

EDUARDO DE ARAGÃO SANTANA

**DESENVOLVIMENTO DE UM SISTEMA DE FILTRAGEM PARA
TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA VISANDO O SEU REÚSO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2013

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da
Universidade Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

S232d
2013 Santana, Eduardo de Aragão, 1986-
Desenvolvimento de um sistema de filtragem para
tratamento de água cinza visando o seu reúso / Eduardo
de Aragão Santana. - Viçosa, MG, 2013.
xiii, 69f. : il. ; 29 cm.

Inclui anexos.

Orientador : Antônio Alves Soares.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de
Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Esgotos. 2. Água - Reuso. 3. Águas Residuais.
I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de
Engenharia Agrícola. Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Agrícola. II. Título.

CDD 22. ed. 628.3

EDUARDO DE ARAGÃO SANTANA

**DESENVOLVIMENTO DE UM SISTEMA DE FILTRAGEM PARA
TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA VISANDO O SEU REÚSO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 22 de julho de 2013.

Sandra Parreiras Pereira Fonseca

Alisson Carraro Borges
(Coorientador)

Antônio Alves Soares
(Orientador)

Aos meus familiares e amigos, que
sempre me apoiaram em todas as
minhas decisões.

“Seja você a mudança que quer ver
no mundo”.

Mahatma Gandhi.

AGRADECIMENTOS

A Deus, que é o nosso pai e nosso criador, e que sempre me iluminou e guiou os meus passos nessa difícil caminhada.

Aos meus avós, José Azevedo (Seu Zé) e Maria (Dona Ninha), pelo apoio, incentivo, confiança, ensinamentos, princípios, e, acima de tudo, pelo amor incondicional que sempre tiveram por mim. Essa vitória, eu dedico especialmente a eles. E não poderia deixar de agradecer a todos os demais familiares (meus pais, irmãos, tios e primos) e amigos, pelo carinho e companheirismos.

À UFV, pela excelência em ensino, e pelas oportunidades de aprendizado e convivência, que foram fundamentais para a minha formação profissional e amadurecimento como pessoa.

Ao Professor Antônio Alves, pelos ensinamentos e conselhos, que foram de suma importância para a realização desse trabalho.

Aos órgãos financiadores, CAPES e CNPq, pelos recursos disponibilizados a esta pesquisa.

Ao Zé Geraldo (Seu Juca) e sua família, pelo acolhimento e paciência, e pela pronta ajuda na montagem e execução dos testes.

Aos meus colegas do DEA, em especial, aos dos Recursos Hídricos: David, Luan, Júlio, Adilson e demais, que sempre me ajudaram nas dúvidas corriqueiras. A Jéssica, minha estagiaria, por ser sempre prestativa. Aos laboratoristas do DEA, Simão e Chicão, que não hesitavam quando lhes solicitavam suporte. Ao servidor, Mazinho, pela grande assistência prestada na execução deste trabalho.

No mais, muito obrigado a todos, que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho, sem o apoio e incentivo de todos vocês, eu jamais teria alcançado essa conquista.

OBRIGADO!

SUMÁRIO

LISTA DE SIGLAS E SÍMBOLOS.....	vii
LISTA DE FIGURAS	ix
LISTA DE TABELAS.....	xi
RESUMO	xii
ABSTRACT	xiii
1.0. Introdução	1
2.0. Objetivos.....	2
2.1. <i>Objetivo Geral</i>	2
2.2. <i>Objetivos Específicos</i>	2
3.0. Revisão Bibliográfica.....	3
3.1. <i>Águas Cinza</i>	3
3.2. <i>Características químicas das águas cinza</i>	6
3.3. <i>Características físicas das águas cinza</i>	7
3.4. <i>Características microbiológicas das águas cinza</i>	8
3.5. <i>Estocagem da água cinza</i>	9
3.6. <i>Sistemas desenvolvidos para tratamento de água cinza visando o seu reuso</i>	10
3.7. <i>Filtro como componente de sistemas de tratamento de águas residuárias</i>	11
3.8. <i>Carvão Ativado</i>	13
3.9. <i>Uso de águas cinza</i>	15
4.0. Material e métodos.....	17
4.1. <i>Caracterização do local</i>	17
4.2. <i>Montagem dos filtros</i>	18
4.2.1. <i>Filtro de Serragem de Madeira (FSM)</i>	19

4.2.1.1.	Caracterização da serragem de madeira	19
4.2.1.2.	Montagem do FSM.....	21
4.2.2.	Filtro de Carvão Ativado (FCA)	23
4.2.2.1.	Caracterização do Carvão Ativado.....	23
4.2.2.2.	Montagem do FCA.....	25
4.3.	<i>Condução do experimento.....</i>	26
4.4.	<i>Coletas das amostras para análises físicas, químicas e microbiológicas da água cinza.....</i>	27
4.5.	<i>Armazenamento da água cinza e seus problemas subsequentes</i>	30
5.0.	Resultados e discussão	33
5.1.	<i>Caracterização da serragem de madeira e do carvão ativado.....</i>	33
5.2.	<i>Caracterização da água cinza.....</i>	34
5.3.	<i>Desempenho dos Filtros de Serragem de Madeira (FSM).....</i>	37
5.4.	<i>Desempenho global dos Filtros de Serragem de Madeira e de Carvão Ativado (FSCA) e desempenho individual dos Filtros de Carvão Ativado (FCA).....</i>	43
6.0.	Conclusões.....	53
7.0.	Sugestões.....	53
8.0.	Referências.....	54
	ANEXO - DADOS DE CAMPO	64

LISTA DE SIGLAS E SÍMBOLOS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AC	Auto-análise Colilert
ANA	Agencia Nacional de Águas
APHA	American Public Health Association
ARC	Água Residuária do Processamento do Café
ARS	Água Residuária de Suinocultura
ASTM	American Society of Testing and Materials
CAG	Carvão Ativado Granular
CAP	Carvão Ativado Pulverizado
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoa de Nível Superior
CE	Condutividade Elétrica
CF	Coliformes Fecais
CH ₄	Gás Metano
CO	Monóxido de Carbôno
CO ₂	Gás Carbônico
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPAM/CERH	Conselho Estadual de Política Ambiental/Conselho Estadual de Recursos Hídricos
CT	Coliformes Totais
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DEA	Departamento de Engenharia Agrícola
DN	Diâmetro Nominal
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DST	Tecnologia dos Substratos Definidos
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
EPA	Environmental Protection Agency
EUA	Estados Unidos da América
FBAS	Filtro Biológico Aerado Submerso
FCA	Filtro de Carvão Ativado
FIESP	Federação das Indústrias do Estado de São Paulo
FSCA	Filtro de Serragem de Madeira combinado com Carvão Ativado
FSM	Filtro de Serragem de Madeira
FT	Filtro Terciário
H ₂	Gás Hidrogênio
H ₃ PO ₄	Ácido Fosfórico

IUPAC	International Union of Pure and Applied Chemistry
KOH	Hidróxido de Potássio
LQA	Laboratório de Qualidade da Água
MG	Minas Gerais
N	Nitrogênio
Na	Sódio
NBR	Normativa Brasileira
NMP	Número Mais Provável
N-NH ₄ ⁺	Nitrogênio Amoniacal
ONPG/MUG	o-nitrofenil-β-D-galactopirosídeo/4-metil-β-D-glicoronídeo
P	Fósforo
PET	Politereftalato de Etileno
pH	Potencial Hidrogeniônico
PT	Fósforo Total
PT	Porosidade Total
PURAE Edificações	Programa de Conservação e Uso Racional da Água nas Edificações
PVC	Polyvinyl Chloride
RAC	Reator Anaeróbio Compartimentado
RAS	Razão de Adsorção de Sódio
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
SINDUSCON/SP	Sindicato da Indústria da Construção Civil do Estado de São Paulo
SP	São Paulo
SST	Sólidos Suspensos Totais
ST	Sólidos Totais
SVT	Sólidos Voláteis Totais
TR	Tanque Receptor
TU	Turbidez
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UFES	Universidade Federal do Espírito Santo
UFV	Universidade Federal de Viçosa
UNT	Unidade Nefelométrica de Turbidez
USEPA	United States Environmental Protection Agency
UV	Ultravioleta
ZnCl ₂	Cloreto de Zinco

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Vista do sistema de tratamento da água cinza por um sistema sequencial de filtração.	19
Figura 2	Dispositivo para drenagem dos filtros (vista superior do FCA)	22
Figura 3	Filtração sequencial: Filtros de Serragem Madeira (FSM) e Filtros de Carvão Ativado (FCA)	22
Figura 4	Amostragem da água cinza para análises.	27
Figura 5	Detalhamento do tubo em "U" invertido e do ladrão usado no tanque receptor.	32
Figura 6	Aspecto desagradável e presença de larvas na água cinza bruta.	32
Figura 7	Desempenho médio dos filtros de serragem de madeira com relação à remoção de sólidos totais (concentração média e eficiência média).	38
Figura 8	Desempenho médio dos filtros de serragem de madeira com relação à remoção de sólidos suspensos totais (concentração média e eficiência média).	40
Figura 9	Desempenho ao longo do tempo dos FSM na remoção de SST	40
Figura 10	Desempenho médio dos filtros de serragem de madeira com relação à remoção de turbidez (concentração média e eficiência média).	41
Figura 11	Eficiência média de remoção de DQO e DBO no tratamento de água cinza pelos filtros de serragem de madeira.	43
Figura 12	Desempenho individual Filtro de Carvão Ativado (FCA) e global dos Filtros de Serragem de Madeira associados ao Filtro de Carvão Ativado (FSCA) no processo de remoção de sólidos totais da água cinza.	44
Figura 13	Desempenho dos Filtros de Serragem de Madeira associados ao Filtro de Carvão Ativado (FSCA) na	47

remoção da turbidez da água cinza, evidenciado pela turbidez média da água cinza tratada comparada ao afluente, e pela eficiência média global dos filtros.

- Figura 14** Desempenho individual Filtro de Carvão Ativado (FCA) e global dos Filtros de Serragem de Madeira associados ao Filtro de Carvão Ativado (FSCA) no processo de remoção de DQO da água cinza. 48
- Figura 15** Desempenho individual Filtro de Carvão Ativado (FCA) e global dos Filtros de Serragem de Madeira associados ao Filtro de Carvão Ativado (FSCA) no processo de remoção de DBO da água cinza. 49
- Figura 16** Desempenho global dos Filtros de Serragem de Madeira associados ao Filtro de Carvão Ativado (FSCA) no processo de remoção de detergentes da água cinza. 50

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Níveis máximos de poluição estabelecidos pelo COPAM/CERH-MG 01/2008 para que uma determinada água servida possa ser lançada em um corpo hídrico receptor sem alterar a qualidade do mesmo.	4
Tabela 2	Variação qualitativa das águas cinza em uma residência citados por alguns autores na literatura.	5
Tabela 3	Características das águas cinza geradas em diversas fontes residenciais.	6
Tabela 4	Padrões de referências de qualidade de água cinza para reúso citados por diversos órgãos mundiais e nacionais.	17
Tabela 5	Equipamentos e técnicas utilizadas nas análises da qualidade da água.	28
Tabela 6	Características da serragem de madeira.	33
Tabela 7	Características do carvão ativado obtidas em laboratório comparadas com as fornecidas pelo fabricante.	33
Tabela 8	Caracterização da água cinza bruta gerada pela residência rural (valor médio \pm desvio padrão).	34
Tabela 9	Média e desvio padrão das concentrações de DQO (mg.L^{-1}) e DBO (mg.L^{-1}) e a remoção média desses parâmetros da água cinza nos FSM analisadas.	42
Tabela 10	Concentração de SST (mg.L^{-1}) dos Filtros de Serragem de Madeira associados ao Filtro de Carvão Ativado (FSCA) em cada amostragem comparadas ao afluente bruto, concentração média (mg.L^{-1}) e eficiência de remoção média (%) dos mesmos.	46
Tabela 11	Desempenho dos FSCA na remoção de <i>E. coli</i> da água cinza baseada na concentração média (NMP.100 mL^{-1}) e remoção média global (unidades logarítmicas).	51

RESUMO

SANTANA, Eduardo de Aragão, M. Sc., Universidade Federal de Viçosa, julho de 2013. **Desenvolvimento de um sistema de filtração para tratamento de água cinza visando o seu reúso**. Orientador: Antônio Alves Soares. Coorientadores: Alisson Carraro Borges e Paulo Roberto Cecon.

