

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



NATÁLIA PANSONATO

**TRATAMENTO E REUSO DE ÁGUA CINZA UTILIZANDO
WETLANDS CONSTRUÍDOS E DESINFECÇÃO SOLAR**

CAMPO GRANDE

2010

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

NATÁLIA PANSONATO

**TRATAMENTO E REUSO DE ÁGUA CINZA UTILIZANDO
WETLANDS CONSTRUÍDOS E DESINFECÇÃO SOLAR**

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: 02.03.2010

Banca Examinadora:

Prof^ª. Dr^ª Paula Loureiro Paulo

UFMS

Prof. Dr. Marc A. Boncz
UFMS

Prof. Dr. Luiz Sérgio Philippi
UFSC

Campo Grande, MS

2010

DEDICATÓRIA

*À Paula,
Minha querida orientadora.*

AGRADECIMENTOS

Tantas pessoas ajudaram e contribuíram na realização deste trabalho que não caberia nesta página. Mas quero que saibam que todos estão na minha memória e sou muito grata.

À Professora Doutora Paula Loureiro Paulo, pela orientação, pela amizade, pelo carinho e compreensão (e que compreensão!). E por não me deixar desistir nos momentos difíceis.

Ao Ms. Carlos Afonso Salles, pela valiosa contribuição neste trabalho e pela paciência.

A todos os colegas, amigos, professores e funcionários do Departamento de Hidráulica e Transportes da UFMS, do PGTA e do LAQUA, em especial Marc Boncz, Ana Claudia, Adriana Galbiati, Marcelo Campos, José Mendes e graduandos da Engenharia Ambiental (Glauber, Tiago, Claudia, Cristina, Marcos, Alexandre e os demais), pela colaboração.

Às amigas do mestrado Andréa Farias Asmus, com quem discuti inúmeras e inúmeras vezes este trabalho e Renata Porto Morais, pelos cafés.

Aos moradores do Comodato Vovó Joseja, ao Clóvis pelas contribuições e, principalmente, àquelas crianças lindas que, sem saberem, nos incentivavam sempre.

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

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

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA	iii
AGRADECIMENTOS	iv
SUMÁRIO	v
LISTA DE FIGURAS	viii
LISTA DE TABELAS	ix
LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS	x
LISTA DE SÍMBOLOS	xii
RESUMO	xiii
ABSTRACT	xiv
1 INTRODUÇÃO GERAL	15
1.1 Saneamento ecológico	15
1.2 Água cinza	15
1.3 Tratamento da água cinza	16
1.4 <i>Wetlands</i> construídos	17
1.4.1 <i>Wetlands</i> construídos no tratamento da água cinza	18
1.5 Legislação e diretrizes pertinentes	19
1.6 Reuso de água cinza	19
1.7 Desinfecção de efluentes	21
1.8 Desinfecção solar (SODIS – <i>Solar Disinfection</i>)	21
1.8.1 Materiais empregados no SODIS	23
1.8.2 Eficiência do método.....	24
1.8.3 Vantagens e desvantagens	25
1.9 Desinfecção solar de água cinza - estado da arte	25
1.10 Escopo da dissertação e objetivos	26
2 CARACTERIZAÇÃO DE ÁGUA CINZA EM UMA RESIDÊNCIA DE BAIXA RENDA	27
Resumo	27
Palavras-chave	27
Abstract	27
Key-words	27
2.1 Introdução	27

SUMÁRIO (continuação)

2.2	Material e Métodos	29
2.3	Resultados e Discussões	30
2.3.1	Caracterização quantitativa	30
2.3.2	Caracterização qualitativa	32
2.4	Conclusões	36
3	QUALIDADE DA ÁGUA CINZA TRATADA POR UM SISTEMA HÍBRIDO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS VISANDO O PÓS TRATAMENTO ATRAVÉS DA DESINFECÇÃO SOLAR (SODIS)	38
	Resumo	38
	Palavras-chave	38
	Abstract	38
	Key-words	38
3.1	Introdução	38
3.2	Material e Métodos	40
3.3	Resultados e Discussão	42
3.3.1	Qualidade da água cinza tratada	42
3.3.2	Eficiência do sistema híbrido de <i>wetlands</i> construídos	42
3.3.3	Matéria orgânica, nutrientes e oxigênio dissolvido	44
3.4	Conclusões.....	45
4	DESINFECÇÃO SOLAR NO PÓS TRATAMENTO DA ÁGUA CINZA	46
	Resumo	46
	Palavras-chave	46
	Abstract	46
	Key-words	46
4.1	Introdução	46
4.2	Material e Métodos	48
4.2.1	Experimentos em batelada	48
4.2.2	Experimentos em fluxo contínuo	50
4.2.3	Análise das amostras e dados climáticos	51
4.2.4	Análise estatística	52
4.3	Resultados	52
4.3.1	Radiação solar e temperatura do ar	52
4.3.2	SODIS em batelada	52

SUMÁRIO (continuação)

4.3.3 SODIS em fluxo contínuo	53
4.4 Discussão	54
4.4.1 Temperatura da água	54
4.4.2 Influência da turbidez	55
4.4.3 Intensidade da radiação solar	58
4.4.4 SODIS em fluxo contínuo	59
4.5 Conclusões	61
5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	63
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	66
APENDICÊS	74
Apêndice A	75
Apêndice B	77
REGISTRO FOTOGRÁFICO	81

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 3.1	Sistema híbrido de <i>wetlands</i> construídos. Detalhe com ampliação da canalização interna do tanque de sedimentação (TS). CG: caixa de gordura; CP: caixa de passagem; TI: tanque de alimentação intermitente. Pontos de coleta: E1, E2 e E3	40
FIGURA 4.1	Protótipo do sistema SODIS em fluxo contínuo	50
FIGURA 4.2	Superfície de resposta da inativação de <i>E. coli</i> (em unidades log) no sistema SODIS em batelada	57
FIGURA 4.3	Inativação de coliformes totais no sistema de fluxo contínuo (TDH 18 horas) em relação à quantidade de radiação solar recebida	60
FIGURA 4.4	Proliferação de algas no sistema SODIS em fluxo contínuo	61

LISTA DE TABELAS

TABELA 1.1	Classificação dos parâmetros de qualidade da água segundo os reusos previstos – normas brasileiras	20
TABELA 2.1	Comparação das frações de água cinza produzida com outros autores	31
TABELA 2.2	Média ± desvio padrão dos parâmetros analisados durante a caracterização inicial da água cinza	33
TABELA 2.3	Relação DQO/DBO nas amostras de água cinza na caracterização inicial	34
TABELA 2.4	Parâmetros analisados na água cinza na caracterização inicial (composta A) e no período de monitoramento (armazenada)	35
TABELA 2.5	Características orgânicas e microbiológicas típicas do esgoto doméstico não segregado	36
TABELA 3.1	Médias e desvios padrões dos parâmetros analisados para água cinza bruta (E1) e água cinza tratada (E3) e porcentagem de remoção de cada unidade de tratamento e remoção global	43
TABELA 4.1	Características iniciais das amostras de efluente cinza no experimento 1 (EXP 1) e experimento 2 (EXP 2)	49
TABELA 4.2	Esquema de coleta das amostras no experimento contínuo com TDH de 24 e 18 h	51
TABELA 4.3	Turbidez, concentração de <i>E. coli</i> , inativação em unidades log e constante de decaimento bacteriano (k) para as amostras E1 (após tanque de sedimentação), E2 (após CW-FH) e E3 (após CW-FV) no experimento 1 ...	53
TABELA 4.4	Turbidez, concentração de cepa de <i>E. coli</i> , inativação em unidades log e constante de decaimento bacteriano (k) para as amostras E1 (após o tanque de sedimentação), E1 _H (E1 homogenizada) e E3 (após CW-FV), no experimento 2	53
TABELA 4.5	Média da turbidez, radiação solar acumulada e concentração de C. totais e <i>E. coli</i> no experimento com TDH de 18 horas (n=3)	54
TABELA 4.6	Turbidez, radiação solar acumulada, concentração e inativação de C. totais no sistema de fluxo contínuo com TDH de 24 horas	54

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
APHA	American Public Health Association
C-Rad	Período com radiação solar significativa
C. totais	Coliformes totais
CW	<i>Constructed Wetland</i> , <i>wetlands</i> construídas
CW-FH	<i>Wetland</i> construída de fluxo subsuperficial horizontal
CW-FV	<i>Wetland</i> construída de fluxo vertical
DBO _{5,20}	Demanda Bioquímica de Oxigênio, incubado durante 5 dias a 20°C
DNA	Ácido Desoxirribonucléico
DQO	Demanda Química de Oxigênio
D ₆₀	Diâmetro a 60%
EAWAG	Instituto Federal Suíço de Ciência e Tecnologia Ambiental
<i>E.coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
EcoSan	Saneamento Ecológico
FIESP	Federação das Indústrias do Estado de São Paulo
h	horas
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
LAQUA	Laboratório de Qualidade Ambiental do DHT/CCET/UFMS
Logs	unidades logarítmicas
MS	Mato Grosso do Sul
NBR	Normas Brasileiras
NMP	Número Mais Provável
OD	Oxigênio Dissolvido
OMS	Organização Mundial da Saúde
ONU	Organização das Nações Unidas
O&G	Óleos e Graxas
PET	politereftalato de etileno
pH	potencial hidrogeniônico
PNUD	Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento
PVC	policloreto de vinila
SANDEC	Departamento de Água e Saneamento da EAWAG nos Países em Desenvolvimento
SODIS	<i>Solar disinfection</i> – desinfecção solar
SDT	sólidos dissolvidos totais

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS (continuação)

S-Rad	período sem radiação solar significativa
SST	sólidos suspensos totais
ST	sólidos totais
T	temperatura, °C
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica, horas
UFC	Unidade Formadora de Colônias
UFMS	Universidade Federal do Mato Grosso do Sul
UNT	Unidade Nefelométrica de Turbidez
UV	Ultravioleta
WHO	<i>World Health Organization</i> – Organização Mundial de Saúde.

LISTA DE SÍMBOLOS

CaCO_3	Carbonato de cálcio
Cl^-	cloreto
cm	centímetro
cm^2	centímetro quadrado
k	constante de decaimento bacteriano
L	litros
litros/hab/dia	litros por habitante por dia
m^2	metro quadrado
m^3/h	metro cúbico por hora
mg/L	miligrama por litro
mL	mililitro
mm	milímetro
mS/cm	microsiemens por centímetro
mW	miliwatts
NH_3	amônia
nm	nanometro
NO_2^-	nitrito
NO_3^-	nitrato
NT	nitrogênio total
PO_4^{3-}	fosfato
R^2	correlação linear
S^{-2}	sulfeto
SO_4^{-2}	sulfato
TiO_2	dióxido de titânio
W/m^2	Watts por metro quadrado
$\text{W.h}/\text{m}^2$	Watts hora por metro quadrado
μM	micromolar
~	aproximadamente
$^\circ\text{C}$	Graus Celsius
\emptyset	diâmetro

RESUMO

Pansonato, N. (2010). Tratamento e reuso integrado de água cinza utilizando *wetlands* construídos com plantas ornamentais e um sistema de desinfecção solar. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, Brasil.

O reuso da água cinza está se tornando cada vez mais comum. No entanto, o reuso da água cinza bruta não é recomendado, devido ao risco de contaminação. O objetivo principal deste trabalho foi avaliar a utilização da desinfecção solar no pós-tratamento da água cinza, visando o reuso para fins mais nobres. A água cinza objeto deste estudo foi proveniente da cozinha, lavanderia e banheiro (chuveiro e lavatório). A água cinza bruta apresentou elevadas concentrações de matéria orgânica (748 e 426 mg/L de DQO e DBO, respectivamente), turbidez (292 UNT) e *E. coli* ($3,1 \cdot 10^4 - 2,0 \cdot 10^7$ NMP/100mL), evidenciando a necessidade de tratamento antes do reuso. A relação DQO/DBO foi de $1,7 \pm 0,5$, o que significa fácil biodegradabilidade e tratabilidade do efluente por meio de sistemas biológicos. O sistema de tratamento, monitorado por 13 meses, foi composto por: caixa de gordura, tanque de sedimentação, *wetland* construído de fluxo horizontal subsuperficial (CW-FH) e *wetland* construído de fluxo vertical (CW-FV). Os resultados mostraram que a configuração sugerida para o sistema de tratamento (CW-FH/CW-FV), apesar de contrária ao usual, conferiu ao efluente final a qualidade desejada (turbidez abaixo de 30 UNT, baixa concentração de matéria orgânica e nutrientes). As concentrações no efluente tratado foram, em média, 4 UNT (turbidez), 32,5 mg/L (DQO), 8,2 mg/L (DBO₅), 6,0 mg/L (SST), 4,9 mg/L (fosfato) e 0,05 mg/L (nitrato). Embora baixa, a concentração de *E. coli* ($1,7 \cdot 10^3$ NMP/100mL) não atende aos padrões de reuso para fins nobres como irrigação irrestrita e descarga sanitária. Os experimentos realizados com desinfecção solar foram: i) em batelada (garrafas PET de 0,5 e 2,0 L), avaliando o efeito da turbidez na eficiência do sistema e ii) em reator de fluxo contínuo (garrafas PET de 2L conectadas), testando dois tempos de detenção hidráulica (TDH): 18 e 24 horas. Os resultados indicaram que o método SODIS tem potencial para a desinfecção da água cinza tratada, alcançando inativação de até 4,2 logs de *E. coli* no reator em batelada (6 h de exposição solar) para amostra com baixa turbidez (1,5 UNT) e concentração inicial (Co) de $8,1 \cdot 10^6$ NMP/100mL e até 100% de inativação de coliformes totais (turbidez de 3,5 UNT e Co $7,8 \cdot 10^1$ NMP/100mL) no protótipo do reator contínuo (TDH 24 h), com média de radiação solar de 594 W/m^2 . Observou-se crescimento de algas no reator contínuo, o que interferiu no controle da vazão do sistema e exigiu manutenção freqüente. Não foi observado recrescimento bacteriano.

Palavras-Chave: coliformes, filtros plantados, saneamento ecológico, segregação na fonte, SODIS.

ABSTRACT

Pansonato, N. (2010). *Constructed wetlands hybrid system with ornamental plants and solar disinfection for reuse. Master Dissertation – Federal University of Mato Grosso do Sul, Campo Grande, Brazil.*

*Reuse of greywater is becoming increasingly common. However, the reuse of raw greywater is not recommended due to the risks of contamination. The main objective of this work was to assess the efficiency of solar disinfection as post-treatment of greywater, aiming at its reuse for more noble applications. Studied greywater was composed from kitchen, laundry and bathroom (sink and shower). Raw greywater showed high concentrations of organic matter (748 and 426mg/L for COD and BOD, respectively), turbidity (292 UNT) and *E. coli* ($3,1 \cdot 10^4$ – $2,0 \cdot 10^7$ NMP/100mL), suggesting necessity of treatment before reuse. COD/DOB rate was $1,7 \pm 0,5$, which means easy biodegradability and feasibility to use biological treatment systems. The treatment system, monitoring for 13 months, was composed of a grease trap, sedimentation tank, a subsurface horizontal flow constructed wetland (HF-CW) and a vertical flow constructed wetland (VF-CW). The results showed that the suggested configuration (CW-HF/CW-VF), in spite of being the opposite of the usually adopted, provided final effluent with the expected quality (turbidity < 30 NTU and low concentrations of organic matter and nutrients). Concentrations in treated effluent were, in average, 4 NTU (turbidity), 32,5 mg/L (COD), 8,2 mg/L (DOB₅), 6,0 mg/L (TSS), 4,9 mg/L (phosphate) e 0,05 mg/L (nitrate). Although lower ($1,7 \cdot 10^3$ NMP/100ml), concentrations of *E. coli* were not enough to meet regulations for unrestricted irrigation and toilet flushing, showing the necessity of disinfection. Experiments with solar disinfection were performed in i) batch mode (0,5 and 2L PET-bottles), testing the effect of turbidity on system efficiency and, ii) in a continuous reactor prototype (interconnected 2L-PET bottles), testing hydraulic retention times (HRT) of 18h and 24h. The results obtained indicate that the SODIS system has potential for total coliforms and *E. coli* inactivation in the treated greywater, reaching 4,2 logs units of *E. coli* inactivation in batch experiments for low turbidity samples (1,5 NTU), and even 100% of total coliforms (and *E. coli*, when present) for the 24h HRT-continuous prototype. No regrowth was observed. The continuous flow prototype needs more testing and structural improvements to cope with the difficulties posed by algae growth, as they complicate keeping flow constant and make frequent maintenance inevitable. The results obtained indicate that the SODIS system has potential for disinfection of treated greywater, reaching 4,2 logs units of *E. coli* inactivation in batch experiments (6 h exposure time) for low turbidity samples (1,5 NTU) and initial concentration (C_0) of $8,1 \cdot 10^6$ NMP/100mL, and even 100% of total coliforms (turbidity of 3,5 NTU and C_0 $7,8 \cdot 10^4$ NMP/100mL) for the 24h HRT-continuous prototype, with an average solar radiation intensity of 594 W/m². It was detected algae growth, which complicate keeping flow constant and make frequent maintenance inevitable. No regrowth was observed.*

Key-words: coliforms, vegetated filters, ecological sanitation, source segregation, SODIS.

1. Introdução geral

1.1 Saneamento Ecológico

O conceito de ciclagem de água e nutrientes, envolvendo sistemas com plantas no tratamento de esgotos, é um dos enfoques do Saneamento Ecológico, cujos princípios são o aumento da disponibilidade hídrica pela economia e reuso de água, a descentralização do tratamento de efluentes e a proteção dos recursos hídricos pelo não lançamento de esgoto - tratado ou não - nos cursos de água, possibilitando a reutilização racional dos nutrientes (Winblad & Simpson-Hérbert, 2004).

De acordo com Otterpohl (2001), o efluente sanitário gerado nas residências pode ser segregado em i) água negra, sendo esse o efluente proveniente dos vasos sanitários (água, fezes, urina e papel higiênico); ii) água cinza, definido como o efluente sem contribuição dos vasos sanitários; iii) água marrom, constituída por água, fezes e papel higiênico e iv) água amarela, sendo urina com ou sem água. A introdução do conceito de segregação na fonte permite o adequado tratamento de diferentes tipos de efluentes, de acordo com suas características, sendo esta a chave de soluções técnicas para o reuso eficiente da água, energia e nutrientes. Visando à simplificação do tratamento do esgoto doméstico, a segregação na fonte é um passo que permite o tratamento dos efluentes em sistemas compactos e descentralizados, facilitando a reutilização.

1.2 Água cinza

A água cinza é o efluente proveniente das pias, chuveiros, banheiras e lavanderia, e contém apenas 3% do nitrogênio e 10% do fósforo contido no esgoto total (Travis *et al.*, 2008, Gulyas, 2007, Gross *et al.*, 2006, Ridderstolpe, 2004). A maioria dos autores, no entanto, excluem como fonte de água cinza o efluente da pia da cozinha, devido a presença de elevadas concentrações de matéria orgânica, óleos e gorduras (Rebouças *et al.*, 2007, FIESP, 2005, Jefferson *et al.*, 2004).

Uma ampla faixa de valores para macro-poluentes e nutrientes tem sido publicada na literatura. Em termos de matéria orgânica carbonácea, os valores de concentração variam entre 13-700 mg/L para demanda química de oxigênio (DQO) e 50 - 370 mg/L para demanda bioquímica de oxigênio (DBO_{5,20}); em termos de nutrientes, 0,6 – 74 mg/L de nitrogênio total e 4 – 14 mg/L de fósforo total (Gulyas, 2007, Eriksson, 2002). Para parâmetros como sólidos em suspensão e turbidez, a faixa de concentração é ampla, variando de 17 a 330 mg/L e de 15 a 240 UNT, respectivamente (Philippi *et al.*, 2005, Friedler, 2004). Embora alguns autores

considerem que a quantidade de patógenos na água cinza é geralmente baixa, outros apresentam valores de coliformes termotolerantes variando entre 10^4 e 10^8 UFC/100mL (Friedler, 2004), com potencial risco à saúde humana.

Devido ao seu conteúdo de matéria orgânica facilmente degradável, o crescimento de bactérias entéricas é favorecido na água cinza e, se armazenada por mais de 24 horas, pode gerar maus odores (Riddestolpe, 2004).

1.3 Tratamento da água cinza

A análise das características do efluente, em conjunto com os requisitos de qualidade requeridos para a aplicação de reuso desejada, geralmente define o tipo de tratamento a ser adotado.

Os processos desenvolvidos para o tratamento da água cinza variam desde sistemas simples em residências até séries de tratamentos avançados para reuso em larga escala (Jefferson *et al.*, 1999). A filtração grosseira seguida de desinfecção é uma tecnologia comumente utilizada no Reino Unido para reuso doméstico e várias empresas fabricam sistemas de tratamento simplificado que se baseiam nesse processo de dois estágios (*two-stage process*).

Estudos prévios sugerem que se dê preferência aos processos biológicos devido aos altos níveis de matéria orgânica da água cinza (Jefferson *et al.*, 2004, Nolde, 1999). Opções tecnológicas de tratamento biológico para o reuso de água cinza incluem biorreator de membrana (Lesjean & Gnirss, 2006), filtros rotacionais biológicos de contato (Nolde, 2005, Friedler *et al.*, 2005), grupo de reatores seqüenciais (Lamine *et al.*, 2007) ou *wetlands* construídos (Gross *et al.*, 2006, Dallas & Ho, 2005, Li *et al.*, 2003). A principal diferença entre essas tecnologias é o nível de remoção de sólidos suspensos e microrganismos (Winward *et al.*, 2008).

Uma tecnologia de tratamento mais arrojada é a utilização de tanque séptico com subsequente tratamento aeróbio, levando à estabilização da água cinza (Gulyas, 2007). Nesse tipo de tratamento, a DBO é removida, o crescimento de microrganismos é reduzido e não ocorrem problemas com maus odores, tornando a água cinza apropriada para armazenamento por períodos mais longos. De qualquer maneira, a água cinza tratada biologicamente é um efluente que pode ser finalizado com outro estágio de tratamento, incluindo a desinfecção.

Bazzarella & Gonçalves (2006) monitoraram uma Estação de Tratamento de Águas Cinza (ETAC), cujo processo é baseado na associação de um Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC), um Filtro Biológico Aerado Submerso (FBAS), um Filtro Terciário

(FT) e desinfecção à base de cloro. O tratamento adotado apresentou elevada eficiência na remoção de turbidez, cor, DBO₅, DQO e *E. coli* e características compatíveis com diversos padrões estabelecidos para o reuso não potável.

1.4 Wetlands construídos

Wetlands construídos são também denominados áreas alagadas construídas, banhados construídos, terras úmidas, filtros plantados com macrófitas, entre outros. Tendo em vista a grande variedade de denominações do sistema na língua portuguesa, optou-se, neste trabalho, pela utilização do termo em inglês – *wetlands* – por ser a denominação mais utilizada e conhecida na literatura. Além disso, será utilizada ao longo do texto a sigla em inglês – CW – tendo em vista que a sigla WC - *water closet*, em inglês - é amplamente utilizada para denominar toailete.

Os *wetlands* construídos têm sido reportados na literatura como sistemas de tratamento eficientes e de baixo custo, baseados na simbiose biológica entre macrófitas e microrganismos (bactéria, fungos, algas), e suas interações com a química do solo (Kadlec & Wallace, 2009). De acordo com Philippi & Sezerino (2004), os elementos que compõem um ambiente tipo *wetlands* são: solo (suporte físico e fixação microbiana), plantas (suporte de microrganismos e transporte de oxigênio), regime hidráulico (tipo de escoamento) e fauna (micro e macro organismos). Esses sistemas procuram imitar algumas das funções existentes nos alagados naturais (brejos), em particular a capacidade de degradação da matéria orgânica e a contenção de nutrientes, e têm apresentado resultados satisfatórios para remoção de DBO, sólidos suspensos, bactérias, nitrogênio e metais (Munoz *et al.*, 2006).

