólidos suspensos totais (SST), substrato, controle de maus odores e aspecto ornamental. O sistema foi composto por: caixa de gordura (CG), tanque de sedimentação (TS), *wetland* construído de fluxo horizontal subsuperficial (CW-FH), sistema intermitente de abastecimento (TI) e *wetland* construído de fluxo vertical (CW-FV). Os resultados mostraram que a configuração sugerida, apesar de contrária ao usual e teoricamente subdimensionada para a unidade vertical, proporcionou a eficiência desejada. A performance global do sistema mostrou que a remoção de turbidez, SST, demanda química de oxigênio (DQO) e $DBO_{5,20}$ alcançaram, em média, níveis acima de 90%, alcançando 98% para turbidez e $DBO_{5,20}$. Este sistema foi suscetível a picos de fluxos que deterioraram temporariamente o desempenho do CW-FH, entretanto não afetaram o CW-FV que proveu ao sistema híbrido estabilidade para enfrentar tal variação. O tempo de detenção hidráulica (TDH) para o CW-FH na faixa de 1,9 dias garantiu a estabilidade do sistema completo. Vale ressaltar que as unidades de pré-tratamento foram de fundamental importância para manter a estabilidade de funcionamento, pois sua periodicidade de limpeza foi fato essencial para que não houvesse problemas com mau odor e colmatagem.

Palavras-Chave: Banhados, esgoto doméstico, sistema compacto.

ABSTRACT

Begosso, L. (2009). Determination of design parameters and criteria for design and configuration of constructed wetlands for treatment of greywater. Campo Grande, 2009. Master Dissertation – Federal University of Mato Grosso do Sul, Brazil.

It is necessary to determine proper criteria for design and configuration for constructed wetlands (CW) treating greywater at household level, considering the required adjustments to reach the aimed efficiency, ensuring a simple operation and non-intensive maintenance. The aim of this work was to design a compact system using CW to treat greywater at household level and determine whether the chosen criteria and adopted configuration were appropriate. Some of the criteria taken into consideration were: removal of biochemical oxygen demand ($BOD_{5,20}$), total suspended solids (TSS), media (substrate), bad odour control and ornamental aspect of the system. The system was composed of a grease trap (GT), sedimentation tank (ST), a subsurface horizontal flow constructed wetland (HF-CW), intermittent feeding system, and a vertical flow constructed wetland (VF-CW). The results showed that the suggested configuration, in spite of being the opposite of the usually adopted and also that the calculated VF-CW unit was undersized, provided the expected efficiency. The overall performance of the complete system showed that the removal of turbidity, TSS, chemical oxygen demand (COD) and BOD reached, in average, levels over 90% removal, reaching 98% for turbidity and BOD. Such system was susceptible to peak flows that temporarily deteriorated the performance of the CW-HF, however they did not affect the performance of the VF-CW which ensured the overall stability to the hybrid system. These conditions were achieved when a hydraulic retention time (HRT) of 1.9 days was kept for the CW-HF. It is worthy to mention that the pre-treatment units were crucial to maintain the stability of the system considering that the periodical cleaning was essential to avoid clogging and bad odour.

Key-words: wetlands, domestic sewage, compact system.

1. Introdução Geral

Há muitos séculos as atividades antrópicas vêm causando alterações no meio ambiente. O crescimento da população humana tem acarretado um aumento crescente nas demandas dos ecossistemas. O planeta está mudando através do desmatamento, agropecuária, reflorestamento, urbanização e conseqüente alteração do ciclo hidrológico. Uma grande resultante da ação antrópica é a alteração da quantidade e qualidade de nossos recursos hídricos, pois embora a água seja um recurso renovável, a porção potável é limitada.

Problemas associados com a falta de água potável para consumo humano e corpos d'águas poluídos são comuns em muitas cidades em países em desenvolvimento. Com a rápida urbanização e a pressão crescente nos governos das cidades, que muitas vezes não tem finanças adequadas como também recursos humanos para controlar os problemas, a crise da água está se agravando diariamente.

1.1. Situação atual do Saneamento

Hoje, mais de 2,5 bilhões de pessoas não tem acesso a saneamento melhorado, ou seja, a qualquer instalação sanitária que, de maneira higiênica, separe os dejetos humanos do meio ambiente; e quase 1,2 bilhões de pessoas defecam ao ar livre (WHO e UNICEF, 2008). O resto da humanidade depende de sistemas convencionais de saneamento, que se limitam a sistemas baseados em redes de esgoto transportado com ajuda de muita água, ou de sistemas de fossa séptica, que na maioria dos casos correspondem apenas a um sumidouro.

A precariedade dos serviços de saneamento no Brasil, onde apenas 75% da população possuem saneamento melhorado, explicam o agravamento de enfermidades já controladas, o ressurgimento de outras já erradicadas e o descompasso entre desenvolvimento econômico e o quadro de saúde pública. Assim, o crescimento econômico do país não vem acompanhado de melhorias de qualidade na prestação de serviços públicos, como pode ser visto nos estudos do Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD, 2008).

De acordo com o IBGE (2008), no Brasil 73,6% dos domicílios, no ano de 2007, possuíam rede coletora de esgoto ou fossa séptica mais sumidouro e, no Estado de Mato Grosso do Sul, esse valor era de 24%. Em Campo Grande, capital do Mato Grosso do Sul, 60% da população é atendida por rede coletora de esgoto, sendo que 100% do esgoto coletado é tratado.

1.2. Saneamento Ecológico – EcoSan

Saneamento Ecológico (em inglês, *Ecological Sanitation* - EcoSan) é um novo enfoque de soluções para saneamento em uma sociedade, cujo paradigma é baseado nos caminhos naturais dos ecossistemas e no ciclo fechado de materiais. As excretas humanas (fezes e urina) bem como as demais águas residuárias domésticas são reconhecidas como um recurso e não como um resíduo, que pode ser disponível para reuso. O reuso de águas residuárias bem como a racionalização do uso de água potável é parte integrante e importante desse ciclo, pois promove a preservação de águas de melhor qualidade para fins potáveis e reduzir a poluição no meio ambiente, isso porque a água é um recurso precioso que não deveria ser usado para transportar excretas, e, estas deveriam ser gerenciadas tão perto quanto possível da sua fonte.

De acordo com Otterpohl (2001), o efluente sanitário gerado nas residências pode ser segregado em água negra: efluente proveniente dos vasos sanitários (fezes, urina e papel higiênico); água cinza: efluente sem contribuição dos vasos sanitários; água marrom: fezes; e água amarela: urina.

1.3. Água Cinza

Água cinza é a água residuária proveniente do uso de lavatórios, chuveiros, banheiras, pias de cozinha, máquina de lavar roupa e tanque (Jefferson et al., 1999; Eriksson et al., 2002; Ottoson e Strenström, 2003), contendo componentes decorrentes do uso de sabão e de outros produtos para lavagem do corpo, roupas e limpeza em geral (Jefferson et al., 1999). Suas características em termos de quantidade e composição variam de acordo com a localização, nível de ocupação da residência, faixa etária, estilo de vida, classe social, costumes locais e tipo de fonte de água cinza (NSW Health, 2002; Nolde, 1999).

A água cinza normalmente contém baixos níveis de nutrientes quando comparada à água residuária comum proveniente de sistemas transportados por água. A Tabela 1 ilustra as principais fontes dos componentes da água cinza.

Tabela 1 - Principais fontes dos componentes da água cinza.

Componente	Fonte
Nitrogênio	Alimentos processados na cozinha
Fósforo	Detergentes e sabões contendo fosfato
Matéria Orgânica	Resíduos de alimentos, óleos e gorduras, resíduos corporais
Matéria Inorgânica	Produtos químicos e detergentes utilizados na limpeza
Cloretos	Dissolução de sais como o cloreto de sódio
Óleos e graxas	São os óleos e gorduras utilizados no preparo de alimento, resíduos presentes no corpo e nas roupas, oriundos da transpiração humana
Enxofre	Sabões, detergentes e decomposição da matéria orgânica
Patógenos	Limpeza das mãos após o uso do toalete, lavagem de roupas, alimentos contaminados com material fecal ou o próprio banho

De acordo com o levantamento realizado por Eriksson et al. (2002), a temperatura da água cinza foi constatada variando dentro do intervalo de 18-38°C, a turbidez de 15-240 UNT, os sólidos suspensos totais (SST) de 17-330 mg ℓ^{-1} , os sólidos totais (ST) de 113-2410 mg ℓ^{-1} , e o pH de 5,0-8,7. Em termos de matéria orgânica carbonácea, foram reportadas faixas de valores de concentração variando entre 13-550 mg ℓ^{-1} para demanda química de oxigênio (DQO) e DBO de 90-360 mg ℓ^{-1} ; em termos de nutrientes, para nitrogênio total (NT) de 0,6-74 mg ℓ^{-1} , fosfato total (PO_4) de 50-68 mg ℓ^{-1} , nitrato (NO_3) e nitrito (NO_2) de 0,1-2,1 mg ℓ^{-1} . Neste mesmo estudo, em termos de contaminação bacteriológica a concentração de *Escherichia coli* (*E. coli*) variou de $1,3 \cdot 10^5$ - $2,5 \cdot 10^8$ NMP 100 $\text{m}\ell^{-1}$. A Tabela 2 apresenta caracterizações de água cinza, através de parâmetros físico-químicos e bacteriológicos, para diversos casos.

Tabela 2 – Caracterizações de água cinza.*

Parâmetros	Pansonato (2007)	Bazzarella (2005)	Vaz (2009)	Borges (2003)
pH	8,9	7,05	6,84	7,2
Turbidez (UNT)	479,5	166	89,82	37,3
Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	461,0	430	-	-
OD (mg $\text{O}_2 \ell^{-1}$)	5,00	6,5	-	4,62
DQO (mg $\text{O}_2 \ell^{-1}$)	1031,4	857	216,96	-
DBO _{5,20} (mg $\text{O}_2 \ell^{-1}$)	487,14	571	130,83	96,33
Cl^- (mg ℓ^{-1})	25,69	64,0	-	-
SST (mg SST ℓ^{-1})	331,0	134	69,25	-
PO_4^- (mg ℓ^{-1})	21,15	9,0 ⁽¹⁾	0,97 ⁽²⁾	6,24 ⁽¹⁾
NT (mg ℓ^{-1})	14,4	6,6 ⁽³⁾	7,06 ⁽³⁾	-
NO_3^- (mg ℓ^{-1})	0,05	0,46	0,07	-
NH_3 (mg ℓ^{-1})	3,9	1,9	1,06	-
NO_2^- (mg ℓ^{-1})	0,105	0,09	0,01	-
<i>E. coli</i> (NMP 100 $\text{m}\ell^{-1}$)	10^5	$3,25 \times 10^4$	$5,21 \times 10^0$	4×10^2

⁽¹⁾ Fósforo total; ⁽²⁾ Ortofosfato; ⁽³⁾ NTK; * As amostras acima são compostas, isto é, provenientes do banheiro, cozinha e lavanderia, feitas manualmente. A caracterização de Bazzarella corresponde a uma população de Campus Universitário; Vaz a população de alto padrão; Borges de médio a alto padrão; e Pansonato de baixo padrão, todas no Brasil.

Segundo Eriksson et al. (2002), também contribuem para as características da água cinza a qualidade da água de abastecimento e o tipo de rede de distribuição. Quanto a DQO, como sua maior parte é derivada dos produtos químicos utilizados nas residências, espera-se que seus níveis próximos aos do esgoto doméstico convencional, enquanto que para as concentrações de DBO esperam-se valores mais baixos.

O reuso de água cinza pode, por exemplo, resultar em economia de água potável, economia de energia elétrica e menor produção de efluente sanitário nas edificações. Em uma escala maior, resulta em preservação dos mananciais de água, por diminuir a quantidade de água captada e por reduzir o lançamento de esgoto sanitário pelas áreas urbanas. Os usos não potáveis residenciais da água cinza são a lavagem de roupas, de carros, de calçadas, irrigação de jardins, descarga de vasos sanitários, piscinas, combate a incêndios, preparo de concreto, água para caldeira, agricultura, recarga de aquíferos, etc. (Okun, 1997; Santala et al., 1998). Dentre esses, a água cinza é mais comumente utilizada nas residências em descarga de vasos sanitários e irrigação de jardins (Eriksson et al., 2002).

1.4. Tratamento de Águas Residuárias

A análise das características da água residuária, conjuntamente com os requisitos de qualidade requeridos para a destinação final, geralmente define o tipo de tratamento a ser adotado. A escolha da tecnologia a ser utilizada deve ser feita considerando-se fatores como: tipo de efluente; vazão; área disponível; custos (Lettinga, 1995; Chernicharo, 1997).

A concepção e a operação dos sistemas técnicos para gerenciamento da água cinza dependem de uma série de fatores: clima, padrão de uso da terra, existência de sistemas de drenagem e carga de poluição. A escolha do tratamento é também afetada pela maneira como a água cinza é considerada pela comunidade. O melhor sistema deve, portanto ser encontrado ponderando as condições locais e os potenciais riscos das opções alternativas (Winblad e Simpson-Hébert, 2004).

1.5. Tratamento de Água Cinza

Partículas maiores, fibras e gorduras devem ser removidas na fonte para evitar entupimento do encanamento. Ralos de pia de cozinha, chuveiros, banheiras, máquinas de lavar e outros utensílios e aparelhos devem ser equipados com telas e filtros. Sem esse pré-tratamento as gorduras e outros compostos orgânicos biodegradáveis irão entupir o sistema ou propiciar maus odores. No pré-tratamento, os sólidos suspensos são removidos mecanicamente por

gravidade, telas ou filtros. A necessidade de remoção de sólidos em suspensão depende de como a água será tratada e utilizada. O tanque séptico é uma técnica eficaz e confiável, que é conveniente na maior parte dos sistemas de tratamento em zonas rurais, bem como em áreas urbanas (Winblad e Simpson-Hébert, 2004).

O tratamento para água cinza pode variar de uma simples e grosseira filtração (Marche et al., 2004) até um tratamento biológico avançado (Nolde, 2005). Estudos prévios sugerem que se dê preferência aos processos biológicos, devido aos altos níveis de matéria orgânica da água cinza (Nolde, 1999; Jefferson et al., 2004). Opções tecnológicas de tratamento biológico para o reuso de água cinza incluem biorreator de membrana (Jefferson et al., 2000; Lesjean e Gnirss, 2006), filtros rotacionais biológicos de contato (Nolde, 2005; Friedler et al., 2005), grupo de reatores seqüenciais (Lamine et al., 2007) ou *wetlands* construídas (CW, por sua denominação em inglês, *constructed wetlands*) (Dallas e Ho, 2005; Gross et al., 2006; Li et al., 2003). Todos esses sistemas biológicos são capazes de atender a demanda de $10 \text{ mg } \ell^{-1}$ de DBO, mas a principal diferença entre essas tecnologias é o nível de remoção de SST e microrganismos (Winward et al., 2008). Em comparação, processos físicos diretos são comuns em escala muito pequena e tem se mostrado eficiente na remoção de sólidos, mas são menos efetivos para remoção de microrganismos (Jefferson et al., 2004; Ramon et al., 2004).