A escassez hídrica é um problema considerado mundial, tanto no aspecto quantitativo como no qualitativo. Sendo assim, o reúso da água cinza pode ser uma alternativa importante no combate à citada escassez de água. Tal estratégia pode ser considerada interessante, pois, muitas vezes, as pessoas usam a água potável para fins que não necessitam de tal qualidade, como é o caso da irrigação de jardins, lavagem de carros e descarga de vasos sanitários. Assim, objetivou-se, com essa pesquisa, desenvolver um sistema modular de filtros de baixo custo, eficiente e de fácil operação, que proporcionasse o tratamento e o possível reaproveitamento da água cinza em ambientes domésticos. A água cinza de uma residência rural foi tratada por um sistema de filtração sequencial formada por dois filtros, um com serragem de madeira (FSM) e o outro com carvão ativado (FCA). Espessuras de camada de 40, 60 e 80 cm foram testadas para os FSM, e de 10, 20 e 30 cm para FCA, bem como a combinação dos FSM com os FCA. Parâmetros físicos, químicos e microbiológicos foram analisados para quantificar o desempenho dos filtros. Os FSM apresentaram bom desempenho na remoção de sólidos e turbidez, sendo o FSM 80 o mais eficiente. Os FCA foram essenciais na remoção dos compostos pouco removidos pelos FSM, como foi o caso da DQO, DBO, surfactantes e *E. coli*. No geral, o conjunto de melhor desempenho na remoção de poluentes foi o FSM 80 com FCA 30. Apesar dos bons valores de eficiência obtidos pelos filtros, a qualidade final da água cinza tratada não atendeu a todos os critérios de reúso exigidos por alguns órgãos regulamentadores. Porém, seria possível reutilizá-la para irrigação irrestrita, segundo a OMS. Por outro lado, etapas adicionais de tratamento devem ser implementadas, a fim de obter-se água cinza de melhor qualidade para outros usos.

ABSTRACT

SANTANA, Eduardo de Aragão, M. Sc., Universidade Federal de Viçosa, July, 2013. **Development of a filtration system for treatment of greywater aimed its reuse.** Adviser: Antônio Alves Soares. Co-advisers: Alisson Carraro Borges and Paulo Roberto Cecon.

Water scarcity is considered a global problem, as the quantitative as the qualitative aspect. Therefore, the reuse of gray water can be an important alternative to combat shortages of water. This strategy can be considered interesting because often people use drinking water for purposes that do not require such high quality, as is the case for watering gardens, washing cars and toilet flushing. Thus, the objective of this research was to develop a modular filters with: low cost, efficient and easy operation, which would provide treatment and reuse of gray water for domestic use. The gray water from a rural residence was treated by a filtration system consisting of two filters sequentially, one with sawdust (FSM) and another with activated carbon material (FCA). Thickness layer of 40, 60 and 80 cm were tested for FSM, and 10, 20 and 30 cm, for activated carbon, as well as the combination of the FSM and the FCA. Physical, chemical and microbiological parameters were analyzed to quantify the performance of the filters. The FSM had good performance in the removal of solids and turbidity, and the FSM 80 was the most efficient. The FCA were essential in the removal of compounds that had lower removal efficiency by FSM, as it was the case for COD, BOD, surfactant and *E. coli*. In general, the range of best performance in removing pollutants was FSM 80 with FCA 30. Despite the good performance figures obtained by the filters, the final quality of treated gray water did not meet all the criteria required for reuse by some regulatory organizations. However, it would be possible to reuse it for unrestricted irrigation, according to WHO. On the other hand, additional processing steps must be implemented in order to obtain better quality gray water for other uses.

1.0. Introdução

A sociedade do século XXI convive com um grande problema que é a escassez hídrica, fato este que se agrava a cada ano devido, principalmente, ao rápido crescimento da população mundial. Ressalta-se, contudo, que em muitos casos o problema não é a escassez hídrica no aspecto quantitativo, e sim, no qualitativo. A falta de qualidade da água, na maioria das vezes, está relacionada a ações antrópicas, indicando a necessidade de uma correta gestão dos recursos hídricos e o uso racional do mesmo.

Grande parte da água que sai das estações de tratamento ou de um manancial e chega a uma residência é utilizada para atender uma demanda que não exige, necessariamente, uma água potável, sendo, por exemplo, o caso de lavagem de calçadas, de carros, irrigação de parques e jardins, descarga de vasos sanitários, entre outras. É neste contexto que a água cinza surge como uma alternativa interessante na substituição da água potável, proporcionando redução do seu consumo (COUTO, 2012).

As águas cinza são definidas como sendo efluentes domésticos sem a contribuição de bacias sanitárias (ELMITWALLI & OTTERPOHL, 2007; SANTOS *et al.*, 2011). São as águas residuárias provenientes do uso de lavatórios, chuveiros, banheiras, pias de cozinha, máquina de lavar roupa e tanque (JEFFERSON *et al.*, 1999; ERIKSSON *et al.*, 2002; OTTOSON & STENSTRÖM, 2003; FIORI, 2006; NIYONZIMA, 2007). Em contrapartida, as águas oriundas das bacias sanitárias, ou que tenha contribuição destas, são classificadas como águas negras.

O aproveitamento de água cinza pode resultar em economia de água potável, economia de energia elétrica, menor produção de esgoto doméstico, e, conseqüentemente, esgoto sanitário, além da conservação de mananciais. Estima-se que 70% do esgoto doméstico são advindos das águas cinza, o que evidencia o grande potencial de reaproveitamento deste recurso (LEAL *et al.*, 2007).

As águas cinza, apesar de possuírem uma menor carga poluidora em relação ao esgoto doméstico, ainda devem passar por algum tipo de tratamento para que estejam aptas a serem reutilizadas pelo homem. Por conta disso, uma ampla variedade de tecnologias tem sido utilizada ou está sendo desenvolvida

para o seu tratamento, compreendendo sistemas naturais, processos químicos, físicos, físico-químicos e biológicos.

A água cinza tratada junto à fonte geradora, para uso no próprio local, apresenta grandes vantagens do ponto de vista energético, pois evita longos transportes de condução a uma unidade de tratamento para o seu posterior retorno aos pontos de consumo. Por isso, é interessante a possibilidade de um sistema de tratamento de fácil operação e manutenção, o qual o usuário possa fazê-lo sem grandes dificuldades e custos.

Portanto, considerando a necessidade de obter informações técnicas e científicas relativas ao tratamento e aproveitamento de águas cinza, torna-se imprescindível gerar conhecimentos que possam ser implementados em ambientes domésticos, propondo produtos comerciais e alternativos que sejam técnicos e economicamente viáveis para áreas urbanas e rurais, e ambientalmente aceitos pela sociedade.

2.0. Objetivos

2.1. Objetivo Geral

O objetivo geral do presente estudo foi desenvolver um sistema modular de filtros de baixo custo, eficiente e de fácil operação que proporcione o tratamento e possível reaproveitamento da água cinza em ambientes domésticos.

2.2. Objetivos Específicos

- Testar três espessuras de serragem de madeira (40, 60 e 80 cm), utilizada como camada filtrante no tratamento de água cinza.
- Avaliar três espessuras de carvão ativado (10, 20 e 30 cm), usado como filtração complementar à com serragem de madeira.
- Analisar a qualidade do efluente tratado para classificá-lo quanto ao seu potencial de reuso.

3.0. Revisão Bibliográfica

3.1. Águas Cinza

A água é fundamental para a vida, apesar de sua contaminação diária e o desperdício desse bem tão vital. Sendo assim, é necessária a criação de meios capazes de atenuar seu gasto descontrolado e evitar ou minimizar sua poluição. Por conta disso, que a água cinza tem sido foco de estudos por muitas instituições de pesquisa no mundo inteiro, visando seu reaproveitamento.

Contudo, a água cinza deverá passar por algum tipo de tratamento antes de ser reutilizada, pois, ela pode conter microrganismos patogênicos, sólidos suspensos, compostos orgânicos, principalmente se o efluente vem de pia de cozinha, e substâncias, tal como, óleos e graxas, detergentes e outros compostos químicos presentes em produtos de uso domésticos (MOREL e DIENER, 2006).

Os danos causados à saúde humana, relacionados com os tratamentos inadequados dos efluentes, de uma forma geral, têm provocado o surgimento de leis de proteção ao meio ambiente, cada vez mais rígidas, e conseqüentemente uma procura por técnicas de tratamento de efluentes mais eficazes e de custos aceitáveis. Contudo, essas novas técnicas são “reféns” de uma série de fatores como: legislação, cultura, investimentos, informações, entre outros (VON SPERLING, 2005).

A Resolução CONAMA nº. 357 de 17/03/2005 (BRASIL, 2005), somada à CONAMA nº 430 de 13/05/2011 (BRASIL, 2011), e a COPAM/CERH-MG de 05/05/2008 (MINAS GERAIS, 2008) estabelecem os níveis de emissão de poluentes para descarte em um corpo hídrico receptor, sem alterar a sua qualidade. Estes níveis, entretanto, são constantemente ultrapassados devido à grande concentração de emissão de poluentes para um mesmo curso d'água (CASAS, 2004).

A Tabela 1 mostra os níveis máximos de alguns parâmetros de qualidade da água estabelecidos pelo COPAM/CERH-MG 01/2008 para que a mesma possa ser lançada em um corpo hídrico receptor sem que sua qualidade seja comprometida.

Tabela 1 Níveis máximos de poluição estabelecidos pelo COPAM/CERH-MG 01/2008 para que uma determinada água servida possa ser lançada em um corpo hídrico receptor sem alterar a qualidade do mesmo.

Parâmetro*	Unidade	Tipo	COPAM/CERH-MG (2008)
pH	-	Geral	6 – 9
T°C	°C	Geral	< 40
O&G	mg.L ⁻¹	Óleos minerais	< 20
O&G	mg.L ⁻¹	Óleos vegetais e gorduras animais	< 50
DBO _{5,20}	mg.L ⁻¹	Geral	< 60
DBO _{5,20}	%	Esgoto sanitário	> 60**
DBO _{5,20}	%	Demais sistemas	> 75**
DQO	mg.L ⁻¹	Geral	< 180
DQO	%	Esgoto sanitário	> 50**
DQO	%	Demais sistemas	> 75**
SST	mg.L ⁻¹	Geral	< 100
Surf.	mg.L ⁻¹	Geral	< 2

* T°C – Temperatura; O&G – Óleos e Graxas; SST – Sólidos Suspensos Totais; DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio; DQO – Demanda Química de Oxigênio; Surf. – Surfactantes.

** Porcentagem de remoção que deverá ser alcançada pelo sistema de tratamento de água empregado.

As características qualitativas das águas cinza variam muito de acordo com a localidade e nível de ocupação da residência, faixa etária, estilo de vida, classe social e costumes dos moradores (NSW HEALTH, 2007) e com a origem das água cinza como: lavatório, chuveiro, máquina de lavar, etc. (NOLDE, 1999). Outro fator que, segundo Eriksson *et al.* (2002), também contribui para as características da água cinza é a qualidade da água de abastecimento. A Tabela 2 apresenta, segundo alguns autores, a variação dos principais parâmetros que caracterizam as águas cinza de um local.

Tabela 2 Variação qualitativa das águas cinza em uma residência citados por alguns autores na literatura.

Parâmetros	Unidade	ZABROCKI <i>et al.</i> (2005)	ERIKSSON <i>et al.</i> (2002)	LEDIN <i>et al.</i> (2001)
pH	-	6,7 – 8,5	8,0 – 10	5 – 10
CE*	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	-	-	48 – 472
Turbidez	UNT	19,7 – 189	14 – 296	14 – 370
SST	mg.L^{-1}	-	17 – 330	-
DBO _{5,20}	mg.L^{-1}	16,7 – 286,9	5 – 1460	48 – 380
DQO	mg.L^{-1}	-	1300 – 8000	26 – 8000
CT**	NMP.100 mL ⁻¹	-	10 ⁵ - 10 ⁸	10 ⁶ - 10 ⁸
CF***	NMP.100 mL ⁻¹	10 – 10 ⁷	10 ⁴	10 ⁴ - 10 ⁸

*CE – Condutividade Elétrica

**CT – Coliformes Totais

***CF – Coliformes Fecais (*Escherichia coli*)

Entretanto, a maior variação, em termos de qualidade das diferentes águas cinza, ocorre entre as instalações hidráulicas da casa. A Tabela 3 mostra essa ampla variação.

Na Tabela 3, observa-se que a água cinza proveniente da cozinha possui os maiores valores de ST, SST, DBO, entre outros parâmetros. Esses altos valores podem ser explicados, pois a água cinza originada da pia de cozinha apresenta partículas de comida, óleo, gordura e, portanto, pode ser poluidora tanto quanto as águas negras. Além disso, apresenta alta concentração de coliforme termotolerante ($2,0 \times 10^9$ NMP.100 mL⁻¹) e alta concentração de detergentes, que podem torná-la alcalina (RAPOPORT, 2004). É por isso que muitos autores não consideram o efluente da pia de cozinha como água cinza, devido ao alto potencial poluidor do mesmo (GONÇALVES, 2006; MAGRI, 2008).

Tabela 3 Características das águas cinza geradas em diversas fontes residenciais.

Parâmetros	Siegrist <i>et al.</i> (1976)				Christova-Boal <i>et al.</i> (1998)		
	Chuveiro	Pia de cozinha	Lava louças	Lava roupas	Enxague de roupas	Banheiro	Lavanderia
Físicos	mg.L⁻¹ (exceto onde indicado)						
Temp. (°C)	29	27	38	32	28		
Turbidez (UNT)						60-240	50-210
ST	250	2410	1500	1340	410		
SST	120	720	440	260	120		
Químicos	mg.L⁻¹ (exceto onde indicado)						
pH						6,4-8,1	9,3-10
C. E. ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)						82-250	190-1400
DBO	170	1460	1040	380	150	76-200	48-290
DQO							
Microbiológicos	NMP.100 mL⁻¹						
Coliformes totais	70-8,2.10 ³			85-10 ⁵	190-10 ⁵	500-10 ⁷	10 ³ -10 ⁵
<i>E. coli</i>	1-2,5.10 ³			9-10 ⁴	35-10 ³	170-10 ³	10 ² -10 ³

*Adaptado de Bazzarella (2005).