Os CW 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 (Kadlec & Wallace, 2009 Platzler *et al.*, 2007, Shutes, 2001). Além disso, podem ser integrados perfeitamente à paisagem natural (Paulo *et al.*, 2009) 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).

As desvantagens do sistema incluem o grande tempo de detenção hidráulica, ampla área requerida, melhor funcionamento após a remoção dos sólidos suspensos, sofre influência

de variações climáticas, requer manutenção periódica, com remoção das macrófitas em excesso, e requer mudanças de hábitos dos moradores.

De acordo com Philippi & Sezerino (2004), os *wetlands* construídos são classificados, em relação à direção do fluxo, em *wetlands* construídos de fluxo superficial, *wetlands* construídos de fluxo sub-superficial horizontal (CW-FH) e *wetlands* construídos de fluxo vertical (CW-FV). A maioria dos sistemas são dimensionados com fluxo sub-superficial horizontal, mas os de fluxo vertical vêm se popularizando. *Wetlands* construídos de fluxo superficial não são tão disseminados quanto os de fluxo sub-superficial, embora sejam os pioneiros na Europa (Vyzamal, 2005),

Os vários tipos de *wetlands* podem ser combinados para alcançar elevados padrões de tratamento, especialmente para a remoção de nitrogênio. Os *wetlands* de fluxo sub-superficial horizontal (CW-FH) apresentam uma grande capacidade de remoção de DBO_{5,20} e sólidos em suspensão, enquanto que os *wetlands* de fluxo sub-superficial vertical (CW-FV) possuem alta capacidade de nitrificação (Philippi e Sezerino, 2004). Nos sistemas híbridos, as vantagens e desvantagens de cada sistema podem ser combinadas de forma a complementar cada uma delas.

1.4.1 *Wetlands* construídos no tratamento da água cinza

Wetlands construídos têm sido empregadas no tratamento e pós-tratamento de águas residuárias domésticas, industriais, agrícolas e da drenagem pluvial urbana e rural (Asmus, *et al.*, 2007, Platzer *et al.*, 2007, Muñoz *et al.*, 2006, Vyzamal, 2005, Philippi & Sezerino, 2004, Nogueira *et al.*, 2000). Mais recentemente, esses sistemas vêm sendo empregados no tratamento da água cinza, na maioria das vezes com vistas ao reúso.

Gross *et al.* (2006) desenvolveram um sistema de tratamento de água cinza baseado numa combinação de *wetland* de fluxo vertical com recirculação e filtro biológico percolador, alcançando bons resultados, com 80% de remoção de DQO e virtualmente 100% de remoção de sólidos suspensos. A recirculação em *wetlands* construídos é uma forma eficiente de aumentar a transferência de oxigênio e evitar colmatação, mas eleva os custos de manutenção e operação, pois requer a utilização de bombas. No estudo de Gross *et al.* a remoção de coliformes termotolerantes foi de 3 a 4 ordens de magnitude, após 8 horas de recirculação, porém nem sempre o suficiente para atender o padrão israelense para irrigação irrestrita.

Platzer *et al.* (2007) apresentam algumas experiências com o uso dos *wetlands* no tratamento de água cinza. No Peru, os pesquisadores utilizaram um CW-FV para tratar a água cinza de uma escola, com reúso direto na irrigação. Em Porto Alegre-RS, a água cinza foi

tratada por um sistema híbrido (CW-FV seguido de CW-FH), com reuso em descargas de vasos sanitários. Segundo os autores, a combinação de fluxo vertical e horizontal em um único sistema é uma boa alternativa para o tratamento de água cinza quando o objetivo é uma remoção mais eficiente de bactérias.

1.5 Legislação e diretrizes pertinentes

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), que trata de projeto, construção e operação de tanques sépticos (unidades de tratamento complementar e disposição final de efluentes líquidos). Outro instrumento de orientação é o Manual de Conservação e Reuso de água em Edificações (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 (áreas verdes sem contato com o público, plantações de alimentos que não são ingeridos crus) o valor recomendado de *E. coli* é inferior a 10^5 NMP/100mL, enquanto que para irrigações irrestritas deve ser inferior a 10^3 NMP/100mL (WHO, 2006).

A Tabela 1.1 mostra a classificação das águas de reuso de acordo com os usos previstos e com os respectivos parâmetros de qualidade requeridos.

1.6 Reuso de água cinza

O reuso de água cinza propicia significativos benefícios ambientais, pois colabora com o uso sustentável dos recursos hídricos, minimiza a poluição hídrica nos mananciais, assegura a fertilidade do solo, estimula o uso racional e a conservação de água potável, além de propiciar a reciclagem de nutrientes (FIESP, 2005). Como fonte de suprimento para irrigação, a água cinza pode estimular o aumento da produção na agricultura e minimizar conflitos por fontes de água de boa qualidade entre regiões agrícolas e urbanas (Gulyas, 2007, FIESP, 2005).

No entanto, o reuso da água cinza requer medidas de precaução, especialmente no que diz respeito à saúde humana. Embora muitos autores considerem que água cinza apresenta baixa concentração de coliformes termotolerantes, por não haver contribuição das fezes, o risco de contaminação não deve ser descartado (Gulyas, 2007). Ottosson e Stenstroem (2003)

sugerem que também há o risco de contaminação viral em sistemas de reuso de água cinza sem desinfecção.

Tabela 1.1 Classificação dos parâmetros de qualidade da água segundo os reusos previstos – normas brasileiras.

Classe	Uso previsto		Parâmetros de qualidade da água de reuso		
	NBR 13969	FIESP	Parâmetros	NBR 13969	FIESP
Classe 1	Lavagem de carros e outros usos que requerem contato direto do usuário com a água com possível aspiração de aerossóis pelo operador incluindo chafarizes.	Descarga de bacias sanitárias, lavagem de pisos e fins ornamentais (chafarizes, espelhos de água etc.); lavagem de roupas e de veículos.	Turbidez	< 5 NTU	≤ 2 NTU
			C. Termo ¹	< 200	nd
			SST	SR	≤ 5 mg/L ²
			SDT	< 200 mg/L	≤ 500 mg/L
			NO ₃	6 – 8	≤ 10 mg/L
			Fósforo Total	SR	≤ 0,1mg/L
		DBO ₅	SR	≤ 10 mg/L	
Classe 2	Lavagem de pisos, calçadas e irrigação dos jardins, fins paisagísticos, exceto chafarizes.	Lavagem de agregados; preparação de concreto, compactação do solo e controle de poeira.	Turbidez	< 5 NTU	SR
			C. Termo	< 500	≤ 10 ³
			Cloro residual	> 0,5 mg/L	SR
Classe 3	Reuso em descargas de bacias sanitárias	Irrigação de áreas verdes e rega de jardins.	Turbidez	< 10 NTU	≤ 5 NTU
			C. Termo	< 5 x 10 ²	≤ 2 x 10 ²
			DBO	SR	≤ 20,0 mg/L
			Nitrogênio total	SR	5 - 30 mg/L
Classe 4	Reuso nos pomares cereais, forragens, pastos para gado e outros cultivos através de escoamento superficial ou sistema de irrigação pontual.	Resfriamento de equipamentos de ar condicionado com recirculação (torres de resfriamento).	C. Termo	< 5 x 10 ²	SR
			C. Totais	SR	2,2
			Oxigênio Dissolvido	> 2,0 mg/L	SR
			pH	SR	6,8 – 7,2

¹. Coliformes termotolerantes; ². Valor recomendado para lavagem de roupas e veículos; SR - sem recomendação; nd – não detectáveis; C. totais e C. termo são dados em NMP/100 mL.

Fonte: Adaptado de NBR 13969 (ABNT, 1997) e Conservação e reuso de água em edificações (FIESP, 2005).

Existe atualmente na literatura uma gama de estudos relacionados ao potencial e riscos de reuso da água cinza. Philippi *et al.* (2005) analisaram a potencialidade de reuso residencial utilizando fontes alternativas de água (água de chuva e água cinza). Os autores concluíram que a mistura de água de chuva com água cinza tratada atende aos requisitos da NBR 13.969 para reuso em bacia sanitária, mas não satisfaz as exigências do manual da FIESP. Os autores ressaltam que, no Brasil, não há uma padronização de parâmetros das normas para reuso; enquanto a NBR 13969 recomenda a presença de até 500 NMP/100mL de coliformes

termotolerantes para o reuso em descarga sanitária, o Manual da FIESP recomenda que o mesmo não seja detectável.

No estudo de Gross *et al.* (2006), em relação ao reuso da água os autores concluíram que a água cinza tratada não causou significativos impactos negativos nas plantas ou no solo e que nem sempre as concentrações de coliformes termotolerantes atendiam aos padrões para irrigação irrestrita, o que pode ser resolvido com a introdução de uma pequena unidade de desinfecção. Travis *et al.* (2008) investigaram o potencial impacto de óleos e graxas (OG) em solos irrigados com água cinza não tratada. Os autores concluíram que OG presentes na água cinza podem acumular no solo, levando a uma significativa redução da capacidade de transportar água.

1.7 Desinfecção de efluentes

Os processos de desinfecção são efetivos apenas em efluentes de alta qualidade, pois estes sofrem influência de substâncias presentes no esgoto, acarretando em demanda excessiva de produtos químicos, tempo e energia. Desta forma, o sistema de desinfecção, além de ser um dispositivo de proteção à saúde pública, funciona como um indicador de qualidade da eficiência de todo o processo de tratamento (Lapolli *et al.*, 2003).

De acordo com Oates *et al.* (2003), os mecanismos envolvidos na desinfecção dos organismos patogênicos são: separação física (natural ou artificial), ação oxidativa (através de agentes químicos ou físicos) ou por alteração do material genético celular (por ação de radiação altamente energética). Os mecanismos de ação oxidativa provocam a morte dos microrganismos por destruição da parede celular, impedimento de realização de funções vitais (anabólicas e catabólicas), enquanto que os mecanismos de alteração do material genético celular impedem que estes se reproduzam e gerem novas colônias).

Entre os processos de desinfecção aplicados no tratamento de efluentes podem ser destacados a cloração (principalmente por cloro gasoso, hipocloritos e cloraminas), o ozônio (O₃), o ácido peracético (APA), radiações ionizantes (como a gama) e sistemas naturais (disposição em solo, banhados naturais ou artificiais, e lagoas de maturação) (Gonçalves *et al.*, 2003). Outros processos de desinfecção incluem bioreatores de membrana e lâmpadas UV (Gilboa & Friedler, 2008, Fenner & Komvuschara, 2005).

1.8 Desinfecção solar (SODIS – *Solar Disinfection*)

A literatura mostra que os microrganismos patogênicos geralmente presentes na água são vulneráveis ao calor e à radiação ultravioleta. Do ponto de vista do desenvolvimento de

unidades de desinfecção solar, o resultado mais relevante das pesquisas sobre esse assunto é a observação do efeito sinérgico entre a radiação UV e a temperatura (Wegelin *et al.*, 1994).

A desinfecção solar utiliza duas componentes dos raios solares: a radiação UV-A, responsável pela modificação do DNA dos microrganismos (por fotólise) e pelas reações fotoquímicas que causam oxidação celular, e as radiações infravermelhas, responsáveis pela elevação de temperatura, que causa desnaturação de proteínas (Oates *et al.*, 2003).

A eficiência do sistema depende basicamente da qualidade da água, temperatura e radiação UV. Os requisitos para remoção de *E. Coli* na ordem de 10^3 são: turbidez da água que deve ser inferior à 30 UNT, temperatura da água acima de 30°C, intensidade de radiação solar seja da ordem de 500-600 W/m² e tempo de exposição mínimo de 5-6 horas com 50% de insolação ou 2 dias consecutivos para 100% de nuvens. Isto faz com que a desinfecção por radiação solar seja apropriada para regiões tropicais (SODIS, 2003, Wegelin *et al.*, 1994). De acordo com Acra *et al.* (1984), uma maior eficiência da desinfecção solar pode ser obtida se os recipientes permanecerem expostos à radiação em uma posição inclinada de acordo com a latitude do local, apontados para o sul, nos países do hemisfério norte, e para o norte nos países do hemisfério sul.

A presença de partículas suspensas na água reduz a penetração de radiação solar e protegem os microrganismos de serem irradiados (SODIS, 2003, Sommer *et al.*, 1997, Wegelin *et al.*, 1994), por isso o método exige efluente com baixa turbidez. Fatores como a sensibilidade dos diferentes microrganismos, a variabilidade da dose de radiação, a presença de substâncias químicas (que podem diminuir a transmissão de UV) e a agregação de microrganismos também podem influenciar a eficiência de desinfecção (Fenner & Komvuschara, 2005). Outros fatores incluem o tipo de recipiente a ser utilizado (evitando materiais com baixa transmitância de UV), a espessura da lâmina d'água (10 cm no máximo) e a condição de aerobiose (Kehoe *et al.*, 2001, Sommer *et al.*, 1997, Acra *et al.*, 1984).

A taxa de inativação de microrganismos aumenta com a diminuição do comprimento de onda: luz visível → UV-A → UV-B → UV-C. A absorção máxima de energia ocorre no comprimento de onda de 260nm (Gonçalves *et al.*, 2003). O efeito bactericida solar corresponde à radiação UV-A e ao espectro violeta da luz visível, uma vez que as radiações UV-C e UV-B são retidas, quase totalmente, pela camada de ozônio (Wegelin *et al.*, 1994). A luz violeta (400-459nm), juntamente com a UVA, produz um efeito sinérgico, aumentando a taxa de inativação em até três vezes, apesar da mesma sozinha não desempenhar nenhum efeito. De qualquer forma, quando o assunto é intensidade de radiação solar para inativação

de patógenos, a maioria dos autores faz referência aos níveis de radiação total, e não aos níveis de UV-A (SODIS, 2003, Wegelin *et al*, 1994).

O Brasil, como a maioria dos países em desenvolvimento da América Latina, está localizado em uma área com condições excelentes de insolação. O Estado de Mato Grosso do Sul, particularmente, está localizado entre as latitudes 15° e 35° do hemisfério sul, considerada zona favorável à utilização da desinfecção solar, com radiação incidente composta de 90% de radiação direta, pouca nebulosidade e mais de 3000 horas de insolação por ano (Acra *et al*, 1984).

1.8.1 Materiais Empregados no SODIS

Por ser uma tecnologia destinada às regiões em desenvolvimento, os materiais empregados para o SODIS devem ter baixo custo. As alternativas já testadas foram: garrafas de vidro, PVC (policloreto de vinila) e garrafas e sacolas PET (politereftalato de etileno). As garrafas devem ser incolores, pois as cores marrom e verde absorvem radiação solar UV-A (SODIS, 2003, Wegelin *et al*, 2000).

Entre as garrafas de vidro, as de vidro comum são praticamente opacas à radiação UV; vidros especiais como Pyrex e Corex apresentam alta transmitância de UV, porém são caros e inviabilizam o objetivo da tecnologia. Quanto aos plásticos, tanto o PET quanto o PVC possuem estabilizantes e aditivos anti-oxidação, e sofrem mudanças nas propriedades ópticas e mecânicas das garrafas por reações fotoquímicas. Essas reações, entretanto, alteram apenas a superfície externa das garrafas, e, pelo fato das moléculas possuírem alto peso molecular não há risco da migração para a superfície interna das garrafas (SODIS, 2003, Wegelin *et al*, 2000, Wegelin *et al*, 1994).

Em relação às sacolas plásticas de PET, estas aquecem mais rapidamente e, por apresentarem maior superfície de exposição e menor lâmina d'água, precisam de menor tempo de exposição para inativação das bactérias. Entretanto, seu manuseio é mais difícil e a vida útil é menor. Por outro lado, as garrafas PET são mais práticas e a sua utilização diminui a quantidade de lixo em aterros sanitários e depósitos a céu aberto (Silva, 2005). As desvantagens das garrafas PET incluem a baixa resistência a temperaturas elevadas (acima de 65°C sofrem deformações) e durabilidade (com o passar do tempo sofrem ranhuras e diminuição da transmitância de UV).

1.8.2 Eficiência do método

Vários estudos (Ubomba-Jaswa *et al.*, 2009, Sommer *et al.*, 1997, Wegelin *et al.*, 1994, Kehoe *et al.*, 2001) apontam para a eficiência do método, mostrando-se possível a inativação de até 6 logs de coliformes termotolerantes durante um período, em média, de 6 horas de exposição ao sol e intensidade de radiação solar variando entre 500 e 700 W/m².

Botto & Mota (2008) realizaram experimentos em batelada em amostras de baixa turbidez (1 UNT) com concentrações iniciais de coliformes termotolerantes em torno de 10⁵ NMP/100mL, onde verificaram a eficiência de desinfecção em diversos tipos de superfícies de exposição, com o tempo de exposição solar de 6 h e intensidade de radiação solar, em média, de 650,6 W/m². A eficiência de inativação foi de 4 a 5 logs e os autores concluíram que a eficiência do SODIS independe da superfície de exposição.

Ubomba-Jaswa *et al* (2009) alcançaram 6 logs de inativação de *E. coli* (100% de inativação) com doses entre 600–700 W.h/m² de radiação global, de forma contínua e ininterrupta. Berney *et al.* (2006) observaram um significativo decréscimo nas funções celulares de cepas de *E. coli* expostas a intensidades de radiação solar acima de 530 W/m², por 6 horas, e nenhum recrescimento 5 dias após a irradiação solar. Segundo Berney *et al.*, bactérias que recebem 700-800 W/m² de radiação UV, por 6 horas, perdem a impermeabilidade da membrana citoplasmática das células e a viabilidade celular dentro do intestino humano.

Kehoe *et al.* (2001) utilizaram amostras de água com turbidez de 300 NTU em garrafas PET de 500mL, atingindo total destruição de *E. coli* em um período de 8,5 horas para dias totalmente ensolarados na Malásia (radiação média de 956W/m²).

Fisher *et al.* (2008) utilizaram em amostras de água de rio filtrada, concentrações de 100 a 1000µM de peróxido de hidrogênio 30% como aditivo para aceleração do processo de desinfecção solar, tanto em temperatura ambiente como em elevada temperatura. Os resultados mostraram que com concentrações de aproximadamente 500µM a taxa de inativação de *E. coli* foi duplicada, mesmo nos experimentos de campo em dias nublados.

Os estudos realizados pelo Instituto Mexicano de Tecnologias da Água (IMTA) alcançaram inativação de 99,99% de coliformes totais com 4 horas de exposição, utilizando um concentrador solar. De acordo com Silva (2005), utilizando o concentrador solar com tempo de exposição de 6 horas obtém-se o processo de pasteurização solar (*solar pasteurisation* - SOPAS), com a água atingindo a temperatura de 70°C e não havendo recrescimento de bactérias.

1.8.3 Vantagens e Desvantagens

O emprego da radiação solar é uma importante alternativa à desinfecção química de águas residuárias. Nenhum tipo de produto é adicionado, resultando em processos simples, de baixo custo e com pouca exigência de operação e manutenção. Apresenta alta eficiência na remoção de uma ampla variedade de patógenos, incluindo cistos de protozoários e vírus (Hermida *et al.*, 2005, Rainey & Harding, 2005, Gonçalves *et al.*, 2003). A radiação solar, como fonte natural de radiação UV, também pode integrar processo oxidativo avançado (POA) na desinfecção de efluentes sanitários, como demonstram Ferreira & Daniel (2004), que associaram a radiação solar ao dióxido de titânio (TiO_2) imobilizado sobre placa de vidro, constituindo aplicação de fotocatalise heterogênea.

Ao contrário da cloração, que promove a formação de precursores de trihalometanos (THM) e outros subprodutos, a desinfecção solar praticamente não altera as características químicas da água. No entanto, a ausência do residual é uma das principais desvantagens do uso desta tecnologia, podendo ocasionar a recontaminação, dependendo das condições de armazenamento e higiene domiciliar (Botto & Mota, 2008, Fenner & Komvuschara, 2005). Outras limitações do método incluem a necessidade de longo período de exposição solar, as condições de insolação local e a inadequação para o tratamento de grandes volumes de água, já que garrafas PET são utilizadas como reatores em batelada.

No entanto, pesquisas vêm sendo realizadas no sentido de aperfeiçoar o sistema. Técnicas como desinfecção solar assistida por TiO_2 (Duffy *et al.*, 2004), oxidação fotocatalítica com lâmpada UV também assistida por TiO_2 (Li *et al.*, 2003), desinfecção solar em uma bolsa reflexiva (Walker *et al.*, 2004) e desinfecção solar em reator otimizado com base reflexiva, material com alta transmitância de UV, anéis de cerâmica revestidos com TiO_2 e aeração forçada (Davies *et al.*, 2009) foram testadas com sucesso, mas tais sistemas não são adequados para residências individuais por serem métodos que requerem uma manutenção mais cuidadosa.

1.9 Desinfecção solar de água cinza - estado da arte

Poucos trabalhos que envolvem o uso da radiação UV na desinfecção de água cinza foram encontrados na literatura. Entre eles, destacam-se o uso de oxidação fotocatalítica com lâmpada UV assistida por TiO_2 (Li *et al.*, 2003), o uso de lâmpadas UV na desinfecção em sistema de batelada (Gilboa & Friedler, 2008) e um novo modelo cinético para desinfecção de água cinza com lâmpadas UV em reatores de fluxo contínuo (Fenner & Komvuschara, 2005). Destaca-se, no entanto, que todos esses trabalhos têm em comum a utilização de lâmpadas

como fonte de radiação UV. Não foram encontrados trabalhos utilizando a radiação solar como método de desinfecção para água cinza.

1.10 Escopo da dissertação e objetivos

O principal objetivo dessa dissertação foi avaliar o uso da desinfecção solar em fluxo contínuo no pós-tratamento da água cinza, visando o reuso para fins mais nobres como descarga de vasos sanitários e irrigação de jardins e hortas, cujos requisitos de qualidade para o reuso são mais restritivos.

Este trabalho foi conduzido pelos princípios do saneamento ecológico e a escolha dos sistemas de tratamento e pós-tratamento foi baseada nos seguintes critérios: i) integração do sistema de tratamento com o jardim da residência, promovendo um impacto visual positivo, ii) baixo-custo e simplicidade, utilizando pouca ou nenhuma fonte de energia paga e com pouca exigência de operação e manutenção.

O **capítulo 2** apresenta a caracterização da água cinza produzida na residência em estudo. Nesse capítulo são discutidas metodologias de caracterização quantitativa e qualitativa, bem como a influência dos hábitos dos moradores e de fatores sócio-econômicos na produção e composição da água cinza.

O **capítulo 3** avalia a eficiência do sistema de *wetlands* na remoção de coliformes totais e *E. coli* e a qualidade do efluente final, considerando a utilização da técnica de desinfecção solar no pós-tratamento.

O **capítulo 4** avalia, em experimentos realizados em batelada, a influência da turbidez na eficiência do método, bem como a eficiência e a viabilidade da desinfecção solar em um sistema de fluxo contínuo.