A mais avançada tecnologia de recuperação de água cinza utilizada é o tanque séptico (que é, na realidade, um tratamento anaeróbio sem coleta do biogás gerado), com tratamento aeróbio subsequente que conduz a estabilização. Bazzarella e Gonçalves (2007) monitoraram Estação de Tratamento de Águas Cinza (ETAC), cujo processo é baseado na associação de um Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC), de um Filtro Biológico Aerado Submerso (FBAS), de um Filtro Terciário (FT) e de desinfecção à base de cloro. O tratamento adotado apresentou elevada eficiência na remoção de turbidez, cor, $\text{DBO}_{5,20}$, DQO e *E. coli* e características compatíveis com diversos padrões estabelecidos para o reuso não potável.

De qualquer maneira, tratar biologicamente água cinza é um recurso que pode ser finalizado com outra fase de tratamento, incluindo a desinfecção, como a cloração ou radiação UV (Gulyas, 2007).

No condomínio ecológico Luebeck/Flintenbreite na Alemanha, um sistema semi-centralizado de saneamento é operado em uma área periurbana desde o ano de 2000. O tratamento biológico da água cinza, coletada separadamente, é operado intermitentemente em um CW-FV, não apresentando qualquer problema operacional, obtendo baixas concentrações de carbono orgânico total para o efluente ($5 \text{ a } 15 \text{ mg } \ell^{-1}$; Li et al., 2003).

1.6. *Wetlands construídas (CW)*

Os CW são cópias artificiais, feitas pelo homem, dos *wetlands* naturais, que aperfeiçoam a exploração dos ciclos biogeoquímicos que ocorrem normalmente nesses sistemas para fins de tratamento de águas residuárias. Diferentes tipos podem ser distinguidos, com base em características de fluxo da água e espécies vegetais. Outro benefício inclui a criação de um novo habitat para a fauna e a flora. CW são conhecidas por terem uma elevada capacidade-tampão. A qualidade do efluente é normalmente bastante estável. Por outro lado, os efeitos adversos podem ser esperados em baixas temperaturas (em especial a inibição da remoção de nitrogênio), pico de fluxo (lavagem dos sólidos) e entupimento do sistema. As porcentagens de remoção são dependentes principalmente da temperatura, tempo de detenção hidráulico (TDH) e a carga aplicada, e são muito diferentes entre si (Rousseau et al., 2008).

Os CW normalmente são vantajosos quando comparados aos sistemas convencionais de tratamento. Algumas dessas vantagens são as possibilidades de baixo custo de construção, operação e manutenção; pouco ou nenhum uso de energia elétrica; podem ser implementados no próprio local onde a água residuária é gerada; são flexíveis e, resistem a variações de carga sem muito comprometimento de sua eficiência (Hammer, 1989; Brix, 1993; Kadlec e Knight, 1996; Moshiri, 1998; Neralla et al., 2000; Platzer et al., 2007a; Shutes, 2001). Além disso, podem ser integrados perfeitamente à paisagem natural (Platzer et al., 2007a) e o apelo estético da presença de vegetação colabora para a redução nos índices de rejeição ao sistema de tratamento de águas residuárias por parte da população (Zanella et al., 2007). Outras vantagens e desvantagens podem ser observadas na Tabela 3.

Tabela 3 – Vantagens e desvantagens dos *wetlands* construídas (CW).

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

Fonte: Adaptado de Chernicharo (2001).

Embora o dimensionamento adequado seja o fator fundamental para um bom funcionamento, outros fatores devem ser levados em consideração. A exemplo disso, há o material do leito filtrante, o pré-tratamento e a periodicidade de manutenção. Durante a rotina de manutenção, o foco deve ser dado à limpeza das unidades de pré-tratamento já que a falta de manutenção acarreta em má distribuição do afluente, formação de caminhos preferenciais e entupimentos resultando, assim, em uma progressiva deterioração do desempenho do sistema

que muitas vezes pode se tornar irreversível (Rousseau, 2005). Kadlec et al. (2000), também recomendam incluir estimativas da cobertura vegetal e observações sobre a saúde das plantas como parte da rotina operacional de monitoramento.

1.6.1. *Wetlands construídas no Brasil*

No Brasil, esta modalidade de tratamento também recebe denominações como áreas alagadas construídas, zona de raízes, leitos cultivados, sistemas alagados construídas (SACs) e banhados construídas. Independente da denominação, a principal característica desse tipo de tratamento é que são meios saturados ou mesmo inundados pela água. Apesar dos muitos estudos que essa tecnologia de tratamento tem motivado, a grande maioria tem sido realizada em realidades diferentes das encontradas no Brasil. As condições de clima predominantemente tropicais do Brasil podem favorecer esse tipo de tratamento por duas razões: a temperatura média mais alta aumenta a atividade microbiológica; e a maior insolação faz com que as plantas se desenvolvam mais rapidamente e, conseqüentemente, aumentam a perda líquida do sistema através da evapotranspiração, reduzindo consideravelmente o volume de água residuária descartada após o tratamento (Toniato, 2005).

Os projetos desenvolvidos têm diferentes desenhos dependendo da sua finalidade. Existem hoje no Brasil, implantadas várias estações de tratamento de efluente líquido utilizando sistemas de CW que foram projetadas pelo IEA (Salati, 2003). Em geral, os projetos executados podem ser divididos em 4 grandes categorias (IEA, 1997).

A experiência brasileira e internacional tem demonstrado que os sistemas de CW podem ser utilizados para purificação de água em diversas situações, como segue:

- tratamento integral de efluente doméstico (Platzer, 2000);
- tratamento secundário (Nogueira et al, 2000) e terciário de efluente (Salati Filho et al., 2000, Motta Marques et al., 2000);
- tratamento de efluente agrícola (casas de vegetação, recinto de animais e tanques de peixes) e *runoff* (escoamento superficial) agrícola (Junsan et al., 2000);
- tratamento de *runoff* (escoamento superficial) urbano (Shutes et al., 2000);
- *buffer* (barreiras de retenção) para o controle da poluição difusa (Kao et al., 2000);
- tratamento de grandes volumes de água de rios atualmente classificados como classe 3 ou 4 para enquadramento em rios de Classe 2 (Stolberg e Vergeles, 2000; Manfrinato, 1989);
- tratamento de água de rios Classe 2 para abastecimento industrial e urbano (Elias et al., 2000);

- recuperação de áreas alagadas com o intuito principal de aumento de biodiversidade e conseqüente atividades de educação ambiental (utilização humana; Knight et al., 2000).

1.6.2. Funcionamento

Conforme definição de Philippi e Sezerino (2004), CW podem ser definidos como um ecossistema de transição entre ambientes terrestres e aquáticos. Os elementos que compõem esse tipo de ambiente são: substrato (suporte físico e fixação microbiana), plantas (suporte de microrganismos e transporte de oxigênio), regime hidráulico (tipo de escoamento) e fauna (micro e macro organismos).

Os sistemas de CW podem se apresentar em configuração híbrida, também conhecida como combinados, isto é, em uma associação em série e/ou paralelo de CW de diferentes tipos de fluxo ou dimensionamento com a finalidade de combinar as vantagens e minimizar as desvantagens de cada um deles. A combinação de diferentes CW oferece maior flexibilidade e proporciona significativa melhor qualidade do efluente (Rousseau et al., 2004b; Gómez Cerezo et al., 2001).

Nos sistemas onde os módulos de fluxo verticais são seguidos por módulos de fluxo horizontal, o interesse é obter uma boa nitrificação nos filtros verticais, que são bem oxigenados, e também uma desnitrificação nos filtros horizontais, onde se encontram condições de anoxia necessárias a esta reação. Por outro lado, nos sistemas nos quais os módulos horizontais são seguidos por módulos verticais, a idéia é que a DBO removida no filtro horizontal possa prevenir interferência com a nitrificação no filtro vertical (Philippi e Sezerino, 2004).

Um estudo realizado por Rousseau (2005) para o pós-tratamento de esgoto doméstico, em um sistema híbrido em escala piloto (um CW-FV seguido por um CW-FH: *wetland* construída de fluxo subsuperficial horizontal), o melhor desempenho do CW-FV foi atribuído ao fato de que foi a unidade que recebeu a maior carga e, que, invertendo a ordem do *wetland* naquele sistema híbrido resultaria na maior eficiência sendo encontrada no CW-FH.

1.6.3. Fluxos

Os CW empregados no tratamento de águas residuárias, são classificados de acordo com a literatura, em dois grandes grupos: sistemas de lâmina livre ou de escoamento superficial (em inglês, *free water surface / surface flow*) e sistemas de escoamento subsuperficial (em inglês, *subsurface flow*) (Philippi e Sezerino, 2004). Também são divididos pela direção do fluxo: horizontal e vertical.

Nos CW-FH, o oxigênio requerido é suprido pelas macrófitas e pela convecção e difusão atmosférica (Philippi e Sezerino, 2004). A oxigenação está muito mais limitada, sendo que dominam os processos anóxicos. Como vantagem principal deste está a possibilidade de permitir sua alimentação sem o uso de bomba em locais que apresentem condições de declividade de terreno favoráveis. O uso deste tipo de sistema limita-se ao tratamento de efluentes com baixa carga orgânica, como água cinza (Platzer et al., 2007a), por exemplo, ou implica na necessidade de recirculação dentro do sistema, que, segundo Brix (1994), melhora o desempenho geral do sistema e aumenta 50% a remoção de nitrogênio por desnitrificação.

Nesta concepção de sistema, o efluente a ser tratado é disposto na porção inicial do leito, geralmente composta por brita e denominada zona de entrada, e percola vagarosamente através do leito filtrante até atingir a porção final, também composta por brita e denominada zona de saída. Esta percolação tende a fluir na horizontal e é impulsionada por uma declividade de fundo. Durante a percolação, o esgoto entrará em contato com regiões aeróbias, anóxicas e anaeróbias. A camada aeróbia é mais evidente ao redor das raízes das macrófitas (rizosfera), pois estas tendem a transportar oxigênio da parte aérea para a parte submersa. Quando da passagem do efluente na rizosfera, ocorre uma depuração através de processos físicos, químicos e, mais efetivamente, devido à degradação microbiológica. As demais regiões – anóxicas e anaeróbias – ocorrem nas camadas mais profundas do leito (Philippi e Sezerino, 2004).

No CW-FV a forma de aplicação intermitente promove um grande arraste de oxigênio atmosférico para o substrato tornando-se, assim, suficiente para a degradação da matéria orgânica e a oxidação da amônia (Cooper et al., 1996). A distribuição do efluente ocorre numa área maior de entrada e o uso de volume de filtro é mais eficiente, resultando em uma necessidade de área muito menor. O modelo pode ser aplicado para qualquer tipo de efluente, sejam águas negras ou cinzas, efluentes sanitários ou industriais (Platzer et al., 2007a). Nele o efluente é direcionado para a superfície plantada e percola através do substrato (usualmente areia) até o sistema de drenagem localizado na base inferior do canteiro. As funções das plantas emergentes são as mesmas já reconhecidas para o CW-FH.

1.6.4. Vegetação

O tratamento de águas residuárias por meio de CW tem também como característica importante o uso de plantas, cientificamente definidas como macrófitas aquáticas vasculares, estabelecidas em um substrato, que pode ser constituído de vários tipos de solos ou pedras. O uso de plantas torna esse tipo de tratamento amigável esteticamente, quando comparado a bases de concreto (Toniato, 2005). O cultivo de CW tem como benefício às diversas funções

das macrófitas aquáticas, podendo-se destacar a transformação de nutrientes, atuação nos processos físicos, químicos e microbiológicos e remoção de nutrientes para seu próprio crescimento. Elas oferecem resistência ao fluxo, aumentando o TDH, facilitam a sedimentação de partículas suspensas (Gopal, 1999), favorecem uma grande superfície para o desenvolvimento de microrganismos, incorporam ar pelas folhas e o transfere aos rizomas e raízes repassando-o ao substrato, que pode apresentar-se em condições de anaerobiose por estar submerso. Essa transferência de oxigênio aumenta a degradação aeróbia de compostos orgânicos no local (Brix, 1997).

Os CW são sistemas projetados para utilizar plantas em substratos (areia, solo local ou cascalho) onde, de forma natural e sob condições ambientais adequadas, pode ocorrer a formação de biofilme, o qual agrega uma população variada de microrganismos, localizados, principalmente, nas raízes (House e Broome, 1990).

1.6.5. Substrato

A escolha do substrato exige ampla experiência, pois este deve atender às condições de hidráulica e de difusão da água residuária e dos gases que são liberados no processo de tratamento, fixar eficientemente as bactérias e possibilitar a atividade e o crescimento de bactérias úteis aos processos de tratamento (Rosseau, 2005). Pode ser usado como substrato: solo, areia, brita (Metcalf e Eddy, 1991), silte, cascalho, pedrisco (Costa et al., 2003), casca de arroz (Leopoldo et al., 1999), palha de café, pneu picado (Collaço, 2001) e bambu, dentre outros. A grande maioria dos CW instalados na Europa e Estados Unidos utiliza como substrato a brita e a areia lavada (Vymazal, 1998 e USEPA, 1999). O substrato deverá ser colocado sobre uma proteção impermeável para evitar a contaminação do solo e eventual infiltração até o lençol freático (Motta Marques, 1999; Salati Filho et al., 1999).

1.6.6. Dimensionamento

Esta alternativa tecnológica não está contemplada em normas técnicas brasileiras, o que dificulta a uniformização dos parâmetros e critérios para seu dimensionamento. Na literatura internacional, existem diversos modelos e critérios para projetá-los, sendo que grande parte está voltada à remoção da carga orgânica. Dentre as mais pertinentes, Hammer (1989), Conley et al. (1991) e Crites (1994) consideram os CW como reatores biológicos de biofilme fixo, prevendo para estes uma remoção da matéria orgânica segundo a cinética de primeira ordem, aplicável mais especificamente em CW-FH.

Lara Borrero (1999) e Nogueira (2003) alertam para a necessidade de estudo desses sistemas em países em desenvolvimento com clima tropical, clima este muito diferente daquele onde os CW foram originalmente concebidos.

Os CW-FV são empregados com a finalidade de promover nitrificação e, portanto, além da cinética de primeira ordem, leva-se em conta o balanço de oxigênio necessário à manutenção das condições aeróbias no interior da massa filtrante. Por se tratar de um processo baseado na interação do substrato com as macrófitas, deve-se conhecer as propriedades físicas (granulometria, diâmetro efetivo, coeficiente de uniformidade, condutividade hidráulica) e químicas (teores de Fe, Ca, Mg, capacidade de troca catiônica - CTC) deste material, para se conhecer a dinâmica da colmatação e vida útil do sistema, bem como utilizar macrófitas que se adaptem a ele e ao clima da região (Sezerino e Philippi, 2003).