3.2. Características químicas das águas cinza

As características químicas das águas cinza são derivadas dos compostos orgânicos e de produtos químicos presentes nas mesmas.

Os valores de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e de DQO (Demanda Química de Oxigênio) do esgoto doméstico indicam o risco de depleção de oxigênio na água devido à degradação da matéria orgânica. A maior parte da DQO é derivada dos produtos químicos utilizados nas residências, como produtos de limpeza e detergentes. Espera-se, então, que os níveis de DQO sejam próximos aos encontrados para o esgoto doméstico convencional, enquanto que para as concentrações de DBO esperam-se valores mais baixos (ERIKSSON *et al.*, 2002).

Os óleos e graxas são compostos orgânicos, e podem ser encontrados, dependendo da origem da água cinza. O efluente da cozinha, por exemplo,

possui, além dos lipídios (óleos e gorduras), chá, café, amido solúvel, glicose, entre outros. De acordo com Gray e Becker (2002), a carga de óleos e graxas na água cinza é de 61,5% da carga de um esgoto residencial convencional, onde a concentração dessas substâncias varia de 55 a 170 mg.L⁻¹ (VON SPERLING, 2005). A principal fonte dos óleos e graxas das águas cinza é o efluente de cozinha, porque diversos recipientes gordurosos são lavados neste local. Sendo assim, é de suma importância instalar uma caixa de gordura antes da entrada de qualquer sistema de tratamento de água cinza, pois ela terá a função de reter grande parte dos óleos e graxas presentes nesse efluente.

Espera-se que alguns produtos químicos estejam presentes na água cinza, os quais constituem um grupo heterogêneo de compostos. Eles são originados pelo uso de sabões, detergentes, xampus, perfumes, tinturas, produtos de limpeza, entre outros. Dentre toda essa gama de substâncias, o principal composto da lista são os surfactantes utilizados em detergentes e produtos de higiene pessoal (ERIKSSON *et al.*, 2002).

As descargas indiscriminadas de detergentes nas águas naturais levam a prejuízos de ordem estética, provocados pela formação de espumas. Um dos casos mais críticos de formação de espumas, talvez no mundo inteiro, ocorreu no Município de Pirapora do Bom Jesus, no Estado de São Paulo. A disseminação de microrganismos patogênicos através das espumas formadas imediatamente à montante da cidade de Pirapora criava problemas seríssimos de saúde pública para o município (RAMOS, 1999).

Os detergentes têm sido responsabilizados, também, pela aceleração da eutrofização. Além da maioria dos detergentes comerciais empregados ser rica em fósforo, sabe-se, também, que estes exercem efeito tóxico sobre os zooplânctons, que são predadores naturais das algas (fixadoras de nitrogênio da atmosfera). Sendo assim, não bastaria apenas a substituição dos detergentes fosfatados para o controle da eutrofização.

3.3. Características físicas das águas cinza

As águas cinza, de maneira geral, apresentam uma quantidade de sólidos em suspensão bastante elevada, evidenciada tanto pelos resultados de turbidez quanto pela concentração de sólidos suspensos totais. Resíduos de

alimentos, cabelos e fibras de tecidos são alguns exemplos de material sólido nas águas cinza de cozinha, banheiro e lavanderia, respectivamente. Esses materiais em suspensão conferem um aspecto desagradável ao efluente, além de servirem de abrigo para microrganismos, podendo ocasionar rejeição por parte dos usuários no caso de um reúso sem tratamento (BAZZARELLA, 2005).

A presença de sólidos na água pode levar a problemas de entupimento da tubulação. Esse problema pode ser agravado com o lançamento de detergentes na água, pois esses coloides, combinados com os surfactantes (oriundo dos detergentes), causam estabilização da fase sólida devido à adsorção do surfactante na superfície do sólido (ERIKSSON *et al.*, 2002).

3.4. Características microbiológicas das águas cinza

No que diz respeito às características microbiológicas, embora a água cinza não possua contribuição dos vasos sanitários, de onde provém a maior parte dos microrganismos patogênicos, algumas atividades, como limpeza das mãos após o uso do toalete, lavagem de roupas fecalmente contaminadas ou o próprio banho, são algumas das possíveis fontes desses agentes na água cinza (OTTOSON & STENSTRÖM, 2003). Além disso, as concentrações destes seres vivos podem variar em função da origem desta água e da presença ou ausência de animais e de crianças na residência (ZABROCKI *et al.*, 2005).

Segundo Ottoson & Stenström (2003), os riscos à saúde humana dependem: do tipo de patógenos, do tratamento aplicado e da rota de exposição. A presença de *Escherichia coli* ou outros organismos entéricos indica a contaminação fecal e a possibilidade de presença de patógenos intestinais, como salmonela ou vírus entéricos (vírus da poliomielite, rotavírus, vírus da hepatite tipo A e alguns tipos de adenovírus) na água cinza. Grandes quantidades de coliformes fecais são indesejáveis e implicam uma maior chance de contágio em humanos durante o contato com a água cinza reutilizada. Entretanto, esse indicador pode, em alguns casos, superestimar os riscos devido ao seu potencial de crescimento dentro do sistema.

3.5. Estocagem da água cinza

A estocagem é um importante elemento em todos os sistemas de reúso de água cinza e ela se faz necessária em algum ponto desse sistema, seja ele antes do tratamento ou depois dele. Segundo Dixon *et al.* (1999), se a água cinza for estocada antes do tratamento, existe a vantagem de alguns sólidos primários ficarem retidos antes de chegarem ao tratamento, entretanto, há o risco da geração de maus odores e do crescimento de microrganismos.

Estudos feitos por Rose *et al.* (1991), com análise de água cinza estocada, mostram que a quantidade de bactérias aeróbias, como os coliformes termotolerantes, aumenta muito durante as primeiras 48 horas de estocagem e depois fica relativamente estabilizada pelos próximos 12 dias. Porém, segundo os estudos desenvolvidos por Albrechtsen (1998), a *E. coli* não consegue crescer em sistemas de águas cinza, mas pode sobreviver e ser detectada depois de até 14 dias.

Quando a água cinza é armazenada sem tratamento, a decomposição da matéria orgânica ocorre rapidamente, aumentando o consumo de oxigênio. Quando atinge esse estado séptico, a água cinza forma um lodo que pode sedimentar ou flotar, dependendo do conteúdo de gás e da densidade do material orgânico. A água cinza séptica pode então exalar odores indesejados, assim como as águas negras, e conter também bactérias anaeróbias, que podem ser patogênicas ao homem. Consequentemente, o sucesso dos tratamentos da água cinza está ligado à utilização de processos que as tratem antes de se tornarem anaeróbias (BAZZARELLA, 2005).

Portanto, tecnologias de tratamento de água cinza devem poder lidar tanto com variações na concentração de orgânicos e patogênicos como na variação de vazão do afluente para produzir um efluente de qualidade adequada e segura à saúde humana (GIDEON *et al.*, 2008).

Entretanto, em relação aos aspectos quantitativos de geração e consumo das águas cinza, é importante observar que, geralmente, ela é produzida em um tempo deslocado em relação ao seu uso, ou seja, produção e consumo não ocorrem simultaneamente (JEFFERSON *et al.*, 1999). Sendo assim, pode ser necessário que o sistema de reúso seja projetado de modo a incluir um reservatório de armazenamento. Como vantagens dessa inclusão, têm-se o efeito regularizador das vazões, balanceando oferta e demanda de

água. Contudo, a água cinza tratada deve ser reutilizada em um prazo máximo de 48 h, para evitar a proliferação de microrganismos, os quais produzem gases que causam odores desagradáveis (RAPOPORT, 2004).

3.6. Sistemas desenvolvidos para tratamento de água cinza visando o seu reúso

O reúso de água cinza é recente e de interesse mundial, pois a humanidade vive em tempos que a escassez hídrica é um dos principais assuntos debatidos pelos importantes líderes do nosso planeta. Este tema está diretamente inserido no contexto da sustentabilidade ambiente, que tanto se busca na atualidade. Por conta disso, diversos sistemas de tratamento de água cinza, visando o seu reúso, vêm sendo desenvolvidos no mundo inteiro, como é o caso dos sistemas alagados construídos (*wetlands*), reatores biológicos (exemplo: reatores do tipo UASB), diversos sistemas de filtração seguidos de desinfecção (cloração, luz UV-C e ozonização), entre outros.

Friedler (2006) estudou três tipos de tratamento de águas cinza em uma residência. O primeiro, mais simples, foi apenas um filtro de areia seguido por uma desinfecção com cloro, os resultados não foram muito satisfatórios, sendo as médias dos parâmetros avaliados de SST, DQO e DBO de 32, 130 e 62 mg.L⁻¹, correspondendo a uma redução de 65, 38 e 10%, respectivamente. Os outros dois tratamentos foram mais complexos, incluindo um filtro biológico rotativo e um biorreator de membranas. Ambos foram muito eficientes no tratamento de água cinza. O primeiro teve uma eficiência de remoção de turbidez e DBO de 98% e 95%, respectivamente, enquanto o segundo sistema foi 99,7% e 98% eficiente na remoção dos mesmos parâmetros. O efluente tratado foi considerado, portanto, uma água de boa qualidade para reúso de acordo com as normas locais (Ministério Israelense de Saúde).

Bazzarella (2005) em seus estudos, analisou a qualidade da água cinza proveniente de um prédio localizado na UFES (Universidade Federal do Espírito Santo) após tratamento em uma Estação de Tratamento de Águas Cinza (ETAC), cujo processo foi baseado na associação de um Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC), de um Filtro Biológico Aerado Submerso (FBAS), de um Filtro Terciário (FT) e de desinfecção à base de cloro. O

tratamento adotado apresentou elevada eficiência na remoção de turbidez, DBO5, DQO e *E. coli*, e características compatíveis com diversos padrões estabelecidos para o reúso não-potável.

3.7. Filtro como componente de sistemas de tratamento de águas residuárias

A filtração está entre as formas de tratamento para a remoção de poluentes, que se baseia no princípio de que um meio poroso pode reter impurezas de dimensões até mesmo menores que as dos poros da camada filtrante (BRANDÃO *et al.*, 2003).

Os filtros têm como principal função a remoção de sólido em suspensão, o que é essencial para um possível reúso das águas cinza, seja para irrigação de áreas verdes ou para descargas de vasos sanitários (MANCUSO & SANTOS, 2003).

A areia, assim como a brita e o carvão ativado, é largamente utilizada como meio filtrante para tratamento de água em geral. Porém, se a água residuária possuir elevado teor de sólidos, principalmente em suspensão, o uso de filtros convencionais de areia não é recomendável, dada a sua rápida colmatação superficial, com redução do fluxo de filtração da água residuária (BRANDÃO *et al.*, 2003).

Dessa forma, outros materiais alternativos, como serragem de madeira, casca de café, bagaço de cana, lixo orgânico, entre outros, foram testados no tratamento de águas residuárias por filtração, por serem mais porosos, de fácil acesso, abundante e de baixo custo em relação aos filtros de areia. Esses materiais, geralmente de natureza orgânica, podem ser aproveitados em situações onde a produção de adubos orgânicos seja de interesse, uma vez que, o mesmo poderá ser incorporado em um processo de compostagem (BRANDÃO, 2003; LO MONACO, 2002, 2004, 2009; MAGALHÃES, 2005, 2006).

Lo Monaco *et al.* (2011) avaliaram o desempenho de um filtro orgânico utilizando o pergaminho de grãos de café como material filtrante no tratamento primário de águas residuárias dos frutos do cafeeiro (ARC). Este filtro mostrou-se pouco eficiente na remoção de sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SVT),

sólidos fixos (SFT) e dissolvidos (SDT), assim como na redução de fósforo, nitrogênio e potássio. Porém, foi relativamente eficiente na remoção de sólidos suspensos (SST) e sódio (Na), apresentando remoção média de 60% e 30%, respectivamente. Esses resultados podem ser explicados pela natureza orgânica do material, o qual é facilmente biodegradado, contribuindo, dessa forma, para aumentar os teores dos nutrientes e sólidos na água. Por isso que é importante saber as características do material que se está trabalhando, em termos de degradação, buscando aqueles mais resistentes a esse processo de decomposição, como é o caso da serragem de madeira.

Lo Monaco *et al.* (2002) verificaram a eficiência de filtros de serragem de madeira e bagaço de cana-de-açúcar para tratamento primário de águas residuárias da lavagem e despulpa dos frutos do cafeeiro (ARC). A serragem de madeira foi mais eficiente na remoção de DBO e DQO do que o bagaço de cana-de-açúcar, com remoção de 70-80% para DBO, contra 40% de remoção para o bagaço de cana-de-açúcar.

Magri *et al.* (2008) testaram um sistema de filtragem para tratamento de água cinza que era composto por um filtro anaeróbio de brita seguido por um filtro aeróbio de areia. Neste trabalho foram analisados diversos parâmetros, em termos de qualidade e quantidade, para avaliação da viabilidade do reúso de águas cinza na descarga de vaso sanitário e rega de jardim. O sistema de tratamento foi bastante eficiente, obtendo uma remoção média de 95, 77, 91, 88 e 76% para DQO total, SST, turbidez, N-NH₄⁺ e PT, respectivamente, produzindo um efluente com concentrações médias de 21 e 23 mg.L⁻¹ de DQO e SS, 15 de turbidez, 0,6 e 2,1 mg.L⁻¹ de N-NH₄⁺ e PT, respectivamente.