2. Caracterização de água cinza em uma residência de baixa renda¹

Resumo

A qualidade e quantidade da água cinza apresentam grande variação devido a fatores como localização geográfica, classe social, número de moradores, rotina, e hábitos dos moradores. No Brasil, há poucas informações sobre as características da água cinza. Além disso, não há uma padronização dos métodos utilizados na caracterização, dificultando comparações. O objetivo deste trabalho foi caracterizar a água cinza de uma residência, localizada na cidade Campo Grande-MS, e comparar com os resultados encontrados na literatura, considerando as metodologias utilizadas. De maneira geral, os resultados qualitativos encontrados enquadram-se nas faixas de valores disponíveis na literatura consultada e variam de acordo com o tipo de água cinza (lavatório, banho, cozinha, lavagem de roupas ou composta). Dependendo dos hábitos e costumes da residência, a utilização de hidrômetros pode não quantificar corretamente a contribuição de cada fração de água cinza, mas para a quantificação da produção total é um método mais confiável.

Palavras-chave: Água servida, Água cinza, caracterização, reuso.

Abstract

Greywater's quality and quantity are highly variable due to geographical location, living standard, household demography, lifestyles, cultural habits and routine, amongst others. Little information is available on Brazilian greywater characteristics. Besides, there are no standard protocols for qualitative and quantitative characterisation, which makes difficult some comparison and the use of the available data for treatment design. The aim of this study was to characterise the greywater from a household, located in Campo Grande, MS, Brazil and compare with results available in the literature, considering the used methodologies. The results of qualitative characterisation are within the range of values found in the literature and varies according to greywater source (wash basin, shower, kitchen sink, laundry or composite samples). Depending of the household habits and lifestyle, the use of hydrometers may not the better method to quantify the individual fractions of greywater. However it shows to be the most appropriate method to quantify the total amount of greywater produced in a household.

Key-words: Wastewater, Greywater, characterization, reuse.

2.1 Introdução

O consumo de água nas residências pode representar mais da metade do consumo total de água nas áreas urbanas. Na região metropolitana de São Paulo, por exemplo, o consumo de água residencial corresponde a 84,4% do consumo total urbano (Gonçalves, 2006). Por essa razão, o foco das ações que visam o uso racional e conservação da água concentra-se nas residências. A redução do consumo de água potável pode ser alcançada utilizando-se fontes alternativas de suprimento como captação de água das chuvas e reuso de águas servidas (água cinza).

A água cinza (efluente doméstico sem contribuição de fezes e urina) é um tipo de efluente com características muito variadas, pois sua composição é influenciada por fatores como a região, nível de ocupação da residência, faixa etária, estilo de vida, classe social e

¹ Versão atualizada e ampliada de 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. In: Proceedings of the International conference on sustainable sanitation: Food and water security for Latin America. Fortaleza, Brazil. CD-ROM.

costumes dos moradores (Morel & Diener, 2006, Nswhealth, 2000). O volume de água cinza produzido nas residências relaciona-se diretamente com o consumo de água, que varia de acordo com os mesmos fatores citados acima. Enquanto que em alguns países o consumo de água é de 20 a 30 litros/hab/dia, em outros pode ultrapassar o volume de 100 litros/hab/dia (Morel & Diener, 2006).

O conhecimento das características do efluente e dos requisitos de qualidade requeridos para as formas de reuso desejadas são importantes para se definir o tipo de tratamento a ser adotado e onde priorizar as ações de conservação de água e reuso no âmbito das residências. Em se tratando de água cinza, uma caracterização o mais próximo da realidade, além de permitir a escolha do tipo de tratamento ou disposição final mais adequado, evita o sub ou super dimensionamento dos sistemas e possíveis problemas operacionais como entupimento, alagamento e geração de odor, entre outros. Informações reais e concisas a respeito da qualidade e quantidade de água cinza darão suporte para o dimensionamento de sistemas específicos ao tratamento deste efluente, já que a maioria dos modelos de dimensionamentos existente na literatura é para esgoto doméstico combinado.

Muitos estudos têm sido realizados para caracterizar a água cinza de origem residencial (Fiori, *et al.*, 2006, Bazzarella *et al.*, 2005, Friedler, 2004, Eriksson *et al.*, 2002, Ledin *et al.*, 2001), mas a maioria com enfoque nos países da Europa ou América do Norte. Poucas informações sobre as características típicas da água cinza em países em desenvolvimento, incluindo o Brasil, estão disponíveis, obrigando os profissionais a utilizarem dados obtidos em outros países, cuja realidade muitas vezes é bem diferente da local. Além disso, nos trabalhos disponíveis na literatura, geralmente os resultados obtidos não são relacionados com as condições de coleta e com os hábitos da residência, assim como não há uma padronização dos métodos utilizados na caracterização. Bazzarella *et al.* (2005), por exemplo, analisaram amostras segregadas de água cinza (lavatório, chuveiro, caixa de gordura, tanque e máquina de lavar) e também uma mistura dessas amostras, preparada de acordo com o consumo médio de residências de classe média. Peters *et al.* (2006) coletaram amostras de água cinza em uma caixa de mistura, para onde eram direcionadas as água de lavatório, chuveiro e tanque, enquanto Paulo *et al.* (2007) caracterizaram a água cinza de cozinha e lavanderia, também coletadas em caixa de união. Fiori *et al.* (2006) analisaram somente amostras do chuveiro.

De acordo com Santos (2002), características como vazão específica dos aparelhos sanitários, associadas à realidade de seus usos (frequência e duração de uso), permitem estimar a vazão diária de água cinza a ser produzida. Outros autores (Peters *et al.*, 2006,

Bazzarella *et al.*, 2005) quantificaram a água cinza produzida através de hidrômetros instalados nas tubulações de alimentação dos aparelhos hídricos.

Os diferentes métodos utilizados na caracterização da água cinza dificultam a utilização dos resultados como referências para comparações e dimensionamentos de sistemas de tratamento. Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi caracterizar a água cinza de uma residência localizada na cidade Campo Grande-MS, procurando influenciar o mínimo possível a rotina e hábitos dos moradores, avaliando a metodologia utilizada e as metodologias e resultados disponíveis na literatura.

2.2 Material e Métodos

A residência em estudo localiza-se na periferia de Campo Grande-MS (20°32'S 54°41'W), com nove moradores na época da caracterização inicial, sendo a maioria crianças.

A água cinza em questão é composta pelo efluente oriundo do lavatório, chuveiro, pia da cozinha e lavagem de roupas. Para a sua quantificação, em um primeiro momento (março–julho/2007), procurou-se conhecer a rotina dos moradores da residência através de entrevistas informais e observação *in loco*.

Em agosto de 2007, foram instalados hidrômetros de 1,5m³/h (multijato Actaris®) nas tubulações que alimentam a pia de cozinha, banheiro (chuveiro e lavatório) e tanque. No período entre agosto e dezembro/2007 (caracterização inicial), a quantificação da água cinza produzida foi baseada na leitura dos hidrômetros. Para efeito de cálculos considerou-se taxa de retorno de 100%.

A caracterização qualitativa do efluente foi feita de maneira segregada, ou seja, foram coletadas e analisadas separadamente as águas de lavatório, chuveiro, pia de cozinha e lavagem de roupas. Foram preparadas e analisadas amostras compostas resultantes da mistura das diferentes frações de água cinza, proporcional ao volume total produzido nos dias de coleta. As coletas de água cinza foram realizadas em três dias: 10/05/07 (cozinha e lavatório), 19/05/07 (cozinha, lavatório, chuveiro, lavagem de roupas e composta A) e 02/06/07 (cozinha, lavatório, chuveiro e composta B). As amostras da cozinha foram coletadas direcionando-se o cano da pia para baldes coletores de 30-65L. Essas amostras foram coletadas em três horários: na lavagem de louças após o café da manhã (~9:00), no preparo do almoço (~10:30) e na lavagem de louças após o almoço (~13:00). Ao final, uma amostra composta foi preparada, misturando-se proporcionalmente as três parcelas. As amostras do lavatório foram coletadas quando alguns moradores utilizaram a pia para higienização bucal após o almoço. Os volumes produzidos por cada morador foram coletados em baldes e então

misturados para compor a amostra final. Nesse caso, as frações de água cinza ficaram armazenadas por, no máximo, 60 minutos. As amostras de água cinza do chuveiro foram coletadas durante o banho de seis moradores da residência, com a utilização de bacias de aproximadamente 35L, e posteriormente, partes proporcionais ao consumo de cada pessoa foram misturadas. A amostra de lavagem de roupas foi proveniente do tanquinho, tanque e máquina de lavar. O tanquinho era utilizado para a lavagem das roupas, com uso de sabão em pó. O tanque era utilizado para lavagem e enxágüe, com ou sem uso de sabão em pó e a máquina de lavar era utilizada apenas para enxágüe e centrifugação. A água descartada em cada etapa foi coletada em baldes diferentes. Volumes proporcionais ao total produzido na lavagem foram misturados para compor a amostra final. Não houve armazenamento da água de lavagem de roupa.

A caracterização inicial da água cinza coletada foi baseada nos seguintes parâmetros: vazão, pH, turbidez, oxigênio dissolvido (OD), alcalinidade, cloretos, condutividade, dureza, demanda bioquímica de oxigênio (DBO_{5,20}), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST), óleos e graxas (OG), cloretos (Cl⁻), nitrogênio total (NT), nitrato (NO₃⁻), nitrito (NO₂⁻), amônia (NH₃), fosfato total (PO₄⁻³), sulfeto (S⁻²), sulfato (SO₄⁻²), coliformes totais (CT) e *Escherichia coli* (*E. coli*).

Após a caracterização inicial, por um período de 13 meses (março/2008 a maio/2009), amostras da água cinza combinada foram coletadas e foram realizadas leituras diárias dos hidrômetros. As amostras eram coletadas no início da manhã, duas vezes por semana, após passar por um tanque de sedimentação (dimensionado para TDH de 3 horas). Os parâmetros analisados foram os mesmos da caracterização inicial, exceto alcalinidade, dureza, OG, sulfeto e sulfato. Amostras para coliformes totais e *E.coli* foram coletadas por 15 meses, uma vez por semana nos últimos 2 meses.

Coletas e análises foram realizadas de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA 2005). Para a determinação do NMP (número mais provável) de coliformes totais e *E.coli* foi utilizado o método COLILERT-24 (IDEXX, Westbrook-ME, USA).

2.3 Resultados e discussão

2.3.1 Caracterização quantitativa – A produção de água cinza estimada através da vazão dos aparelhos hídricos e da frequência e duração de consumo de água, apresentou os seguintes resultados: 20% pia da cozinha, 3% lavatório, 14% chuveiro, 57% lavagem de roupas e 6% outros. A vazão diária total de água cinza – 375,5 litros/dia - quantificada por

este método foi subestimada, quando posteriormente comparada à medição do consumo de água com a utilização de hidrômetros. Provavelmente os moradores, ao responderem às perguntas como “qual o tempo de banho?” ou “você escova os dentes com a torneira aberta ou fechada?”, subestimaram a duração e frequência de consumo de água, pelo simples fato de serem questionados sobre seus hábitos.

Através da hidrometração, identificou-se a produção média de 678 litros/dia de água cinza no período entre agosto/2007 e dezembro/2007, com picos de vazão de até 1200 litros/dia. No período de monitoramento do sistema de tratamento (março/2008 a maio/2009) a vazão média diminuiu para 526 litros/dia, porém com picos de vazão de até 1656 litros/dia. A redução na produção de água cinza reflete o papel social dos trabalhos acadêmicos e científicos, pois é certo que o projeto instalado na residência contribuiu para disseminar a idéia de uso racional da água, principalmente, e mais efetivamente, entre os moradores fixos e as crianças. Dessa forma, sugere-se que para quantificação da vazão total de água cinza produzida e conhecimento dos picos de vazão, parâmetros utilizados no dimensionamento de sistemas de tratamento de efluentes, a medição com hidrômetros fornece resultados mais confiáveis, já que influencia menos na rotina dos moradores.

A Tabela 2.1 mostra as frações de água cinza produzida na residência no período entre março de 2008 e maio de 2009 e resultados de outros autores. Comparando-se com os resultados do período março/julho de 2007, observa-se que a contribuição da pia de cozinha dobrou (de 20 para 41%), enquanto que houve diminuição no consumo de água no tanque (de 57 para 45 %) e no chuveiro permaneceu a mesma (17 %).

Tabela 2.1. Comparação das frações de água cinza produzida com outros autores.

unidade	Florianópolis/SC ¹	Passo Fundo/RS ²	Vitória/ES ³	Austrália ⁴	Suíça ⁴	Neste trabalho ⁵
Cozinha	24%	26%	20%	15%	26%	41%
Banheiro ⁶	42%	63%	50%	55%	47%	14%
Lavanderia	34%	11%	30%	30%	27%	45%

¹Peters *et al.* (2006) - hidrometração; ²Fiori *et al.* (2006) - estimado pela vazão dos aparelhos hídricos e frequência/duração do consumo; ³Bazzarella *et al.* (2005) - hidrometração; ⁴SANDEC (2006); ⁵março/2008-maio/2009; ⁶Chuveiro + Lavatório.

Na literatura consultada, as maiores produções de água cinza são provenientes do banheiro, ao contrário do que foi observado na residência em Campo Grande, onde os banhos são rápidos e com a frequência média de 01 banho/pessoa/dia, no máximo, pois frequentemente alguns moradores tomavam banho em outro local.

A maior produção de água cinza nesta residência é proveniente da lavagem de roupas, em torno de 45-57% do total de água cinza produzido, diferente dos outros padrões de produção (Tabela 2.1). Em Florianópolis-SC, em residência de baixa renda, a lavanderia contribui com 34% da vazão total (Peters *et al.*, 2006), semelhante a uma residência de classe média (Bazzarella *et al.*, 2005), enquanto que em um condomínio de apartamento (sem máquina de lavar), em Passo Fundo-RS, a lavanderia representa apenas 14% da água cinza total.

Na residência estudada, a rotina de lavagem de roupas era bastante intensa e o número de moradores variava de 9 a 15 pessoas, aproximadamente, e a lavagem de roupas era feita por diferentes mulheres, que, na grande maioria, não tinham preocupação alguma com o desperdício de água, o que explica os picos de vazão observados. Além disso, o consumo de água quantificado pelo hidrômetro instalado no tanque não representa exclusivamente a lavagem de roupas, uma vez que o tanque é utilizado para outras atividades, tais como molhar o cabelo, escovar os dentes, preparo de alimentos e banho das crianças. Isso mostra que a hidrometração mascarou a realidade do uso dos aparelhos hídricos e que, para conhecimento das frações da água cinza produzida, é importante conhecer a rotina da residência, através da aplicação de questionários, conversas informais e observação.

2.3.2 Caracterização qualitativa - Os resultados das amostras de água cinza na caracterização inicial são apresentados na Tabela 2.2. Observa-se que as características variam de acordo com a composição da amostra. Para a maioria dos parâmetros os resultados foram semelhantes àqueles encontrados na literatura (Bazzarella *et al.*, 2005, Zabrocki, 2005, Eriksson *et al.*, 2002, Ledin *et al.*, 2001). As dificuldades encontradas na comparação com resultados da literatura decorreram principalmente das diferenças de metodologias empregadas nas coletas (ou na ausência de informações).

Neste trabalho as amostras da cozinha foram coletadas diretamente da tubulação da pia, enquanto que em Bazzarella *et al.* (2005), foram coletadas na caixa de gordura. Análises de amostras de água cinza da cozinha coletadas imediatamente após a produção ou após algum tempo na caixa de gordura podem apresentar resultados diferentes. O armazenamento da água cinza pode alterar parâmetros como o pH, OD, nitrogênio, sulfato, sulfetos e coliformes. Segundo Ridderstolpe (2004), o crescimento de bactérias entéricas, como os coliformes termotolerantes, é favorecido na água cinza devido à presença de matéria orgânica facilmente degradável. Portanto, é importante saber se as amostras analisadas são provenientes de água cinza armazenada ou não.

Os resultados de sulfato encontrados foram relativamente baixos, comparados aos valores encontrados na literatura (53–500 mg/L), evidenciando que as variações da água cinza refletem os variados estilos de vida, poder econômico, preferência de produtos de limpeza e hábitos da população. Nesse caso, por se tratar de uma residência de baixa renda, a variedade e quantidade de produtos utilizados na limpeza, como sabões e detergentes (fontes de sulfato), eram limitadas.

Tabela 2.2. Média \pm desvio padrão dos parâmetros analisados durante a caracterização inicial da água cinza.

Parâmetros	Lavatório	Chuveiro	Lavagem de roupas	Pia da cozinha	Composta A	Composta B
pH	7,7 \pm 0,2 ⁽³⁾	7,8 \pm 0,31 ⁽²⁾	9,2 ⁽¹⁾	7,2 \pm 0,04 ⁽³⁾	8,9 ⁽¹⁾	7,3 ⁽¹⁾
Turbidez (NTU)	89,3 \pm 54,4 ⁽³⁾	447,5 \pm 125,5 ⁽²⁾	457,5 ⁽¹⁾	679,3 \pm 285,3 ⁽³⁾	479,5 ⁽¹⁾	880,7 ⁽¹⁾
Condutividade ¹	110,4 \pm 6,3 ⁽³⁾	199,3 \pm 0,7 ⁽²⁾	679,0 ⁽¹⁾	278,6 \pm 158,1 ⁽³⁾	461,0 ⁽¹⁾	420,7 ⁽¹⁾
Alcalinidade ²	102,0 \pm 32,5 ⁽³⁾	111,1 \pm 0,4 ⁽²⁾	68,4 ⁽¹⁾	117,7 \pm 15,9 ⁽³⁾	148,1 ⁽¹⁾	125,3 ⁽¹⁾
Dureza ²	86,5 \pm 25,0 ⁽³⁾	60,3 \pm 5,2 ⁽²⁾	62,6 ⁽¹⁾	39,4 \pm 3,1 ⁽³⁾	50,5 ⁽¹⁾	34,0 ⁽¹⁾
OD (mg/L)	7,1 \pm 0,4 ⁽³⁾	5,3 \pm 0,6 ⁽²⁾	6,1 ⁽¹⁾	5,6 \pm 1,6 ⁽³⁾	5,0 ⁽¹⁾	4,3 ⁽¹⁾
DQO (mg/L)	250,6 \pm 78,8 ⁽³⁾	994,4 \pm 156,0 ⁽²⁾	357,0 ⁽¹⁾	2208,5 \pm 391,3 ⁽³⁾	1031,4 ⁽¹⁾	2186,3 ⁽¹⁾
DBO (mg /L)	100,1 \pm 14,0 ⁽³⁾	501,5 \pm 120,2 ⁽²⁾	165,0 ⁽¹⁾	1221,7 \pm 777,9 ⁽³⁾	487,1 ⁽¹⁾	1343,3 ⁽¹⁾
N Total (mg /L)	3,2 \pm 2,4 ⁽³⁾	22,3 \pm 4,1 ⁽²⁾	9,6 ⁽²⁾	15,1 \pm 0,6 ⁽³⁾	14,4 ⁽¹⁾	16,6 ⁽¹⁾
Nitrito (mg/L)	0,01 \pm 0,005 ⁽³⁾	0,04 \pm 0,04 ⁽²⁾	0,08 ⁽¹⁾	0,01 \pm 0,01 ⁽³⁾	0,1 ⁽¹⁾	0,02 ⁽¹⁾
Nitrato (mg/L)	0,1 \pm 0,05 ⁽³⁾	0,1 \pm 0,3 ⁽²⁾	nd ⁽¹⁾	0,1 \pm 0,04 ⁽³⁾	0,05 ⁽¹⁾	0,2 ⁽¹⁾
Amônia (mg/L)	0,6 \pm 0,3 ⁽³⁾	5,0 \pm 2,1 ⁽²⁾	3,1 ⁽¹⁾	5,51 \pm 1,5 ⁽³⁾	3,9 ⁽¹⁾	7,5 ⁽¹⁾
Cloreto (mg/L)	13,6 \pm 8,4 ⁽³⁾	61,2 \pm 36,9 ⁽²⁾	1,4 ⁽¹⁾	59,4 \pm 41,6 ⁽³⁾	25,7 ⁽¹⁾	98,0 ⁽¹⁾
SST (mg/L)	87,3 \pm 30,4 ⁽¹⁰⁾	289,2 \pm 20,8 ⁽⁹⁾	238,0 ⁽¹⁾	770,7 \pm 403,1 ⁽³⁾	331,0 ⁽¹⁾	1123,3 ⁽¹⁾
O G (mg/L)	na	na	na	802,9 \pm 366,7 ⁽²⁾	na	na
Fosfato total ³	2,8 \pm 2,3 ⁽³⁾	1,8 \pm 0,4 ⁽²⁾	34,4 ⁽¹⁾	14,6 \pm 6,0 ⁽³⁾	21,1 ⁽¹⁾	16,9 ⁽¹⁾
Sulfato (mg/L)	0,7 \pm 1,0 ⁽³⁾	4,5 \pm 4,5 ⁽²⁾	20,0 ⁽¹⁾	1,7 \pm 1,7 ⁽³⁾	12,0 ⁽¹⁾	2,0 ⁽¹⁾
Sulfeto (mg/L)	0,7 \pm 0,2 ⁽³⁾	2,0 \pm 0,1 ⁽²⁾	0,5 ⁽¹⁾	2,4 \pm 1,2 ⁽³⁾	0,5 ⁽¹⁾	4,9 ⁽¹⁾
<i>E. coli</i> ⁴	0 – 10 ² ⁽³⁾	nd	10 ³ ⁽¹⁾	0 – 10 ⁶ ⁽³⁾	10 ⁵ ⁽¹⁾	10 ⁵ ⁽¹⁾

Os valores em sobrescrito representam o número de amostras analisadas; nd: não detectável; na: não analisado; ¹ μ S/cm; ² mg CaCO₃/L; ³ mg/L; ⁴ NMP/100 mL.

Composta A: lavatório (2%) + cozinha (29%) + chuveiro (15%) + lavagem de roupas (54%);

Composta B: lavatório (2%) + pia cozinha (77%) + banho (21%);

As amostras apresentaram significativa concentração de matéria orgânica, destacando as amostras da cozinha, com valores máximos de 2015 mg/L para DBO₅ e 2762 mg/L para DQO. A relação DQO/DBO é um bom indicador da biodegradabilidade, parâmetro importante quando se trata da aplicação de tratamento biológico. Braile e Cavalcanti (1993), de modo simplificado, consideram um resíduo facilmente biodegradável quando a relação

DQO/DBO é menor que 2. De acordo com Del Porto e Steinfeld (2000), a água cinza com relação DQO/DBO de 1,1 é considerada facilmente biodegradável. Diferentes estudos indicam uma baixa biodegradabilidade da água cinza com relação DQO/DBO de 2,9 a 3,6 (Jefferson *et al.*, 2004, Al-Jayyousi, 2003). A razão DQO/DBO de todas as amostras é apresentada na Tabela 2.3. A amostra do lavatório teve a razão DQO/DBO mais alta, indicando uma menor biodegradabilidade desta fração comparada com as outras amostras. Destaca-se a diferença na razão DQO/DBO entre as amostras compostas A e B. A razão DQO/DBO maior na amostra Composta A é consequência da sua composição, que inclui o efluente da lavagem de roupas, o qual contém maiores concentrações de produtos químicos, como sabão em pó.

Tabela 2.3. Relação DQO/DBO nas amostras de água cinza na caracterização inicial.

Amostra	DQO/DBO
Lavatório	2,5
Chuveiro	2,0
Lavagem de roupas	2,2
Pia da cozinha	1,8
Composta A	2,1
Composta B	1,6

A composição das amostras de água cinza composta são as que apresentam maiores diferenças entre os trabalhos de caracterização. Neste estudo, as proporções utilizadas na composição da amostra “Composta A” foram 2% lavatório, 15% chuveiro, 29% cozinha e 54% lavagem de roupas. No trabalho de Bazzarela *et al.*, 2005, por exemplo, a composição da amostra composta foi baseada no consumo médio de residências de classe média (40% chuveiro, 15% tanque, 15% máquina de lavar, 10% lavatório, 20% cozinha). Em outros estudos (Paulo *et al.*, 2007, Peters *et al.*, 2006), as amostras de água cinza coletadas são provenientes de caixas de mistura. Nesses casos, a composição da amostra depende da atividade realizada na residência (lavagem de louça, de roupa, banho, etc) antes da coleta. É fato que a maneira de se proceder a coleta quase sempre depende dos objetivos do estudo e das características e condições da residência, principalmente no que diz respeito às instalações hidráulicas, mas uma padronização torna-se importante, uma vez que essas diferenças podem influenciar na caracterização da água cinza.