Dimensionamento e configuração de *wetlands* construídas para tratamento de água cinza, normalmente, estão baseados em dados da literatura obtidos de *wetlands* operando com águas residuárias domésticas não segregadas. Dados encontrados na literatura sugerem uma área de 0,5-3 m² por pessoa quando a escala é reduzida para uso domiciliar (Buenfil, 2004; Shrestha et al., 2001; Jenssen et al., 2005). Porém, é muito importante determinar critérios próprios para projeto e configuração para promover máxima eficiência e mínima manutenção, evitando maus odores, entupimentos e assegurar a aceitação dos moradores da residência.

A relação m² por pessoa (m² pe⁻¹) também é muito empregada como critério de dimensionamento, notadamente para unidades residenciais. Faixas de aplicação encontram-se variando de 1 a 5 m² pe⁻¹ quando os CW-FH são empregados como tratamento secundário precedidos, na maioria dos casos, de decanto digestores. Vymazal et al. (1998) indicam valores na ordem de 1,6 m² pe⁻¹; Philippi et al. (1999), trabalharam com valores bem mais elevados, da ordem de 6,8 m² pe⁻¹, porém trabalhando com efluente de características agro-industriais. Sezerino e Philippi (2000), reduziram a área requerida para valores de 0,8 m² pe⁻¹ para tratar efluente de uma residência padrão (5 pessoas), sem que a performance de tratamento fosse afetada significativamente.

Para os CW-FH os modelos oriundos da cinética de primeira ordem, em termos de matéria orgânica carbonácea, aplicável aos reatores tipo pistão são os mais amplamente utilizados para prever a área superficial necessária para a promoção do tratamento secundário de águas residuárias ou de baixa carga orgânica. Estes modelos, onde a taxa de remoção da DBO é diretamente proporcional a sua concentração no meio, estão sendo utilizados para o dimensionamento de CW-FH (Rousseau et al., 2004b).

Segundo Conley et al. (1991), Philippi e Sezerino (2004) e Rousseau et al. (2004a), seguindo os modelos oriundos da cinética de primeira ordem, temos a Eq. (1):

$$A = \frac{Q(\ln Co - \ln Ce)}{K_T \times p \times n} \quad (1)$$

onde

A = área superficial requerida (m²);

Q = vazão afluyente (m³ d⁻¹);

Co = concentração afluyente em termos de DBO_{5,20} (mg ℓ⁻¹);

Ce = concentração efluente em termos de DBO_{5,20} (mg ℓ⁻¹);

K_T = constante de reação da cinética de primeira ordem (dependente da temperatura);

n = porosidade do substrato (m³ vazios por m³ material);

p = profundidade do maciço filtrante.

A constante K₂₀ pode ser convertida através de equações empíricas para a temperatura desejada. Uma destas equações é a modificada por van't Hoff-Arrhenius. Segundo Natural Systems (1990) segue a Eq. (2):

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

onde

K₂₀ = 1,28 (adotado);

T = 15°C (temperatura crítica, ou seja, a temperatura local média dos meses mais frios).

Nota-se a partir da equação para a determinação de K_T, que este valor pode variar consideravelmente, interferindo, portanto na determinação da área requerida do filtro plantado com macrófitas.

Determina-se então o volume do CW-FH pela Eq. (3):

$$V = A \times p \quad (3)$$

onde

V = volume;

A = área superficial requerida (m²);

p = profundidade.

O dimensionamento para CW-FV, conforme Johansen e Brix (1996), como uma segunda etapa para a melhoria de uma unidade horizontal (CW-FH), cujo modelo é baseado no balanço de oxigênio necessário a atividade de remoção da matéria orgânica e nitrificação, pode ser determinada através da área requerida pelo cálculo da Eq. (4):

$$A = \frac{OD \times 1000}{SAD} \quad (4)$$

onde

A = área calculada para CW-FV (m²);

OD = demanda de oxigênio;

SAD = demanda de aeração na superfície (adotado $< 30 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$).

O valor do OD é determinado pela Eq. (5):

$$\text{OD} = (\text{kg NH}_4\text{-N d}^{-1} \times 4,3 \text{ kg O}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}) + (\text{kg DBO}_{5,20} \text{ d}^{-1} \times 1,0 \text{ kg O}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ DBO}_{5,20}) \quad (5)$$

onde

$\text{NH}_4\text{-N}$ = concentração de $\text{NH}_4\text{-N}$ (kg d^{-1}) da água residuária;

$\text{O}_2 \text{ NH}_4\text{-N}^{-1}$ = concentração de oxigênio requerida para degradação do $\text{NH}_4\text{-N}$ (kg d^{-1});

$\text{DBO}_{5,20}$ = concentração de $\text{DBO}_{5,20}$ (kg d^{-1}) da água residuária;

$\text{O}_2 \text{ DBO}_{5,20}^{-1}$ = concentração de oxigênio requerida para degradação da $\text{DBO}_{5,20}$ (kg d^{-1}).

Se o CW-FV possui 1 m de profundidade e é alimentado intermitentemente, pode se esperar uma eficiência de nitrificação de 85% com este critério de dimensionamento (Johansen e Brix, 1996). Experiências na Áustria mostraram que CW-FV com uma profundidade de 0,6-0,8 m necessita de uma área específica de $4\text{-}5 \text{ m}^2 \text{ pe}^{-1}$ para remoção de DBO e nitrificação total durante todo ano (Vymazal et al., 1998). Cooper et al. (1996), recomendam $1 \text{ m}^2 \text{ pe}^{-1}$ apenas para remoção de DBO e $2 \text{ m}^2 \text{ pe}^{-1}$ se for necessária a nitrificação (a maioria das plantas chega a 0,5-0,8 m de profundidade). Grant (1995) recomenda $0,8\text{-}2 \text{ m}^2 \text{ pe}^{-1}$ se o sistema for para menos que 100 pe.

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

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

1.7. Legislação pertinente

Cuidados específicos devem ser considerados para que não haja risco de contaminação. A legislação brasileira não define padrões de qualidade para água de reuso domiciliar. A única

norma nacional identificada que aponta para padrões de qualidade de água para reuso é a NBR 13969 (ABNT, 1997). Outro instrumento de orientação é o Manual de Conservação e Reuso de água em Edificações da FIESP (FIESP, 2005).

Em nível internacional podemos citar como referência, as diretrizes da organização mundial de saúde (OMS) que recomendam níveis máximos de contaminação bacteriológica para reuso de água cinza. Para irrigações restritas o valor recomendado de *E. coli* é inferior a 10^5 NMP 100 mL⁻¹, enquanto que para irrigações irrestritas deve ser inferior a 10^3 NMP 100mL⁻¹ (WHO, 2006).

No Brasil, tais diretrizes são representadas por legislações municipais, como a Lei nº. 10.785 de 2003, do município de Curitiba e a Lei nº. 6.345 de 2003 do município de Maringá, ambas no Estado do Paraná. A Lei nº. 10.785/2003, do município de Curitiba, criou o Programa de Conservação e Uso Racional da Água nas Edificações – PURAE, onde, em artigo 1º., determina que o objetivo deste é instituir medidas que induzam à conservação, uso racional e utilização de fontes alternativas para captação de água nas novas edificações, bem como a conscientização dos usuários sobre a importância da conservação da água. Dentro dessas ações de utilização de fontes alternativas estão compreendidas não só a captação, armazenamento e utilização de água proveniente das chuvas, como também, a captação e armazenamento e utilização de águas servidas (águas utilizadas no tanque ou máquina de lavar e no chuveiro ou banheira); para as águas servidas o uso determinado é para descarga em vasos sanitários. A Lei nº. 6.345/2003, do município de Maringá, muito semelhante à Lei nº. 10.785 de Curitiba, também instituiu o programa de reaproveitamento de águas.

Outros municípios do País também adotaram essas mesmas premissas de utilização de fontes alternativas de água, exemplificando, a Lei nº. 2.451/2005 do município de Diadema; Lei nº. 7.216/2008 do município de Blumenau; Lei nº. 10.506/2008 do município de Porto Alegre, entre outras que ainda estão em fase de aprovação.

1.8. *Uso de wetlands construídas para o tratamento de água cinza*

Existem poucos trabalhos disponíveis na literatura relacionados ao uso de CW para o tratamento de água cinza. Gross et al. (2006), desenvolveram um sistema baseado em uma combinação de um CW-FV com recirculação de água e um filtro biológico percolador, alcançando bons resultados. O sistema removeu virtualmente os SST e aproximadamente 80% de DQO, sendo que seus valores de concentração afluente eram 158 ± 30 e 466 ± 66 mg L⁻¹, respectivamente. Recircular em CW parece ser um modo muito efetivo de melhorar a

transferência de oxigênio e evitar entupimento, mas aumenta o investimento e custo de operação e manutenção, devido à necessidade do uso de bomba.

Niyonzima et al. (2007) projetaram no campus da Universidade de KNUST, em Kumasi, Ghana, um CW-FH (3,5 x 0,8 x 0,8 m) precedido de um tanque de sedimentação (3,65 x 0,65 x 0,4 m) para tratar a água cinza (0,48 m³ dia⁻¹). O substrato escolhido foi areia grossa ($K_s = 368,78 \text{ cm}^3 \text{ dia}^{-1}$) e a planta foi cattails (*Typha latifolia*). Com uma vazão média de 0,33 m³ dia⁻¹ e um TDH de 15 horas e concentrações iniciais de DBO, DQO, SST, respectivamente, alcançou eficiência de remoção entre 72-79% para os parâmetros mencionados.

Paulo et al. (2007) estudaram a adaptação e operação de um CW-FH, cultivado com *Heliconia psittacorum* L.F, *Bromelia* sp. e *Cyperus isoclados* (papyrus), projetado e construída para um residência com 2 habitantes, para tratar a água cinza da cozinha e área de lavanderia. Os resultados mostraram que as plantas escolhidas foram resistentes as condições aplicadas, mas o longo tempo de armazenamento da água cinza causou formação de biofilme e entupimento no tanque de armazenamento e na tubulação. A melhor performance obtida ocorreu com o sistema operando com TDH em torno de 4 dias. Jenssen (2004) mostrou por experiências na Noruega, que a técnica de pulverização em um filtro vertical com leito filtrante de solo combinado com um horizontal de material filtrante de porosidade média, para remoção de fósforo, é um sistema compacto e de baixa manutenção, que também constitui um elemento paisagístico. Jenssen (2007), também estudou as concentrações de metais pesados, bacteriófagos e de bactérias coliformes termotolerantes em quatro CW-FH na Noruega. Os teores de metais pesados resultantes não mostram valores superiores a concentrações máximas admissíveis em materiais orgânicos, por exemplo, biossólidos, utilizado em áreas cultivadas (em conformidade com a regulamentação norueguesa). Os coliformes termotolerantes também não excederam o limite permitido.

Nesse contexto, será exposta uma técnica utilizada no Ecosan para o tratamento de água cinza em uma residência, considerando questões relativas ao dimensionamento, eficiência de redução de concentração e remoção para carga orgânica e outros componentes da água cinza. Também serão abordadas questões a respeito da manutenção e adaptação do sistema ao meio, assim como sua aceitação pelos moradores envolvidos no processo.

2. Configuração e Dimensionamento de Sistema Híbrido de *Wetlands* Construídas para o Tratamento de Água Cinza¹

RESUMO

A determinação de critérios próprios para dimensionamento e configuração de *wetlands* construídas (CW) tratando água cinza em unidades domiciliares é necessária, considerando os ajustes requeridos para se alcançar a eficiência desejada sem que isto implique em uma difícil operação e intensiva manutenção. O objetivo deste trabalho foi projetar um sistema de tratamento compacto usando CW para tratar a água cinza de uma residência e determinar se os critérios escolhidos para dimensionamento e configuração adotada foram apropriados. Alguns dos critérios levados em consideração foram: remoção desejada da demanda bioquímica de oxigênio (DBO_{5,20}), sólidos suspensos totais (SST), substrato, controle de maus odores e aspecto ornamental. O sistema foi composto por: caixa de gordura (CG), tanque de sedimentação (TS), *wetland* construída de fluxo horizontal subsuperficial (CW-FH), sistema intermitente de abastecimento (TI) e *wetland* construída de fluxo vertical (CW-FV). Os resultados mostraram que a configuração sugerida, apesar de contrária ao usual e teoricamente subdimensionada para a unidade vertical, proporcionou a eficiência desejada. A performance global do sistema mostrou que a remoção de turbidez, SST, demanda química de oxigênio (DQO) e DBO_{5,20} alcançaram, em média, níveis acima de 90%, alcançando 98% para turbidez e DBO_{5,20}. Este sistema foi suscetível a picos de fluxos que deterioraram temporariamente o desempenho do CW-FH, entretanto não afetaram o CW-FV que proveu ao sistema híbrido estabilidade para enfrentar tal variação. O tempo de detenção hidráulica (TDH) para o CW-FH na faixa de 1,9 dias garantiu a estabilidade do sistema completo. Vale ressaltar que as unidades de pré-tratamento foram de fundamental importância para manter a estabilidade de funcionamento, pois sua periodicidade de limpeza foi fato essencial para que não houvesse problemas com maus odores e colmatção.

Palavras-chave: banhados, esgoto doméstico, sistema compacto, sistema híbrido.

ABSTRACT

It is necessary to determine proper criteria for design and configuration for constructed wetlands (CW) treating greywater at household level, considering the required adjustments to reach the aimed efficiency, ensuring a simple operation and non-intensive maintenance. The aim of this work was to design a compact system using CW to treat greywater at household level and determine whether the chosen criteria and adopted configuration were appropriate. Some of the criteria taken into consideration were: removal of biochemical oxygen demand (BOD_{5,20}), total suspended solids (TSS), media (substrate), bad odour control and ornamental aspect of the system. The system was composed of a grease trap (GT), sedimentation tank (ST), a subsurface horizontal flow constructed wetland (HF-CW), intermittent feeding system, and a vertical flow constructed wetland (VF-CW). The results showed that the suggested configuration, in spite of being the opposite of the usually adopted and also that the calculated VF-CW unit was undersized, provided the expected efficiency. The overall performance of the complete system showed that the removal of turbidity, TSS, chemical oxygen demand (COD) and BOD reached, in average, levels over 90% removal, reaching 98% for turbidity and BOD. Such system was susceptible to peak flows that temporarily deteriorated the performance of the CW-HF, however they did not affect the performance of the VF-CW which ensured the overall stability to the hybrid system. These conditions were achieved when a hydraulic retention time (HRT) of 1.9 days was kept for the CW-HF. It is worthy to mention that the pre-treatment units were crucial to maintain the stability of the system considering that the periodical cleaning was essential to avoid clogging and bad odour.

Key-words: wetlands, domestic sewage, compact system.