A filtração grosseira seguida de desinfecção é uma tecnologia comumente utilizada no Reino Unido para reúso doméstico e várias empresas fabricam sistemas de tratamento de reúso que se baseiam nesse processo de dois estágios (*two-stage process*). A desinfecção pode ser feita utilizando tanto cloro como bromo, sendo estes dispersos na forma de pastilhas que se dissolvem lentamente ou por meio de dosagem de solução líquida. Entretanto, concentrações de matéria orgânica elevadas limitam a eficiência da desinfecção química, pois dificultam a difusão do desinfetante, aumentam a demanda pelo mesmo e, no caso do cloro, pode gerar subprodutos como cloraminas e trihalometanos (BAZZARELLA, 2005).

3.8. Carvão Ativado

O carvão ativado é um material carbonáceo, caracterizado por possuir uma área superficial e porosidade altamente desenvolvidas, o que lhe confere a capacidade de adsorver moléculas tanto em fase líquida como gasosa. É um adsorvente de interesse industrial, pois tem muitas aplicações como no refinamento do açúcar, recuperação de metais preciosos, desodorização do ar, mas o seu grande mercado é a produção de filtros para tratamento de água (BORGES *et al.*, 2003).

Na sua maioria, os materiais com alto teor de carbono podem ser ativados, como é o caso de ossos, madeira, casca do coco, nozes, sementes de frutos, carvão mineral e de polímeros sintéticos. Essas matérias carbonáceas possuem certo grau de porosidade e uma área superficial que varia de 10 a 15 m².g⁻¹. No entanto, durante a ativação, a área superficial aumenta com a oxidação dos átomos de carbono, com isso o carvão pode apresentar área superficial superior a 800 m².g⁻¹, chegando a 1500 m².g⁻¹, após esse processo (CLAUDINO, 2003).

Carvões ativados são obtidos através de duas etapas básicas: a carbonização pela pirólise da matéria precursora e a ativação propriamente dita.

A carbonização consiste no tratamento térmico (pirólise) do precursor em atmosfera inerte a temperatura compreendida entre 500 e 800°C. É uma etapa de preparação do material, onde se removem componentes voláteis e gases leves (CO, H₂, CO₂ e CH₄), produzindo uma massa de carbono fixo e uma estrutura porosa primária que favorece a ativação posterior (CLAUDINO, 2003).

A ativação, processo subsequente a pirólise, consiste em submeter o material carbonizado a reações secundárias, visando o aumento da área superficial. É a etapa fundamental na qual é promovido o aumento da porosidade do carvão. Deseja-se, no processo de ativação, o controle das características básicas do material (distribuição de poros, área superficial específica, atividade química da superfície, resistência mecânica, etc.) de acordo com a configuração requerida para uma dada aplicação (BORGES *et al.*, 2003; CLAUDINO, 2003; MOHAN & PITTMAN, 2006).

Existem dois tipos de carvão ativado: o Carvão Ativado Granular (CAG) e o Carvão Ativado Pulverizado (CAP). O carvão ativado granular é o mais usado como meio filtrante para remover os contaminantes da água. O pulverizado é misturado no efluente para adsorver os contaminantes e filtrado em seguida para completa remoção da mistura. Estes dois tipos podem ser aplicados a uma grande variedade de sistemas de tratamento de água potável e efluentes (CASAS, 2004).

A remoção de materiais em suspensão via filtração pode ocorrer simultaneamente com a adsorção de materiais dissolvidos. Contudo, deve-se ter bem definida a principal finalidade do uso do carvão ativado. Nos casos em que a presença de materiais em suspensão é significativa, a adsorção de materiais dissolvidos ficará prejudicada, pois os poros poderão ser obstruídos, ocorrendo, portanto, a saturação prematura do carvão ativado. Por isso que Rapoport (2004) sugeriu que em tratamentos de águas residuárias, como é o caso das águas cinza, o uso de carvão ativado deve ser precedido de um outro tratamento (outro tipo de filtro, por exemplo), objetivando reduzir a carga orgânica e os teores de sólidos, principalmente os sólidos em suspensão.

Por fim, o filtro de carvão ativado tem como uma das principais vantagens a sua reutilização, isso é possível após o processo de regeneração, no qual os materiais previamente adsorvidos são removidos das estruturas dos poros do carvão, deixando-o novamente pronto para sua reutilização. Os métodos utilizados para a regeneração são: térmico, vapor, extração por solventes, tratamento com ácidos ou bases e oxidação química, e/ou a retro-lavagem, que consiste em passar água limpa no sentido contrário ao da filtração.

Segundo Alexandre (2011), a filtração exige eventuais lavagens com água limpa em contra-corrente para remoção do material retido, garantindo assim a qualidade da filtragem da água. Um dos métodos mais utilizados nas indústrias para se verificar a porcentagem de regeneração do carvão ativado é analisando o índice de iodo do carvão após a regeneração com o valor deste ainda novo, conforme norma MB-3410 da ABNT, quanto mais próximo estiverem esses valores, significa uma alta eficiência do processo de regeneração.

3.9. Uso de águas cinza

Por definição, “reúso da água” é a reutilização da água servida, que, após sofrer tratamento adequado, destina-se a diferentes propósitos, com o objetivo de se preservarem os recursos hídricos existentes e garantir a sustentabilidade do mesmo (FERNANDES *et al.*, 2006). Vale ressaltar que o conceito de reúso planejado de água já existe e é aplicado com sucesso em vários países, e que a racionalização e a reutilização dos recursos hídricos podem contribuir significativamente para isso. Outro conceito interessante é o de substituição de fontes, que segundo Hespanhol (2003), apresenta-se como uma opção muito boa para atender demandas que não necessita de água de primeira qualidade.

As águas cinza são umas das águas servidas mais adequadas para reúso, pois apresentam alto volume, baixa concentração de nutrientes e matéria orgânica de fácil degradação. O reúso de água requer medidas efetivas de proteção à saúde pública e ao meio ambiente, e ambas devem ser técnica e economicamente viáveis (COHIM, 2007).

Em média, 40% do total de água consumida em uma residência são destinados aos usos não potáveis. Desta forma, estabelecendo uma rede dupla de abastecimento de água, uma potável e outra de reúso, garantiria a conservação da água através da redução do consumo de água potável (GONÇALVES, 2006).

Para Rapoport (2004), essa economia de água pode ser ainda maior. Esta pode chegar a 60%, considerando a economia direta da água somada ao abatimento na conta de água, pois há uma redução também na produção de esgoto, haja vista que em alguns lugares cobra-se uma taxa adicional sobre o tratamento do mesmo.

A existência de leis e normas é de fundamental importância para o possível uso de efluentes tratados, servindo como diretrizes e determinando parâmetros a serem seguidos. Atualmente, os países desenvolvidos encontram-se mais avançados quanto a esse aspecto. Porém, o Brasil vem estimulando a prática de reúso e seu estudo no país.

O uso das águas cinza em unidades residenciais já é praticado regularmente em alguns países como EUA, Japão e a Inglaterra, entre outros. O estado do Arizona/EUA, por exemplo, através do Departamento de

Qualidade Ambiental, regula o uso doméstico da água cinza, passando pela aprovação do projeto até a fiscalização da construção (ZABROCKI *et al.*, 2005).

As legislações e recomendações da Flórida, Califórnia, OMS e Austrália são as mais conhecidas em relação às definições dos parâmetros para reúso. Contudo, os valores exigidos se mostram bastante restritivos, fazendo com que o atendimento aos mesmos onere o reaproveitamento da água, representando uma barreira para a difusão da prática do reúso (ALMEIDA, 2007).

No Brasil, leis municipais estão sendo criadas para a realização e obrigatoriedade deste tipo de reúso, como é o caso da capital do Paraná, Curitiba, que criou o Programa de Conservação e Uso Racional da Água nas Edificações – PURAE (CURITIBA, 2003). Este programa objetiva instituir medidas que induzam à conservação, uso racional e utilização de fontes alternativas para captação de água nas novas edificações, bem como a conscientização dos usuários sobre a importância da conservação da água (PETERS *et al.*, 2006).

Para reúso de qualquer tipo de água, existem diversas referências estabelecidas em normas e manuais. Dentre elas, há a EPA (EUA, 2004), que estabelece padrões para algumas regiões dos Estados Unidos, o manual NSW HEALTH (2007) da Austrália, padrões do Japão citados em LAZAROVA (2003), padrões alemães citados em NOLDE (1999), e os padrões nacionais recomendados pelo manual da ANA, FIESP & SINDUSCON (BRASIL, 2005), e a norma técnica da ABNT-NBR 13.969 (BRASIL, 1997). A Tabela 4 apresenta os padrões de referência citados anteriormente.

Tabela 4 Padrões de referências de qualidade de águas cinza para reúso citados por diversos órgãos mundiais e nacionais.

Parâmetros*	OMS (2006) ¹	Austrália (2007) ¹	Japão (2003) ¹	EPA - EUA (2004) ²	Alemanha (1999) ²	ANA (2005) ³	ABNT (1997) ⁴
pH	-	-	6,0 - 9,0	-	6,0 - 9,0	6,0 - 9,0	-
Tu	-	-	5,0	2,0	2,0	2,0	10,0
SST	-	30,0	-	30,0	30,0	5,0	-
DBO	-	20,0	-	10,0	-	10,0	-
CT	-	-	10	200,0	10 ⁴	-	-
CF	10 ³	30,0	10	ND**	10 ³	ND**	500

1 - Padrão de reúso para irrigação irrestrita e piscicultura (OMS).

2 - Padrão de reutilização de água residuária urbana.

3 - Padrões para águas de reúso classe 1 do manual (descarga de vaso sanitário, lavagem de roupas, rega de jardim).

4 - Padrões para águas de reúso classe 3 da norma (descarga de vaso sanitário).

* Tu (UNT), SST (mg.L⁻¹), DBO (mg.L⁻¹), CT (NMP.100 mL⁻¹), CF (NMP.100 mL⁻¹).

** ND – Não Detectável.

4.0. Material e métodos

4.1. Caracterização do local

O experimento foi conduzido em uma residência rural de baixa renda, localizada em Viçosa-MG. Esta residência é habitada por 5 pessoas e consta de um banheiro (chuveiro e pia), uma cozinha (pia de lavar louças), área de serviço (tanquinho de lavar roupas e tanque) e de uma linha de segregação entre águas negras e cinza, de onde foi coletado o efluente para o estudo.

O volume de água cinza produzido na residência foi em média de 350 L (com base em medidas feitas *in loco* por meio de uma hidrômetro). Dessa forma, o volume produzido por habitante/dia foi de aproximadamente 70 L. O volume total de água cinza gerado foi distribuído em três filtros, cujo diâmetro era de 250 mm e área de 0,049 m². Assim, cada filtro tratou cerca de 117 L.d⁻¹. Logo, a taxa de aplicação foi em média 170 L.m⁻².h⁻¹ em cada filtro, uma vez que o período de filtração foi de 14 horas (das 6 às 20 horas, quando se produzia a maior quantidade de efluente na casa). Logo, a vazão do experimento foi de 140 mL.min⁻¹. Toda a água cinza produzida na residência foi

direcionada a uma caixa de gordura, e em seguida a um tanque receptor com capacidade de armazenamento para 500 L. A partir desse tanque, foram instaladas três tubulações para alimentar cada conjunto de filtragem (Figura 1).

4.2. Montagem dos filtros

Foram testadas diferentes espessuras de camadas filtrantes de dois tipos de filtros montados sequencialmente, o primeiro com serragem de madeira e o segundo com carvão ativado. Para o filtro de serragem de madeira, as espessuras avaliadas foram de 40, 60 e 80 cm, e para o de carvão ativado foram de 10, 20 e 30 cm. Essas espessuras foram testados, pois foi observado em testes preliminares, que a camada de 60 cm, para o filtro de serragem, e a de 20 cm, para o de carvão ativado, houve boa remoção dos parâmetros analisados, sendo assim, decidiu-se que seria testado uma camada acima e outra abaixo destas de 60 e 20, respectivamente.

Segundo Rapoport (2004), o tratamento de águas cinza com carvão ativado deve ser acompanhado por um tratamento prévio, objetivando reduzir a carga orgânica e os teores de sólidos, de modo a aumentar a eficiência do filtro, por isso a associação dos dois tipos de filtros, em que a serragem funciona como esse tratamento preliminar. Portanto, a filtração da água cinza foi sequencial, sendo que esta, após sair do tanque receptor, passava, primeiramente, pelo filtro de serragem e em seguida pelo filtro de carvão ativado.

A Figura 1 mostra como foi montado o experimento em campo.



Figura 1 Vista do sistema de tratamento da água cinza por um sistema sequencial de filtração.

4.2.1. Filtro de Serragem de Madeira (FSM)

4.2.1.1. Caracterização da serragem de madeira

A serragem de madeira usada no experimento foi a de cepilho (facilmente encontrada na região, e é conhecida também como “maravalha”), a mesma foi produzida a partir de tábuas de pinus. Esta foi caracterizada segundo sua densidade e porosidade total.