A tabela 2.4 mostra os resultados obtidos na caracterização inicial, no período de monitoramento e encontrados na literatura. Observa-se que os resultados do monitoramento são semelhantes aos encontrados na literatura. No entanto, na maioria dos trabalhos a água da pia da cozinha é excluída do efluente cinza, o que dificultou comparações.

A maioria dos resultados da amostra composta A se aproxima dos valores obtidos no período monitorado, no entanto, alguns parâmetros apresentam diferenças significativas, como pH, fósforo, DQO, OD, coliformes.

Tabela 2.4. Parâmetros analisados na água cinza na caracterização inicial (composta A) e no período de monitoramento (armazenada).

Parâmetro	composta A	n	armazenada	Zabrock <i>et al.</i> (2005)	Eriksson <i>et al.</i> (2002)	Jeppersen & Soley (1994) ¹
pH	8,9	65	5,7 ± 0,5	6,7 – 8,5	8 – 10	6,6 – 8,7
Turbidez (UNT)	479,5	64	292,0 ± 165,0	19,7 -189	14 – 296	22 – 200
Condutividade	461,0	61	298,0 ± 158,0	-	-	325 – 1140
OD (mg/L)	5,0	32	0,3 ± 0,5	-	-	-
DQO (mg/L)	1031,4	60	747,8 ± 386,3	-	13 - 8000	-
DBO _{5,20} (mg/L)	487,1	23	425,6 ± 211,3	16,7 – 286,9	5 – 1460	90 – 290
Cl (mg/L)	25,5	21	29,3 ± 13,4	-	-	-
ST (mg/L)	na	44	552,9 ± 176,7	-	-	-
SST (mg/L)	331,0	52	154,5 ± 72,4	-	17 – 330	45 – 330
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	21,1	37	4,9 ± 2,2	0,51 – 38,4	-	0,6 – 27,3
NT (mg/L)	14,4	34	9,9 ± 3,2	-	0,6 – 74	2,1 – 31,5
NO ₃ ⁻ (mg/L)	0,5.10 ⁻¹	25	4,7.10 ⁻² ± 4,4.10 ⁻¹	-	-	<0,1 – 0,8
NH ₃ (mg/L)	3,9	12	1,6 ± 1,4	-	-	-
NO ₂ ⁻ (mg/L)	1,0. 10 ⁻¹	23	3,4.10 ⁻² ± 2,5.10 ⁻²	-	-	-
C. totais	1,4.10 ⁷	50	3,4.10 ⁶ – 2,9.10 ⁹	-	-	-
<i>E. coli</i>	1,0.10 ⁵	46	3,1.10 ⁴ – 2,0.10 ⁷	10 - 10 ⁷	10 ⁴	10 – 10 ⁶

Nota: A amostra composta A foi coletada uma única vez; C. totais e *E. coli* são dados em NMP/100ml; Condutividade é dada em µS/cm; n: número de amostras; na: não analisado; ¹ *apud* Fiori *et al.* (2006)

Frisa-se que as coletas durante o período de monitoramento foram realizadas na saída do tanque de sedimentação, onde a água cinza ficava armazenada. Por este motivo os valores de pH se mostraram mais elevados que na caracterização inicial, assim como as concentrações de coliformes totais e *E. coli*, que alcançaram concentrações de até 2,0.10⁹ e 2,0.10⁷ NMP/100 mL, respectivamente. Isso provavelmente também explica a grande quantidade de *E. coli* (na ordem de 10⁷) encontrada nas amostras analisadas por Paulo *et al* (2007), cujas coletas foram realizadas na caixa de união. Mesmo não havendo contribuição fecal na água cinza, as concentrações de coliformes aproximam-se dos valores esperados para um esgoto doméstico bruto (Tabela 2.5). As concentrações de DQO (747,8 ± 386,3 mg/L) e DBO₅ (425,6 ± 211,3 mg/L) também foram elevadas, apesar de se tratar de amostras sedimentadas, com valores próximos (ou até maiores) ao do esgoto doméstico bruto (Tabela 2.5).

A relação DQO/DBO da água cinza no período de 2008 a 2009, foi de $1,7 \pm 0,5$. De acordo com Morel & Diener (2006), a relação DQO/DBO da água cinza coletada em países em desenvolvimento se encontra na faixa de 1,6 – 2,9.

Tabela 2.5 Características orgânicas e microbiológicas típicas do esgoto doméstico não segregado.

Parâmetro	Esgoto doméstico bruto
DQO (mg/L)	450 - 800
DBO ₅ (mg/L)	250 - 400
C. totais (NMP/100 ml)	$10^6 - 10^9$
<i>E. coli</i> (NMP/100 ml)	$10^5 - 10^8$

Fonte: Jordão & Pessoa (2005), Von Sperling (2005).

Outro fator que dificultou a comparação dos resultados da Tabela 2.4 é que amostra composta foi coletada uma única vez. A coleta foi feita em um sábado, para que a lavagem de roupas fosse incluída, e a rotina dos moradores foi simulada. A simulação pode ter influenciado nos resultados, já que, posteriormente observado, aquela não era a rotina típica da família. Outras coletas da amostra composta deveriam ter sido realizadas, incluindo os dias da semana. Fiori *et al.* (2006) realizaram coletas em três épocas diferentes do ano, para verificar se as mudanças das estações do ano provocam variações na qualidade da água cinza, embora não tenha observado influência significativa nos resultados.

2.4 Conclusões

- Os resultados encontrados para a caracterização qualitativa, de maneira geral, enquadram-se nas faixas de valores disponíveis na literatura consultada.
- Dependendo dos hábitos e costumes dos moradores, a utilização de hidrômetros pode não quantificar corretamente a contribuição de cada fração de água cinza (lavatório, banho, cozinha, lavagem de roupas), mas é um método mais adequado para a quantificação da produção total.
- A simulação da rotina dos moradores pode influenciar os resultados de caracterização.
- É de fundamental importância que uma caracterização completa da água cinza, com métodos adequados de coleta e quantificação, seja realizada na residência para definir o mais adequado sistema de tratamento ou disposição final, a fim de evitar relações de custo-benefício desfavoráveis e problemas de operação e manutenção.

- Uma padronização dos métodos de coleta e análise da água cinza segregada e composta se faz necessária, tanto para possibilitar as comparações com os resultados da literatura, quanto para dar subsídio a novos estudos de caracterização e dimensionamento de sistemas de tratamento para água cinza.

Agradecimentos

À Empresa Águas Guariroba pelo empréstimo dos hidrômetros Actaris®.

Ao Conselho Nacional de Pesquisa – CNPq, pela bolsa de estudo concedida.

À *International Foundation for Science* – IFS, pelo financiamento da pesquisa (concessão n° W/4130-1).

3. Qualidade da água cinza tratada por sistema híbrido de *wetlands* construídos visando o pós-tratamento através da desinfecção solar (SODIS)

Resumo

O objetivo deste trabalho foi verificar a qualidade da água cinza tratada por um sistema híbrido de *wetlands* construídos, monitorado por 13 meses, analisando a possibilidade da utilização de um sistema de desinfecção solar no pós-tratamento. O sistema de tratamento apresentou elevadas taxas de remoção de turbidez (98%), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), 98%, demanda química de oxigênio (DQO), 95% e sólidos suspensos totais (SST), 94%. A turbidez no efluente tratado foi de 4 ± 5 UNT, valor bem abaixo do recomendado pela literatura para se fazer uso da desinfecção solar (30 UNT). Embora baixa ($1,7 \cdot 10^3$ NMP/100ml), a concentração de *E.coli* na água cinza tratada não atende ao padrão de reuso para irrigação irrestrita da Organização Mundial de Saúde – OMS ($< 10^3$ NMP/100ml) e para irrigação de áreas verdes da FIESP ($< 10^2$ NMP/100ml), evidenciando a necessidade de desinfecção. Foi observada a presença de nutrientes no efluente final, o que pode favorecer o crescimento de algas no sistema SODIS.

Palavras-chave: banhados construídos, turbidez, desinfecção solar, reuso, irrigação.

Abstract

*The aim of this paper was to verify the quality of the greywater treated by a constructed wetlands hybrid system, monitored for 13 months, assessing the possibility to apply solar disinfection as pos-treatment. The studied system showed high removal rates for turbidity (98%), BOD (98%), COD (95%) and TSS (94%). Turbidity in the treated effluent was 4 ± 5 NTU, which is very low when compared to the recommended value from literature to use solar disinfection (30 NTU). Although lower ($1,7 \cdot 10^3$ NMP/100ml), concentrations of *E. coli* were not enough to meet WHO regulations for unrestricted irrigation ($< 10^3$ NMP/100ml) and FIESP regulations for irrigation of green areas ($< 10^2$ NMP/100ml), showing the necessity of disinfection. Presence of nutrients was detected in the treated greywater, which can enhance algae growth in SODIS system.*

Keywords: constructed wetlands, turbidity, solar disinfection, reuse, irrigation.

3.1 Introdução

O método SODIS de desinfecção solar é uma alternativa simples e de baixo custo para a desinfecção de água. O método utiliza apenas a luz solar e garrafas PET (PoliEtileno Tereftalado) e é recomendado pela Organização Mundial de Saúde como uma técnica viável de tratamento de água em nível domiciliar para a inativação de organismos patogênicos (SANDEC, 2006).

A eficiência do SODIS depende basicamente da qualidade da água, temperatura e radiação UV (Silva, 2004). Em termos de qualidade da água, o valor máximo de turbidez recomendado é 30 NTU (Sommer *et al.*, 1997, Wegelin *et al.*, 1994), pois partículas suspensas na água reduzem a penetração dos raios solares. A presença de substâncias químicas e orgânicas também não é desejável, pois podem diminuir a transmissão da radiação UV e sofrer foto-degradação (Gilboa & Friedler, 2008, Fenner & Komvuschara, 2005). Além disso, nutrientes presentes na água favorecem o crescimento de algas na presença da radiação solar (Esteves, 1998).

A água cinza é o efluente doméstico sem a contribuição dos vasos sanitários (Otterpohl, 2001). Na água cinza bruta, parâmetros como DQO, sólidos em suspensão e turbidez apresentam uma ampla faixa de concentração, variando de 90 a 360 mg/L, 17 a 330 mg/L e 15 a 240 UNT, respectivamente (Friedler, 2004, Eriksson *et al.*, 2002). A presença de sólidos suspensos atribui um aspecto desagradável ao efluente e reduz a penetração da radiação UV (Bazzarela *et al.*, 2005, Joyce *et al.*, 1995). No trabalho de Sommer *et al.* (1997) observou-se que em amostras com turbidez de 26 UNT a penetração da radiação UV-A foi reduzida em 50%. A presença de matéria orgânica facilmente biodegradável favorece o crescimento de bactérias, podendo gerar maus odores caso a água cinza seja armazenada por mais de 24 horas, não sendo recomendado o reuso sem tratamento (Bazzarella *et al.*, 2005).

Considerada uma alternativa ecológica, os *wetlands* construídos são o sistema mais comum para tratamento de efluentes domésticos em nível domiciliar ou pequenas comunidades (Platzer *et al.*, 2007, Paulo *et al.*, 2007). Segundo Tuszyńska & Obarska-Pempkowiak (2008), a remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos em CW-FH tratando esgoto doméstico varia entre 60-89% para DQO e entre 72- 95% para SST. Laber *et al.* (2003), no Nepal, obtiveram resultados satisfatórios de remoção em um sistema híbrido (CW -FH seguido por CW-FV), com 98% para DBO, 96% para DQO, 99% para SST e 5 logs de redução de *E. coli*. A remoção de *E. coli* pode variar de menos de 1 a 5 logs (Gross *et al.* 2006, Laber *et al.*, 2003).

De acordo com Ottosson & Stenstroem (2003), o principal risco da água cinza provém da presença de agentes patogênicos. Já que os sistemas de tratamento geralmente não levam à completa eliminação de microrganismos (Von Sperling, 2005), métodos de desinfecção devem ser considerados, principalmente quando se pretende fazer o reuso da água cinza.

As formas de reuso mais comuns para água cinza incluem irrigação de plantas (não comestíveis) e lavagem de calçadas (Paulo *et al.* 2007). A aplicação de desinfecção solar na água cinza tratada possibilitaria o uso em fins mais nobres, cujos padrões de reuso são mais restritivos. Para irrigações irrestritas o valor recomendado pela OMS é abaixo de 10^3 NMP/100mL de *E. coli* (WHO, 2006). Para a irrigação de áreas verdes e jardins a FIESP recomenda menos de 10^2 NMP/100mL de *E. coli* (FIESP, 2005).

O objetivo deste trabalho foi analisar a qualidade do efluente tratado pelo sistema híbrido de *wetlands* construídos em relação aos parâmetros de interesse para a utilização da desinfecção solar no pós-tratamento.

3.2 Material e métodos

Os *wetlands* construídos são parte de um sistema dimensionado e construído para tratar a água cinza (chuveiro, pia da cozinha e tanque de lavar roupas) de uma residência de 09 pessoas situada na periferia de Campo Grande – MS.

O sistema completo (Figura 3.1) é composto de uma caixa de gordura (fração da cozinha), caixa de passagem (junção do efluente da cozinha, chuveiro e tanque de lavar roupas), tanque de sedimentação (pré-tratamento), *wetland* construído subsuperficial de fluxo horizontal (CW-FH), tanque de alimentação intermitente hidromecânico e *wetland* construído de fluxo vertical (CW-FV), ambos utilizando plantas ornamentais.



Figura 3.1 - Sistema híbrido de *wetlands* construídos. Detalhe com ampliação da canalização interna do tanque de sedimentação (TS). CG: caixa de gordura; CP: caixa de passagem; TI: tanque de alimentação intermitente. Pontos de coleta: E1, E2 e E3.

As configurações do sistema de tratamento foram baseadas na vazão média de água cinza (700 litros/dia) e na concentração afluente de $DBO_{5,20}$ (500 mg/L), parâmetros previamente determinados em caracterização realizada na residência (Pansonato *et al*, 2007).

Para a quantificação da água cinza produzida na residência foram instalados três hidrômetros de $1,5\text{m}^3/\text{h}$ (multijato Actaris®) nas tubulações de água que servem a pia da cozinha, o banheiro (chuveiro) e o tanque de lavar roupas. Considerou-se, para efeito de cálculos, taxa de retorno de 100%. O tanque de sedimentação (250 L) foi dimensionado levando-se em consideração o tempo máximo de produção de água cinza - 16 horas.

Uma piscina de fibra de vidro retangular foi utilizada para o CW-FH (dimensões de 1,6 m x 2,9 m x 0,6 m), preenchida com pedrisco ($D_{60} = 7,5$ mm), enquanto as zonas de entrada e saída foram preenchidas com brita nº 0. As tubulações de entrada e de saída, de

50 mm de diâmetro e 1,5 m de comprimento, foram perfuradas ($\varnothing = 1$ cm; alinhados e espaçados 5 cm entre si), com os orifícios voltados para cima (na entrada) e para baixo (na saída), permitindo a distribuição e drenagem uniformes do efluente. As espécies de plantas selecionadas foram *Heliconia psittacorum* L.F (popularmente conhecida como helicônia), *Cyperus isocladius* (popularmente conhecida como mini-papiro) e *Canna sp* (popularmente conhecida como Berf).

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) e pedrisco novamente (5 cm). O efluente foi distribuído na superfície do CW-FV através de uma tubulação de PVC em forma de “espinha de peixe” com furos superficiais, alinhados e espaçados 8,5 cm entre si. A coleta do efluente (drenagem do fundo) também foi feita por tubulação “espinha de peixe”, com furos alinhados e espaçados 4cm entre si, voltados para baixo. As espécies de plantas selecionadas foram *Arundina bambusifolia*, conhecida como orquídea bambu e *Alpinia purpurata*, conhecida como alpínia ou gengibre vermelho. Uma descrição completa da configuração e dos critérios de dimensionamento do sistema pode ser encontrada em Paulo *et al* (2009).

Os parâmetros escolhidos para análise foram aqueles que podem influenciar o uso da desinfecção solar, sendo: turbidez, DQO, DBO₅, oxigênio dissolvido (OD), sólidos suspensos totais (SST), fosfato (PO₃), nitrato (NO₃). Foram analisados, também: pH, nitrogênio total (NT), coliformes totais (C. totais) e *E. coli*.

As amostras foram coletadas durante 13 meses de operação do sistema, sempre no início da manhã, no período de abril de 2008 a julho de 2009. De abril a dezembro de 2008, as coletas foram realizadas em 03 pontos distintos: após o tanque de sedimentação - E1, após o CW-FH (no sistema intermitente - E2) e após o CW-FV - E3 (Fig. 3.1). De fevereiro a julho de 2009 as amostras foram coletadas somente em E1 e E3, sendo que de maio a julho de 2009 foram analisados somente C. totais e *E. coli*. As amostras foram coletadas duas vezes por semana para alguns parâmetros (SST, Turb, DQO) durante os 03 primeiros meses e, posteriormente, uma vez por semana para todos os parâmetros.

Os métodos de amostragem e analíticos foram realizados de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005) e as análises foram realizadas no Laboratório de Qualidade Ambiental (LAQUA) da UFMS. Para a determinação do NMP (número mais provável) de coliformes totais e *E. coli* foi utilizado o método COLILERT-24 (IDEXX, Westbrook-ME, USA). Para efeitos de cálculo de eficiência de

remoção de parâmetros, considerou-se que o sistema era estável (coletas de entrada e saídas na mesma data e horário).

3.3 Resultados e Discussões

3.3.1 Qualidade da água cinza tratada

Os resultados para água cinza bruta e tratada e a eficiência de remoção do sistema estão apresentados na Tabela 3.1. Parâmetros como turbidez e DQO na água cinza bruta apresentaram valores elevados, com 747,8 mg/L de DQO e 300,7 UNT para turbidez, em média. De acordo com Friedler (2004) e Eriksson *et al.* (2002) as concentrações de DQO na água cinza bruta variam de 90 a 360 mg/L e turbidez varia de 15 a 240 UNT.

Os resultados de turbidez e SST no efluente tratado foram bastante satisfatórios (4,0 UNT e 6,0 mg/L, respectivamente). Estes resultados indicam que a radiação solar pode ser uma alternativa viável para desinfecção da água cinza tratada. Observa-se, também, na Tabela 3.1 que os parâmetros pH, turbidez, DBO, SST e NT atendem ao padrão de reuso para irrigação de jardins e áreas verdes estabelecido pela FIESP, mostrando o potencial da água cinza tratada para reuso doméstico.

Embora os *wetlands* construídos apresentem elevadas eficiências de remoção de sólidos e matéria orgânica, a remoção de microrganismos pode não alcançar os valores desejáveis. Gross *et al.* (2006) alcançaram bons resultados utilizando uma combinação de um CW-FV com recirculação de água cinza e um filtro biológico percolador, com remoção de aproximadamente 80% de DQO, 75% de NT, 60% de fósforo total e, virtualmente, 100% de SST, com concentrações iniciais de 839 mg/L, 34,3 mg/L, 22,8 mg/l e 158 mg/L, respectivamente. Por outro lado, a remoção de coliformes termotolerantes foi de 3 a 4 ordens de magnitude, com concentração inicial de 10^4 - 10^8 CFU/100ml.

Neste trabalho, a redução de *E. coli* foi em média duas unidades log, com concentração final de $1,7 \cdot 10^3$ NMP/100ml. A concentração de *E. coli* na água cinza tratada, embora baixa, não atende nem ao padrão de reuso para irrigação irrestrita da OMS nem ao padrão de reuso para irrigação de áreas verdes e jardins da FIESP (Tabela 3.1), evidenciando a necessidade de desinfecção.

3.3.2 Eficiência do sistema híbrido de *wetlands* construídos

A vazão de água cinza no período de monitoramento (março/2008 – maio/2009) foi de 526 ± 253 litros/dia, com picos de vazão de até 1.656 litros/dia. A instabilidade na vazão

reflete-se nos parâmetros de dimensionamento das unidades de tratamento, afetando principalmente o desempenho do CW-FH. Na Tabela 3.1 observa-se que na a maioria dos parâmetros (turbidez, DBO, SST, fosfato e *E. coli*) os valores de desvio padrão para eficiência de remoção são menores no CW-FV. Picos de concentração na água cinza bruta são fortemente refletidos na concentração afluyente do CW-FH e afetam menos o CW-FV, salvo quando acompanhados de picos de vazão, que diminuem o intervalo entre as aplicações no CW-FV e comprometem a sua eficiência.

Tabela 3.1 – Médias e desvios padrões dos parâmetros analisados para água cinza bruta (E1) e água cinza tratada (E3) e porcentagem de remoção de cada unidade de tratamento e remoção global.

Parâmetro	n ¹	Água cinza bruta ²	Remoção CW-FH (%)	Remoção CW-FV (%)	Remoção Total (%)	Água cinza tratada	Padrão para reuso ⁴
pH	65	5,7 ± 0,5	-	-	-	7,1 ± 0,3	6 – 9
Turbidez (UNT)	64	300,7 ± 181,8	69 ± 32	87 ± 23	98 ± 3	4,0 ± 5,0	≤ 5,0
OD (mg/L)	32	0,3 ± 0,5	-	-	-	4,2 ± 1,5	-
DQO (mg/L)	60	747,8 ± 386,3	56 ± 33	78 ± 42	95 ± 7	32,5 ± 44,8	-
DBO ₅ (mg/L)	23	425,6 ± 211,3	70 ± 18	94 ± 6	98 ± 2	8,2 ± 12,8	≤ 20,0
SST (mg/L)	52	164 ± 83	66 ± 28	81 ± 19	94 ± 8	6,0 ± 8,0	≤ 20,0
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	37	4,9 ± 2,2	-16 ± 66	33 ± 41	31 ± 47	2,9 ± 1,7	-
NT (mg/L)	34	9,9 ± 3,2	33 ± 31	14 ± 68	45 ± 39	5,1 ± 3,5	5,0 - 30,0
NO ₃ ⁻ (mg/L)	25	0,05 ± 0,44	-	-	-	0,42 ± 0,50	-
C. totais	51	3,2.10 ⁸	92 ± 7	92 ± 11	99 ± 1	1,7.10 ⁵	-
<i>E. coli</i>	51	3,0.10 ⁵	80 ± 17	93 ± 8	99 ± 2	1,7.10 ³	< 100 < 1000 ⁵

Nota: coliformes totais e *E. coli* são dados em NMP/100mL e foi calculada a média geométrica dos valores obtidos. ¹ número de amostras; ² amostras coletas em P1 – após tanque de sedimentação; ³ remoção em unidades logarítmicas; ⁴ Limites estabelecidos para irrigação de áreas verdes e rega de jardins - Manual de conservação e reuso de água em edificações (FIESP, 2005); ⁵ Limite estabelecido pela OMS para irrigação irrestrita - culturas ingeridas cruas, campos esportivos e parques públicos (WHO, 2006).