¹ Este artigo será traduzido para o idioma inglês e submetido ao periódico *WATER RESEARCH* e foi redigido de acordo com suas instruções.

2.1. Introdução

Saneamento Ecológico (em inglês, *Ecological Sanitation* - EcoSan) é um novo enfoque para o saneamento baseado nos caminhos naturais dos ecossistemas e no ciclo fechado de materiais, considerando as excretas humanas (fezes e urina) bem como as demais águas residuárias domésticas como um recurso e não como um resíduo, disponível para o reuso. O conceito EcoSan, sugere a segregação na fonte, onde a água cinza é a água servida que não possui contribuição de efluentes de vasos sanitários, sendo proveniente do uso de lavatórios, chuveiros, banheiras, pias de cozinha, máquina de lavar roupa e tanque (Jefferson et al., 1999; Eriksson et al., 2002; Ottoson e Stenström, 2003). Contém componentes decorrentes do uso de produtos para lavagem do corpo, roupas ou limpeza em geral (Jefferson et al., 1999), suas características variam de acordo com a localização, nível de ocupação da residência, faixa etária, estilo de vida, classe social, costumes e tipo de fonte de água (NSW Health, 2002; Nolde, 1999). De acordo com o levantamento realizado por Eriksson et al. (2002), a turbidez da água cinza varia de 15-240 UNT, a demanda química de oxigênio (DQO) entre 13-550 mg ℓ^{-1} , a DBO_{5,20} de 90-360 mg ℓ^{-1} ; em termos de nutrientes, para amônia (NH₃) de 0,05-25 mg ℓ^{-1} .

OS tipos de tratamento utilizados para água cinza podem variar de uma simples filtração (Marche et al., 2004), até um tratamento biológico avançado (Nolde, 2005). Devido aos altos níveis de matéria orgânica da água cinza (Nolde, 1999; Jefferson et al., 2004) normalmente são adotados processos biológicos, como por exemplo, biorreator de membrana (Jefferson et al., 2000; Lesjean e Gnirss, 2006), filtro rotacional biológico de contato (Nolde, 2005; Friedler et al., 2005), grupo de reatores seqüenciais (Lamine et al., 2007), ou *wetlands* construídas (Dallas e Ho, 2005; Gross et al., 2006; Li et al., 2003).

Os *wetlands* construídas (CW, por sua denominação em inglês, *constructed wetlands*) normalmente são vantajosos quando comparados aos sistemas convencionais de tratamento, pois para estes há a possibilidade de construção, operação e manutenção de baixo custo com pouco ou nenhum uso de energia elétrica além de poderem ser instalados no próprio local onde a água residuária é gerada (Hammer, 1989; Brix, 1993; Kadlec e Knight, 1996; Moshiri, 1998; Neralla et al., 2000; Platzer et al., 2007a). Também são flexíveis e resistem a variações de carga orgânica e hidráulica sem muito comprometimento de sua eficiência (Shutes, 2001), podendo também ser integrados à paisagem natural (Platzer et al., 2007a).

Além do dimensionamento adequado, fatores como: i) escolha do substrato, ii) pré-tratamento e, iii) a periodicidade de manutenção, devem ser levados em consideração. Durante a rotina de manutenção o foco deve ser dado à limpeza das unidades de pré-

tratamento já que a falta de manutenção acarreta em má distribuição do afluente, formação de caminhos preferenciais e entupimentos (Rousseau, 2005). Os sistemas de CW podem se apresentar em configuração híbrida, também conhecida como combinados, isto é, uma associação em série ou paralelo de CW de diferentes tipos de fluxo ou dimensionamento com a finalidade de combinar as vantagens e minimizar as desvantagens de cada um, assim oferecendo maior flexibilidade e proporcionando significativa melhora na qualidade do efluente (Rousseau et al., 2004b; Gómez Cerezo et al., 2001).

Em sistemas de CW onde o *wetland* construída de fluxo vertical (CW-FV) é instalado em série com um *wetland* construída de fluxo subsuperficial horizontal (CW-FH), espera-se nitrificação satisfatória no primeiro estágio, que é bem oxigenado, e desnitrificação no segundo, devido às condições de anoxia presentes que são necessárias a esta reação. Para um sistema onde o CW-FH é seguido pelo CW-FV, a idéia é que a DBO removida no primeiro estágio possa prevenir interferências no processo de nitrificação no segundo (Philippi e Sezerino, 2004).

Rousseau (2005), em um sistema híbrido em escala piloto para o pós-tratamento de esgoto doméstico (um CW-FV seguido por um CW-FH), obteve remoções de 74% para SST, de 80-90% para DQO e, com 65% de nitrificação, obteve concentração de NH_3 no efluente de $10 \text{ mg } \ell^{-1}$.

Gross et al. (2006) desenvolveu um sistema baseado em uma combinação de um CW-FV com recirculação e um filtro biológico percolador, alcançando bons resultados. O sistema removeu virtualmente todos os SST e aproximadamente 80% de DQO, sendo que as concentrações afluentes era respectivamente 158 e $839 \text{ mg } \ell^{-1}$ em média. Recircular em CW parece ser um modo muito efetivo de melhorar a transferência de oxigênio e evitar entupimento, mas aumenta o investimento e o custo de operação devido à necessidade do uso de bomba.

Os *wetlands* construídas ainda não estão contemplados nas normas técnicas brasileiras, o que dificulta a uniformização dos parâmetros e critérios para seu dimensionamento. Na literatura internacional existem diversos modelos e critérios para projetá-los, sendo que grande parte está voltada à remoção da carga orgânica. Para os CW-FH os modelos oriundos da cinética de primeira ordem, em termos de matéria orgânica carbonácea, aplicável aos reatores tipo pistão, são os mais amplamente utilizados para prever a área superficial necessária para a promoção do tratamento secundário de águas residuárias ou de baixa carga orgânica (Conley et al., 1991; Philippi e Sezerino, 2004; Rousseau et al., 2004). Para os CW-FV, como são empregados com a finalidade de promover nitrificação, além da cinética de

primeira ordem leva-se em conta o balanço de oxigênio necessário à manutenção das condições aeróbias no interior da massa filtrante (Johansen e Brix, 1996, Platzer, 1999).

O objetivo deste trabalho foi determinar critérios para configuração e dimensionamento de um compacto sistema híbrido de *wetlands* construídas cultivados com plantas ornamentais para o tratamento domiciliar de água cinza.

2.2. Material e Métodos

O estudo foi realizado em uma residência com 9 moradores, situado em uma área de comodato da Prefeitura Municipal de Campo Grande, localizada no bairro Jardim Aero Rancho, MS, Brasil.

As unidades do sistema híbrido de CW foram instaladas em série, nas dimensões, declividades e seqüência apresentadas nas Figuras 1, 2 e 3, para tratar água cinza (chuveiro, pia da cozinha e tanque). Para a quantificação da água cinza produzida na residência foram instalados três hidrômetros de $1,5\text{m}^3\text{ h}^{-1}$ (multijato Actaris®) nas tubulações de água que servem a pia da cozinha, o banheiro (chuveiro) e o tanque de lavar roupas. Para efeito de cálculos considerou-se taxa de retorno de 100%.

2.2.1. Sistema Experimental

O sistema completo (**Fig. 1**) foi composto por: a) caixa de gordura TIGRE (CG; somente para a pia da cozinha), b) tanque de união (TU), c) tanque de sedimentação (TS; 250 ℓ), d) *wetland* construída de fluxo subsuperficial horizontal (CW-FH; 1860 ℓ), e) tanque de alimentação intermitente (TI; sistema hidromecânico) e f) *wetland* construída de fluxo vertical (CW-FV; 2000 ℓ).

Uma piscina de fibra de vidro retangular (**Fig. 2**) foi utilizada para o CW-FH (dimensões de 1,6 m x 2,9 m x 0,6 m). A mesma foi preenchida com 50 cm (altura) de pedrisco ($D_{60} = 7,5\text{ mm}$; $C_u = D_{60}/D_{10} = 1,5$; $K_s = 3,6 \cdot 10^{-3}\text{ m s}^{-1}$; $n = 44\%$), enquanto as zonas de entrada e saída foram preenchidas com brita nº. 0. Dois piezômetros foram instalados próximos a zona de entrada e saída para monitoramento do nível e coleta de amostras, quando necessário. O nível hidráulico dentro do reservatório foi mantido em 40 cm de altura, mas poderia ser variado através da utilização de um sifão flexível situado na saída do sistema. A tubulação de entrada, de 50 mm de diâmetro, foi perfurada ($\varnothing = 1\text{ cm}$; alinhados e espaçados 5 cm entre si), e voltados para cima para o efluente ser distribuído igualmente ao longo do cano, localizado na borda superior. A tubulação de saída, de 50 mm de diâmetro, foi perfurada ($\varnothing =$

1 cm; alinhados e espaçados 5 cm entre si), e voltados para baixo. Portanto, na entrada e na saída foram colocados tubos de 1,5 m de comprimento.

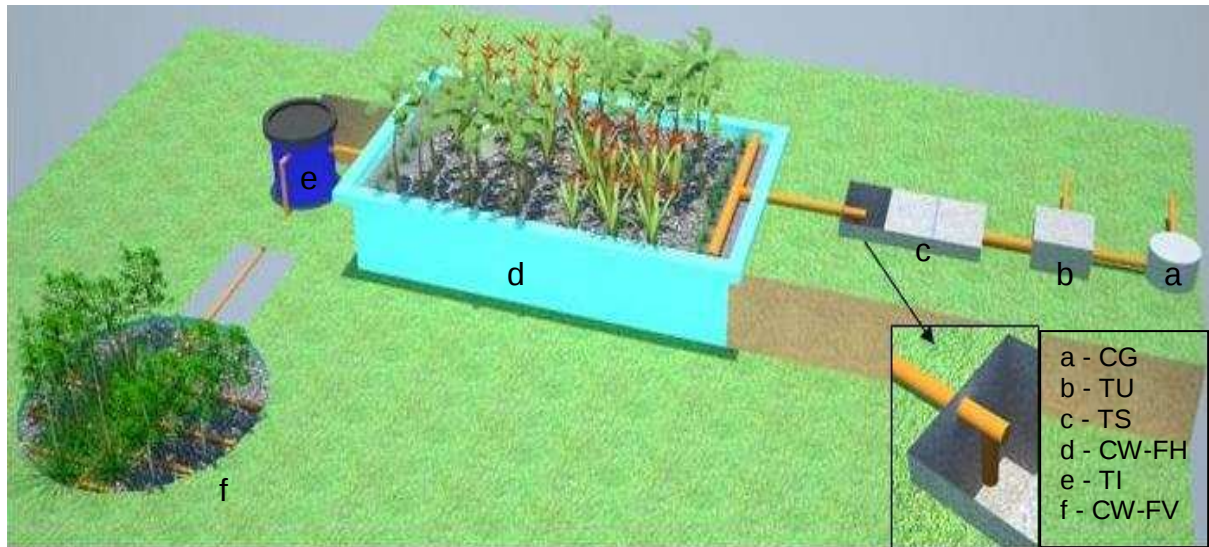


Fig. 1 - Sistema híbrido de wetlands construídas (CW). Detalhe com ampliação da canalização interna do tanque de sedimentação (TS).

As plantas ornamentais foram selecionadas de acordo com estudos prévios e literatura disponível (Paulo et al., 2007; Asmus et al., 2007; Lorenzi e Souza, 2001). As espécies selecionadas para o CW-FH foram *Heliconia psittacorum* L.F. (popularmente conhecida como heliconia ou andrômeda), *Cyperus isoclados* (popularmente conhecida como mini-papiro) e *Canna sp* (popularmente conhecida como Beri).

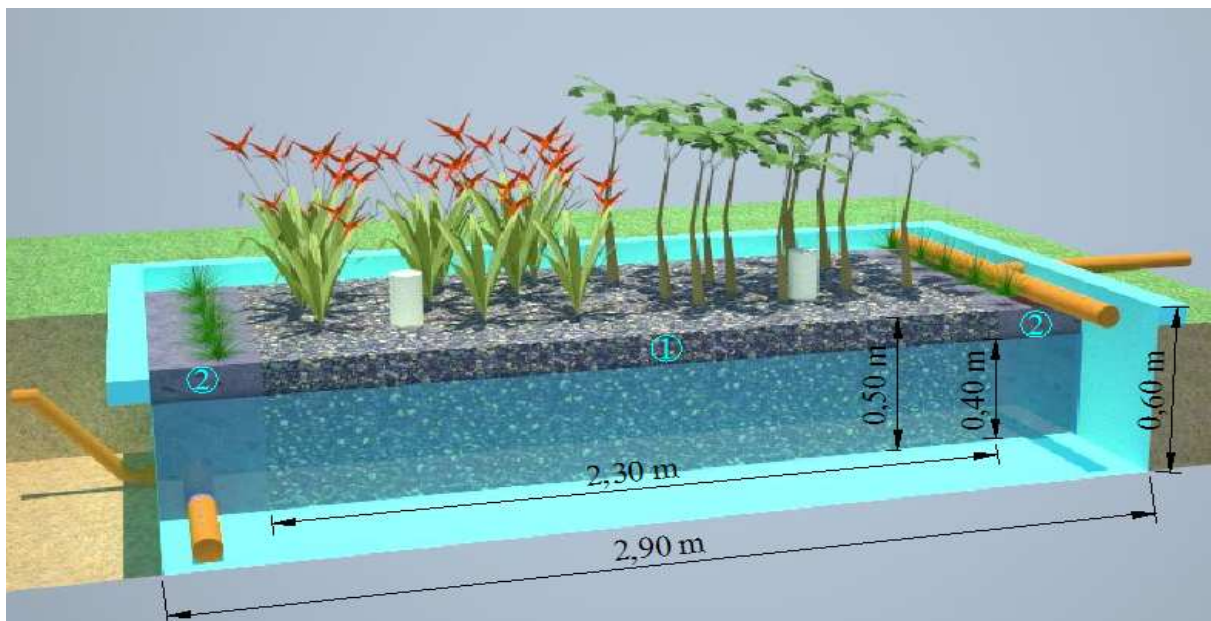


Fig. 2 - Wetland construída de fluxo subsuperficial horizontal (CW-FH). Camadas de substrato: pedrisco (1) e brita zero (2).

O tanque utilizado para o CW-FV foi uma caixa d'água de 2000 ℓ ($d_s = 1,70$ m; $d_i = 1,50$ m; $h = 1$ m, sucessivamente: diâmetro superior; diâmetro inferior e altura), sendo preenchido por camadas (do fundo até o topo) de brita nº. 0 (20 cm), pedrisco (10 cm), areia grossa (60 cm; $D_{60} = 0,85$ mm, $C_u = D_{60}/D_{10} = 2,43$; $K_s = 4.10^{-4}$ m s⁻¹; $n = 40\%$) e pedrisco novamente (5 cm).