A partir do conhecimento do volume ocupado e da massa da serragem de madeira seca, acondicionada em um seguimento de 10 cm de tubo de PVC DN 250, calculou-se a massa específica global do material seco, conforme apresentado na Equação 1.

$$\rho_g = \frac{m}{v} \quad (1)$$

em que:

ρ_g = massa específica global da coluna de serragem de madeira, g.cm⁻³;

m = massa da serragem de madeira acondicionado no “corpo de prova”, g; e

v = volume ocupado pela serragem de madeira no “corpo de prova”, cm

Para determinar a porosidade total (PT) do meio filtrante foi adotada a metodologia comumente usada na física do solo. Onde, a PT é calculada a partir da relação entre a massa específica da serragem e a massa específica das partículas de serragem, como mostra a Equação 2.

$$PT = 1 - \frac{\rho_g}{\rho_p} \quad (2)$$

em que:

PT = porosidade total da serragem de madeira, cm³.cm⁻³;

ρ_g = massa específica da serragem de madeira, g.cm⁻³; e

ρ_p = massa específica das partículas de serragem de madeira, g.cm⁻³.

A massa específica das partículas de serragem foi obtida a partir do conhecimento do peso da serragem de madeira seca e do volume ocupado por essas partículas. A determinação do volume de partículas foi feita da seguinte maneira: primeiramente pesou-se 1,0 g de serragem seca ao sol, em seguida acondicionou-a em um balão volumétrico, cujo volume era de 50 cm³, depois adicionou-se álcool até cobrir toda a serragem dentro do balão. Após 30 minutos completou o balão com álcool até a marca de 50 cm³. A diferença entre o volume de álcool utilizado e a capacidade do balão corresponde ao volume ocupado pelas partículas de serragem. Assim, a massa específica das partículas de serragem é dada por:

$$\rho_p = \frac{m_p}{50 - v_a} \quad (3)$$

em que:

ρ_p = massa específica das partículas de serragem, g.cm⁻³.

m_p = massa das partículas da serragem seca, g; e

V_a = volume de álcool, cm^3 .

4.2.1.2. Montagem do FSM

Os filtros de serragem de madeira foram confeccionados em tubos de PVC DN 250 mm, fechados em ambas as extremidades com tampões do mesmo material. Camadas de brita “zero” (material inorgânico) de 5,0 cm cada foram dispostas no fundo e na parte superior do filtro para facilitar a drenagem durante a filtração. Entre essas duas camadas de brita, foi acondicionada a serragem de madeira, que por sua vez sofreu compactação à medida que o filtro foi sendo preenchido. A pressão usada para compactar a serragem foi de $0,438 \text{ kgf.cm}^{-2}$ ($42,90 \text{ kN.m}^{-2}$), para isso usou um tudo de PVC DN 150 mm (149 mm diâmetro real) preenchido com brita, sendo a massa do conjunto de 7,78 kg. A compactação não poderia ser excessiva, pois reduziria severamente a permeabilidade dos filtros, o que acarretaria em baixíssimas taxas de filtração, e nem ténue a ponto de proporcionar muito espaço poroso, e permitisse a rápida passagem da água. A compressão deve ser o suficiente para causar uma redução do volume inicial da serragem entre 10 e 20% (MAGALHÃES, 2005). Sendo assim, foi adotada uma redução de 20%, uma vez que a serragem de pinus possui elevado espaço poroso em comparação com as demais.

Entre as camadas de brita, foram instalados tubos PVC DN 25 mm perfurados, tanto para melhorar a distribuição da água que chegava ao filtro como para a que saía do mesmo (Figura 2). O efluente drenado deste filtro de serragem era direcionado aos filtros de carvão ativado, que estavam dispostos na sequência (Figura 3).



Figura 2 Dispositivo para drenagem dos filtros (vista superior do FCA)



Figura 3 Filtração sequencial: Filtros de Serragem Madeira (FSM) e Filtros de Carvão Ativado (FCA)

A conexão entre esses dois filtros foi feita por meio de um tubo de PVC DN 25 mm. Este tudo saía da lateral superior do filtro de serragem e conectava-se na parte inferior do filtro de carvão ativado (Figura 3).

Tanto os filtros de serragem como os de carvão ativado tiveram filtragem por escoamento ascendente, o que se imagina que melhora a qualidade da filtragem, uma vez que tende a diminuir os riscos de colmatação do material filtrante. Por conta disso, ambos os filtros trabalharam totalmente saturados (Figura 3).

Para coleta do efluente nos filtros de serragem foram usados registros, os quais foram instalados na tubulação de ligação entre os dois filtros, próximo à saída do filtro de serragem.

4.2.2. Filtro de Carvão Ativado (FCA)

4.2.2.1. Caracterização do Carvão Ativado

O carvão ativado havia sido comprado há mais de um ano para realização dos testes preliminares, por conta disso foi necessário analisar algumas características para observar se ainda eram as mesmas mencionadas na embalagem. Portanto as características reavaliadas foram:

- **Análise granulométrica**

A análise granulométrica do carvão ativado foi realizada em triplicatas por meio de peneiramento sequencial, as peneiras utilizadas foram as de número 7 (2,80 mm) e 35 (0,50 mm). Segundo o fabricante, o carvão tinha mais de 90% da granulométrica entre o intervalo das peneiras de número 8 (2,36 mm) e 30 (0,60 mm). Foram usadas peneiras de nº 7 e 35 porque eram as disponíveis e as mais próximas das usadas pelo fabricante. O teste foi executado para a comprovação desta informação. Para isso, peneirou-se 100 g do carvão ativado, previamente seco em estufa a 105 ± 5 °C durante 24 horas, a massa que passou pela peneira de nº 7 e ficou retida na de nº 35 foi quantificada, esta foi relacionada com a massa inicial de 100 g, e determinou-se a sua porcentagem.

- **Massa específica aparente**

A determinação da massa específica aparente foi realizada em triplicatas no Laboratório de Hidráulica do Departamento de Engenharia Agrícola da UFV e seguiu a normativa da ABNT NBR 12076 (1991).

Primeiramente, secou-se em estufa a uma temperatura de $130\pm 5^{\circ}\text{C}$ uma massa de carvão ativado, suficiente para encher três provetas de 100 mL, durante um período de 3 horas, e as três provetas de 100 mL, durante 30 minutos. Após o resfriamento das provetas e do carvão em dessecador, até atingir a temperatura ambiente, a massa das provetas foram medidas. Em seguida, cada proveta foi preenchida com carvão ativado até a marca de 100 mL, este conjunto foi pesado e anotou-se o seu valor. Depois, sobre uma superfície coberta com um pano, o fundo da proveta foi batido algumas vezes até que não houvesse mais redução do volume do carvão dentro dela, e anotou-se o volume do carvão em seguida. A massa específica aparente do carvão ativado foi calculada utilizando a Equação 4.

$$\rho_a = \frac{m_2 - m_1}{v} \quad (4)$$

em que:

ρ_a – Massa específica aparente do carvão ativado, $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$;

m_1 – Massa da proveta, g;

m_2 – Massa da proveta com carvão ativado, g; e

v – Volume do carvão ativado após a compactação, cm^3 .

- **Umidade máxima**

A determinação da umidade máxima foi realizada em triplicatas no Laboratório de Hidráulica do Departamento de Engenharia Agrícola da UFV de acordo com método de secagem em estufa da norma ASTM D 2867-04. Esse valor de umidade máxima é importante, uma vez que representa a quantidade de água que está contribuindo com a massa total do carvão.

A norma ASTM D 2867-04 estabelece que se deve pesar de 1 a 2 g de carvão ativado quando o mesmo passar em peneira de nº 50, que corresponde a abertura de 48 mesh ou 0,3 mm segundo a ABNT/ASTM, e de 5 a 10 g quando o carvão não passa por ela. Como o carvão em estudo não passa pela peneira de nº 30, que possui abertura de 0,6 mm, usou-se 10 g de carvão ativado. Primeiramente, pesaram-se três béqueres de 50 mL, e em seguida, já com uma massa de aproximadamente 10 g de carvão, pesou-os novamente.

Feito isso, os béqueres com as amostras foram levadas à estufa a $150\pm 5^{\circ}\text{C}$ por um período de 3 horas. Decorrido este tempo, as mostras foram retiradas da estufa, esfriadas em dessecador a temperatura ambiente e pesadas. A umidade do carvão ativado foi calculada pela Equação 5.

$$U = \frac{m_1 - m_2}{m_2 - m_3} 100 \quad (5)$$

em que:

U – Umidade do carvão ativado, %;

m_1 – Massa do béquer com carvão ativado úmido, g;

m_2 – Massa do béquer com carvão ativado seco em estufa, g; e

m_3 – Massa do béquer, g.

4.2.2.2. Montagem do FCA

Os filtros de carvão ativado foram construídos de PVC DN 250 mm, estes também foram fechados em ambas as extremidades. Cada filtro foi preenchido com um volume correspondente a uma altura de 30 cm de carvão ativado. Camadas de brita “zero” foram acomodadas neste filtro, uma na parte inferior e outra na superior, semelhante ao filtro de serragem. A cada 10 cm de camada de carvão ativado, um registro de PVC ($\varnothing 1/2''$) foi instalado para coleta do efluente para análise, portanto, três alturas (10, 20 e 30 cm), sendo que cada altura constituiu um tratamento (Figura 3). Porém, apenas o último registro (o superior) ficou aberto durante a filtração, os demais (10 e 20 cm) foram usados apenas no momento da coleta do efluente. Estes registros estavam conectados com o interior do filtro através de tubos de PVC DN 25 mm, perfurados, os quais foram os responsáveis pela drenagem e coleta do efluente para análise (Figura 2).

A filtração neste filtro também foi por fluxo ascendente, logo, funcionou totalmente saturado.

4.3. Condução do experimento

Após instalação dos filtros, procedeu-se a medição de vazão. Para isso, utilizaram-se provetas graduadas de 500 mL e um cronômetro. Registros foram instalados na saída do tanque receptor para controle efetivo da vazão desejada ($140 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$). A vazão foi medida várias vezes até que houvesse uma estabilização da mesma. Antes de cada coleta, a vazão era novamente aferida, uma vez que, havia certa variação na mesma, isso ocorria devido ao processo natural de obstrução e desobstrução dos filtros por partículas presentes na água cinza, e, também, por causa do próprio rearranjo do material filtrante.

Leituras diárias do hidrômetro eram feitas pelo proprietário da casa. Dessa forma, foi possível quantificar o volume de água cinza produzido diariamente pela residência.

A água tratada era direcionada para um reservatório, onde ficava armazenada, e o seu uso, dependeria da qualidade final da água tratada. Esta poderia ser usada para irrigação na agricultura, para limpeza de implementos e ferramentas agrícolas, em alguns usos domésticos como lavagens de calçadas e descargas em bacias sanitárias, entre outros (JEFFERSON *et al.*, 1999; ERIKSSON *et al.*, 2002; OTTOSON & STENSTRÖM, 2003; FIORI, 2006; NYONZIMA, 2007).

Porém, por precaução, como não foi feita análises de sódio e nem de cálcio e magnésio para verificar a Razão de Adsorção de Sódio (RAS), ficou decidido que está água não poderia ser usada diretamente na agricultura na forma de irrigação. Essas análises não foram feitas, pois não era objetivo do estudo. Além disso, como não se sabia, até então, o grau de contaminação da água cinza local por microrganismos patogênicos, e como o sistema não tinha uma etapa de desinfecção propriamente dita, foi decidido que esta água não seria reutilizada antes que as análises de qualidade da mesma fossem realizadas. Pensando nisso, foi instalado um ladrão no reservatório, o qual foi conectado a um sumidouro que já havia no local, o qual era usado como destino final do tratamento das águas negras geradas na residência.

4.4. Coletas das amostras para análises físicas, químicas e microbiológicas da água cinza

As coletas foram realizadas semanalmente durante o período de um mês. Para isso, foram usadas garrafas PET devidamente lavadas, em seguida as amostras eram acondicionadas em caixas de isopor com gelo (Figura 4) e conduzidas ao laboratório.

Os pontos de coletas foram três: o primeiro no tanque receptor (entrada do sistema), o segundo na saída dos filtros de serragem de madeira e o terceiro na saída dos filtros de carvão ativado, sendo que em cada filtro de carvão foram três coletas distintas. Dessa forma, possibilitou discriminar a contribuição de cada filtro no processo de tratamento da água, e ao mesmo tempo saber a eficiência geral em cada combinação de filtros.



Figura 4 Amostragem da água cinza para análises

Ressalta-se que uma única amostra coletada no tanque receptor serviu como dado de entrada (afluente) para todos os três filtros de serragem. Da mesma forma, as amostras coletadas nas saídas (efluente) de cada filtro de serragem (40, 60 e 80 cm) serviram como afluentes para as três alturas dos filtros de carvão, dentro do mesmo sistema, foi baseado nesse raciocínio que se calculou a eficiência global do sistema e a individual de cada FSM e FCA.

Sendo assim, o número total de amostras coletas por semana foi 13 (1 no tanque receptor, 3 nos filtros de serragem e 9 nos filtros de carvão ativado).