A combinação de diferentes tipos de *wetlands* construídos oferece maior flexibilidade e produz efluentes com qualidade elevada (Rousseau *et al.* 2004, Gómez-Cerezo *et al.* 2001). Os *wetlands* de fluxo sub-superficial horizontal apresentam uma grande capacidade de remoção de DBO₅ e sólidos em suspensão, enquanto que os *wetlands* de fluxo sub-superficial vertical possuem alta capacidade de nitrificação (Vymazal, 2005, Philippi & Sezerino, 2004). Nos sistemas híbridos, as vantagens e desvantagens de cada sistema podem ser combinadas de forma a complementar cada uma delas.

O sistema de tratamento (CW-FH seguido por CW-FV), à despeito das variações de carga e vazão, apresentou elevadas taxas de remoção total de parâmetros como turbidez

(98%), DBO (98%), DQO (95%) e SST (94%). Rousseau (2005), em um sistema híbrido para o pós-tratamento de esgoto doméstico (CW-FV seguido por CW-FH), obteve remoções de 74% para SST, de 80-90% para DQO.

3.3.3 Matéria orgânica, nutrientes e oxigênio dissolvido

Gilboa & Friedler (2008) analisaram, sob dose de radiação UV de 439 mWs/cm², a foto-degradação da matéria orgânica na água cinza, o que a tornaria mais assimilável às bactérias. As concentrações de DBO₅ e DQO no efluente analisado foram de 3,7 e 47 mg/L, respectivamente. Os pesquisadores concluíram que a foto-degradação da matéria orgânica não causou diferença significativa no recrescimento de bactérias. Neste trabalho, a água cinza tratada apresentou 8,2 e 32,5 mg/L para DBO₅ e DQO, respectivamente, sugerindo que a foto-degradação da matéria orgânica, se houver, não influenciaria no recrescimento bacteriano.

A presença de nutrientes em recursos hídricos geralmente está relacionada ao crescimento de algas. Os nutrientes, em conjunto com radiação solar e temperatura, são os principais fatores bióticos envolvidos da produtividade primária, uma vez que exercem influência direta sobre o processo fotossintético (Esteves, 1998). À título de comparação, as concentrações de NO₃ e PO₄ encontradas na água cinza tratada (0,4 e 2,9 mg/L, respectivamente), se enquadram na faixa que caracteriza lagos oligotróficos (Esteves, 1998, Von Sperling, 2005), evidenciando o possível crescimento de algas.

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 denitrificar 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 colmatação da camada do topo em tais situações (Platzer *et al.*, 1997).

Quanto ao oxigênio dissolvido, nota-se na Tabela 3.1 que o sistema de *wetlands* construídos proporcionou aumento na concentração de OD na água cinza tratada. Meyer e Reed (2001) afirmam que o oxigênio dissolvido é fundamental para a desinfecção solar. Na presença da luz solar, de substâncias húmicas e de oxigênio dissolvido ocorrem reações de oxidação que formam peróxidos de hidrogênio (H₂O₂), os quais podem ser convertidos em radical hidroxila (OH). Essas espécies químicas são altamente oxidantes e auxiliam na inativação dos microrganismos, através da desinfecção foto-oxidativa solar (SODIS, 2003, De Mattos *et al.*, 2002).

3.4. Conclusões

- A concentração de *Escherichia coli* na água cinza tratada não atende aos padrões de reuso para irrigação irrestrita, evidenciando a necessidade de desinfecção.
- O sistema híbrido de *wetlands* construídos (CW-FH seguido de CW-FV) mostrou-se altamente eficiente na remoção de parâmetros como turbidez e SST, importantes quando se pretende fazer uso da desinfecção solar, atingindo valores médios de eficiência total de até 99% e 97%, respectivamente.
- Em termos de turbidez, a água cinza tratada pelo sistema atende ao limite de 30 UNT, recomendado para se fazer uso da desinfecção solar.
- Os picos de carga e vazão diminuem temporariamente a performance do CW-FH, mas o CW-FV se mostrou eficiente como segundo estágio no sistema híbrido de *wetlands*, assegurando a estabilidade geral do sistema e a viabilidade do efluente final para a utilização da radiação solar no pós tratamento.

Agradecimentos

À empresa Tigre S.A, pela doação da caixa de gordura TIGRE®.

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

À *International Foundation for Science* – IFS, pelo financiamento da pesquisa (concessão n° W/4130-1).

4. Desinfecção solar no pós-tratamento da água cinza²

Resumo

O presente estudo analisou o método SODIS como uma alternativa de baixo custo para o pós-tratamento da água cinza. Os experimentos realizados foram: i) experimentos em batelada: no primeiro foram utilizadas garrafas PET de 2,0L e amostras com diferentes valores de turbidez (213, 196 e 21 UNT); no segundo experimento utilizou-se garrafas de 0,5L e amostras (88 e 1,5 UNT) inoculadas com cepa de *E. coli*, e ii) em reator de fluxo contínuo (garrafas PET de 2L conectadas), testando dois tempos de detenção hidráulica (TDH): 18 e 24 h. Os resultados indicaram que o método SODIS tem potencial para a desinfecção da água cinza tratada, alcançando inativação de até 4,2 logs de *E. coli* no reator em batelada (6 h de exposição solar) para amostra com baixa turbidez (1,5 UNT) e concentração inicial (C_0) de $8,1 \cdot 10^6$ NMP/100mL e até 100% de inativação de coliformes totais (turbidez de 3,5 UNT e C_0 $7,8 \cdot 10^1$ NMP/100mL) no protótipo do reator contínuo (TDH 24 h), com média de radiação solar de 594 W/m^2 . Foi observado crescimento de algas no reator contínuo, o que interferiu no controle da vazão do sistema e exigiu manutenção freqüente. Não foi observado recrescimento de *E. coli*.

Palavras-chave: SODIS, pós-tratamento, turbidez, reator fluxo contínuo, garrafas PET.

Abstract

The present research studied SODIS as an alternative to post-treatment of greywater. Experiments were performed in i) batch mode experiments: in first it was used 2L PET-bottles and samples with different turbidity (213, 196 and 21 NTU); in second experiment it was used 0,5L PET-bottles and samples (88 and 1,5 NTU) inoculated with strains of E. coli and, ii) in a continuous reactor prototype (interconnected 2L-PET bottles), testing hydraulic retention times (HRT) of 18 and 24h. The results indicate that the SODIS system has potential for disinfection of treated greywater, reaching 4,2 logs units of E. coli inactivation in batch experiments (6 h exposure time) for low turbidity samples (1,5 NTU) and initial concentration (C_0) of $8,1 \cdot 10^6$ NMP/100mL, and even 100% of total coliforms (turbidity of 3,5 NTU and C_0 $7,8 \cdot 10^1$ NMP/100mL) for the 24h HRT-continuous prototype, with an average solar radiation intensity of 594 W/m^2 . It was detected algae growth, which complicate keeping flow constant and make frequent maintenance inevitable. No regrowth of E. coli was observed.

Keywords: SODIS, post-treatment, turbidity, continuous flow reactor, PET bottles.

4.1 Introdução

A água cinza é o efluente proveniente de pias, lavatórios, chuveiros, cozinha e lavanderia (Ridderstolpe, 2004) e apresenta grande potencial para o reuso devido ao seu volume e baixa carga de nutrientes e patógenos, quando comparado ao esgoto doméstico combinado (Leal, 2007).

Embora alguns autores considerem que a quantidade de patógenos na água cinza é geralmente baixa, o risco de contaminação não deve ser descartado (Ottosson & Stenstroem 2003). Mesmo não havendo contribuição do efluente das bacias sanitárias, a contaminação fecal está relacionada a atividades como lavagem de roupas fecalmente contaminadas, banho e manipulação de alimentos crus. Segundo Friedler (2004), a concentração de coliformes

² Os resultados preliminares deste capítulo foram publicados como Pansonato, N., Affonso, M.V.G., Salles, C.A., Boncz, M.Á., Paulo, P.L., 2009. Solar Disinfection for the post-treatment of Greywater by means of a Continuous Flow Reactor. In: 1st IWA Development Congress - Water and Sanitation Services, Proceedings of the 1st IWA Development Congress - Water and Sanitation Services, Inglaterra : IWA, v. 1. p. 1.

termotolerantes pode variar de 10^4 a 10^8 NMP/100mL, já que o crescimento de bactérias entéricas na água cinza é favorecido pela presença de matéria orgânica facilmente degradável.

As formas de reuso mais comuns para água cinza incluem irrigação de plantas (não comestíveis) e lavagem de calçadas (Paulo *et al.* 2007). Atividades mais nobres exigem requisitos de qualidade mais restritivos. Para irrigações irrestritas o valor recomendado é abaixo de 10^3 NMP/100mL de *E. coli* (WHO, 2006) e para irrigação de áreas verdes e jardins a recomendação da FIESP é abaixo de 10^2 NMP/100 mL de *E. coli* (FIESP, 2005). Para uso em descarga sanitária e lavagem de roupas e veículos, a FIESP recomenda a ausência de coliformes termotolerantes. Como os sistemas de tratamento geralmente não levam à completa eliminação de patógenos (Gulyas, 2007), métodos de desinfecção devem ser considerados.

A desinfecção solar (SODIS) é um método de desinfecção de água que utiliza apenas garrafas do tipo PET como insumo e o sol. O método utiliza duas componentes dos raios solares: a radiação UV-A, responsável pela modificação do DNA dos microrganismos e pelas reações fotoquímicas que causam oxidação celular, e as radiações infravermelhas, responsáveis pela elevação de temperatura, causando desnaturação de proteínas (Oates *et al.*, 2003).

Vários estudos (Ubomba-Jaswa *et al.*, 2009, Gómez-Couso *et al.*, 2009, Boyle *et al.*, 2008, Botto & Motta, 2008, Kehoe *et al.*, 2001, Sommer *et al.*, 1997, Wegelin *et al.*, 1994) apontam para a eficiência do método, mostrando-se possível a inativação de até 6 logs de coliformes termotolerantes. Botto & Motta (2008) realizaram experimentos em batelada com uma mistura de água de poço e esgoto doméstico bruto, alcançando 4 a 5 logs de inativação de coliformes termotolerantes, com 06 horas de exposição solar e intensidade de radiação solar variando entre 500 e 700 W/m². Kehoe *et al.* (2001) utilizaram amostras de água com turbidez de 300 NTU em garrafas PET de 500mL, atingindo total destruição de *E. coli* em um período de 8,5 horas para dias totalmente ensolarados na Malásia (radiação média de 956 W/m²).

De acordo com a literatura (SODIS, 2003, Wegelin *et al.*, 1994, Acra *et al.*, 1984), para amostras de água à 30°C os requisitos para remoção de *E. Coli* na ordem de 10^3 são: turbidez da água inferior à 30 NTU, intensidade de radiação solar na ordem de 500-600 W/m² e tempo de exposição mínimo de 5-6 horas. Para temperaturas da água acima de 50°C ocorre um efeito sinérgico entre a radiação UV-A e a temperatura, sendo necessário uma dose de 140 W.h/m² para obter a mesma eficiência de remoção. De acordo com Ubomba-Jaswa *et al* (2009), em

temperaturas abaixo de 45°C a dose letal para a inativação de 6 logs de *E. coli* em sistema batelada é entre 600 – 700 W.h/m² de radiação global, de forma contínua e ininterrupta.

As limitações do método, portanto, dizem respeito à qualidade da água, temperatura e condições de insolação local (Silva, 2005). Além disso, o volume de água tratado com SODIS é limitado, já que é um método em batelada (garrafas PET individuais), não sendo viável para o tratamento de grandes volumes de água, como a água cinza produzida em uma residência, por exemplo.

O objetivo deste capítulo foi avaliar a eficiência da desinfecção solar em sistema de batelada e fluxo contínuo no pós-tratamento de água cinza, bem como a influência da turbidez na eficiência do método.

4.2 Material e métodos

4.2.1 Experimentos em batelada

Foram realizados dois experimentos em batelada, sendo o primeiro (EXP 1) em julho de 2008 e o segundo (EXP 2) em agosto de 2009. Ambos foram realizados na parte superior (laje) do prédio do Departamento de Hidráulica e Transporte na Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (20°3'S, 54°36'W). As amostras de água cinza foram coletadas em um sistema híbrido de *wetlands* construídos instalado em uma residência localizada em Campo Grande-MS. O sistema era composto por uma caixa de gordura (cozinha), tanque de sedimentação (TS), *wetland* construído de fluxo horizontal subsuperficial (CW-FH), sistema de alimentação intermitente e *wetland* construído de fluxo vertical (CW-FV).

Os pontos estabelecidos para coleta foram: após o tanque de sedimentação (E1), após o CW-FH (E2) e após o CW-FV (E3) (ver Fig. 3.1, pág.40). No EXP 1 foram coletadas amostras de efluente em todos os pontos selecionados, enquanto que no EXP 2 foram utilizadas amostras somente dos pontos E1 e E3.

No EXP 1 foram utilizadas garrafas do tipo PET, transparentes, com capacidade de 2,0 L e lâmina d'água de 10 cm. No EXP 2 foram utilizadas garrafas PET, transparentes, com capacidade de 0,5 L e lâmina d'água de 8 cm. Em testes preliminares realizados com garrafas de 0,5 e 2,0 L não foi observada diferença estatisticamente relevante nas temperaturas alcançadas ($p=0,05$, *t student*). De qualquer forma, o EXP 2 foi acompanhado com uma garrafa de 2L para controle com amostra E3, para averiguar se a redução de volume poderia influenciar na desinfecção solar. Em ambos os experimentos as garrafas foram dispostas em

posição horizontal sobre telhas de amianto orientadas para o Norte e expostas ao sol durante um período de 24 horas, iniciando-se às 09:00.

No EXP 1 as amostras foram coletadas após períodos de 1, 3, 6 e 24 horas de exposição solar e no EXP 2 após 3, 6 e 24 horas. Foi utilizada uma garrafa para cada tempo de exposição, evitando assim que a coleta fosse realizada em uma única garrafa, garantindo a representatividade das amostras. As coletas de amostras foram feitas com a utilização de seringas de 10 mL, cuja agulha era introduzida na metade superior da garrafa (em posição horizontal) para retirada do sobrenadante.

O tempo de exposição de 6 horas foi escolhido com base nas recomendações da literatura, como sendo o tempo mínimo de exposição solar (SODIS, 2003). Os tempos de 1 e 3 horas foram selecionados visando obter uma melhor representatividade da curva de decaimento de *E. coli*, uma vez que esta é mais acentuada no início do período. O tempo de 24 horas foi determinado para se observar a possibilidade de ocorrer recrescimento bacteriano significativo no período da noite.

No EXP 2 para se obter uma turbidez abaixo de 100 UNT, desejada para o experimento, a amostra E1 foi diluída com água de torneira. Ambas as amostras, E1 após diluição e E2 foram contaminadas com cepas de *E. coli*, identificadas por perfil bioquímico em meios específicos (TSI, MIO, Citrato de Simmons) (Winn & Koneman, 2008), a fim de se obter concentração inicial semelhantes. Foi utilizada uma suspensão com concentração total de $1,2 \cdot 10^9$ NMP.100mL⁻¹ de cepa de *E. coli*. Dessa forma, as amostras E1 e E3 foram inoculadas com 0,08 e 0,1 mL de suspensão por litro, respectivamente. A inoculação foi realizada 24 horas antes ao experimento, ficando as amostras armazenadas em recipientes fechados, armazenadas à temperatura de 18°C. A Tabela 4.1 reúne as características iniciais das amostras em ambos os experimentos em batelada.

Tabela 4.1. Características iniciais das amostras de efluente cinza no experimento 1 (EXP 1) e experimento 2 (EXP 2).

Parâmetros	Características das Amostras				
	EXP 1			EXP 2	
	E1	E2	E3	E1	E3
Turbidez (UNT)	213	196	21	88	1,5
T °C	24	23	22	18	18
pH	5,7	6,9	7,0	5,2	7,3
SST (mg/L)	121,3	100,7	14,5	-	-
C. Totais (NMP/100ml)	$8,9 \cdot 10^6$	$6,5 \cdot 10^7$	$8,2 \cdot 10^6$	$1,6 \cdot 10^8$	$8,1 \cdot 10^6$
<i>E. coli</i> (NMP/100ml)	$5,8 \cdot 10^5$	$8,0 \cdot 10^4$	$2,0 \cdot 10^4$	$1,3 \cdot 10^6$	$8,1 \cdot 10^6$

Para a amostra E1 do EXP 2 foi incluída outra condição de análise: a homogeneização da amostra antes da coleta (amostra E1_H), a fim de verificar a possível influência da decantação na taxa de inativação de *E. coli*.

4.2.2 Experimentos em fluxo contínuo

O protótipo do sistema de desinfecção solar em fluxo contínuo foi construído com 24 garrafas PET 2L, transparentes, e foi confeccionado da seguinte maneira: a parte inferior de uma garrafa foi previamente lixada e perfurada com broca “chata” de 5/4 polegadas (32 mm), para encaixe de uma tampa de garrafa PET, e serra copa de 7/8 polegadas (22 mm) para passagem do efluente; a tampa de garrafa, previamente perfurada com a mesma serra copa, foi colada à parte lixada; a parte superior de outra garrafa, vedada com fita veda-rosca, foi conectada à tampa de garrafa colada. Dessa forma, foram formados tubos contendo três garrafas. Os tubos foram conectados utilizando mangueiras de PVC transparentes com diâmetro interno de 3/8”. Nas extremidades “fundo de garrafa” as mangueiras foram introduzidas em orifícios perfurados com a serra copa de 22 mm e vedadas por fora. Nas extremidades “topo de garrafa”, perfurou-se a tampa da garrafa PET e nela foi adaptada uma conexão para mangueira 3/8”, que também foi vedada por fora. Após vários testes, escolheu-se a cola epóxi Araldite® para colagem de todos os pontos de contato e vedação (sempre por fora, a fim de evitar a contaminação da água). O registro fotográfico da montagem do sistema encontra-se no anexo deste trabalho.

As amostras foram coletadas na entrada e na saída do sistema e através de válvulas instaladas após 3, 6 e 9 garrafas. O reator foi instalado na própria residência (20°32’S 54°41’W), ligado a um reservatório que recebia a água cinza tratada. O controle de vazão foi feito através de um registro instalado na entrada do sistema contínuo, após o reservatório. O protótipo ficou alocado sobre uma telha de amianto, orientada para o norte e com inclinação de 20°, correspondente a latitude de Campo Grande (Figura 4.1).



Figura. 4.1. Protótipo do sistema SODIS em fluxo contínuo.

Foram testados dois TDHs diferentes: 24 e 18 horas. O primeiro com o objetivo de garantir que todo o volume de água tratada ficasse exposto a radiação solar durante os horários de maior incidência (09:00 às 15:00), em um período de, no mínimo, 6 horas. O segundo TDH, de 18 horas, como uma tentativa de otimizar o tempo de detenção hidráulica, aumentando a vazão da água tratada, avaliando a possibilidade de um menor tempo de exposição à radiação solar. Levando em consideração que o sistema contínuo sempre operava com uma parte do tempo sem luz solar, também foi avaliado se a falta de radiação e a ordem de exposição afetariam na eficiência do sistema ou permitiriam o recrescimento bacteriano. O período das 9:00-15:00 foi considerado com radiação (C-Rad) e das 15:01 até as 8:59, sem radiação (S-Rad). A Tabela 4.2 apresenta o esquema de coleta das amostras nos experimentos com SODIS em fluxo contínuo. Várias situações foram analisadas, mantendo-se o TDH e variando o horário de início da exposição solar (T_0).

Tabela 4.2 – Esquema de coleta das amostras no experimento contínuo com TDH de 24 e 18h.

TDH 24h					TDH 18h				
Horário	Amostra	Tempo de exposição C-Rad/S-Rad ¹			Horário	Amostra	Tempo de exposição C-Rad/S-Rad ¹		
		C-Rad (h)	S-Rad (h)	C-Rad (h)			S-Rad (h)	C-Rad (h)	S-Rad (h)
09:00	T_0	-	-	-	08:00	T_0	-	-	-
12:00	T_0, T_3	3	-	-	10:15	$T_{2,25}$	1	1,25	-
15:00	T_0, T_6	6	-	-	12:30	$T_{4,5}$	1	3,5	-
09:00 ²	T_{24}	6	18	-	14:00	T_0	-	-	-
12:00 ²	T_{24}	3	18	3	14:45	$T_{6,75}$	1	5,75	-
15:00 ²	T_{24}	-	18	6	23:00 ³	T_0	-	-	-
					08:00 ²	T_{18}		1	17
					17:00 ²	T_{18}	10	6	2

¹ tempo de exposição das amostras nas condições com radiação (C-Rad) e sem radiação (S-Rad), em relação ao tempo indicado na amostra (exceto T_0); ² próximo dia ao início do teste; ³ amostra coletada às 17:00, considerando que não haveria mudança significativa na concentração de coliformes no período das 17:00 às 23:00.

4.2.3 Análises das amostras e dados climáticos

Os parâmetros analisados em todos os experimentos foram temperatura, pH, turbidez, coliformes totais e *E. coli*. Todas as análises foram realizadas de acordo com o “*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*” (APHA, 2005). Para a determinação do NMP (número mais provável) de coliformes totais e *E.coli* foi utilizado o método COLILERT-24 (IDEXX, Westbrook-ME, USA). As análises foram realizadas no Laboratório de Qualidade de Água – LAQUA, da UFMS.

Para a determinação da constante de decaimento bacteriano k foi utilizado o método dos mínimos quadrados. Esta análise matemática consiste em minimizar os erros quadrados

entre os valores observados de *E. coli* e os calculados a partir da lei de Chick (Von Sperling, 2005). Para tanto, foi utilizada a ferramenta Solver do Excel®.

Os dados da intensidade da radiação solar e da temperatura ambiente foram obtidos no banco de dados do INMET – Instituto Nacional de Meteorologia (www.inmet.gov.br/sonabra/maps/automaticas.phpe) e são oriundos da estação meteorológica automática de Campo Grande (20,4°S 54,6°W).

4.2.4 Análise estatística

O tratamento estatístico dos dados obtidos no experimento em batelada foi realizado com auxílio do *software* STATISTICA®, versão 5.1, edição 1998, da empresa StatSoft Inc, visando à obtenção de equações de regressão que descrevam a resposta experimental do sistema, com foco para sua eficiência de remoção.

4.3 Resultados

4.3.1 Radiação solar e temperatura do ar

A intensidade média de radiação solar global e temperatura ambiente (entre 9:00 e 15:00) durante os dias de experimentos foram, respectivamente, de 580 ± 133 W/m² e 29°C em julho/2008 (EXP 1), 578 ± 128 W/m² e 27°C em maio/2009 (SODIS contínuo) e 643 ± 108 W/m² e 27°C em agosto/2009 (EXP 2). A máxima intensidade de radiação solar foi de 723 W/m² (EXP 1), 761 W/m² (EXP 2) e 747 W/m² (SODIS contínuo). A intensidade de radiação solar foi estatisticamente igual em todos os dias ($p=0.05$, *t student*). O resumo dos dados climatológicos pode ser consultado no Apêndice A.

4.3.2 SODIS em batelada

A tabela 4.3 mostra os valores de turbidez e inativação de *E. coli* no EXP 1, bem como a constante de decaimento bacteriano após 6 horas de exposição. Dentre os resultados da tabela 4.3, a amostra E3 foi o que apresentou maior taxa de inativação de *E. coli*, durante o período de exposição solar, enquanto o E1 apresentou remoção mais baixa.

A tabela 4.4 mostra a eficiência de inativação da cepa de *E. coli* e constante de decaimento bacteriano no EXP 2. Observa-se que ao final de seis horas de exposição a amostra E3, com baixa turbidez, apresentou 4,2 unidades logarítmicas de inativação de *E. coli*, mesmo iniciando o teste com uma concentração maior que E1, enquanto que essa teve eficiência de inativação de 2,9 unidades logarítmicas.