O efluente do CW-FH aplicado intermitentemente no CW-FV é distribuído na sua superfície através de uma tubulação de PVC de 25 mm de diâmetro em forma de “espinha de peixe”, perfurada ($\varnothing = 6$ mm; alinhados e espaçados 8,5 cm entre si). A tubulação coletora do efluente (drenagem do fundo) com 32 mm de diâmetro foi perfurada ($\varnothing = 6$ mm; voltados para baixo, alinhados e espaçados 4 cm entre si), também em forma de “espinha de peixe”.



Fig. 3 - Wetland construída de fluxo vertical (CW-FV). Camadas de substrato: pedrisco (1), brita zero (2) e areia grossa (3).

Para o CW-FV as espécies selecionadas foram *Arundina bambusifolia* (conhecida como orquídea bambu) e *Alpinia purpurata* (conhecida como alpínia ou gengibre vermelho).

O pedrisco e a brita zero, utilizados como substrato, provém de rocha basáltica, já a areia grossa é proveniente do leito do Rio Paraná. A porosidade foi quantificada no laboratório de solos da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS), campus Campo Grande, empregando-se proveta graduada de 1 ℓ de volume e água destilada. A condutividade hidráulica saturada (K_s) foi determinada baseando-se nos princípios da Lei de Darcy e

utilizando-se permeâmetro vertical, constituído de uma coluna de PVC de 1 m de altura e 75 mm de diâmetro.

2.2.2. Critérios de dimensionamento

A configuração do sistema foi baseada nos seguintes critérios: i) remoção de sólidos suspensos; ii) evitar problemas de odor e entupimento e; iii) propor um sistema compacto. Para obter o desempenho esperado foi proposta a configuração ilustrada (**Fig. 3**).

As dimensões do sistema foram baseadas na vazão média (700 l dia^{-1}) e na concentração de $\text{DBO}_{5,20}$ (500 mg l^{-1}) determinados na caracterização realizada por Pansonato et al. (2007). O CW-FH foi dimensionado baseado na área superficial requerida (Conley et al., 1991; Rousseau et al., 2004a) para uma remoção de 67% de $\text{DBO}_{5,20}$.

O dimensionado do CW-FV foi baseado no balanço de oxigênio requerido para remover a $\text{DBO}_{5,20}$ remanescente e reduzir a concentração de NH_3 (NH_4^+) presentes no efluente do CW-FH. Caso este CW-FV possuísse 1 m de profundidade, esperar-se-ia uma eficiência de nitrificação de 85% com este modelo de dimensionamento (Johansen e Brix, 1996). Os cálculos efetuados para tal modelo de dimensionamento foram efetuados utilizando-se o valor da concentração de NH_3 em vez do íon NH_4^+ , pois é este o parâmetro usualmente analisado em laboratório e encontrado na literatura, como também, pela ínfima diferença quando da conversão da unidade da concentração para k dia^{-1} , necessária ao equacionamento em questão.

2.2.3. Operação e monitoramento do sistema

A operação do sistema foi iniciada em 23 de fevereiro de 2008, após seu plantio. Inicialmente, seu funcionamento se deu apenas com água, para a adaptação das plantas e aclimação das raízes. Esta adaptação teve a duração de um mês, sendo que para o CW-FH, houve a variação de sua altura da água (nível de água) reduzindo-se 10 cm a cada semana, e para o CW-FV foi feita a rega diária. A efetiva “partida” do sistema, ou seja, a alimentação com água cinza foi efetivada em 22 de março de 2008, com nível hidráulico em 40 cm, para o CW-FH.

Para o monitoramento do sistema foram coletadas amostras entre as 7:30h e 8:30h da manhã, no período de 14 de abril a 15 de dezembro de 2008, em 03 pontos: após o TS (P1), após o CW-FH, isto é, dentro do TI (P2) e após o CW-FV (P3). As amostras foram coletadas duas vezes por semana para alguns parâmetros (ST, SST, pH, T, turbidez, condutividade e DQO) durante os 03 primeiros meses e, posteriormente, uma vez por semana. Os parâmetros analisados foram: sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST), pH, temperatura, turbidez, condutividade e demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total (NT), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amônia (NH_3), fosfato total (PO_4^{3-}), coliformes totais (CT), *Escherichia*

coli (*E. coli*), cloretos (Cl⁻), oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO_{5, 20}).

Em 2009, as coletas foram reiniciadas em 04 de março para o monitoramento dos seguintes parâmetros: pH, temperatura, condutividade, CT, turbidez, NT, PO₄⁻³, *E. coli*, DQO, SST, ST, sendo que os últimos 4 parâmetros foram considerados para avaliação no presente trabalho.

2.2.4. Aspectos operacionais - Vazão

Não houve controle no fluxo de entrada visando avaliar o desempenho do sistema sob condições reais e eventuais picos de carga orgânica e hidráulica. Foram realizadas coletas simples e considerou-se, para efeitos de cálculo de eficiência de remoção de parâmetros e redução de concentração, que o sistema era estável (coletas de entrada e saídas na mesma data e horário). Assim, não houve amortecimento no fluxo de entrada do sistema.

2.2.5. Métodos analíticos

Os métodos de amostragem e analíticos foram referenciados pela publicação “*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*”, 21ª edição (APHA, 2005), sendo realizadas no Laboratório de Qualidade Ambiental (LAQUA), da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul - UFMS.

2.2.6. Planejamento experimental

Para a avaliação da eficiência de remoção do sistema experimental, visando o adequado tratamento estatístico e otimização dos resultados obtidos, foram selecionadas algumas variáveis independentes. Para a avaliação do CW-FH foram selecionados o TDH (representando a vazão) e a eficiência de remoção de DBO_{5,20} (E_R-DBO_{5,20}; representando a carga orgânica). Para o CW-FV e sistema híbrido completo as variáveis foram a E_R-DBO_{5,20} e tempo de funcionamento do sistema híbrido (t_{CW}), que significa a operação do sistema ao longo do tempo.

2.2.7. Tratamento dos resultados

A partir dos resultados obtidos, foram feitos tratamentos estatísticos para sua interpretação comparativa, visando à obtenção de equações de regressão que descrevam a resposta experimental do sistema, com foco para sua eficiência de remoção.

O tratamento estatístico dos dados obtidos foi feito com auxílio de ferramenta computacional da empresa *StatSoft Inc.*, o software STATISTICA[®], versão 5.1, edição 1998.

2.3. Resultados e Discussões

Normalmente, os parâmetros utilizados para o dimensionamento de CW são área requerida, profundidade, TDH, vazão média e DBO. Os modelos oriundos da cinética de primeira ordem, em termos de matéria orgânica carbonácea, aplicável aos reatores tipo pistão são os mais amplamente utilizados para prever a área superficial necessária para a promoção do tratamento secundário de águas residuárias ou de baixa carga orgânica. Estes modelos, onde a taxa de remoção desta DBO é diretamente proporcional a sua concentração no meio, estão sendo utilizados para o dimensionamento de CW-FH (Conley et al., 1991; Philippi e Sezerino, 2004; Rousseau et al., 2004a). O dimensionamento de CW-FV conforme Johansen e Brix (1996), como uma segunda fase para a melhoria de uma fase horizontal (CW-FH), adotam o modelo baseado no balanço de oxigênio necessário a remoção da matéria orgânica e nitrificação.

2.3.1. Características da água cinza: influência na razão DQO/DBO e sólidos e adequação do pré-tratamento

Considerando que o volume e características da água cinza de uma residência variam bastante de acordo com as atividades e hábitos dos moradores, dimensionar um sistema eficiente e compacto é, de certo modo, difícil. Tal fato pode ser observado na **Fig. 4**, que mostra a variação média da vazão da água cinza, para um período de 30 dias, e suas respectivas fontes de geração (porcentagem) de janeiro de 2008 a julho de 2009.

As frações de água cinza provenientes da lavanderia e cozinha variaram na mesma proporção, ao longo do período monitorado, apresentado variação de até o dobro e 1,5 vezes sua proporção, respectivamente. A fração do chuveiro apresentou variação em torno de 3 vezes sua proporção para todo o período monitorado, ressaltando que o acentuado declive em 05/2008 foi proveniente de defeito no chuveiro. No entanto, a variação da proporção das parcelas componentes da água cinza não apresentou correlação com a razão DQO/DBO, parâmetro importante quando se trata da aplicação de tratamento biológico. O valor obtido para esta relação, para a água cinza gerada na residência, no período de 2008 a 2009, foi de $1,7 \pm 0,5$, ou seja, uma relação de aproximadamente 2:1 ($DQO/DBO < 2$). Essa relação vem ao encontro das indicações de Souza (1982) e Braile e Cavalcanti (1993), que, de forma simplificada, consideram um resíduo facilmente biodegradável quando a relação DQO/DBO é menor que 2. No estudo desenvolvido por Sezerino (2006) a relação DQO/DBO obtida pelo autor foi de 1,32. De acordo com Del Porto e Steinfeld (2000), a água cinza com relação DQO/DBO de 1,1 é considerada facilmente biodegradável. No entanto, outros estudos

indicam uma baixa biodegradabilidade da água cinza com a relação DQO/DBO variando de 2,9 a 3,6 (Al-Jayyousi, 2003; Jefferson et al., 2004). Normalmente a alta relação DQO/DBO advém das águas de lavagem provenientes das ma

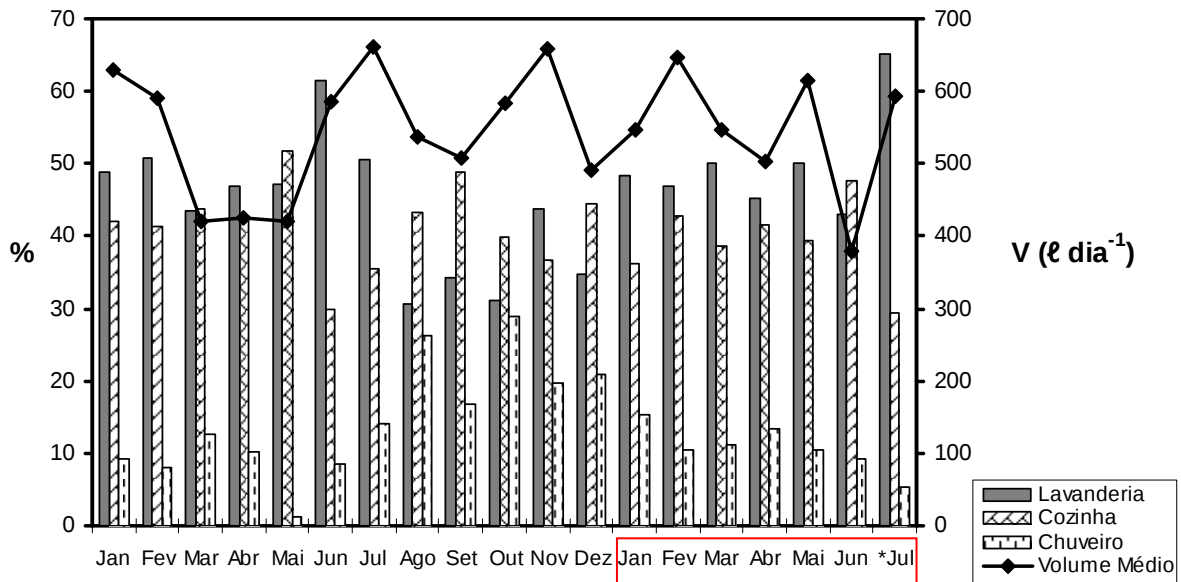


Fig. 4 – Volume médio (eixo direito) e composição da água cinza (eixo esquerdo). O mês de janeiro corresponde ao período entre 16/12/2008 e 03/02/2009 e julho até 16/07. A borda vermelha destaca o ano de 2009.

A relação DQO/DBO para os três pontos de amostragem (P1, P2 e P3) durante o período monitorado em 2008 foi de $1,7 \pm 0,5$; $2,1 \pm 0,6$ e $6,7 \pm 5,0$ para os pontos 1, 2 e 3, respectivamente, mostrando-se maior após cada unidade de tratamento. Isto deve ser levado em consideração se a água cinza for reusada na irrigação e na escolha das plantas utilizadas nos CW, considerando que as características possam causar efeitos negativos, quando em alta concentração, para solo e plantas.

Outro parâmetro que reflete a relação DQO/DBO é representado pela variação da composição dos ST. Foi observado que houve o aumento da proporção de SDT em relação aos SST após cada unidade de tratamento, já que os SDT representam a fração da água cinza não biodegradável representada por substâncias inorgânicas e coloidais presentes nos produtos de higiene pessoal (Morel e Diener, 2006; Eriksson et al., 2002). Esta relação pode ser observada na **Fig. 5** que apresenta a distribuição dos ST em cada unidade do sistema durante sua operação.

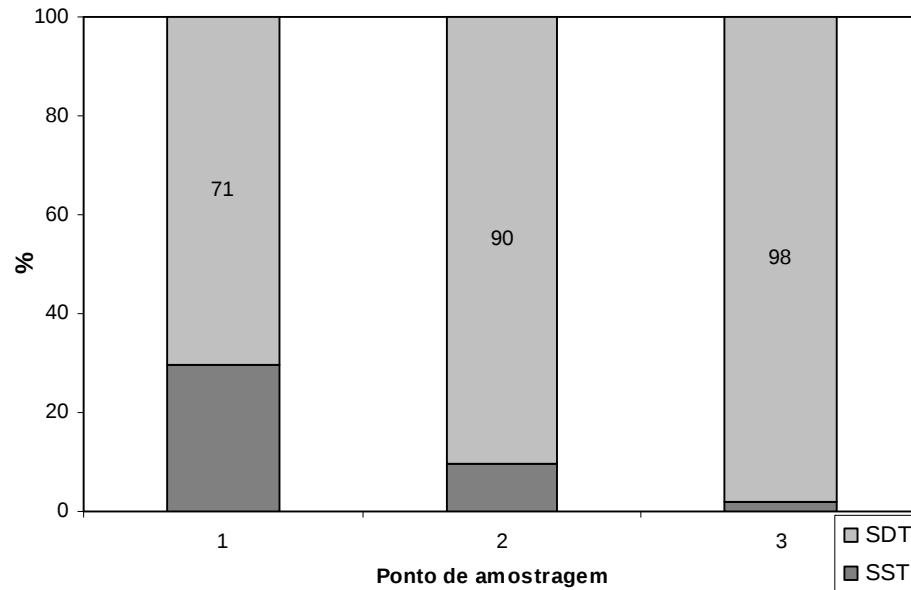


Fig. 5 - Distribuição dos ST (%) para os 3 pontos de coleta (ST = SDT + SST).

O aumento da proporção de SDT após cada unidade de tratamento comprova o aumento da relação DQO/DBO anteriormente citada. Isto, provavelmente, ocorre devido às substâncias coloidais e inorgânicas presentes em produtos de limpeza e de cuidados pessoais (Morel e Diener, 2006; Eriksson et al., 2002).