As variáveis analisadas foram:

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Condutividade Elétrica (CE), Potencial Hidrogeniônico (pH), Turbidez (Tu), Sólidos Totais (ST), Sólido Suspensos Totais (SST), Detergentes e Coliformes Fecais (*Escherichia coli*).

As análises da água cinza foram realizadas no Laboratório de Qualidade da Água (LQA) do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da Universidade Federal de Viçosa (UFV). Estas seguiram as recomendações propostas em *Standard methods for the examination water and wastewater* (APHA, 2005). Os equipamentos e técnicas utilizados estão listados na Tabela 5.

Tabela 5 Equipamentos e técnicas utilizadas nas análises da qualidade da água.

Variável	Método/equipamento
Demanda Química de Oxigênio	Oxidação química em refluxo aberto
Demanda Bioquímica de Oxigênio	Método iodométrico
Série de sólidos (ST e SST)	Método gravimétrico com uso de estufa e filtração em membrana de fibra de vidro.
Detergentes	Determinação de surfactantes aniônicos
Turbidez	Turbidímetro de bancada
Potencial hidrogeniônico	Peagâmetro de bancada
Condutividade elétrica	Condutivímetro de bancada

Análises de coliformes termotolerantes (*E. coli*) foram efetuadas para determinação do grau de contaminação fecal da água cinza, pois esses microrganismos, apesar de não serem patogênicos, são usados como indicadores da presença de organismos entéricos patogênicos, uma vez que estes organismos indicadores também estão presentes no trato gastrointestinal de animais de sangue quente. As contagens de coliformes fecais foram realizadas por meio de um teste comercial, Auto-análise Colilert (AC), também

chamado meio mínimo ONPG-MUG (MMO-MUG), baseado na Tecnologia dos Substratos Definidos (DST), como o auxílio da luz UV. Os resultados foram expressos em Número Mais Provável (NMP) por 100 mL de água cinza.

A análise estatística dos resultados físico, químicos e microbiológicos foi realizada utilizando o software Excel[®] 2010 para obtenção da estatística descritiva dos parâmetros analisados (média e desvio padrão). Foram feitas quatro (04) coletas semanais durante um mês. A determinação da eficiência de remoção dos parâmetros analisados para a qualidade da água foi obtida através da Equação 6.

$$E = \frac{C_0 - C_f}{C_0} 100 \quad (6)$$

em que:

E – Eficiência de remoção (%);

C_0 – Concentração inicial; e

C_f – Concentração final.

A eficiência de remoção dos parâmetros analisados foram divididas em duas: eficiência global e eficiência individual. A eficiência global, como o nome sugere, é quando analisa o sistema como um todo (FSM + FCA). Já a eficiência individual determina o desempenho de cada tipo de filtro, ou seja, a eficiência de cada FSM e a eficiência de cada FCA. Ambas são calculadas pela equação 6, o que muda é a C_0 e a C_f .

Eficiência global:

C_0 – Concentração inicial (água cinza bruta); e

C_f – Concentração final (na saída de cada FCA).

Eficiência individual dos FSM:

C_0 – Concentração inicial (água cinza bruta); e

C_f – Concentração final (na saída de cada FSM).

Eficiência individual dos FCA:

C_0 – Concentração inicial (efluente do FSM); e

C_f – Concentração final (na saída de cada FCA).

Essa concentração inicial (efluente do FSM) é a referência para os três FCA que estão na sequência do respectivo FSM. Por exemplo, o efluente do FSM 40 serve como afluente (C_0) para os FCA 40x10, FCA 40x20 e FCA 40x30, e assim é para os FSM 60 e FSM 80 e seus respectivos FCA.

O experimento foi constituído de 12 tipos de filtro, sendo eles:

Filtro 1 – Filtro de Serragem de Madeira 40 cm (FSM 40).

Filtro 2 – Filtro de Serragem de Madeira 60 cm (FSM 60).

Filtro 3 – Filtro de Serragem de Madeira 80 cm (FSM 80).

Filtro 4 – Filtro de Carvão Ativado 10 cm precedido pelo FSM 40 (FCA 40x10).

Filtro 5 – Filtro de Carvão Ativado 20 cm precedido pelo FSM 40 (FCA 40x20).

Filtro 6 – Filtro de Carvão Ativado 30 cm precedido pelo FSM 40 (FCA 40x30).

Filtro 7 – Filtro de Carvão Ativado 10 cm precedido pelo FSM 60 (FCA 60x10).

Filtro 8 – Filtro de Carvão Ativado 20 cm precedido pelo FSM 60 (FCA 60x20).

Filtro 9 – Filtro de Carvão Ativado 30 cm precedido pelo FSM 60 (FCA 60x30).

Filtro 10 – Filtro de Carvão Ativado 10 cm precedido pelo FSM 80 (FCA 80x10).

Filtro 11 – Filtro de Carvão Ativado 20 cm precedido pelo FSM 80 (FCA 80x20).

Filtro 12 – Filtro de Carvão Ativado 30 cm precedido pelo FSM 80 (FCA 80x30).

4.5. Armazenamento da água cinza e seus problemas subsequentes

Na tentativa de melhorar o tratamento da água cinza, foi decidido desenvolver uma forma de armazenar, momentaneamente, o efluente a ser tratado. Pois, segundo Dixon *et al.* (1999), se a água cinza for estocada antes do tratamento, existe a vantagem de alguns sólidos primários ficarem retidos antes de chegarem ao sistema de tratamento. Sendo assim, uma tubulação na forma de “U” invertido foi instalada entre a saída do tanque receptor e a entrada do FSM (Figura 5). Esse tubo em “U” invertido servia como uma espécie de “sifão”, assim, a água só chegaria ao filtro de serragem após atingir um

determinado nível dentro do tanque receptor, esse nível seria igual à altura máxima do tubo em “U”. Dessa forma, a água cinza sempre ficaria estocada neste tanque, e à medida que chegasse mais água cinza, a filtração iria acontecendo.

Ainda na Figura 5, o tubo em “U” invertido está indicado pela elipse vermelha. A reta em vermelho mostra o nível mínimo que água deveria estar dentro do tanque receptor para que houvesse o processo de filtração. Deste nível até a borda superior do tanque receptor correspondia ao volume livre para que não ocorresse extravasamento, caso houvesse uma produção excessiva de água cinza. Mesmo assim, foi instalado um ladrão para evitar que isso ocorresse (indicado pela seta verde).

Porém, no decorrer do experimento, notou-se que no tanque receptor, a água cinza começou a adquirir um aspecto muito estranho, com características visuais e olfativas muito semelhantes às de um esgoto bruto. Cerca de duas semanas depois do início do experimento, foi observada a presença de larvas dentro do tanque receptor (Figura 6). Por conta disso, foi necessário lavá-lo.

Na tentativa de diminuir o problema devido ao armazenamento da água cinza, um registro foi instalado, este tinha a função de isolar o tubo em “U” invertido, com isso o nível dentro do tanque receptor foi menor, e, conseqüentemente, menos água cinza ficava armazenada. Esse registro pode ser visualizado na Figura 5 indicado por uma seta preta.

Segundo Bazzarella (2005), a água cinza, quando armazenada sem tratamento, decompõe-se rapidamente, consumindo o oxigênio, tornando-se anaeróbia e exalando mau cheiro, assim como as águas negras. Conseqüentemente, o sucesso dos tratamentos das águas cinza está ligado à utilização de processos que as tratem antes de se tornarem anaeróbias.

Concluiu-se, portanto, que o armazenamento da água cinza, apesar de propiciar uma redução nos sólidos primários (DIXON *et al.*, 1999), pode ser ruim, pois leva à putrefação da mesma, ainda mais se houver muita matéria orgânica, como foi o caso em estudo.



Figura 5 Detalhamento do tubo em "U" invertido e do ladrão usado no tanque receptor.



Figura 6 Aspecto desagradável e presença de larvas na água cinza bruta.

5.0. Resultados e discussão

5.1. Caracterização da serragem de madeira e do carvão ativado

Estão apresentados nas Tabela 6 e Tabela 7 as principais características da serragem de madeira e do carvão ativado, respectivamente, usados neste estudo.

Tabela 6 Características da serragem de madeira.

Características da serragem de madeira	Unidade	Valor
Massa específica	g.cm^{-3}	0,088
Porosidade total	$\text{cm}^3.\text{cm}^{-3}$	0,93

Tabela 7 Características do carvão ativado obtidas em laboratório comparadas com as fornecidas pelo fabricante.

Características do carvão ativado	Valores	
	Laboratório	Fabricante
Umidade máxima	12,6%	8%
Massa específica aparente	$0,47 \pm 0,01 \text{ g.cm}^{-3}$	$0,50 \pm 0,05 \text{ g.cm}^{-3}$
Granulometria (8x30 mesh)	99,52%*	90%
pH	-	Alcalino
Aspecto	-	Granulado, preto, insípido e inodoro.

* Granulometria obtida entre as peneiras de nº 7 (7 mesh) e nº 35 (32 mesh).

Analisando as características físicas da serragem de madeira é possível notar que se trata de um meio filtrante bastante “leve” e poroso, pois apresentou massa específica de $0,088 \text{ g.cm}^{-3}$, a qual é bem menor que a da água ($1,0 \text{ g.cm}^{-3}$), e porosidade de $0,93 \text{ cm}^3.\text{cm}^{-3}$ (Tabela 6), ou seja, 93% dessa serragem é formado por poros. Por isso que foi necessário compactá-la

na ordem de 20% em relação ao seu volume inicial, como recomendado por Magalhães (2005).

As características do carvão ativado analisadas em laboratório foram um pouco diferentes das fornecidas pelo fabricante, principalmente a umidade máxima, de 12,6% obtido em laboratório e de 8% pelo fabricante (Tabela 7). O valor superior da classe granulométrica, de 99,2%, é admissível, em comparação à fornecida pelo fabricante, de 90%, pois as análises feitas no laboratório foram com peneiras que proporcionaram uma faixa de granulometria mais ampla, cujas peneiras foram de 7 e 32 mesh, enquanto o fabricante usou de 8 e 30 mesh. Apenas a massa específica foi semelhante em ambos os casos, de 0,47 g.cm⁻³ e 0,50 g.cm⁻³ (Tabela 7), respectivamente.

5.2. Caracterização da água cinza

Na Tabela 8 estão apresentadas as concentrações médias dos parâmetros analisados para a água cinza bruta, o que caracteriza sua contaminação.

Tabela 8 Caracterização da água cinza bruta gerada pela residência rural (valor médio ± desvio padrão).

Parâmetros	Unidade	Concentração
DQO	mg.L ⁻¹	1.614±606
DBO	mg.L ⁻¹	775±175
ST	mg.L ⁻¹	1.085±551
SST	mg.L ⁻¹	179±76
Surfactantes	mg.L ⁻¹	1,34±0,27
TU	UNT	326±53
pH	-	4,76±0,33
CE	µS.cm ⁻¹	369±57
CF (<i>E. coli</i>)	NMP.100 mL ⁻¹	2,41x10 ⁵

Os valores médios de DQO e DBO do afluente foram $1.614 \pm 606 \text{ mg.L}^{-1}$ para DQO e $775 \pm 175 \text{ mg.L}^{-1}$ para DBO (Tabela 8), e estão acima dos relatados por Von Sperling (2005), 600 mg.L^{-1} para DQO e 300 mg.L^{-1} para DBO. Jordão e Pessoa (2005) classificam o esgoto bruto quanto à carga orgânica em esgoto fraco, médio ou forte; sendo forte, quando valores de DQO e DBO forem iguais ou superiores a 800 e 400 mg.L^{-1} , respectivamente. A água cinza estudada neste trabalho seria classificada, portanto, como esgoto forte. Outros autores detectaram concentrações de matéria orgânica semelhantes a estas em seus trabalhos, como foi o caso de Bazzarella (2005), que encontrou concentrações de DQO variando de 521 a 1.712 mg.L^{-1} , e para DBO de 165 a 633 mg.L^{-1} . Halalshah *et al.* (2008), ao estudarem as águas cinza de áreas rurais da Jordânia, encontraram valores muito altos de carga orgânica, onde as concentrações médias de DQO e DBO foram de 2.568 mg.L^{-1} e 1.056 mg.L^{-1} , respectivamente.

Os valores de DQO e DBO da água cinza bruta variaram bastante durante as amostragens, isso pode ter sido por causa das variações naturais da qualidade das águas cinza que são produzidas diariamente em uma residência, pois essa qualidade depende das atividades e da rotina da casa (NOLDE, 1999; RAPOPORT, 2004; MAGRI, 2008). Nos dias em que há mais lavagem de panelas sujas e outros utensílios domésticos, a concentração de DQO e DBO pode ser elevada, devido à alta carga orgânica oriundas de restos de comida. Contudo, no dia de lavagem de roupas na casa, a quantidade de água cinza gerada dessa fonte é grande, fazendo com que a concentração da matéria orgânica da água cinza seja menor, pois há uma diluição maior.

As características das águas cinza variam muito, dependendo do local, dos hábitos e quantidade de moradores na residência, da água de abastecimento, entre outros fatores (NOLDE, 1999; ERIKSSON, 2002; RAPOPORT, 2004; NSW HEALTH, 2007). Segundo Leal *et al.* (2011), o baixo consumo de água pode explicar a alta concentração de matéria orgânica na água cinza, como ocorreu na zona rural da Jordânia e da África do Sul, onde a DQO variou de 1.352 a 4.770 mg.L^{-1} .