Tabela 4.3. Turbidez, concentração de *E. coli*, inativação em unidades log e constante de decaimento bacteriano (k) para as amostras E1 (após tanque de sedimentação), E2 (após CW-FH) e E3 (após CW-FV) no experimento 1.

T (hs)	EXP 1-E1			EXP 1-E2			EXP 1-E3		
	Turb ^a	<i>E. coli</i> ^b	Inat. ^c	Turb	<i>E. coli</i>	Inat.	Turb	<i>E. coli</i>	Inat.
0	213	5,8.10 ⁵	-	196	8,0.10 ⁴	-	21	2,0.10 ⁴	-
1	195	3,7.10 ⁵	0,2	189	6,9.10 ⁴	0,1	19	4,6.10 ²	1,6
3	188	2,8.10 ⁵	0,3	176	6,3.10 ⁴	0,1	18	5,6.10 ²	1,6
6	182	2,3.10 ⁵	0,4	174	3,1.10 ³	1,4	17	2,0.10 ²	2,0
24	175	5,3.10 ⁴	1,0	163	3,2.10 ³	1,4	13	1,5.10 ²	2,1
k (6h)		0,02			0,04			0,12	

^a turbidez (UNT); ^b *E. coli* (NMP/100ml); ^c inativação em unidades log₁₀ de *E. coli*.

Tabela 4.4. Turbidez, concentração de cepa de *E. coli*, inativação em unidades log e constante de decaimento bacteriano (k) para as amostras E1 (após o tanque de sedimentação), E1_H (E1 homogenizada) e E3 (após CW-FV), no experimento 2.

T (hs)	EXP 2-E1 _H			EXP 2-E1			EXP 2-E3		
	Turb ^a	<i>E. coli</i> ^b	Inat. ^c	Turb	<i>E. coli</i>	Inat.	Turb	<i>E. coli</i>	Inat.
0	88	1,3.10 ⁶	-	88	1,3.10 ⁶	-	1,3	8,1.10 ⁶	-
3	61	2,8.10 ⁴	1,7	53	6,0.10 ³	2,3	1,4	8,4.10 ²	4,0
6	70	1,7.10 ³	2,9	49	4,2.10 ²	3,5	1,5	4,6.10 ²	4,2
24	63	6,8.10 ²	3,3	48	8,6.10 ¹	4,2	1,9	2,3.10 ²	4,5
k (6h)		0,07			0,08			0,14	

^a turbidez (UNT); ^b *E. coli* (NMP/100ml); ^c inativação em unidades log₁₀ de *E. coli*.

Não houve diferença significativa da desinfecção solar entre as garrafas de 0,5L e 2L, sendo observada, após 6 horas de exposição, redução de 4,3 unidades log de *E. coli* na garrafa de 0,5L e 4,2 unidades log na garrafa de 2,0L. Houve diferença apenas na constante de decaimento bacteriano, sendo 0,165h⁻¹ para a garrafa de 2L e 0,210h⁻¹ para garrafa de 0,5L.

4.3.3 SODIS em fluxo contínuo

A tabela 4.5 reúne os resultados de turbidez, radiação solar acumulada e concentração de coliformes totais e *E. coli* com TDH de 18 horas, analisando cada situação criada de acordo com o horário de início da exposição solar.

Observa-se que houve a completa inativação de *E. coli* após 3,3 horas de exposição (às 12:30), considerando que a intensidade da radiação solar expressiva inicia-se às 9:00. Quando o teste foi iniciado às 14:00 horas (T₀), terminando às 8:00 horas (T₁₈) do dia seguinte, foi observada uma redução de apenas 0,6 logs de C. totais e 0,2 logs de *E. coli*. Para as amostras com início de teste às 23:00 horas (T₀) e término às 17:00 horas do dia seguinte (T₁₈),

verificou-se total inativação de *E. coli* e 2,1 logs de redução de C. totais, sendo que a amostra recebeu 4.505,0 W.m⁻² de radiação solar acumulada (750,8 W.h/m²).

Tabela 4.5 – Média da turbidez, radiação solar acumulada e concentração de C. totais e *E. coli* no experimento com TDH de 18 horas (n=3).

Horário da coleta das amostras	Amostra	Tempo exposição (h)	TDH 18 horas					
			Turbidez (UNT)	Radiação acumulada W/m ²	C. totais NMP/100mL	C. totais log ₁₀	<i>E. coli</i> NMP/100mL	<i>E. coli</i> log ₁₀
08:00	T ₀	0,00	1,5	-	1,4.10 ³	3,2	7,3.10 ¹	1,9
10:15	T _{2,25}	2,25	2,5	834,1	4,6.10 ²	2,7	9,9.10 ⁰	1,0
12:30	T _{4,50}	4,50	2,6	2350,3	1,0.10 ²	2,0	0,0.10 ⁰	0,0
14:45	T _{6,75}	6,75	1,7	3819,6	9,0.10 ⁰	1,0	0,0.10 ⁰	0,0
14:00	T ₀	0,00	1,8	-	8,9.10 ²	2,9	4,2.10 ¹	1,6
08:00 ¹	T ₁₈	18,00	2,2	1386,0	2,3.10 ²	2,4	2,8.10 ¹	1,4
23:00 ²	T ₀	0,00	2,2	-	1,2.10 ²	3,1	5,4.10 ¹	1,7
17:00 ¹	T ₁₈	18,00	2,0	4505,0	7,3.10 ⁰	0,9	0,0.10 ⁰	0,0

¹ próximo dia ao início do teste; ² amostra coletada às 17:00, considerando que não haveria mudança significativa no NMP de coliformes no período das 17:00 às 23:00; n: número de amostras.

No experimento com TDH de 24 horas, as amostras receberam quantidades estatisticamente iguais de radiação solar ($p=0,05$, *t student*), independente do horário de coleta das amostras T₂₄. A Tabela 4.6 mostra a turbidez, radiação solar recebida e concentração de C. totais em cada amostra coletada.

Tabela 4.6 – Turbidez, radiação solar acumulada, concentração e inativação de C. totais no sistema de fluxo contínuo com TDH de 24 horas.

Horário da coleta das amostras	Amostra	Tempo exposição (h)	TDH 24 horas				
			Turbidez (UNT)	Radiação acumulada W/m ²	C. totais (NMP/100mL)	C. totais .log ₁₀	Inativação %
09:00	T ₀	0	1,8	-	1,3.10 ²	2,1	0,0
12:00	T ₃	3	2,4	1330,4	1,0.10 ²	2,0	18,9
15:00	T ₆	6	2,3	3519,6	1,0.10 ¹	1,0	92,0
9:00 ¹	T ₂₄	24	4,2	5013,0	4,2.10 ⁰	0,6	96,6
12:00	T ₀	0	2,1	-	3,3.10 ¹	1,5	0,0
12:00 ¹	T ₂₄	24	2,6	4963,5	1,0.10 ⁰	0	96,9
15:00	T ₀	0	3,5	-	7,8.10 ¹	1,9	0,00
15:00 ¹	T ₂₄	24	0,0	4883,2	0,0.10 ⁰	0	100,0

¹ próximo dia ao início do teste

4.4 Discussão

4.4.1 Temperatura da água

A temperatura máxima das amostras, durante os testes, foi de 44°C (ver Apêndice B). Wegelin *et al.* (1994) e Dejung *et al.*, (2007) não observaram efeito sinérgico da

temperatura na desinfecção solar em temperaturas abaixo de 50°C. De acordo com Ubomba-Jaswa *et al.* (2009), para temperaturas abaixo de 45°C não ocorre inativação de bactérias. No trabalho de Ubomba-Jaswa *et al.* a completa inativação de *E. coli* (10^6 CFU/ml) foi obtida após 5 horas, em temperaturas acima de 45°C, não sendo observado recrescimento bacteriano após 48 horas. Joyce *et al.* (1995) concluíram que é possível a inativação de 6 logs de *E. coli* em amostras com turbidez elevada (~100 UNT), desde que a temperatura da água ultrapasse 55°C, por 7 horas. Ubomba-Jaswa *et al.* e Joyce *et al.*, analisaram somente o efeito termal na inativação de bactérias, sem radiação solar incidente.

Em muitos trabalhos com desinfecção solar, temperaturas acima de 45°C não são alcançadas (Gómez-Couso *et al.*, 2009, Botto & Motta, 2008, Dejung *et al.*, 2007), devido a localização geográfica do local, altitude, época do ano, entre outros fatores. Nesses casos, a desinfecção é consequência apenas da ação da radiação ultravioleta.

Botto & Mota (2008) realizaram experimentos em batelada onde verificaram a eficiência de desinfecção de diversos tipos de superfícies de exposição (alumínio, concreto pintado de branco, concreto pintado de preto, amianto e telha cerâmica) com o tempo de exposição solar de 6 h. Os autores observaram diferença significativa (*t student*, $p=0,05$) no aumento de temperatura entre os diferentes suportes, mas concluíram que a eficiência do SODIS independe da superfície de exposição, já que em nenhuma das superfícies de exposição a temperatura da água alcançou 45°C.

Silva (2005) realizou testes em batelada com garrafas com a metade inferior pintada de preto e concentrações iniciais de *E. coli* na ordem de 10^4 NMP/100mL. A água das garrafas atingiu temperaturas máximas na ordem de 50°C com 4 horas de exposição, porém com algumas amostras apresentando decréscimo na temperatura quando o tempo de exposição atingiu 6 horas. A inativação de *E. coli* foi, em média, de 98,5%. Da Silva obteve melhores resultados com a utilização de um concentrador solar (caixa de madeira revestida com papel alumínio) proposto pelo Instituto Mexicano de Tecnologia da Água - IMTA, com 100% de inativação de *E. coli* em 4 horas de exposição. Com tempo de exposição de 6 horas obteve-se o processo de pasteurização solar (SOPAS), com a água atingindo a temperatura de 70°C e não havendo recrescimento de bactérias.

4.4.2 Influência da turbidez

A verificação da influência da turbidez na eficiência da desinfecção solar é importante para prever a resposta do sistema SODIS em situações como baixo desempenho no sistema de tratamento e eventos externos (chuvas, enxurradas), que podem alterar a qualidade do efluente

tratado. Também é importante para definir o nível de tratamento necessário, de acordo com a qualidade final desejada.

Para avaliação da eficiência de inativação de *E. coli* foram selecionados como parâmetros de controle a turbidez e a radiação solar acumulada. A temperatura da água não foi selecionada como variável independente já que não influenciou na taxa de inativação de *E. coli* ($T^{\circ} < 45^{\circ}\text{C}$). Nesta análise foram excluídos os dados referentes à amostra EXP2-E1_H, tendo em vista que o procedimento de coleta foi diferente dos demais. Os valores relativos a 24 horas, utilizados para avaliar recrescimento bacteriano, também foram excluídos, pois não correspondem à “exposição solar”.

A análise estatística dos dados obtidos revelou a superfície de resposta do parâmetro bacteriológico analisado (Fig. 4.2), possibilitando a previsão da eficiência de inativação de *E. coli* (EI-*E. coli*). Foi observada correlação positiva entre EI-*E. coli* e a radiação solar recebida (R^2 0,75, $p < 0,05$) e a correlação negativa entre EI-*E. coli* e turbidez (R^2 -0,61, $p < 0,05$), ou seja, a inativação de *E. coli* aumenta com a diminuição da turbidez e com o aumento da radiação solar incidente. Todos os pesquisadores que estudaram o efeito da turbidez chegaram à conclusão de que quanto maior a turbidez, menor a eficiência de inativação da radiação solar (Gómez-Couso *et al.*, 2009, Sommer *et al.*, 1997, Wegelin *et al.*, 1994, Acra *et al.* 1984).

A influência da turbidez pode ser observada nos resultados dos experimentos em batelada (Tabela 4.3 e 4.4), já que em ambos os experimentos as maiores taxas de inativação e as maiores constantes de decaimento bacteriano foram obtidas nas amostras com baixa turbidez. No trabalho de Sommer *et al.* (1997) observou-se que em amostras de água com 26 UNT a penetração de radiação UV-A foi reduzida em 50%. Estudos realizados por Joyce *et al.* (1995), com amostras de águas com alta turbidez (200 UNT), indicam que menos de 1% do total da incidência da luz UV penetra mais do que 2 cm da superfície da água.

Analisando a Fig 4.2, observa-se que é possível a inativação de *E. coli* em amostras com turbidez acima de 30 UNT, desde que haja aumento suficiente na quantidade de radiação solar recebida. A equação de regressão linear gerada revelou que com 5100,0 W/m² de radiação solar recebida (o que equivale a uma dose de 850,0 W.h/m² por um período de 6 horas) é possível alcançar 3 logs de inativação de *E. coli* em amostras com turbidez até 100 UNT. E quanto maior a quantidade de radiação solar recebida, maior o limite da turbidez para alcançar a mesma eficiência.

Kehoe *et al.* (2001) obtiveram, na Malásia, completa inativação de *E. coli* em amostras com 300 UNT e concentração inicial de 10⁶ UFC/mL de *E. coli*, período de exposição de

8,5 horas e radiação média de 956,0 W.h/m², totalizando 8126,0 W/m² de radiação acumulada. Embora o trabalho de Kehoe *et al.* não indique a temperatura alcançada nas amostras, esta provavelmente foi maior que 50°C, já que em amostras com elevada turbidez a penetração da luz UV é prejudicada e a temperatura alcançada (efeito das radiações infravermelhas) assume papel mais relevante na desinfecção (Joyce *et al.*,1995).

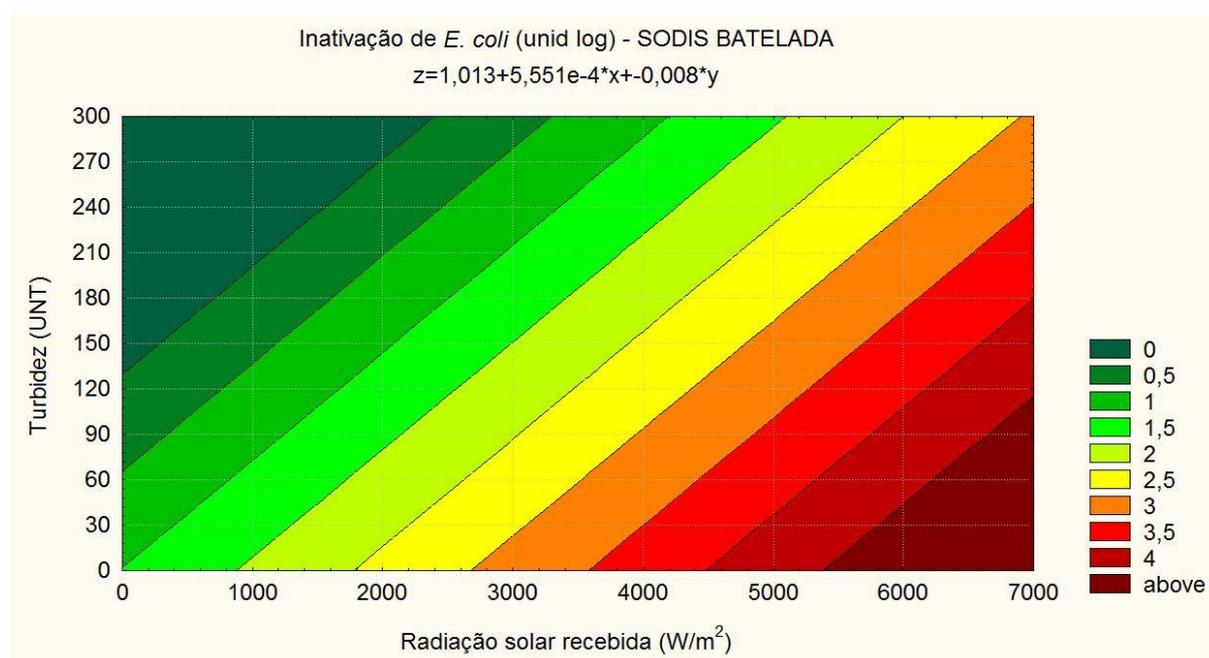


Figura. 4.2. Superfície de resposta da inativação de *E. coli* (em unidades log) no sistema SODIS em batelada.

Em amostras de água com elevada turbidez, também pode ocorrer remoção de *E. coli* por meio da decantação. A influência da decantação pode ser ressaltada na comparação entre as amostras E1_H e E1 (Tabela 4.4). A amostra E1_H apresentou menor eficiência de inativação da cepa de *E. coli* em todos os tempos de exposição, comparada à amostra E1. Em 24 horas a redução de *E. coli* em E1_H foi de 3,3 logs, enquanto que em E1 foi de 4,2 logs, evidenciando a influência da decantação, já que após 15:00 horas não há incidência significativa de radiação solar. A decantação aumentou a taxa de decaimento bacteriano e parece assumir papel na desinfecção, pois além de ser um mecanismo físico de remoção de microrganismos, reduz a turbidez, possibilitando a penetração dos raios solares na lâmina d'água. Não foi encontrado na literatura qualquer trabalho relacionando os efeitos da decantação com a desinfecção solar.

4.4.3 Intensidade da radiação solar

Comparando-se os resultados de inativação das amostras de baixa turbidez dos experimentos em batelada (Tabela 4.3 e 4.4), observa-se que em 06 horas de exposição solar foram inativados 2 logs de *E. coli* na amostra EXP 1-E3 (concentração inicial de $2,0 \cdot 10^4$ NMP/100mL) e 4,2 logs de cepa de *E. coli* na amostra EXP 2-E3 (concentração inicial de $8,1 \cdot 10^6$ NMP/100mL). A constante de decaimento bacteriano (k) foi de $0,12 \text{ h}^{-1}$ e $0,14 \text{ h}^{-1}$. No dia da realização do EXP 1 a radiação solar acumulada durante o período de exposição solar foi de $3649,0 \text{ W/m}^2$ ($608,2 \text{ W.h/m}^2$) ao passo que no dia do EXP 2 a radiação solar acumulada foi de $4499,0 \text{ W/m}^2$ ($749,8 \text{ W.h/m}^2$). Esses resultados mostram que o aumento na quantidade de radiação solar recebida implica no aumento da taxa de inativação de bactérias e na constante de decaimento bacteriano, confirmando resultados da literatura (Ubomba-Jaswa *et al.*, 2009, Boyle *et al.*, 2008, Botto & Motta, 2008b).

Botto & Motta (2008b) realizaram estudos de remoção de *E. coli* com concentrações iniciais na mesma ordem de grandeza (10^5 NMP/100mL) e condições de testes semelhantes a este experimento (suporte: telha de amianto, turbidez de 1 UNT, tempo de exposição solar: 6 horas e intensidade média de radiação solar de $650,6 \text{ W/m}^2$), porém com radiação máxima de $1016,0 \text{ W/m}^2$, obtendo uma constante de decaimento bacteriano de $0,31 \text{ h}^{-1}$.

De acordo com Wegelin *et al.* (1994), para temperaturas entre 20°C e 40°C é necessária uma incidência de 555 W.h.m^{-2} de radiação solar por um período de 5 horas para a inativação de 3 logs de *E. coli*, em amostras com turbidez menor que 30 UNT. A equação de regressão linear gerada pela análise estatística, ilustrada na Fig. 4.2, revelou que nas condições descritas por Wegelin *et al.* é possível inativar até 2,5 logs de *E. coli*. Para a inativação de 3 logs, com turbidez até 30 UNT, seria necessário uma incidência de $675,0 \text{ W.h/m}^2$ de radiação solar por um período de 6 horas, o que equivale a 4050 W/m^2 de radiação solar acumulada. Elevando-se a radiação solar acumulada para 7600 W/m^2 ($1266,6 \text{ W.h/m}^2$ por 06 horas), é possível obter 5 logs de inativação de *E. coli*.

Ubomba-Jaswa *et al.* (2009) concluíram em seus trabalhos que a dose letal para inativar 10^8 CFU/100mL e prevenir o recrescimento bacteriano é entre $600 - 700 \text{ W.h/m}^2$ de radiação global, de forma contínua e ininterrupta. Berney *et al.* (2006) observaram um significativo decréscimo nas funções celulares de cepas de *E. coli* expostas a intensidades de radiação solar acima de $530,0 \text{ W/m}^2$, por 6 horas, e nenhum recrescimento 5 dias após a irradiação solar. Ainda segundo Berney *et al.*, esses resultados indicam que as alterações no metabolismo celular causadas pela radiação UV são irreversíveis. Os autores ainda acrescentam que, bactérias que recebem $700-800 \text{ W/m}^2$ de radiação UV, por 6 horas, perdem

a impermeabilidade da membrana citoplasmática das células e a viabilidade celular dentro do intestino humano.

No presente trabalho não foi observado o recrescimento de *E. coli* em nenhum dos experimentos (batelada e contínuo); pelo contrário, foi observado aumento da inativação após o período de exposição à radiação UV. No trabalho de Ubomba-Jaswa *et al*, quando a dose letal (500–600 W.h/m²) foi alcançada sem interrupções, a inativação continuou ocorrendo, mesmo no período sem radiação solar incidente (até 5 horas de exposição), sugerindo que a radiação UV causa um *stress* na célula bacteriana. O recrescimento pode ocorrer se temperaturas acima de 50°C ou doses letais de radiação não forem alcançadas.

4.4.4 SODIS em fluxo contínuo

No experimento com o sistema em fluxo contínuo um fator limitante para uma melhor análise da desinfecção solar foi a baixa concentração inicial de *E. coli*, a qual permaneceu na faixa de 10² NMP/100ml no teste com TDH 18 horas e ausente no teste com TDH 24 horas (ver Apêndice B). No entanto, nos experimentos em batelada foi possível observar o potencial da desinfecção solar com concentrações mais elevadas de *E. coli* (na ordem de 10⁴ e 10⁶ NMP/100 mL).

Os experimentos com o SODIS em fluxo contínuo forneceram informações importantes em relação ao funcionamento do sistema com uma parte do tempo sem luz solar e em relação à ordem de exposição ao período C-Rad e S-Rad. A análise foi feita baseada nas concentrações de C. totais, já que as concentrações iniciais de *E. coli* estavam muito baixas.

Os resultados mostraram que com TDH de 18 horas a quantidade de radiação solar recebida é variável e depende do horário em que o efluente entra no reator de fluxo contínuo (Tabela 4.5). Com TDH de 24 horas, o efluente sempre fica exposto ao período com radiação significativa (C-Rad, entre 9:00 e 15:00) e recebe quantidades semelhantes de radiação solar acumulada (Tabelas 4.6). Para quantidades de radiação acumulada entre 3819,3 e 5013,0 W/m², a inativação de C. totais variou entre 1,5 e 2,2 unidades logarítmicas; a menor taxa de inativação (0,6 unidades log) foi observada quando o teste foi iniciado às 14:00 (T₀), terminando às 8:00 (T₁₈) do dia seguinte, onde a amostra recebeu, em média, 1386,0 W/m² de radiação solar, ficando exposta por apenas 01 hora ao período C-Rad.

Os resultados obtidos com o TDH de 18 horas estão dispostos na Fig. 4.3. Observa-se que a inativação de C. totais está fortemente relacionada com a quantidade de radiação solar recebida ($R^2 = 0,95$). Botto & Mota (2008b) em seus experimentos obtiveram correlação

linear perfeita ($R^2 = 1$) entre a taxa de decaimento bacteriano e a intensidade de radiação solar.