De acordo com Phillipi e Sezerino (2004), para alcançar um desempenho estável em um sistema compacto, é preciso, ou controlar a vazão de entrada ou utilizar um sistema para pré-tratamento, como tanque séptico ou tanque de sedimentação. Neste estudo foi proposto um tanque de sedimentação com TDH de 3,3 horas para acomodar a variação da composição da água cinza (equalizar) e permitir a decantação dos sólidos mais grosseiros. A utilização deste foi imprescindível para o sistema, evitando, quando mantida a manutenção apropriada, a colmatação na entrada do CW de fluxo horizontal. Tal fato pode ser confirmado com a avaliação da carga orgânica de entrada que aumentava bruscamente quando a limpeza desta unidade era executada tardiamente. Após esta observação, com a determinação de periodicidade quinzenal para a limpeza desta, foi possível obter certo controle da carga afluente no sistema. Caso fosse utilizado um tanque séptico no lugar do TS seria possível reduzir a frequência de limpeza. No entanto, esta alternativa poderia acarretar emissão de maus odores tendo em vista a condição anaeróbia do efluente, que seria inconveniente devido à proximidade do sistema à residência.

2.3.2. Influência do tempo de detenção de hidráulica

Tendo em vista a importância relatada quanto ao TDH nos CW de fluxo horizontal e a larga faixa de variação de vazão da água cinza que entra no sistema, o parâmetro TDH será

discutido como parâmetro de projeto. No dimensionamento do CW-FH foi preconizada uma remoção de $\text{DBO}_{5,20}$ de 67% e o TDH obtido foi de 1,2 dias. Durante os 446 dias monitorados, os resultados mostraram uma variação do TDH de $1,9 \pm 0,9$ dias, sendo que os valores máximo e mínimo encontrados foram 4,7 e 0,8 dias, respectivamente. A literatura recomenda que o valor do TDH varie entre 3 e 7 dias para água cinza (Morel e Diener, 2006). Assim, foram observados 3 períodos distintos (**Fig. 6**) durante o período monitorado através da avaliação da E_R -DQO.

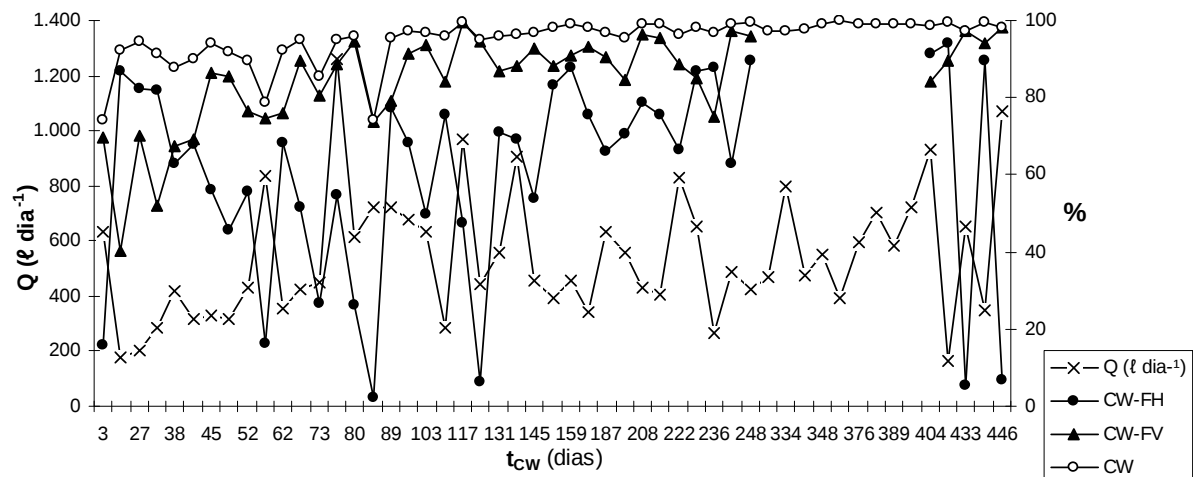


Fig. 6 - Variação da vazão (eixo y primário) e da E_R -DQO para CW-FH, CW-FV e CW (eixo y secundário), conforme t_{CW} . Para o período de t_{CW} entre 249 e 403 não houve coleta de amostras no ponto intermediário, P3.

O 1º período correspondeu ao t_{CW} igual a 90 dias, onde um TDH baixo afetava, isto é, reduzia a E_R do CW-FH e, uma sequência de TDHs baixo (t_{CW} entre 74 e 87 dias) afetava este e também o CW-FV, resultando na redução da E_R global. No 2º período, t_{CW} entre 101 e 108, uma sucessão de TDHs baixo implicou na redução da E_R do CW-FH mas passou a não mais prejudicar o CW-FV, que passou a manter sua média de E_R -DQO acima de 80%. Para a E_R -DQO global essa porcentagem manteve-se acima de 90%. Com isto, podemos considerar que os primeiros noventa dias de operação do sistema híbrido corresponderam a uma fase de adaptação.

O TDH também interfere no número de aplicações (nA) efetuadas pelo tanque intermitente no CW-FV. O nA não interferiu na E_R -DQO do CW-FV como era esperado já que o intervalo entre as aplicações é de fundamental importância para o bom desempenho desta unidade. A aplicação intermitente aliada à rápida infiltração do efluente a ser tratado tende a criar um gradiente de entrada de ar atmosférico, via convecção e difusão, suficiente para promover a oxidação do carbono e da amônia a nitrato (Platzer, 1999).

É importante salientar que o nA foi estimado, pois a configuração de funcionamento hidromecânico do TI impossibilitava o controle do volume a cada aplicação. Enquanto uma aplicação era efetuada, isto é, durante a execução do sifonamento, como se trata de um sistema contínuo, o efluente do CW-FH continuava entrando no TI e sendo imediatamente aplicado. Assim sendo, uma aplicação pode ter correspondido a uma carga hidráulica maior que apenas o volume do tanque.

A redução da concentração de NH_3 no CW-FV variou de acordo com o nA. Tal variação mostrou-se discreta, devido à baixa concentração de nitrogênio na água cinza. Mesmo com esta interferência, ambas as unidades do sistema promoveram a nitrificação, fato este comprovado pelo acréscimo da concentração de NO_3 , resultando em um efluente com concentração maior que a afluente. A ocorrência de desnitrificação no CW de fluxo horizontal, não era esperada dentro da configuração adotada, combinada com o baixo TDH e a forma que o nitrogênio entra no sistema, isto é, na forma orgânica (N_{org}). A hipótese é que, devido à configuração do sistema, não há tempo suficiente e condições ambientais para que todo o N_{org} que foi convertido a NH_3 no CW-FH também fosse convertido a NO_3 e desnitrificado. Mesmo com o acréscimo de NO_3 , principalmente no CW-FV, o efluente apresentou concentração média de $0,4 \text{ mg } \ell^{-1}$ e valor máximo de $1,9 \text{ mg } \ell^{-1}$.

Platzer (1999) ressalta que se deve manter a Taxa de Aplicação (T_a) no CW-FV em valores inferiores a $0,25 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ($250 \text{ l m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) e a carga de nitrogênio afluente inferior a $6,5 \text{ g NTK m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Estudos semelhantes realizados em colunas preenchidas com areias comprovam que a oxidação da amônia a nitrato (nitrificação) pode ocorrer concomitantemente com a redução da DQO (Felde e Kunst, 1997; Sezerino, 2002). Felde e Kunst (1997) reforçam ainda que com uma aplicação intermitente (duas vezes ao dia, sob uma taxa de 80 mm d^{-1}), cerca de 90% da amônia é oxidada a nitrato nos primeiros 20 cm do leito filtrante.

Segundo Morel e Diener (2006), o nível, ou seja, grau de eficiência do tratamento é determinado pelo TDH no CW-FH. TDH para água cinza estão normalmente variando de 3-7 dias, com T_a de $5-8 \text{ cm d}^{-1}$ e taxa orgânica de aplicação de $6-10 \text{ g DBO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Dependendo da vazão de água cinza e devido às altas T_a , um CW-FH requer $1-3 \text{ m}^2$ de área por pessoa.

Provavelmente estes valores sugeridos aplicam-se a sistemas comuns, ou seja, composto apenas de 1 CW-FH pois são extremamente baixos. Para a T_a média observada de $0,5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ no CW-FH e $0,2 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ no CW-FV foram obtidos, respectivamente, 70 e 94% de $E_R\text{-DBO}$ e 33 e 45% $E_R\text{-NT}$, frisando que a concentração média efluente de NT é $5,1 \text{ mg } \ell^{-1}$. Assim a necessidade da implantação de outro CW-FH após o CW-FV é dispensada.

A relação m^2 por pessoa ($\text{m}^2 \text{pe}^{-1}$) é muito empregada como critério de dimensionamento, notadamente para unidades domiciliares ou pequenos sistemas descentralizados. Faixas de aplicação encontram-se variando de 1 a $5 \text{m}^2 \text{pe}^{-1}$, quando os CW-FH são empregados como tratamento secundário precedidos, na maioria dos casos, de decanto-digestores. Tal fator representou grande dificuldade no momento de comparação de resultados com a literatura, pois esta relação é obtida considerando-se a carga orgânica per capita. Alguns autores adotam a carga orgânica do efluente padrão local e outros a vazão, mas muitas vezes não a mencionam, o que é de extrema importância, pois este valor varia de acordo com clima, costumes, poder aquisitivo entre tantos outros fatores supracitados para caracterização da água cinza. Certos autores fazem uma caracterização do próprio efluente e acabam por desconsiderar tal fator. Considerando o equivalente populacional (EP) adotado para esgoto doméstico no Brasil, $54 \text{g DBO pe}^{-1} \text{dia}^{-1}$, foi obtido para a água cinza no presente estudo um EP equivalente a 72% daquele determinado para esgoto, isto é, obteve-se uma carga de $39 \text{g DBO pe}^{-1} \text{dia}^{-1}$.

2.3.3. Análise estatística

A análise estatística dos dados obtidos revelou, graficamente, superfícies lineares e quadráticas de resposta para todos os parâmetros, em cada unidade e no sistema híbrido completo, que possibilitam previsão da resposta experimental de cada variável, baseado nos parâmetros de controle: E_R - $\text{DBO}_{5,20}$, TDH e t_{CW} .

Partindo do parâmetro TDH, é possível observar sua correlação com a E_R -DQO e E_R - $\text{DBO}_{5,20}$ (**Fig. 7**). Para TDH entre 1,5 e 2,5 dias a E_R -DQO e E_R - $\text{DBO}_{5,20}$ variaram entre 60-75%. Para o TDH de dimensionamento (1,2 dias) foi obtida a E_R - $\text{DBO}_{5,20}$ de 68% (desejada: 67%).

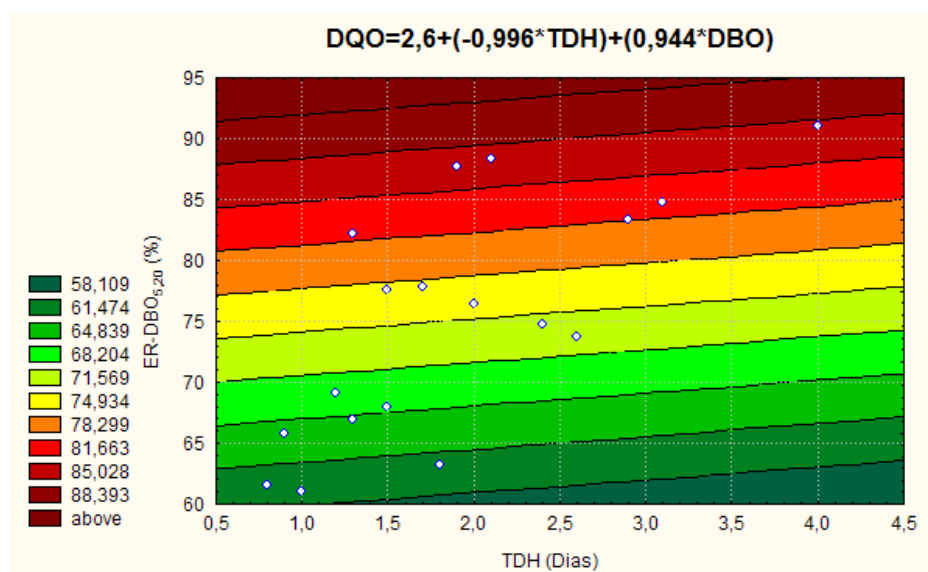


Fig. 7 - Correlação entre E_R -DQO (%), E_R - $\text{DBO}_{5,20}$ e TDH.

A E_R -SST e E_R -ST não apresentaram correlação com o TDH, isto é, suas E_R foram independentes a variação do TDH. Os SST apresentaram E_R se mantendo acima de 70% e variando até 95%. Os ST mostraram grande variação, ocorrendo situações em que houve 100% de acréscimo na concentração, sua E_R variou entre 7-67%. A E_R -Turb apresentou discreto aumento evidenciado por acréscimo de 10% para $TDH \geq 2$ dias, sua E_R variou entre 55-93% com ponto mínimo em 30% para $TDH = 1,4$. A E_R -Turb e E_R -SST apresentaram correlação linear direta significativa ($p < 0,05$) de 0,98.

A redução da concentração de NH_3 apresentou correlação indireta com o TDH, evidenciando aproximadamente 500% de acréscimo para o TDH de dimensionamento e variando até 5% para valores de TDH até 3 dias. A E_R - NT apresentou correlação direta com o TDH, variando de 9-47% para TDH de 0,8-3,2 dias.

Ao considerar um sistema híbrido, a configuração mais comum para esgoto doméstico é um CW-FV seguido por um CW-FH para nitrificar no primeiro e desnitrificar no segundo. Neste trabalho foi proposta a configuração oposta (CW-FH seguido por CW-FV) considerando as baixas concentrações de nitrogênio da água cinza, quando comparada ao esgoto doméstico (Jefferson et al., 2004; Eriksson et al., 2002), e devido ao CW-FV, aparentemente, não enfrentar bem picos hidráulicos, acarretando em colmatção da camada do topo em tais situações (Platzer et al., 2007a). A **Tab. 4** mostra a eficiência de remoção dos parâmetros analisados no monitoramento para os anos de 2008 e 2009.

Um estudo realizado por Rousseau (2005), em um sistema híbrido em escala piloto (um CW-FV seguido por um CW-FH) tratando esgoto doméstico pré-tratado, atribuiu o melhor desempenho do CW-FV ao fato de que foi a unidade que recebeu a maior carga e, que, invertendo a ordem do *wetland* naquele sistema híbrido resultaria no encontro da maior eficiência no CW-FH. Para o presente estudo, a eficiência de remoção, em valores absolutos, do CW-FH foi superior, porém, mesmo com baixa concentração do afluente no CW-FV, a unidade apresentou maior remoção percentual para todos os parâmetros avaliados. No entanto o CW-FV é de fundamental importância para este sistema híbrido, já que complementa (finaliza) a remoção da unidade anterior promovendo estabilidade na performance global.