Os resultados obtidos para ST, SST e turbidez foram de $1.085 \pm 551 \text{ mg.L}^{-1}$, $179 \pm 76 \text{ mg.L}^{-1}$ e $369 \pm 57 \text{ UNT}$ (Tabela 8), respectivamente. Segundo Von Sperling (2005) as concentrações médias típica de ST e SST para esgoto doméstico é de 1100 mg.L^{-1} e 350 mg.L^{-1} , respectivamente. Isso mostra que a

concentração de ST se assemelha a do esgoto doméstico, por outro lado, a de SST está abaixo.

Esses valores de sólidos presentes na água podem estar relacionado aos hábitos da família, que lançavam na pia da cozinha restos de comida que estavam aderidos às panelas, além da borra de café. E, em uma pia da área de serviço (tanque), eram lavados diversos objetos, como lonas sujas de barro, calçados, recipientes de água e de ração dos animais domésticos, entre outras.

Alguns autores obtiveram valores variados de sólidos, como Halalsheh *et al.* (2008), que encontraram concentração de 845 mg.L⁻¹ para SST, já Al-Mughalles (2012), ao estudar a água cinza na República do Iêmen, obteve uma variação de SST de 45-330 mg.L⁻¹. Zabrocki *et al.* (2005) detectaram uma grande variação de turbidez nas águas cinza de 19,7 a 189,0 UNT.

Os resultados dos estudos realizados por Bazzarella (2005) evidenciam a importância do efluente da cozinha para as características da água cinza. Pois, enquanto que, para as amostras de lavatório, os resultados médios de turbidez, SST e ST foram 158 UNT, 146 mg.L⁻¹ e 500 mg.L⁻¹, respectivamente, para as amostras de cozinha, foram, 250 UNT, 336 mg.L⁻¹ e 2.160 mg.L⁻¹, demonstrando que o efluente de cozinha tem maior potencial poluidor.

A água cinza estudada mostrou-se ser um pouco ácida, uma vez que seu valor médio de pH foi de 4,76±0,33. Segundo Eriksson (2002), os valores de pH podem variar de 5 a 8 em águas cinza. Entretanto, Rapoport (2004) obteve valores de pH na faixa de 4,7-7,5. Também foi medido o pH da água consumida da residência, pois o pH da água cinza depende basicamente do pH da água de abastecimento, porém, os valores obtidos foram maiores que os encontrados na água cinza bruta. A média do pH da água limpa foi de 5,56±0,27. Dessa forma, imagina-se que esse baixo valor de pH da água cinza pode estar relacionado à liberação de CO₂ no tanque receptor (um dos subprodutos da degradação da matéria orgânica), que, ao ser transformado em ácido carbônico na água, aumenta a sua acidez (COHIM, 2007).

A condutividade elétrica (CE) foi de 369±57 µS.cm⁻¹, semelhante aos encontrados na literatura. Bazzarella (2006) encontrou valores de CE variando de 307 a 600 µS.cm⁻¹. Já Ledin (2001) obteve valores menores a esta última autora, variando de 48 a 472 µS.cm⁻¹.

A concentração de surfactantes (detergentes) desta água cinza, de 1,34±0,27 mg.L⁻¹, é considerada baixa, pois, foi menor que 2,0 mg.L⁻¹, valor

máximo para que a água residuária possa ser lançada em um corpo hídrico, sem prejudicá-lo, segundo COPAM/CERH-MG (MINAS GERAIS, 2008). Segundo Jefferson (1999) os teores de surfactantes na água cinza estão na faixa de 7,9 – 110 mg.L⁻¹. Entretanto, Li *et al.* (2009) afirmam que, para um possível reúso da água cinza na irrigação, o nível de surfactante aniônico não deve ultrapassar 1,0 mg.L⁻¹, para não causar clorose às plantas e hidrofobia no solo.

É notável a alta contaminação fecal da água cinza estudada, que apresentou concentração média de *E. coli* de 2,41x10⁵ NMP.100 mL⁻¹ (Tabela 8). Alexandre (2011) encontrou valores parecidos a estes, com concentração média de *E. coli* de 2,4x10⁵ NMP.100 mL⁻¹. Halalsheh *et al.* (2008), em seus estudos sobre águas cinza na zona rural da Jordânia, detectaram valores similares, com concentração média de *E. coli* de 2,0x10⁵ NMP.100 mL⁻¹.

Esse elevado número de coliformes fecais na água cinza pode estar relacionado a alguns motivos: era um hábito da família se alimentar dos animais domésticos (galinha, coelho, pato, entre outros), e limpavam-nos na pia da cozinha, a qual estava conectada à linha de derivação da água cinza. Esses animais são de sangue quente e, portanto, possuem *E. coli* em seu trato gastrointestinal; outro fato observado é que eles lavavam os recipientes que os animais bebiam água no tanque da área de serviço, nos quais havia fezes dos animais, o que, provavelmente, serviu como fonte de *E. coli*. Além disso, a limpeza de alimentos e roupas contaminados com fezes, a lavagem das mãos e o banho podem ser fontes adicionais de contaminação fecal (OTTOSON & STENSTRÖM, 2003; RAPOPORT, 2004; ZABROCKI *et al.*, 2005).

5.3. Desempenho dos Filtros de Serragem de Madeira (FSM)

As eficiências obtidas para os filtros de serragem de madeira (FSM), no geral, foram razoáveis para remoção de ST, sendo de 55,2% (de 1085,0 mg.L⁻¹ para 593,2 mg.L⁻¹)*, 45,5% (de 1085,0 mg.L⁻¹ para 422,1 mg.L⁻¹)* e 39,2% (de 1085,0 mg.L⁻¹ para 593,2 mg.L⁻¹)* para os filtros de 80, 60 e 40 cm de altura, respectivamente (Figura 7).

*Concentrações médias - A eficiência média foi calculada a partir das eficiências de cada amostragem.

Lo Monaco (2001) tratou Água Residuária de Suinocultura (ARS) em um filtro com serragem de madeira e obteve eficiência de remoção de ST variando de 60 a 70% (de 3400 mg.L⁻¹ para 1360-1020 mg.L⁻¹), entretanto, quando se trabalhou com bagaço de cana-de-açúcar picado, a eficiência variou de 40 a 75% (de 3400 mg.L⁻¹ para 1360-850 mg.L⁻¹). Em outro estudo realizado por Lo Monaco (2002), o filtro de serragem de madeira, ao tratar água residuária de despolpa do fruto do cafeeiro (ARC), apresentou eficiência de remoção de ST de 65%. Esses resultados foram maiores que os do presente estudo, pois as águas residuárias tratadas eram mais concentradas, no caso da ARS era de 3400 mg.L⁻¹ contra 1085 mg.L⁻¹ de ST para a água cinza, logo a eficiência de remoção tende a ser maior, pois quanto maior a concentração de sólidos na água, maior as chances destes ficarem retidos nos filtros, o que aumenta a eficiência do sistema; esse raciocínio é válido para os demais parâmetros. No caso da ARC o volume filtrado foi de apenas 15 L, o que mostra o pouco tempo de uso deste filtro, já este trabalho teve filtração contínua durante um mês, sendo, portanto, mais exigido.

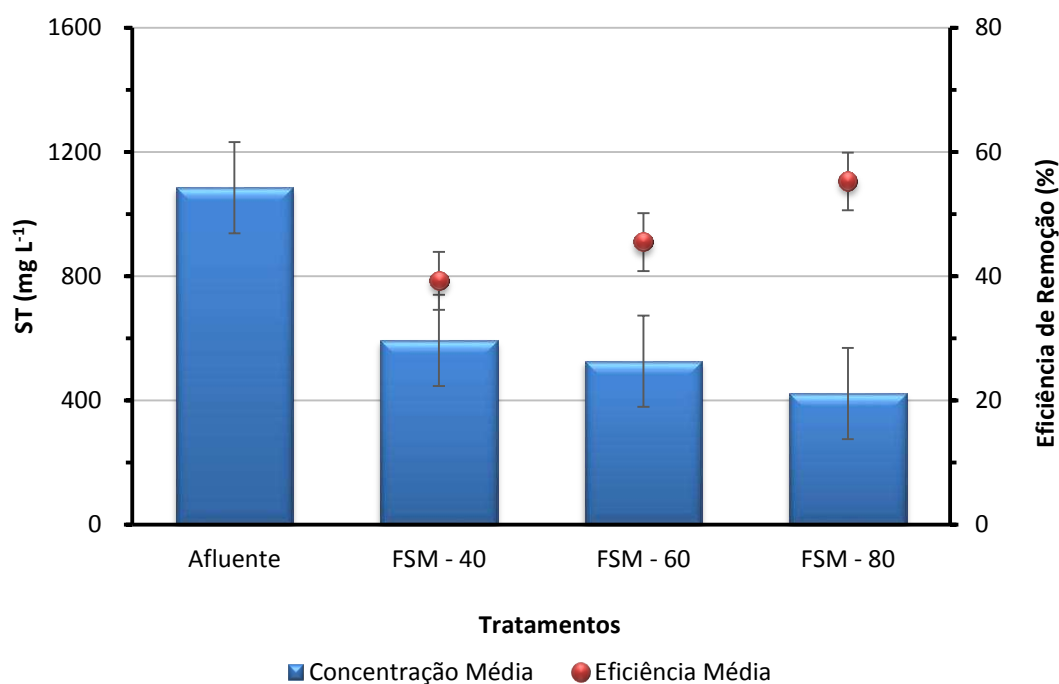


Figura 7 Desempenho médio dos filtros de serragem de madeira com relação à remoção de sólidos totais (concentração média e eficiência média).

Em compensação, a eficiência de remoção de SST foi bem mais expressiva (Figura 8). O FSM 80 foi também o de melhor desempenho, com eficiência média de 82,4% (de 179,0 mg.L⁻¹ para 28,5 mg.L⁻¹), seguidos pelos FSM 60 e FSM 40, com 75,3% (de 179,0 mg.L⁻¹ para 43,0 mg.L⁻¹) e 68,4% (de 179,0 mg.L⁻¹ para 53,0 mg.L⁻¹), respectivamente. Isso mostra que os filtros orgânicos desempenharam bem a sua principal função, que era a de remover sólidos em suspensão. Contudo, mesmo com essa alta eficiência de remoção de SST, essa água ainda não estaria apta ao seu reúso (considerando apenas esse parâmetro), pois, segundo a ANA, FIESP & SINDUSCON-SP (Brasil, 2005), a concentração máxima de sólidos suspensos na água tratada não deve ultrapassar 5,0 mg.L⁻¹, enquanto que o melhor resultado foi encontrado pelo FSM 80 com um teor médio de 28,5±15 mg.L⁻¹. Porém, se fossem considerar as bases alemãs ou mesmo as americanas, esta água seria passível de reúso, pois, para estes países, a concentração máxima de SST é de 30 mg.L⁻¹ (Tabela 4), isso mostra que a legislação nacional, para reúso de água, é mais rígida que as destes países.

Magalhães *et al.* (2005) testaram diferentes alturas de serragem de madeira e bagaço de cana-de-açúcar como material filtrante no tratamento de Água Residuária de Suinocultura (ARS), variando de 1,0 a 2,2 m. Os autores obtiveram resultados muito bons em termos de eficiência, sendo que as taxas de remoção de sólidos em suspensão (SST) e de sólidos totais (ST) variaram, respectivamente, de 90 a 99% e de 43 a 57%, utilizando-se filtros de serragem de madeira, e de 81 a 96% e de 50 a 56%, usando-se filtros de bagaço de cana-de-açúcar. Porém, esses ensaios tiveram duração de algumas horas apenas e as espessuras das camadas filtrantes eram maiores, ao contrário do presente estudo, que durou um mês de tratamento ininterrupto e a camada filtrante maior era de 80 cm.

Foi observada uma tendência de aumento da eficiência de remoção de SST em todos os filtros de serragem de madeira (Figura 9), pois houve uma nítida queda nas concentrações, mesmo quando o afluente teve um teor alto de SST, como foi no caso da 4^a amostragem. Isso pode ser explicado porque à medida que a filtração ocorre, os vazios vão sendo obstruídos pelas partículas, reduzindo o diâmetro dos poros e passando, por conseguinte, a eliminar partículas de diâmetros cada vez menores (POVINELLI & MARTINS, 1973).