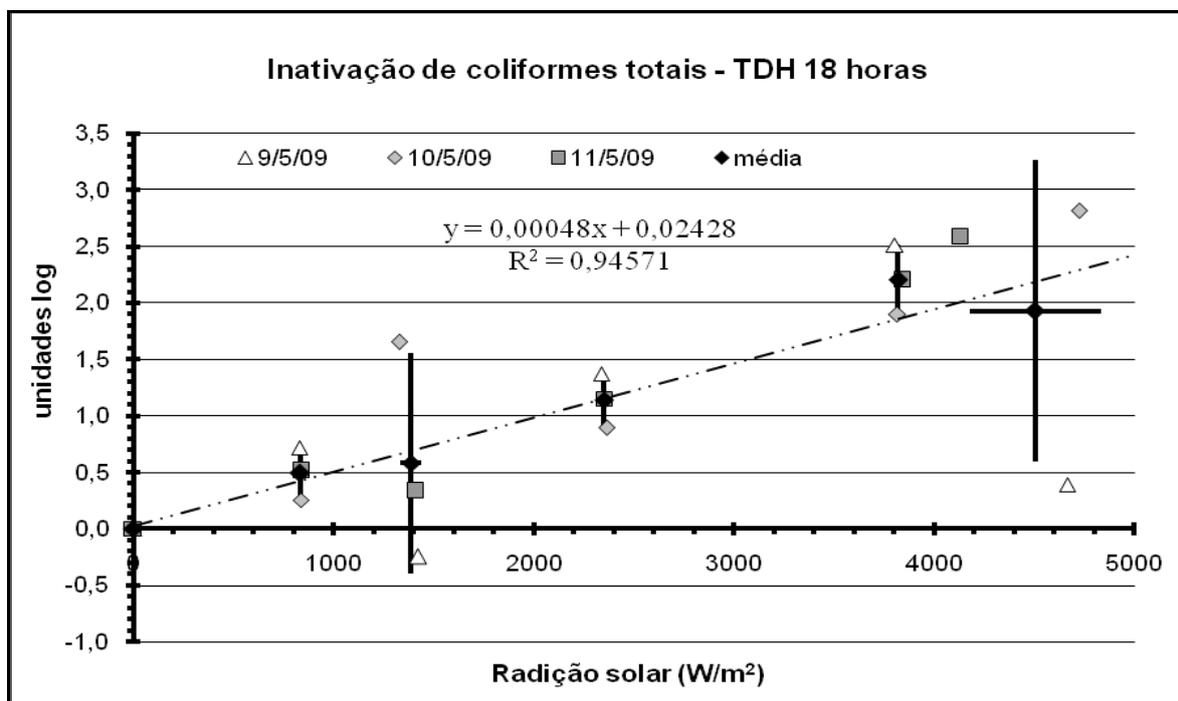


Figura 4.3. Inativação de coliformes totais no sistema de fluxo contínuo (TDH 18 horas) em relação à quantidade de radiação solar recebida.

No experimento com TDH de 24 horas (Tabela 4.6), somente no teste com T_0 às 09:00 e T_{24} às 09:00 do dia seguinte não foi observada completa inativação de coliformes totais. Esse resultado pode ser explicado pela influência da ordem de exposição aos períodos C-Rad e S-Rad. Neste ensaio, o período C-Rad (06 horas) é seguido pelo período S-Rad (18 horas). Nos outros ensaios (T_0 às 12:00 e T_0 às 15:00), o período S-Rad é seguido por 3 e 6 horas de exposição solar, respectivamente. Nesses casos, a incidência de radiação solar parece amenizar os efeitos do período S-Rad.

Foram detectadas algumas falhas no protótipo como vazamentos entre as conexões das garrafas PET, causando a formação de bolhas de ar no sistema. A cola utilizada não foi eficiente na vedação, principalmente quando em contato com a tampa da garrafa PET. No mercado nacional ainda não existem conexões e colas específicas para garrafas do tipo PET, o que dificultou a confecção de um protótipo mais robusto. A vazão durante os testes era aferida diariamente, mas observou-se que com o passar dos dias a vazão não se mantinha, necessitando controle constante. Além desses fatores, houve crescimento de algas após um mês de operação do sistema (Fig. 4.4) causando entupimentos nas válvulas e interferindo no controle da vazão.

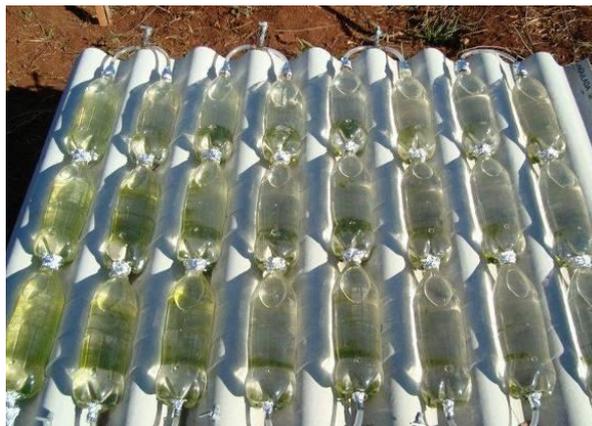


Figura 4.4 – Proliferação de algas no sistema SODIS em fluxo contínuo.

4.5. Conclusões

- Os resultados de concentração de *E.coli* (Tabelas 4.3 a 4.5) mostram que para as amostras com turbidez inicial abaixo de 100 UNT (EXP 1-E3, EXP 2-E1, EXP 2-E1_H e EXP 2-E3 e SODIS em fluxo contínuo) a água cinza poderia ser utilizada para irrigação irrestrita após 24 horas de exposição solar, atingindo concentrações abaixo de 10³ NMP/100mL.
- A inativação total de *E. coli*, possibilitando o reuso em descarga sanitária e lavagem de roupas e veículos (água de reuso classe 1 do manual de Conservação e Reuso de Água da FIESP) foi obtida nas amostras do experimento em fluxo contínuo, com turbidez em torno de 1 UNT, concentrações iniciais de *E. coli* ≤ 10³ NMP/100mL, exceto nas amostras que ficaram expostas ao período C-Rad por apenas uma hora (T₀ às 14:00 e T₁₈ às 08:00).
- Uma forma de se aumentar a eficiência do método é acrescentar ao SODIS um dispositivo de incremento de temperatura, para que a água alcance temperaturas superiores a 50°C por um período de, pelo menos, 05 horas.
- A remoção de coliformes termotolerantes no sistema SODIS não ocorre somente pela ação da radiação solar e temperatura. Durante o tempo de exposição solar ocorre também a remoção de coliformes por decantação.
- O sistema em fluxo contínuo pode viabilizar o reuso da água cinza na residência, pois possibilita o tratamento de maiores volumes de água. No entanto, o protótipo desenvolvido com as garrafas PET não se mostrou, no momento, uma alternativa viável.
- O TDH de 24 horas é mais adequado que o TDH de 18 horas, pois o efluente sempre fica exposto ao sol no período de maior incidência de radiação solar (09:00 às 15:00). No entanto, o grande período em que o efluente não fica exposto às condições favoráveis de

calor e radiação (S-Rad) pode representar um sério entrave para a segurança do método, principalmente em dias nublados. Uma possível solução seria a utilização de um mecanismo que permitisse o funcionamento do sistema somente durante o dia, excluindo os efeitos do período noturno, ou aumentar o TDH para 48 horas.

Agradecimentos

Ao Laboratório de Doenças Infecciosas da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia/UFMS pela gentil doação de cepas de *E. coli*.

À *International Foundation for Science* – IFS, pelo financiamento da pesquisa (concessão n° W/4130-1).

5. Conclusões e Recomendações

O objetivo principal deste estudo foi avaliar a utilização da desinfecção solar no pós-tratamento da água cinza. Foram levados em consideração as características da água cinza, o tratamento do efluente, os requisitos de qualidade exigidos para se fazer uso da desinfecção solar e padrões de reuso para água não-potável.

O capítulo 2 abordou as características da água cinza produzida na residência onde o projeto foi instalado. Os resultados deste capítulo e as informações da literatura mostram que o perfil da produção de água cinza é muito variado, tanto entre diferentes localidades, quanto entre residências de mesma classe social, e até mesmo na própria residência. Observou-se também que as diferentes metodologias utilizadas na caracterização da água cinza são consequência dos objetivos de cada trabalho ou projeto e das condições locais. Portanto, é preciso ponderar a utilização de valores de consumo disponíveis na literatura, pois podem não representar a realidade da residência e comprometer o dimensionamento de sistemas de tratamento ou disposição final. Além disso, o conhecimento das produções específicas de água cinza é de grande importância para se definir onde priorizar as ações de conservação de água e reuso no âmbito das residências.

Em termos qualitativos, observou-se que a água cinza pode apresentar concentrações elevadas de matéria orgânica (DQO e DBO) e coliformes, semelhante aos valores esperados para esgoto doméstico bruto. Na residência em estudo, o uso de ralo para pia da cozinha e a retirada de restos de comida dos pratos e panelas antes da lavagem não era procedimentos habituais, em que pese os esforços do grupo de pesquisa para a mudança desses hábitos. Esse tipo de comportamento contribuiu para as elevadas cargas de matéria orgânica observadas, resultando em entupimento da tubulação de distribuição de efluente e colmatção da faixa de brita na zona de entrada do CW-FH. Esse comportamento também exigiu a limpeza freqüente da caixa de gordura (1 - 2 vezes por mês) e tanque de sedimentação, além da manutenção do sistema como um todo, o que não é desejável no dia-a-dia de uma residência.

Os *wetlands* construídos são sistemas naturais de tratamento de esgoto que se baseiam na simbiose biológica entre macrófitas e microrganismos e na integridade dessas comunidades é de fundamental importância para a eficiência do tratamento. Dessa forma, esses sistemas exigem cuidados como poda das plantas, uso de ralos nas pias (para diminuir a quantidade de restos de comida, fios de cabelo e fiapos de roupas no efluente), limpeza regular da caixa de gordura e restrição ao uso de produtos à base de cloro (prejudicial à comunidade de microrganismos).

Para a implementação do saneamento ecológico nas residências é imprescindível que primeiramente seja trabalhado a conscientização ambiental dos usuários dos sistemas de tratamento e reuso de efluente doméstico, levando-os a entender a importância e os benefícios desses sistemas. A aceitação e a mudança de hábitos dos moradores são peças-chave para o sucesso dessa nova forma de lidar com o esgoto doméstico. Pode-se dizer que este foi o principal obstáculo no decorrer desta pesquisa.

Os resultados apresentados no Capítulo 3 mostraram que, a despeito dos hábitos dos moradores e das características da água cinza produzida (picos de vazão e elevada concentração de sólidos suspensos e matéria orgânica), o sistema híbrido de *wetlands* construídos foi eficiente na remoção dos principais parâmetros de qualidade de água (SST, turbidez, DBO, DQO), fornecendo um efluente com grande potencial para o reuso doméstico e com as características necessárias para a utilização da desinfecção solar no pós-tratamento (baixa turbidez e baixa concentração de matéria orgânica e nutrientes).

Embora baixa, no entanto, a presença de nutrientes, aliada à oferta de luz e temperatura adequada, possibilitou o crescimento de algas no reator em fluxo contínuo. As algas não representam necessariamente um prejuízo à qualidade do efluente final e tampouco são mencionadas nos padrões de reuso; no entanto, o acúmulo de biofilme pode diminuir a penetração da radiação solar e causar entupimento em válvulas e tubulações, o que de fato ocorreu no protótipo do reator contínuo.

Os principais nutrientes responsáveis pelo crescimento de algas são o fósforo e nitrogênio. A remoção de fósforo pode ser feita através de medidas preventivas, restringindo o uso de produtos como detergentes e sabões que contenham fósforo, ou através de medidas corretivas, com a precipitação do fósforo após adição de sulfato de alumínio, cloreto férrico ou cal (Von Sperling, 2005). A remoção do nitrogênio remanescente, na forma de nitrato, pode ser feita acrescentando uma pequena unidade de CW-FH como último estágio do tratamento, a fim de criar zonas anóxicas e permitindo, assim, a desnitrificação do efluente, (Von Sperling, 2005). No entanto, deve-se lembrar que nem sempre é desejada a remoção de nutrientes, pois no caso de reuso do efluente tratado para irrigação, pode ser interessante a preservação desses elementos.

De acordo com as diretrizes da Organização Mundial de Saúde, a água cinza tratada pelo sistema híbrido de *wetlands* construídos (CW-FH – CW-FV) poderia ser utilizada para irrigação restrita (culturas não ingeridas cruas, áreas verdes sem contato direto com o público), atividade na qual é recomendada a concentração de *E. coli* abaixo de 10^5 NMP/100mL. Para atividades de reuso mais nobres (irrigação irrestrita, descarga sanitária

e lavagem de roupas), cujos padrões de qualidade requerida são mais restritivos, métodos de desinfecção devem ser utilizados.

No capítulo 4, os resultados com o protótipo do sistema de desinfecção solar em fluxo contínuo e com os experimentos em batelada mostram que a desinfecção solar pode ser uma tecnologia viável para a desinfecção da água cinza tratada, visando o reuso mais nobre e mais seguro. A baixa concentração de *E. coli* no efluente tratado, nos dias dos experimentos com o sistema em fluxo contínuo, dificultou a análise da eficiência do método em concentrações mais elevadas (e mais comuns) de *E. coli*. No entanto, os testes realizados em batelada, com concentrações iniciais de *E. coli* na ordem de 10^4 - 10^6 NMP/100mL revelaram o potencial de desinfecção do método SODIS.

A utilização da desinfecção solar após o tratamento aumenta as possibilidades para reuso da água cinza. Os resultados mostraram que nas amostras com baixa turbidez (~1 UNT) e concentração inicial de *E. coli* abaixo de 10^2 NMP/100mL, é possível obter inativação total, possibilitando o reuso da água cinza em descargas sanitárias e lavagem de roupas, de acordo com as recomendações da FIESP. Em amostras com concentrações iniciais de *E. coli* abaixo de 10^7 NMP/100 e turbidez até 88 UNT, a utilização da desinfecção solar possibilitaria o reuso da água cinza em irrigação irrestrita, de acordo com a Organização Mundial de Saúde, que recomenda valores abaixo de 10^3 NMP/100mL.

A análise estatística dos resultados com os experimentos em batelada revelou também que a inativação de *E. coli* é possível em amostras de água com turbidez mais elevadas. Com $4499,2 \text{ W/m}^2$ de radiação solar recebida (o que equivale a uma dose de $749,8 \text{ W.h/m}^2$ por um período de 6 horas) é possível alcançar 4 logs de inativação de *E. coli* em amostras com turbidez até 108 UNT.

O sistema de desinfecção em fluxo contínuo mostrou-se uma alternativa viável para o reuso da água cinza, pois permite o tratamento de volumes maiores de água. No entanto, o protótipo da maneira como foi idealizado não se demonstrou viável para utilização em escala real. Foram enfrentadas muitas dificuldades com a montagem e manutenção do protótipo, principalmente em relação à vedação, já que ainda não existem no mercado colas e conexões específicas para o material do tipo PET.

Recomendam-se estudos mais detalhados com o reator em fluxo contínuo, nos seguintes aspectos: concentrações iniciais de *E. coli* mais elevadas, controle do crescimento de algas e otimização do sistema, com o desenvolvimento de reatores mais robustos e viáveis, a fim de evitar problemas operacionais. Recomendam-se, também, estudos em relação ao papel da decantação na eficiência de inativação de bactérias no sistema SODIS.

6. Referências Bibliográficas

- Acra, A., Raffoul, Z., Karahagopian, Y., 1984. Solar disinfection of drinking water and oral rehydration solution- guidelines for households application in developing countries. Department of Environmental Health, American University of Beirut.
- Al-Jayyousi, O. R., 2003. Greywater reuse: towards sustainable water management. *Desalination*, 156, 181-192.
- 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.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT, 1997. NBR 13969: Tanques sépticos: Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos, Projeto: construção e operação. Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- APHA, 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21^a ed., American Public Health Association, Washington, D.C.
- Bazzarella, B. B., Dias, G. B., Mattos, C. A., Wigner, P. L., Gonçalves, R. F., 2005. Caracterização e tratamento de águas servidas de origem residencial (águas cinzas) com vistas para reuso. In: 23^o Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais do 23^o Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental, CD-rom.
- Bazzarella, B. B., Gonçalves, R. F., 2006. Monitoramento da produção e da demanda de água cinza em uma edificação educacional com vistas ao reuso. VIII Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais do VIII Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.
- Berney, M., Weilenmann, H. U., Egli, T., 2006. Flow-cytometric study of vital cellular functions in *Escherichia coli* during solar disinfection (SODIS), *Microbiology*, 152, 1719–1729.
- Botto, M. P., Mota, F. S. B., 2008. Avaliação da eficiência de inativação de coliformes termotolerantes no processo em batelada de desinfecção solar, SODIS, sobre diferentes superfícies de exposição. XIII SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.
- Botto, M. P., Mota, F. S. B., 2008b. Influência de parâmetros físicos na inativação de coliformes termotolerantes através da desinfecção solar, SODIS. XIII SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.

- Boyle, M., Sichel, C., Fernandez-Ibanez, P., Arias-Quiroz, G. B., Iriarte-Puna, M., Mercado, A., Ubomba-Jaswa, E., McGuigan, K. G., 2008. Bactericidal Effect of Solar Water Disinfection under Real Sunlight Conditions. *Applied and Environmental Microbiology*, 74(10), 2997–3001.
- Braile, P. M., Cavalcanti, J. E. W. A., 1993. Manual de tratamento de águas residuárias. CETESB, São Paulo.
- Brix, H., Arias, C., Johansen, N.H., 2003. Experiments in a two-stage constructed wetland system: nitrification capacity and effects of recycling on nitrogen removal. In: J. Vymazal, Editor, *Wetlands: Nutrients, Metals and Mass Cycling*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp 237–258.
- Cooper, P. F., 1999. A review of the design and performance of vertical flow and hybrid reed bed treatment systems. *Water Science & Technology*, 4(3), 1-9.
- 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.
- Davies C. M, Roser D. J., Feitz A. J. and Ashbolt, N. J.(2009). Solar radiation disinfection of drinking water at temperate latitudes: inactivation rates for an optimised reactor configuration. *Water Research*, 43, 643-652.
- Del Porto, D., Steinfeld, C., 2000. What about Graywater, *The composting toilet system book*. The Center for Ecological Pollution Prevention (CEPP), Concord, Massachusetts, pp.167-193.
- De Mattos, L. I., Shiraishi, K. A., Braz, A. D., Fernandes, J. R., 2002. Peróxido de Hidrogênio: Importância de Determinação. *Química Nova*, São Paulo, 26(3), 373-380.
- Dejung, S., Fuentes, I., Almanza, G., Harro, R, Navarro, L., Arias, G., Urquieta, E., Torrico, A., Fernandez, W., Iriarte, M., Birrer, C., Stahek, W. A., Wegelin, M. 2007. Effect of solar water disinfection (SODIS) on model microorganisms under improved and field SODIS conditions. *Journal of Water Supply and Technology – AQUA*, 56(4), 245-256.
- Duffy, E. F., Al Touati, F., Kehoe, S. C., McLoughlin, O. A., Gill, L. W., Gernjak, W., Oller, I., Maldonado, M. I., Malato, S., Cassidy, J., Reed, R. H., McGuigan, K. G., 2004. A novel TiO₂-assisted solar photocatalytic batch-process disinfection reactor for the treatment of biological and chemical contaminants in domestic drinking water in developing countries. *Solar energy*, 77(5), 649-655.
- Elmitwalli, T.A., Otterpohl, R., 2007. Anaerobic biodegradability and treatment of grey water in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. *Water Res.*, 41, 1379-1387.

- Eriksson, E., Auffarh, K., Henze, M., Ledin, A., 2002. Characteristics of grey wastewater. *Urban Water*, 4, 85-104.
- Esteves, F. A., 1998. *Fundamentos de Limnologia*. 2 ed., Interciência, Rio de Janeiro.
- Fenner, R. A., Komvuschara, K., 2005. A new kinetic model for ultraviolet disinfection of greywater, *Journal of Env. Eng.*, 850, 131:136.
- Ferreira, I. V. L.; Daniel, L. A. 2004. Fotocatálise heterogênea com TiO₂ aplicada ao tratamento de esgoto sanitário secundário. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 9(4), 335-342.
- FIESP, 2005. *Conservação e reúso de água em edificações*. Prol Editora Gráfica, São Paulo.
- Filho, J. D. 2004. *Saneamento Ambiental: doença, saúde e o saneamento da água*. Editora UFS, São Cristóvão.
- Fiori, S., Fernandes, V. M. C., Pizzo, H., 2006. Avaliação qualitativa e quantitativa do reúso de águas cinzas em edificações. *Ambiente Construído*, 6(1), 19-30.
- Fisher., M. B., Keenan, C. R., Nelson, K. L., Voelker, B. M., 2008. Speeding up solar disinfection (SODIS): effects of hydrogen peroxide, temperature, pH, and copper plus ascorbate on the photoinactivation of *E. Coli*. *Journal of Water and Health*, 6(1), 35-51.
- Friedler, E., 2004. Quality of individual domestic greywater streams and its implication for on-site treatment and reuse possibilities. *Environmental Technology*, 25, 997-1008.
- 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.
- Gonçalves, R. F. (Coord.), 2003. *Desinfecção de efluentes sanitários*. Programa de Pesquisas em Saneamento Básico – PROSAB, ABES, São Carlos.
- Gonçalves, R. C. (Coord.), 2006. *Uso racional de água em edificações*. Programa de Pesquisas em Saneamento Básico – PROSAB, ABES, São Carlos.
- Gilboa, Y., Friedler, E., 2008. UV disinfection of RBC-treated light greywater effluent: kinetics, survival and regrowth of selected microorganisms. *Water Research*, 42(4-5), 1043-1050.
- Gomez-Couso, H., Fontan-Sanz1, M, Sichel, C., Fernandez-Ibanez, P., Ares-Mazas, E, 2009. Efficacy of the solar water disinfection method in turbid waters experimentally contaminated with *Cryptosporidium parvum* oocysts under real field conditions. *Tropical Medicine and International Health*, 14(6), 620–627.

- 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, 916-923.
- Gulyas, H., 2007. Greywater reuse: concepts, benefits, risks and treatment technologies. International Conference on Sustainable Sanitation, "Water and Food Security for Latin America", Fortaleza, Ceará, Brazil.
- Hermida, F. M., Castro-Hermida, J. A., Ares-Mazas, E., Kehoe, S. C., McGuigan, K.G., 2005. Effect of batch-process solar disinfection on survival of *Cryptosporidium parvum* oocysts in drinking water. *Applied and Environmental microbiology*, 71(3),1653-1654.
- 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. Greywater characterisation and its impact on the selection and operation of technologies for urban reuse. *Water Science Tech.*, 50(2), 157-164.
- Jordão, E.P., Pessoa, C.A., 1995. Tratamento de Esgotos Domésticos. 4ª Ed., ABES, Rio de Janeiro.
- Joyce, T. M., McGuigan, K. G., Elmore-Meegan, M., Conroy, R. M. 1995. Inactivation of Fecal Bacteria in Drinking Water by Solar Heating. *Applied and Environmental Microbiology*, 62(2), 399-402.
- Kadlec, R. H., Wallace, S. D., 2009. Treatment wetlands, 2ª ed., Taylor and Francis Group, Boca Raton, USA.
- Kehoe, S.C., Joyce, T.M., Ibrahim, P., Gillespie, J.B., Shahar, R.A., Mcguigan, K.G., 2001. Effect of agitation, turbidity, aluminum foil reflectors and container volume on the inactivation efficiency of batch-process solar disinfectors. *Water Res.*, 35(4), 1061-1065.
- Laber J., Haberl, R., Langergraber, G., 2003. Treatment of hospital wastewater with a 2-stage constructed wetland system. In: *Achievements and Prospects of Phytoremediation in Europe*, University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Vienna, Austria, p. 85 (*book of abstracts*).
- Lamine, M., Bousselmi, L., Ghrabi, A., 2007. Biological treatment of grey water using sequencing batch reactor. *Desalination*, 215, 127-132.
- Lapoli, F. R., dos Santos, L. F., Hassemer, M. E. N., Aisse, M. M., Piveli, R. P., 2003. Desinfecção de efluentes sanitários por meio da ozonização. Desinfecção de efluentes sanitários, Programa de Pesquisas em Saneamento Básico – PROSAB, ABES, São Carlos.