Tabela 4 - Valores médios e desvios padrões das concentrações de entrada e saída de cada unidade e do sistema completo, eficiência de remoção e redução da concentração destes.

Parâmetro	n ⁽¹⁾	Valor de entrada	Remoção CW-FH (%)	Remoção CW-FV (%)	Remoção Total %	Concentração de saída
pH	65	5,7 ± 0,5	- ⁽²⁾	- ⁽²⁾	- ⁽²⁾	7,1 ± 0,3
Turbidez (UNT) ⁽³⁾	64	292 ± 165	69 ± 32	87 ± 23	98 ± 3	4 ± 5
Condutividade (µS cm ⁻¹)	61	298 ± 158	- ⁽²⁾	- ⁽²⁾	- ⁽²⁾	366 ± 163
OD (mg O ₂ ℓ ⁻¹) ⁽⁴⁾	32	0,3 ± 0,5	- ⁽²⁾	- ⁽²⁾	- ⁽²⁾	4,2 ± 1,5
DQO (mg O ₂ ℓ ⁻¹)	60	747,8 ± 386,3	56 ± 33	78 ± 42	95 ± 7	32,5 ± 44,8
DBO _{5,20} (mg O ₂ ℓ ⁻¹) ⁽⁴⁾	23	425,6 ± 211,3	70 ± 18	94 ± 6	98 ± 2	8,2 ± 12,8
Cl ⁻ (mg ℓ ⁻¹) ⁽⁴⁾	21	29,3 ± 13,4	- ⁽²⁾	- ⁽²⁾	- ⁽²⁾	33,1 ± 13,9
ST (mg SST ℓ ⁻¹)	44	552,9 ± 176,7	9 ± 38	17 ± 14	32 ± 25	349,3 ± 97,9
SST (mg SST ℓ ⁻¹)	52	154,5 ± 72,4	66 ± 28	81 ± 19	94 ± 8	6,0 ± 6,8
PO ₄ ³⁻ (mg ℓ ⁻¹)	37	4,9 ± 2,2	-16 ± 66	33 ± 41	31 ± 47	2,9 ± 1,7
NT (mg N ℓ ⁻¹)	34	9,9 ± 3,2	33 ± 31	14 ± 68	45 ± 39	5,1 ± 3,5
NO ₃ ⁻ (mg ℓ ⁻¹) ⁽⁴⁾	25	4,7.10 ⁻² ± 4,4.10 ⁻¹	- ⁽²⁾	- ⁽²⁾	- ⁽²⁾	4,2.10 ⁻¹ ± 4,7.10 ⁻¹
NH ₃ (mg ℓ ⁻¹) ⁽⁴⁾	12	1,6 ± 1,4	- ⁽²⁾	97 ± 2	80 ± 31	0,2 ± 0,1
NO ₂ ⁻ (mg ℓ ⁻¹) ⁽⁴⁾	23	3,4.10 ⁻² ± 2,5.10 ⁻²	13 ± 73	-70 ± 371	18 ± 102	2,0.10 ⁻² ± 2,0.10 ⁻²
CT (NMP ⁽⁵⁾ 100 ml ⁻¹)	50	3,2.10 ⁸ ± 6,0.10 ⁸	90	90	99	1,2.10 ⁶ ± 3,0.10 ⁶
<i>E. coli</i> (NMP 100 ml ⁻¹)	46	9,7.10 ⁵ ± 3,0.10 ⁶	80	90	99	2,9.10 ³ ± 3,7.10 ³

⁽¹⁾ Número de amostras;

⁽²⁾ Valor não calculado;

⁽³⁾ UNT: unidade Nefelométrica de turbidez;

⁽⁴⁾ Parâmetro monitorado apenas em 2008;

⁽⁵⁾ NMP: número mais provável.

A fração carbonácea, expressa pela DBO_{5,20} e DQO, apresentou porcentagens de remoção global variando entre 88% e 99% estando em concordância aos valores descritos na literatura para esgoto doméstico (Conley et al., 1991; Rousseau et al., 2004). De acordo com a revisão de Tuszyńska e Obarska-Pempkowiak (2008), a remoção de matéria orgânica em CW-FH tratando esgoto doméstico varia de 71,2% a 94,1% para DBO_{5,20} e de 59,7% a 89% para DQO. Altas remoções de DQO em *wetlands* construídas são reportadas utilizando-se o fluxo vertical (Shrestha et al., 2001; Li et al., 2003; Gross et al., 2006). Morel e Diener (2006) relataram 95% de E_R-DBO_{5,20} para um sistema composto por TS + CW-FH tratando água cinza na Costa Rica, com concentração afluenta de 167 mg ℓ⁻¹.

2.3.4. Performance global do sistema

Houve poucos episódios de colmatagem na faixa de entrada do CW-FH, o que ocorreu devido à falta de manutenção na caixa de gordura, ressaltando que havia o despejo de comida no ralo da cozinha e tanque da lavanderia. No entanto, tais problemas foram sanados com a devida limpeza nas unidades de pré-tratamento. A periodicidade de limpeza era de pelo menos uma

vez por mês nos primeiros 3 meses e, posteriormente, quinzenalmente. O intervalo entre os procedimentos de limpeza pode ser encarado como uma das mudanças nos hábitos dos moradores, a fim de diminuir a manutenção do sistema, mas como não houve tal colaboração foram necessárias medidas corretivas como a troca do substrato na área colmatada e aumento da frequência de limpeza das unidades de pré-tratamento.

A operação do sistema foi simples e apenas requisitou alguma atenção para a limpeza do sistema de pré-tratamento. O sistema hidromecânico foi monitorado regularmente, para garantir a aplicação do efluente no CW-FV.

2.4. Conclusões

- A configuração sugerida para o sistema (caixa de gordura + tanque de sedimentação) seguidos por um sistema híbrido de *wetlands* construídas (CW-FH + CW-FV) se mostrou apropriada para atender os critérios estabelecidos (remoção de sólidos suspensos, evitar problemas de mau odor e entupimento, proposição de um sistema compacto);
- Pedrisco (porosidade = 0,44 e $K_s = 3,6 \times 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$) mostrou ser uma boa opção para evitar entupimento em um CW-FH recebendo água cinza, com uma concentração média de $141 \pm 77 \text{ mg } \ell^{-1}$ de SST na entrada;
- O desempenho do CW-FH foi temporariamente afetado, quando houve picos de vazão, ou seja, TDH baixo. No entanto, o CW-FV se mostrou eficiente como segundo estágio, assegurando um desempenho estável do sistema como um todo;
- A remoção bacteriológica foi suficiente para atender a qualidade microbiológica, para *E. coli*, recomendada pelas diretrizes da Organização Mundial de Saúde (WHO, 2006) para irrigação restrita ($<10^5 \text{ NMP } 100 \text{ m } \ell^{-1}$);
- Ressalta-se também, que, mesmo os CW não estando destacados nas normas técnicas aplicáveis ao tratamento descentralizado e/ou domiciliar de esgotos domésticos (como por exemplo, a NBR 13.969 – ABNT, 1997), estes se mostram como alternativa viável para a realização do tratamento de águas residuárias.
- A configuração adotada proporcionou 99% de E_R -DQO global em situações com picos de vazão em torno de $1000 \ell \text{ d}^{-1}$.
- O pré-tratamento, que impediu a entrada de materiais grosseiros no CW-FH, junto com o CW-FV, que manteve sua eficiência praticamente constante independente da concentração afluente, demonstraram a possibilidade de se dimensionar um sistema de tratamento de água cinza baseado nas equações utilizadas para esgoto doméstico.

Agradecimentos

Esta pesquisa foi financiada pela *International Foundation for Science* (IFS, Suécia, concessão n°. W/4130-1) e pela Fundação de Apoio à Pesquisa e ao Ensino de Mato Grosso do Sul (FUNDECT, bolsas de mestrado).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas), 1997. Tanques sépticos - unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - projeto, construção e operação: NBR 13969. Rio de Janeiro, 60pp.
- Al-Jayyousi and Odeh, R., 2003. Greywater reuse: towards sustainable water Management. *Desalination* 56 (18), 1-192.
- APHA (American Public Health Association), AWWA (American Water Works Association) e WEF (Water Environment Federation), 2005. "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater", 21th edition, APHA, Washington - DC, USA.
- Asmus, A., Oliveira, A. S., Ide, Carlos Nobuyoshi, Paulo, P. L., 2007. Comparison of plants efficiency on the removal of pollutants in constructed wetlands. In: *Proceedings of the IWA Advanced Sanitation Congress*, Aachen.
- Bazzarella, B. B., 2005. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental. Vitória, Espírito Santo, 165pp.
- Borges, L. Z., 2003. Caracterização da Água Cinza para Promoção da Sustentabilidade dos Recursos Hídricos. Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Engenharia Ambiental, Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, setor de tecnologia, Universidade Federal do Paraná. 91pp.
- Braile, P. M., Cavalcanti, J. E. W. A., 1993. Manual de tratamento de águas residuárias. CETESB, São Paulo, 764pp.
- Brix, H., 1993. Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes, and treatment performance. In: Moshiri, G. A. (Ed.), *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. CRC Press, Boca Raton, Flórida, 9-22.
- Brix, H., 1994. Use of constructed wetlands in water pollution control: historical development, present status, and future perspectives. *Water Sci. Technol.* 30 (8), 209-223.
- Brix, H., 1997. Do Macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Sci. Technol.* 35 (5), 11-17.
- Buenfil, J., 2004. Biofiltro: La Jardinera que Filtra las Aguas Grises para Reciclarlas. "Instrumentos Educativos para el Saneamiento Ecológico" Taller de Artes y Oficios AC y Sarar Transformación SC, Tepoztlan, Mexico.
- Burba, G. G., S. B. Verma, J. Kim, 1999. Surface energy fluxes of *Phragmites australis* in a prairie wetland. *Agricultural and Forest Meteorology* 94 (1), 31-51.
- Chernicharo, C. A. L., 1997. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios. Belo Horizonte, UFMG, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental 5, 245pp.
- Chernicharo, C. A. L., 2001. Pós-tratamento de reatores anaeróbios. In: *Pós-tratamento de Efluentes Anaeróbios por Sistemas de Aplicação no Solo*. Belo Horizonte. PROSAB/FINEP, 55-64.
- Collaço, A. B., 2001. Uso de pneu "picado" como meio suporte de leitos cultivados para o tratamento de esgoto sanitário oriundo de uma E.T.E. convencional. Tese (Mestrado Engenharia Agrícola /Água e Solo) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 77pp.
- Conley, L.M., Dick, R.I., Lion, L.W., 1991. An assessment of the root zone method of wastewater treatment. *Res. J. WPCF* 63, 239-247.
- Costa, L. L.; Ceballos, B. S. O.; Meira, C. M. B. S.; Cavalcanti, M. L. F., 2003. Eficiência de Wetlands construídas com dez dias de retenção hidráulica na remoção de colílagos e bacteriófagos. *Revista de Biologia e Ciências da Terra* 3 (1), 23pp.
- Cooper, P. F., Job, G. D., Green, M. B., Shutes, R. B. E., 1996. *Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. Swindon: WRc plc, 184pp.
- Crites, R. W., 1994. Design criteria and practice for constructed wetlands. *Water Sci. Technol.* 29 (4), 1-6.
- Dallas, S. e Ho, G., 2005. Subsurface flow reedbeds using alternative media for the treatment of domestic greywater in Monteverde, Costa Rica, Central America. *Water Science and Technology* 51 (10), 119-128.

- Elias, J. M.; Salati Filho, E.; Salati, E., 2000. Performance of constructed wetland system for public water supply. In: International conference on wetlands systems for water pollution control 7. Orlando 3, 1539-1544.
- Eriksson, E., Auffarth, K., Henze, M., Ledin, A., 2002. Characteristics of grey wastewater. *Urban Water* 4, 85-104.
- Felde, K.von e Kunst, S. (1997). N- and COD- removal in vertical-flow systems. *Wat.Sci.Tech.* 35 (5), 79-85.
- FIESP (Federação das Indústrias do Estado de São Paulo), 2005. Conservação e Reuso de águas em edificações. São Paulo, Prol editora e gráfica.
- Friedler, E., Kovalio, R., Galil, N.I., 2005. On-site greywater treatment and reuse in multi-storey buildings. *Water Science and Technology* 51 (10), 187-194.
- Gómez Cerezo, R., Suarez, M. L., Vidal-Abarca, M. R., 2001. The performance of a multi-stage system of constructed wetlands for urban wastewater treatment in a semiarid region of SE Spain. *Ecological Engineering*, 16, 501-517.
- Gopal, B. Natural and constructed wetlands for wastewater treatment: potentials and problems, 1999. *Water Science and Technology* 40 (3), 7-35.
- Grant, N., 1995. Reed bed designer. Hereford, U.K. (In : Copper, P. and Green, B. United Kingdom. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe*). J Vymazal, H. Brix, P.F. Cooper, M. B. Green and R. Haberl (Eds.), Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, 169-190.
- Gross, A., Shmueli, O., Ronen, Z., Raveh, E., 2006. Recycled vertical flow constructed wetland (RVFCW) - a novel method of recycling greywater for irrigation in small communities and households. *Chemosphere* 66 (5), 916-923.
- Gulyas, H., 2007. Greywater reuse: concepts, benefits, risks and treatment technologies. international Conference on Sustainable Sanitation – Food and Water Security for Latin America, November 26-28, 2007, Fortaleza, Ceará, Brasil. CD-ROM.
- Hammer, D.A., 1989. *Constructed wetlands for wastewater treatment, municipal, industrial and agricultural*. Chelsea: Lewis Publishers, 530pp.
- Herbst, M., Kappen, L., 1999. The ratio of transpiration versus evaporation in a reed belt as influenced by weather conditions. *Aquatic Botany* 63, 113-125.
- House, C. H., Broome, S. W., 1990. Constructed upland-wetland wastewater treatment system. In: Cooper, P. F., Findlater, B. C. (Eds.). *Constructed Wetlands in Water Pollution Control. Proceedings of the International Conference on the Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control*, Cambridge: U. K Pergamon Press.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), 2002. Pesquisa nacional de saneamento básico 2000. IBGE, Brasília, Brasil.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), 2008. Pesquisa Nacional por Amostra de Domicilio: Síntese de Indicadores 2007. IBGE, Rio de Janeiro, Brasil.
- IEA (Instituto de ecologia aplicada), 1997. Relatório técnico, 22p.
- Jefferson, B., Laine, A., Parsons, S., Stepherson, T., Judd, S., 1999. Technologies for domestic wastewater recycling. *Urban Water* 1 (4), 285-292.
- Jefferson, B., Palmer, A., Jeffrey, P., Stuetz, R., Judd, S., 2004. Grey water characterisation and its impact on the selection and operation of technologies for urban reuse. *Water Science and Technology* 50 (2), 157-164.
- Jenssen, P. D., Mæhlum, T., Krogstad, T., 2005. High Performance Constructed Wetlands for Cold Climates. *Journal of Environmental Science and Health* 40, 1343–1353.
- Johansen, N.H. e Brix, H., 1996. Design criteria for a two-stage constructed wetland. *Wetland Systems for Water Pollution Control, Proceedings ICWS, Institute for Water Provision, Vienna, Austria*.
- Junsan, W., Yuhua, C., Qian, S., 2000. The application of constructed wetland to effluent purification in pig farm. In: International conference on wetlands systems for water pollution control 7. Orlando 3, 1477-1480.
- Kadlec, R. H. e Knight, R. L., 1996. *Treatment wetlands*. Boca Raton: Lewis Publishers, 893pp.
- Kadlec, R.H. e Knight, R. L., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., Haberl, R. (Eds.), 2000. *Constructed wetlands for pollution control— Processes, performance, design and operation*. IWA Scientific and Technical Report n°. 8, IWA Publishing, London, UK.
- Kao, C. M.; Lee, H. Y.; Wen, C. K., 2000. Application of a constructed wetland for non-point source pollution control. In: International conference on wetlands systems for water pollution control 7, Orlando 3, 1553-1560.

- Knight, R.L., Payne, V.W. E., Jr, Borer, R.E., Clarke, R.A., Jr, Pries, J.H., 2000. Constructed wetlands for livestock wastewater management. *Ecol. Eng.* 15, 41-55.
- Lamine, M.; Bousselmi, L.; Ghrabi, A., 2007. Biological treatment of grey water using sequencing batch reactor. *Desalination* 215, 127-132.
- Lara Borrero, J. A., 1999. Depuração de águas residuais municipais com humedales artificiales. Dissertação (Mestrado em Ingeniería y Gestión Ambiental) – Instituto Catalán de Tecnología, Universidad Politécnica de Cataluña, Cataluña, 122pp.
- Leopoldo, P. R., Guimarães, A. B., Breda, C. C., 1999. Tratamento de efluentes domésticos em zona rural através do uso de sistema com plantas aquáticas. In: *Anais do Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola* 28. Pelotas: SBEA. CD-ROM.
- Lettinga, G., 1995. Introduction. In: *International course on anaerobic treatment*. Wageningen Agricultural University / IHE Delft. Wageningen 17-28.
- Lesjean, B. e Gnirss, R., 2006. Grey water treatment with a membrane bioreactor operated at low SRT and low HRT. *Desalination* 199, 432-434.
- Li, Z., Gulyas, H., Jahn, M., Gajurel, D. R., Otterpohl, R., 2003. Greywater treatment by constructed wetlands in combination with TiO₂-based photocatalytic oxidation for suburban and rural areas without sewer system. *Wat. Sci. Tech.*, 48 (11-12), 101-106.
- Lorenzi, H. e Souza, H. M., 2001. Plantas ornamentais no Brasil: arbustivas, herbáceas e trepadeiras. 3rd Ed., Nova Odessa, SP, Instituto Plantarum. 1088pp.
- Maltais-Landry, G., Maranger, R., Brisson, J., Chazarenc, F., 2008. Nitrogen transformations and retention in planted and artificially aerated constructed wetlands. *Water Research*.
- Manfrinato, E. S., 1989. Avaliação do método edafotopedológico para o tratamento preliminar de águas. Piracicaba. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiróz”. Univ. de São Paulo. 98pp.
- Metcalf e Eddy Incorporation, 1991. *Wastewater Engineering: Treatment, disposal and reuse*. 3rd Ed., New York: McGraw-Hill, 1334pp.
- Morel, A. e Diener, S., 2006. Greywater management in low and middle-income countries, review of different treatment systems for households or neighbourhoods. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland.
- Moshiri, G.A., 1998. Potentials for uses of treatment wetlands in South America applicability water pollution problems in Brazil. In: *International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control*, 6. Águas de São Pedro. Proceedings. Águas de São Pedro: UNESP, IWA, 28-35.
- Motta Marques, 1999. Terras Úmidas Construídas de Fluxo Subsuperficial. In: Campos, J. R., *Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo*. Rio de Janeiro: ABES/PROSAB, 409 - 435.
- Motta Marques, D. M. L., Leite, G. R., Giovannini, S. G. T., 2000. Performance of two macrophyte species in experimental wetlands receiving variable loads of anaerobically treated municipal wastewater. In: *International conference on wetlands systems for water pollution control* 7. Orlando 2, 719- 725.
- NATURAL Systems for Wastewater Treatment, 1990. *Manual of practice FD-16*. Alexandria, Va: Water Pollution Control Federation.
- Neralla, S., Weaver, R.W., Lesikar, B.J., Persyn, R. A., 2000. Improvement of domestic wastewater quality by subsurface flow constructed wetlands. *Bioresource Technology* 75, 19-25.
- Niyonzima, S., Awuah, E., Anakwa, A. O., 2007. Grey water Treatment using Constructed Wetlands in Ghana. In: *2nd Scientific Meeting of Switch Managing Water for the City of the Future*. Tel Aviv, Israel.
- Nogueira, S. F., Merli, G. L., Salati Filho, E., Elias, J.M., 2000. Evaluation of sewage treatment system on constructed wetlands. In: *International conference on wetlands systems for water pollution control* 7. Orlando, 3, 2010-2015.
- Nogueira, S. F., 2003. Balanço de nutrientes e avaliação de parâmetros biogeoquímicos em áreas alagadas construídas para o tratamento de esgoto. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 139pp.
- Nolde, E., 1999. Greywater reuse systems for toilet flushing in multi-storey buildings – over ten years experience in Berlin. *Urban Water* 1 (4), 275-284.
- Nolde, E., 2005. Greywater recycling systems in Germany – results, experiences and guidelines. *Water Science and Technology* 51 (10), 203-210.

- NSW Health, 2000. Greywater Reuse in Sewered Single Domestic Premises. NSW Department of Health. Sydney.
- Okun, D. A., 1997. Distributing reclaimed water through dual systems. American Water Works Association Journal 89 (11), 52-64.
- Otterpohl, R., 2001. Black, brown, yellow, grey- the new colors of sanitation. Water 21, 37-41.
- Ottoson, J., Strenström, T. A., 2003. Faecal contamination of greywater and associated microbial risk. Water Research 37 (3), 645-655.
- Pansonato, N., Asmus, A. F., Ribeiro, A. S., Azevedo, C. Paulo, P. L., 2007. Caracterização de água cinza em uma residência de baixa renda em Campo Grande, MS, Brasil (Greywater characterisation in low-income household in Campo Grande, Ms, Brazil). In: Proceedings of the International conference on sustainable sanitation: Food and water security for Latin America. Fortaleza, Brazil. CD-ROM.
- Paulo, P. L., Boncz, M. A., Asmus, A., Jonsson, H., Ide, C. N., 2007. Greywater treatment in constructed wetland at household level. Gewässerschutz Wasser Abwasser 206 (34), 1-7.
- Philippi, L. S., Costa, R. H. R., Sezerino, P. H., 1999. Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone. Water Science and Technology 40 (3), 125-131.
- Philippi, L. S. e Sezerino, P. H., 2004. Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas (*Application constructed wetlands for wastewater treatment*). 1st Ed., Florianópolis. Editora do Autor.
- Platzer, C., 1999. Design recommendation for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. Wat.Sci. Tech. 40 (3), 257-263.
- Platzer, C., 2000. Development of Reed Bed Systems - A European Perspective. In: Proceedings of the 7th IAWQ Conference of Wetland Systems for Water Pollution Control. Orlando, USA.
- Platzer, C., Hoffmann, H., Cardia, W., 2007a. O wetland como componente de ecossan – experiências com o uso e dimensionamento no clima subtropical. In: Proceedings of the International conference on sustainable sanitation: Food and water security for Latin America. Fortaleza, Brazil. CD-ROM.
- Platzer, C., Hoffmann, H., Cardia, W., 2007b. Experiências práticas da aplicação do ponto de vista de uma empresa privada de saneamento. In: Proceedings of the International conference on sustainable sanitation: Food and water security for Latin America. Fortaleza, Brazil. CD-ROM.
- PNUD (Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento), 2008. Relatório de Desenvolvimento Humano 2007/2008, Brasília, Brasil.
- Ramon, G., Green, M., Semiat, R., Dosoretz, D., 2004. Low strength graywater characterization and treatment by direct membrane filtration. Desalination 170, 241-250.
- Rousseau D. P. L., P.A. Vanrolleghem and N. de Pauw, 2004a. Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review. Water Research, 38 (6), 1484-1493.
- Rousseau, D. P. L., Vanrolleghem, P. A., Pauw, de N., 2004b. Constructed wetlands in Flanders: a performance analysis. Ecological Engineering 23 (3), 151-163.
- Rousseau, D. P. L., 2005. Performance of constructed treatment wetlands: model-based evaluation and impact of operation and maintenance. PhD thesis, Ghent University, Ghent, Belgium, 300pp.
- Rousseau, D. P. L., Lesage, E., Vanrolleghem, P. A., Pauw, de N., 2008. Constructed wetlands for water reclamation. Desalination 218, 181-189.
- Salati Filho, E., Salati, Eneida, Salati, E., 1999. Wetland projects developed in Brazil. Water Science and Technology, 40 (3), 19-25.
- Salati Filho, E., Marcondes, D. S., Salati, E., Elias, J. M., Nogueira, S. F., 2000. Assessment of the efficiency of constructed wetland system – Pilot plant – for tertiary treatment. In: International conference on wetlands systems for water pollution control 7. Orlando, 2, 971-976.
- Salati, E., 2003. Utilização de sistemas de wetlands construídas para tratamento de águas. São Paulo, Biológico 65 (1-2), 113-116.
- Santala, E., Uotila, J., Zaitsev, G., Alasiurua, R., Tikka, R., Tengvall, J., 1998. Microbiological greywater treatment and recycling in an apartment building. In: AWT98 – Advanced Wastewater Treatment, Recycling and Reuse: Milan, 319–324.
- Sezerino, P. H. e Philippi, L. S., 2000. Utilização de um sistema experimental por meio de "wetland" construída no tratamento de esgotos domésticos pós tanque séptico. IX Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental 2000. Anais. Porto Seguro, Bahia, Brasil.

- Sezerino, P. H. e Philippi, L. S., 2003. Filtro plantado com macrófitas (wetlands) como tratamento de esgotos em unidades residenciais – Critérios para Dimensionamento. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental 22, Joinville, 1-30.
- Sezerino, P. H., 2006. Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (*constructed wetlands*) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, UFSC. Florianópolis, 171pp.
- Shrestha, R. R., Haberl, R., Laber, J., Manandhar, R. and Mader, J., 2001. Application of constructed wetlands for wastewater treatment in Nepal. *Water Science and Technology*, 44 (11-12), 381-386.
- Shutes, R. B. E., Revitt, D. M., Scholes, L. N. L., Forshaw, M., Winter, B., 2000. An experimental constructed wetland system for the treatment of highway runoff in the UK. In: International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control 7. Orlando, 3, 1497-1505.
- Shutes, R.B.E., 2001. Artificial wetlands and water quality improvement. *Environmental International* 26, 441-447.
- Souza, M. E., 1982. Problemática da digestão anaeróbia dos resíduos industriais. In: Anais do I Simpósio Latino-Americano sobre produção de biogás a partir de resíduos orgânicos. São Paulo: CETESB, 35pp.
- Stolberg, F. V. e Vergeles, Y. I., 2000. The constructed wetlands technology for de-eutrofication of aquatic ecosystems. In: International conference on wetlands systems for water pollution control 7. Orlando, 3, 1531-1537.
- Toniato, J. V., 2005. Avaliação de um *wetland* construída no tratamento de efluentes sépticos – estudo de caso ilha grande, rio de janeiro, brasil. Dissertação apresentada à Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, para obtenção do grau de Mestre em Ciências, Área de concentração: Saúde Pública. Rio de Janeiro, 95pp.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency), 1999. Constructed wetlands treatments of municipal wastewaters. EPA/625/r-99/010, Cincinnati, Ohio. 152pp.
- Vaz, L. O., 2009. Avaliação do risco microbiológico decorrente do reúso de águas cinza em uma edificação residencial de alto padrão. 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. 122pp.
- Vymazal, J., 1998. Types of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. In: Proceedings of 6th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, CEA/UNESP e IAWQ. Águas de São Pedro, São Paulo, 1, 150-166.
- Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Haberl, R., Perfler, R., Laber, J., 1998. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe. W: Removal Mechanisms and Types of Constructed Wetlands. Backhuys Publishers, The Netherlands, Lieden, pp. 17–66.
- Zanella, L., Nour, E. A. A., Roston, D. M., 2007. Wetlands-construídas vegetadas com plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes domésticos. FEC/UNICAMP, 3pp.
- WHO (World Health Organization), 2006. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Excreta and greywater use in agriculture. Geneva 4, 182pp.
- WHO (World Health Organization) e UNICEF (United Nations Children's Fund), 2008. Progress on Drinking Water and Sanitation: Special Focus on Sanitation. In: Joint Monitoring Programme for Water Supply and Sanitation (JMP). UNICEF, New York and WHO, Geneva, 54pp.
- Winblad, U., Simpson-Hébert, M. (Eds.), 2004. Ecological sanitation – revised and enlarged edition. Stockholm Environment Institute, Second edition, Stockholm, Sweden, 141pp.
- Winward, G. P., Avery, L. M., Stephenson, T., Jefferson, B., 2008. Chlorine disinfection of grey water for reuse: Effect of organics and particles. *Water Research* 42, 483-491.

ANEXOS

ANEXO A – Fotos da construção à situação atual do projeto



Sistema híbrido de *wetlands* construídas, Campo Grande, MS, Brasil.



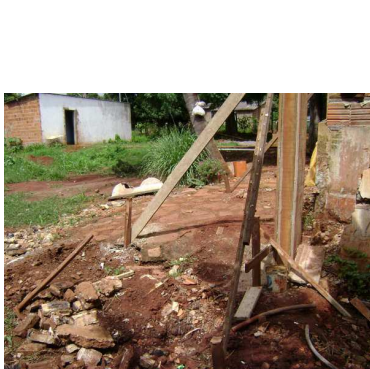
Residência onde o projeto foi instalado, antes da execução.



Residência onde o projeto foi instalado após a execução do projeto.



Construção do suporte para a caixa de gordura e da caixa de passagem/inspeção.



Construção do Tanque de Sedimentação – alicerce e reforma da casa.



Construção do Tanque de Sedimentação – impermeabilização.



Tanque de Sedimentação.



Construção da estrutura para o tanque de alimentação intermitente.



Construção do *wetland* de fluxo horizontal subsuperficial (CW-FH).



Preenchimento do CW-FH.



Mini-Papiru



Beri



Helicônia



Plantio e situação atual do CW-FH.



Construção e preenchimento do *wetland* de fluxo vertical (CW-FV).



Orquídea Bambu



Alépnea



Plantio e situação atual do CW-FV.