- Leal, L.H., Zeeman, G., Temmink, H., Buisman, C., 2007. Characterization and biological treatment of greywater. In: IWA Advanced Sanitation Congress, Aachen. Proceeding of the IWA Advanced Sanitation Congress, CD-rom.
- Ledin, A., Eriksson, E., Henze, M., 2001. Aspects of groundwater recharge using grey wastewater. In: Decentralised Sanitation and Reuse: Concepts, systems and implementation, London/UK: IWA Publishing, pp 354-369.
- Lesjean, B., 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.
- Li, F., Wichmann, K., Gajurel, D.R., Otterpohl, R., 2007. Grey Water Treatment For Safe Artificial Groundwater Recharge. In: International Conference on Sustainable Sanitation, "Water and Food Security for Latin America", Fortaleza, Ceará, Brazil.
- Li, F., Gulyas, H., Wichmann, K. and Otterpohl, R., 2009. Treatment of household grey water with a UF membrane filtration system, *Desalination and Water Treatment*, *in press*.
- Meyer, V., Reed, R.H., 2001. SOLAIR disinfection of coliform bacteria in hand-rawn drinking water. *Water SA.*, 27(1), 47-54.
- Morel A., 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, Dübendorf, Switzerland.
- Muñoz, P., Drizo, A., Hession, W. C., 2006. Flow patterns of daily wastewater constructed wetlands in a cold climate. *Water Research*, 40, 3209-3218.
- 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.
- 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.
- NswHealth, 2002. Greywater reuse in Sewered single domestic premises. Disponível em: <http://www.health.nsw.gov.au>.

- Oates, P., Shanahan, P., Polz, M., 2003. Solar disinfection (SODIS): Simulation of solar radiation for global assessment and application for point-of-use water treatment in Haiti. *Water Research*, 37(1), 47–54.
- Otterpohl, R.U., 2001. Black, brown, yellow, grey - the new colors of sanitation. *Water*, 21, 37-41.
- Otterpohl, R.U., 2002. Innovative technologies for decentralised wastewater management in urban and peri-urban areas. Keynote presentation at IWA, Istanbul.
- Ottosson, J., Stenstroem, T.A., 2003. Faecal contamination of greywater and associated microbial risks. *Water Research*, 37, 645-655.
- 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.
- Paulo, P. L., Begosso, L., Pansonato, N., Shrestha, R. R., Boncz, M. A., 2009. Design and configuration criteria for wetland systems treating greywater. *Water Science & Technology- WST*, 60(8), 2001-2007.
- Peters, M. R., Darela, C. P., Pascal, J. A., Sezerino, P. H., Philippi, L. S., 2006. Quantificação e caracterização de águas cinzas para reúso doméstico. In: V Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental, Anais do Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental, CD-rom.
- Philippi, L. S. e Sezerino, P. H., 2004. Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas. 1st Ed., Editora do Autor, Florianópolis.
- Philippi, L. S., Sezerino, P. H., Peters, M. R., Lapolli, F. R., 2005. Reuso combinado de águas cinzas (Greywater) e água de chuva em uma unidade residencial. In: 23^o Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais do 23^o Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental, CD-rom.
- Platzer, C. H. R., Mauch, K., 1997. Soil Clogging in Vertical-flow Reed Beds - Mechanisms, Parameters, Consequences and Solutions?. *Water Science Technology*, 35(5), 175-181.
- Platzer, C., Hoffmann, H., Cárdua, W., 2007. O *wetland* como componente de ecosan – experiências com o uso e dimensionamento no clima subtropical. In: International Conference on Sustainable Sanitation – Food and Water Security for Latin America, Fortaleza, Ceará, Brasil.
- Rainey, R.C., Harding, A. K., 2005. Acceptability of solar disinfection of drinking water treatment in Kathmandu Valley, Nepal. *International Journal of Environmental health research*, 15(5), 361-372.

- Rebouças, T.C., Bianchi G., Gonçalves, R.F., 2007. Caracterização de águas residuárias de origem residencial. In: International Conference on Sustainable Sanitation, "Water and Food Security for Latin America", Fortaleza, Ceará, Brazil.
- Ridderstolpe, P., 2004. Introduction to Greywater Management. EcoSan Publication series, Ecosanres Programme and Stockholm Environment Institute (SEI), Report 2004-4.
- Rocha, A. L., Barreto, D., Ioshimoto, E. 1999. Caracterização e monitoramento do consumo predial de água. Programa Nacional de combate ao desperdício de água – PNCDA, DTA-A1, Ministério do Planejamento e Orçamento, Brasília.
- Rousseau D. P. L., Vanrolleghem P.A., Pauw, N., 2004. Constructed wetlands in Flanders: a performance analysis. *Ecological Engineering* 23(3), 151-163.
- SANDEC, 2006. Water and Sanitation in Developing Countries, Eawag - Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Report No 14/06.
- Santos, D. C., 2002. Os sistemas prediais e a promoção da sustentabilidade ambiental. *Ambiente Construído*, 2(4), 7-18.
- Shutes, R.B.E., 2001. Artificial wetlands and water quality improvement. *Environmental International* 26, 441-447.
- Silva, M. J. M., 2005. Desinfecção de água utilizando energia solar (SODIS): Inativação e recrescimento bacteriano. Dissertação de Mestrado - UNICAMP, 68p.
- SODIS, 2003. Disponível em: <http://www.sodis.ch>.
- Sommer, B., Mariño, A., Solarte, Y., Salas, M. L., Dierolf, C., Valiente, C., Mora, D., Rechsteiner, R., Setter, P., Wirojanagud, W., Alarmed, H., Al-Hassan, A., Wegelin, M., 1997. SODIS - an emerging water treatment process. *Journal of Water Supply: Research and Technology - Aqua*, 46(3), 27 – 137.
- 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. CETESB, São Paulo.
- Travis, M. J., Weisbrod, N., Gross, A., 2008. Accumulation of oil and grease in soils irrigated with greywater and their potencial role in soil water repellency. *Science of the Total Environment*, 394, 68-74.
- Tuszyńska, A., Obarska-Pempkowiak, H., 2008. Dependence between quality and removal effectiveness of organic matter in hybrid constructed wetlands. *Bioresource Technology*, 99, 6010–6016.
- Ubomba-Jaswa, E., Navntoft, C., Polo-López, I. M., Fernandez-Ibáñez, P., McGuigan, K. G., 2009. Solar disinfection of drinking water (SODIS): an investigation of the effect of UV-

- A dose on inactivation efficiency. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 8(5), 569–740.
- Vymazal, J., 2005. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 25(5), 478-490.
- Von Sperling, M., 2005. *Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias*, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, Belo Horizonte.
- Zabrocki, L., Santos, D. C., 2005. Caracterização da água cinza em edifícios residenciais. In: 23° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais do 23° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, CD-rom.
- Zanella, L., Nour, E. A. A., Camargo, S. A. R., 2007. *Wetland*-construída vegetada com *Zantedeschia aethiopica* como pós-tratamento de esgotos: resultados preliminares. In: International Conference on Sustainable Sanitation – Food and Water Security for Latin America, Fortaleza, Ceará, Brasil.
- Walker D. C., Len, S.V, Sheehan B., 2004. Development and evaluation of a reflective solar disinfection pouch for treatment of drinking water. *Applied and environmental microbiology*. 70(4), 2545-2550.
- Wegelin, M., Canonica, S., Mechsner, Alder, A. C., Marazuela, D., Suter, M. J. F., Bucheli, T. D., Haefliger, O. P, Zenobi., R., McGuigan, K. G., Kelly, M. T, Ibrahim, P., Larroque, M., 2000. Does sunlight change the material and content of polyethylene terephthalate (PET) bottles? *Journal of Water Supply: Research and Technology – Aqua*, 30(1), 147-152.
- Wegelin, M., Canonica, S., Mechsner, K., Fleishmann, T., Pesaro, F., Metzler, A., 1994. Solar water disinfection: scope of the process and analysis of radiation experiments. *Journal of Water Supply: Research and Technology – Aqua*, 43(3), 154-159.
- WHO (World Health Organization), 2006. *Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Excreta and greywater use in agriculture*, Geneva 4.
- Winblad, U., Simpson-Hébert, M., 2004. *Ecological Sanitation - revised and enlarged edition*. Stockholm Environment Institute - SEI, Stockholm.
- Winn, W. C., Koneman, E. W., 2008. *Diagnóstico Microbiológico: Texto e atlas colorido*, 6ª ed., Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.
- 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.

APÊNDICES

APÊNDICE A

Dados climatológicos nos dias de realização dos experimentos de desinfecção solar

Tabela A - Temperatura do ar e radiação solar global durante o primeiro experimento em batelada.

horário	26/07/08		27/07/08	
	temperatura do ar (°C)	radiação solar global (W/m ²)	temperatura do ar (°C)	radiação solar global (W/m ²)
08:00	20,8	198,1	21,9	191,4
09:00	23,1	401,9	24,6	383,1
10:00	25,1	560,8	27,3	565,3
11:00	27,2	671,1	29,6	678,3
12:00	28,9	723,3	31,2	767,5
13:00	30,0	705,8	31,0	482,8
14:00	30,8	586,1	31,3	533,1
15:00	30,4	409,4	31,5	500,3
16:00	30,4	243,3	31,1	308,9
17:00	28,6	109,4	29,4	108,1
MÉDIA*	27,9	579,8	29,5	558,6

* média do período entre 09:00 - 15:00

Tabela B - Temperatura do ar e radiação solar durante o experimento com TDH 18 horas

horário	09/05/09		10/05/09		11/05/09	
	temperatura do ar (°C)	radiação solar global (W/m ²)	temperatura do ar (°C)	radiação solar global (W/m ²)	temperatura do ar (°C)	radiação solar global (W/m ²)
08:00	23,5	255,7	23,6	251,1	25,3	251,8
09:00	26,4	420,3	27,5	436,7	28,0	433,9
10:00	27,8	615,0	29,6	596,9	29,3	599,7
11:00	28,8	715,3	30,1	705,0	30,3	699,7
12:00	29,6	663,3	30,9	746,1	31,1	730,0
13:00	30,2	716,7	31,0	656,1	31,5	703,6
14:00	30,5	556,7	31,3	563,9	31,6	561,9
15:00	30,4	444,4	31,0	380,3	31,3	451,1
16:00	30,2	286,7	31,2	273,7	30,9	258,4
17:00	28,9	85,3	29,7	80,3	29,8	85,8
MÉDIA*	29,1	590,2	30,2	583,6	30,4	597,1

* média do período entre 09:00 - 15:00

Tabela C - Temperatura do ar e radiação solar global durante o experimento com TDH 24 horas

hora	16/05/09		17/05/09	
	temperatura do ar (°C)	radiação solar global (W/m ²)	temperatura do ar (°C)	radiação solar global (W/m ²)
08:00	12,1	260,1	19,3	250,8
09:00	14,6	454,2	22,0	439,4
10:00	17,1	616,1	24,2	600,6
11:00	19,2	716,9	25,9	697,8
12:00	21,2	747,2	27,3	726,1
13:00	22,4	725,0	28,0	703,3
14:00	23,3	599,2	28,9	561,7
15:00	23,7	487,5	29,2	468,3
16:00	23,4	287,5	28,9	280,6
17:00	21,3	82,5	27,3	79,0
MÉDIA*	20,2	620,9	26,5	599,6

* média do período entre 09:00 - 15:00

Tabela D - Temperatura do ar e radiação solar global durante o segundo experimento em batelada.

horário	12/08/09		13/08/09	
	temperatura do ar (°C)	radiação solar global (W/m ²)	temperatura do ar (°C)	radiação solar global (W/m ²)
08:00	15,6	271,9	22,5	238,1
09:00	11,0	478,9	25,0	439,2
10:00	21,9	647,8	27,3	606,7
11:00	24,8	745,8	29,5	705,6
12:00	26,9	761,1	31,4	725,0
13:00	28,4	712,8	31,7	540,3
14:00	29,2	626,7	31,9	569,2
15:00	29,4	526,1	32,6	539,2
16:00	29,3	359,4	32,4	366,4
17:00	28,2	141,8	31,1	138,9
MÉDIA*	24,5	642,7	29,9	589,3

* média do período entre 09:00 - 15:00

APÊNDICE B

Resultados dos parâmetros analisados nas amostras dos experimentos com desinfecção solar

Tabela A - Parâmetros físicos e microbiológicos das amostras no primeiro experimento em batelada.

data e horário das amostras	tempo (hs)	amostra	C. Totais ^a	C. totais log ₁₀	<i>E. coli</i> ^a	<i>E. coli</i> log ₁₀	Redução <i>E. coli</i> %	Radição acumulada W/m ²	Temp °C	Turb UNT
26/07/2008 09:00	0	E1	8,9E+06	6,9	5,8E+05	5,8	0,00	0	24	213,0
26/07/2008 10:00	1	E1	6,4E+08	8,8	3,7E+05	5,6	36,33	402	32	195,3
26/07/2008 12:00	3	E1	Erro	-	2,8E+05	5,4	52,42	1634	38	188,3
26/07/2008 15:00	6	E1	1,2E+07	7,1	2,3E+05	5,4	60,55	3649	30	182,0
27/07/2008 09:00	24	E1	4,6E+07	7,7	5,3E+04	4,7	90,85	4647	26	175,0
26/07/2008 09:00	0	E2	6,5E+07	7,8	8,0E+04	4,9	0,00	0	23	196,3
26/07/2008 10:00	1	E2	Erro	-	6,9E+04	4,8	14,13	402	32	189,3
26/07/2008 12:00	3	E2	Erro	-	6,3E+04	4,8	21,88	1634	39	176,0
26/07/2008 15:00	6	E2	Erro	-	3,1E+03	3,5	96,11	3649	41	173,7
27/07/2008 09:00	24	E2	1,8E+05	5,3	3,2E+03	3,5	95,95	4647	26	163,0
26/07/2008 09:00	0	E3	8,2E+06	6,9	2,0E+04	4,3	0,00	0	22	21,4
26/07/2008 10:00	1	E3	Erro	-	4,6E+02	2,7	97,74	402	32	19,3
26/07/2008 12:00	3	E3	Erro	-	5,6E+02	2,7	97,26	1634	38	17,9
26/07/2008 15:00	6	E3	2,6E+04	4,4	2,0E+02	2,5	99,01	3649	41	17,2
27/07/2008 09:00	24	E3	Erro	-	1,5E+02	2,2	99,27	4647	26	13,2

^a C. totais e *E. coli* são dados em NMP/100mL.

Tabela B - Parâmetros físicos e microbiológicos das amostras no experimento com TDH 18 horas.

data e horário das amostras	tempo (hs)	C. Totais ^a	C. totais Log ₁₀	Redução C. totais %	<i>E. coli</i> ^a	<i>E. coli</i> log ₁₀	Redução <i>E. coli</i> %	Radição acumulada W/m ²	Temp °C	Turb UNT
09/05/2009 08:00	0,00	5,2E+03	3,7	0,00	4,1E+02	2,6	0,0	0	29	1,9
09/05/2009 10:15	2,25	1,0E+03	3,0	80,77	3,1E+01	1,5	92,4	830	35	2,1
09/05/2009 12:30	4,50	2,2E+02	2,3	95,77	0,0E+00	0	100,0	2338	40	2,7
09/05/2009 14:45	6,75	1,6E+01	1,2	99,69	0,0E+00	0	100,0	3804	41	1,5
09/05/2009 14:00	0,00	3,0E+02	2,5	0,00	1,0E+02	2,0	0,0	0	30	1,5
10/05/2009 08:00	18,00	5,3E+02	2,7	-76,67	3,7E+01	1,6	63,5	1424	21	1,8
09/05/2009 23:00	0,00	1,6E+03	3,2	0,00	9,9E+01	2,0	0,0	0	31	2,4
10/05/2009 17:00	18,00	6,5E+02	2,8	59,38	0,0E+00	0	100	4665	37	1,6
10/05/2009 08:00	0,00	8,6E+02	2,9	0,00	9,9E+01	2,0	0,0	0	21	1,5
10/05/2009 10:15	2,25	4,8E+02	2,7	44,19	1,0E+01	1,0	89,9	837	35	2,5
10/05/2009 12:30	4,50	1,1E+02	2,0	87,21	0,0E+00	0	100,0	2363	43	2,6
10/05/2009 14:45	6,75	1,1E+01	1,0	98,72	0,0E+00	0	100,0	3815	44	1,7
10/05/2009 14:00	0,00	5,4E+03	3,7	0,00	1,0E+02	2,0	0,0	0	29	1,8
11/05/2009 08:00	18,00	1,2E+02	2,1	97,78	4,7E+01	1,7	53,0	1327	23	2,2
10/05/2009 23:00	0,00	2,6E+03	3,4	0,00	3,1E+02	2,5	0,0	0	31	2,2
11/05/2009 17:00	18,00	1,0E+00	0	99,96	0,0E+00	0	100	4723	36	2,0
11/05/2009 08:00	0,00	6,5E+02	2,8	0,00	9,7E+00	1,0	0,0	0	22	1,9
11/05/2009 10:15	2,25	2,0E+02	2,3	69,23	3,1E+00	0,5	68,0	836	36	2,0
11/05/2009 12:30	4,50	4,6E+01	1,7	92,92	0,0E+00	0	100,0	2350	43	2,0
11/05/2009 14:45	6,75	4,1E+00	0,6	99,37	0,0E+00	0	100,0	3840	39	2,2
11/05/2009 14:00	0,00	4,3E+02	2,6	0,00	7,3E+00	0,9	0,0	0	29	1,5
12/05/2009 08:00	18,00	2,0E+02	2,3	53,49	1,3E+01	1,1	-78,1	1407	23	2,6
11/05/2009 23:00	0,00	3,8E+02	2,6	0,00	5,2E+00	0,7	0,0	0	30	1,7
12/05/2009 17:00	18,00	0,0E+00	0	100,00	0,0E+00	0	100	4127	31	2,2

^a C. totais e *E. coli* são dados em NMP/100mL.

Tabela C - Parâmetros físicos e microbiológicos das amostras no experimento com TDH 24 horas.

data e horário das amostras	tempo (hs)	C. Totais ^a	C. totais log₁₀	Redução C. totais %	<i>E. coli</i> ^a	<i>E. coli</i> log₁₀	Radição acumulada W/m²	Temp °C	Turb NTU
16/05/2009 09:00	0	1,3E+02	2,1	0,00	1,0E+00	0	0	21	1,8
16/05/2009 12:00	3	1,0E+02	2,0	18,96	0,0E+00	0	1330	21	2,4
16/05/2009 15:00	6	1,0E+01	1,0	92,00	0,0E+00	0	3520	24	2,3
17/05/2009 09:00	24	4,2E+00	0,6	96,64	0,0E+00	0	5013	34	4,2
16/05/2009 12:00	0	3,3E+01	1,5	0,00	0,0E+00	0	0	34	2,1
17/05/2009 12:00	24	1,0E+00	0	96,94	0,0E+00	0	4854	38	2,6
16/05/2009 15:00	0	7,8E+01	1,9	0,00	2,0E+00	0,3	0	36	3,5
17/05/2009 15:00	24	0,0E+00	0	100,00	0,0E+00	0	4879	0	0,0

^a C. totais e *E. coli* são dados em NMP/100mL.

Tabela D - Parâmetros físicos e microbiológicos das amostras no segundo experimento em batelada.

data e horário das amostras	tempo (hs)	amostra	C. Totais ^a	C. totais log ₁₀	Redução C. totais %	<i>E. coli</i> ^a	<i>E. coli</i> log ₁₀	Redução <i>E. coli</i> %	Radição acumulada W/m ²	Temp °C	Turb NTU
12/08/2009 09:00	0	E1	1,6E+08	8,2	0,000	1,3E+06	6,1	0,000	0	18	88,0
12/08/2009 12:00	3	E1	4,3E+07	7,6	73,250	2,8E+04	4,5	97,798	2634	39	81,0
12/08/2009 15:00	6	E1	9,7E+04	5,0	99,939	1,7E+03	3,2	99,872	4499	41	70,0
13/08/2009 09:00	24	E1	5,0E+04	4,7	99,969	6,8E+02	2,8	99,947	5725	28	63,0
12/08/2009 09:00	0	E1 _H	1,6E+08	8,2	0,000	1,3E+06	6,1	0,000	0	18	88,0
12/08/2009 12:00	3	E1 _H	7,5E+07	7,9	52,938	6,0E+03	3,8	99,535	2634	40	53,0
12/08/2009 15:00	6	E1 _H	1,6E+04	4,2	99,990	4,2E+02	2,6	99,967	4499	42	49,0
13/08/2009 09:00	24	E1 _H	1,7E+03	3,2	99,999	8,6E+01	1,9	99,993	5725	28	48,0
12/08/2009 09:00	0	E3	8,1E+06	6,9	0,000	8,1E+06	6,9	0,000	0	18	1,3
12/08/2009 12:00	3	E3	4,7E+04	4,7	99,418	8,4E+02	2,9	99,990	2634	40	1,4
12/08/2009 15:00	6	E3	7,4E+02	2,9	99,991	4,6E+02	2,7	99,994	4499	41	1,5
13/08/2009 09:00	24	E3	2,9E+02	2,5	99,996	2,3E+02	2,4	99,997	5725	28	1,9
12/08/2009 09:00	0	E3/2L	8,1E+06	6,9	0,000	8,1E+06	6,9	0,000	0	18	1,3
12/08/2009 12:00	3	E3/EL	na	na	na	na	na	na	2634	na	na
12/08/2009 15:00	6	E3/2L	4,9E+02	2,7	99,994	3,7E+02	2,6	99,995	4499	40	1,3
13/08/2009 09:00	24	E3/2L	1,4E+03	3,1	99,983	5,3E+02	2,7	99,993	5725	25	1,4

Nota: E1_H – amostra E1 homogeneizada; ^a C. totais e *E. coli* são dados em NMP/100mL; na – não analisado.

REGISTRO FOTOGRÁFICO

Residência onde o projeto foi desenvolvido



Antes da instalação do projeto



Após a instalação do projeto

Sistema de tratamento da água cinza



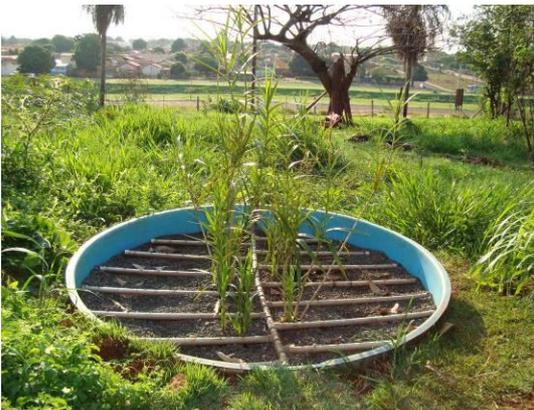
Tanque de Sedimentação



Wetland construído de fluxo subsuperficial horizontal



Sistema de alimentação intermitente



Wetland construído de fluxo subsuperficial vertical



Água cinza tratada

Sistema de desinfecção solar em fluxo contínuo



Preparação das garrafas/montagem do protótipo



Reservatório de água cinza tratada (antes do SODIS)



Carreamento de sólidos em dia de chuva intensa e crescimento de algas



Efluente final para reuso