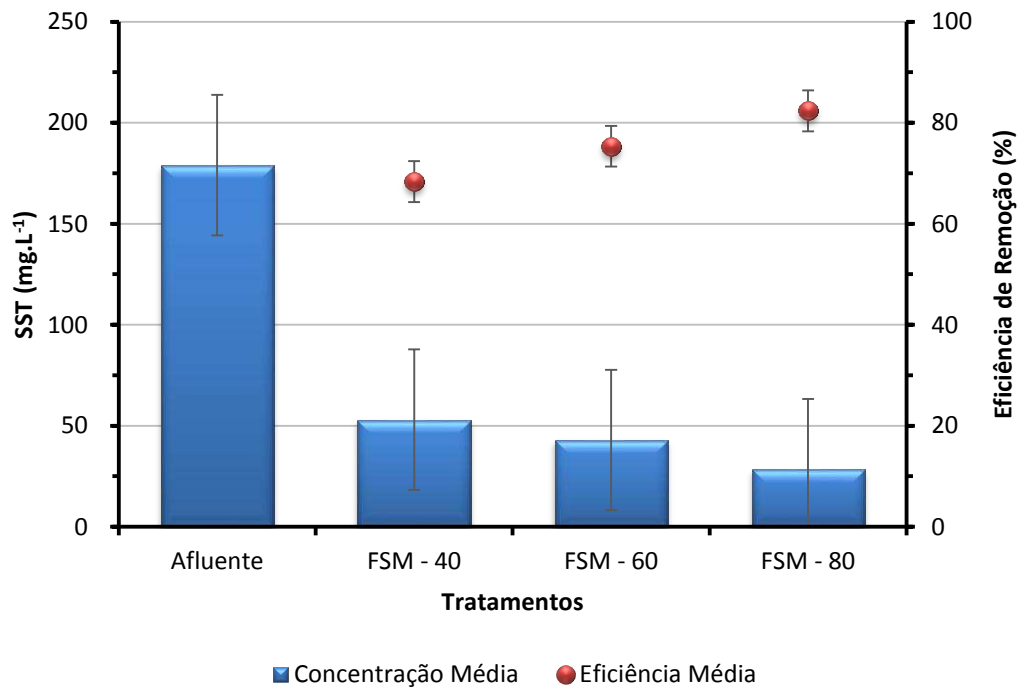


Figura 8 Desempenho médio dos filtros de serragem de madeira com relação à remoção de sólidos suspensos totais (concentração média e eficiência média).

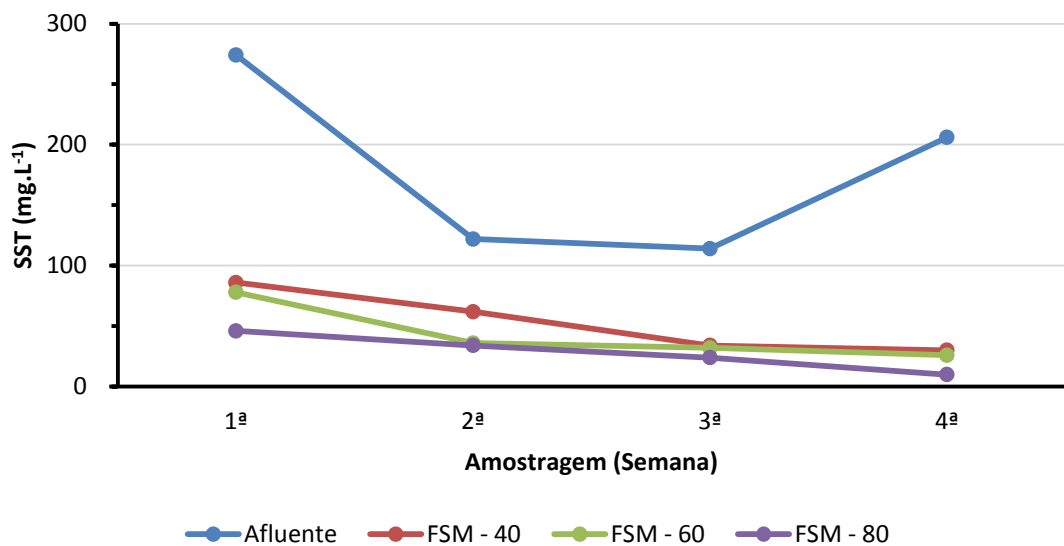


Figura 9 Desempenho ao longo do tempo dos FSM na remoção de SST

A remoção da turbidez foi alta, e novamente, o FSM 80 foi, em média, o mais eficiente com 87,6% (de 326,3 UNT para 39,6 UNT), enquanto nos FSM 60 e FSM 40 foram observados valores médios de 85,4% (de 326,3 UNT para 47,1 UNT) e 82,8% (de 326,3 UNT para 55,1 UNT) (Figura 10). Porém,

considerando apenas esse parâmetro, para um possível reúso da água cinza tratada, esta água estaria inapta, segundo a ANA, FIESP & SINDUSCON-SP (Brasil, 2005) e a ABNT-NBR 13.969 (1997) que exigem uma água com turbidez máxima de 2,0 UNT e 10,0 UNT, respectivamente, para ser reutilizada. Entretanto, o melhor resultado foi do FSM 80 cuja turbidez média de 40,0 UNT, valor este bem acima do máximo permitido.

Magri *et al.* (2008), ao conduzirem um sistema de filtragem para tratamento de água cinza composto por um filtro anaeróbio de brita seguido por um filtro aeróbio de areia, obtiveram eficiência média de remoção da turbidez de 91% (de 174,4 UNT para 15,2 UNT). Estes valores, em termo de porcentagem de remoção foram próximos aos do FSM 80, porém foram melhores quando comparados à turbidez média final da água cinza tratada. Os resultados das análises de turbidez ratificam os valores de SST obtidos, pois, a turbidez está diretamente relacionada com o teor de sólidos em suspensão presentes na água (RAPOPORT, 2004; VON SPERLING, 2005).

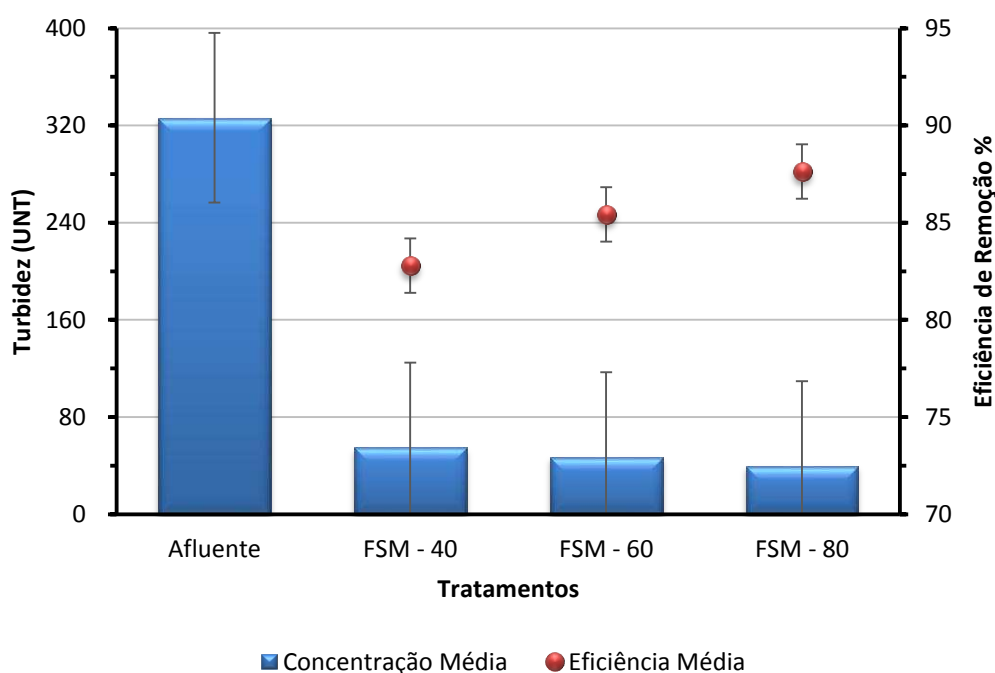


Figura 10 Desempenho médio dos filtros de serragem de madeira com relação à remoção de turbidez (concentração média e eficiência média).

Houve uma pequena redução, em porcentagem, tanto da DQO como da DBO obtida pelos FSM (Tabela 9). Porém, houve remoção de níveis

considerados de matéria orgânica da água cinza. Foi observado maior remoção deste tipo de poluente no FSM 80, com concentrações finais médias para DQO e DBO de 1613,9 mg.L⁻¹ para 713,1 mg.L⁻¹, e de 774,8 mg.L⁻¹ para 415 mg.L⁻¹, respectivamente. Nos FSM 60 e FSM 40 os valores foram próximos, porém mais elevados que no FSM 80. As remoções de DQO e de DBO observadas nesses filtros foram de 1613,9 mg.L⁻¹ para 870,1 mg.L⁻¹ e para 496,3 mg.L⁻¹, e de 774,8 mg.L⁻¹ para 496,3 mg.L⁻¹ e para 500,1 mg.L⁻¹, respectivamente, o que mostra que estes últimos filtros foram menos eficientes que o primeiro. No FSM 80 a eficiência de remoção foi de 50,0% para DQO e de 44,7 % para DBO, já nos FSM 60 e FSM 40 foram de 41,2% e 34,0%, e de 39,0% e 33,9% para DQO e DBO, respectivamente (Figura 11).

Tabela 9 Média e desvio padrão das concentrações de DQO (mg.L⁻¹) e DBO (mg.L⁻¹) e a remoção média desses parâmetros da água cinza nos FSM analisadas.

Análise	Tratamentos	Média	Remoção
(DQO)	Afluente	1613,9±606	
	FSM - 40	942,3±185	671,6±438,7
	FSM - 60	870,1±88	743,8±616,6
	FSM - 80	713,1±105	900,8±707,8
(DBO)	Afluente	774,8±175	
	FSM - 40	500,1±97	274,7±154,6
	FSM - 60	496,3±100	278,5±179,1
	FSM - 80	415,0±64	359,8±176,8

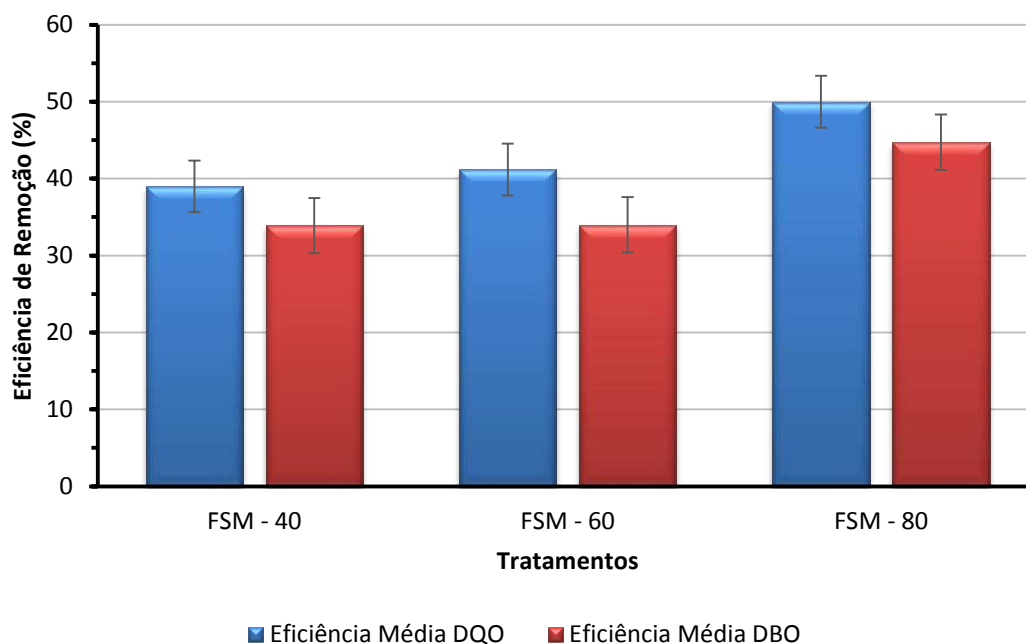


Figura 11 Eficiência média de remoção de DQO e DBO no tratamento de água cinza pelos filtros de serragem de madeira.

Portanto, com base nos resultados apresentados, o filtro de serragem de madeira que apresentou melhor desempenho geral foi o FSM 80, com maiores eficiências de remoção de ST, SST, turbidez, DQO e DBO. No entanto, os resultados não foram muito satisfatórios, evidenciando a necessidade da complementação deste tipo de filtro com outro sistema de tratamento de água residuária, almejando obter uma água tratada capaz de atender as exigências de reúso da água para fins não portáteis.

5.4. Desempenho global dos Filtros de Serragem de Madeira e de Carvão Ativado (FSCA) e desempenho individual dos Filtros de Carvão Ativado (FCA)

O desempenho, em termos de remoção de sólidos totais (ST), dos FCA isoladamente (cuja referência foi o efluente do próprio FSM) e global (quando considera o efeito conjunto do FSM com o FCA (FSCA)) está ilustrada na Figura 13. Isoladamente, o FCA de 30 cm foi o mais eficiente, tendo variação da eficiência média de 29,2% (de 422,1 mg.L⁻¹ para 300,6 mg.L⁻¹) a 37,4% (de 526,3 mg.L⁻¹ para 331,9 mg.L⁻¹), e o menos eficiente foi o FCA 10 cm com

variação média de 8,9% (de 593,2 mg.L⁻¹ para 530,0 mg.L⁻¹) a 19,6% (de 526,3 mg.L⁻¹ para 410,9 mg.L⁻¹) (Figura 12). Porém, essa pequena contribuição pode ser explicada, pois parte dos sólidos totais já foi removida pelos FSM, o que dificultou o incremento da eficiência dos filtros subsequentes.

Contudo, ao analisar o efeito conjunto dos filtros, é notável o ganho de eficiência do sistema como um todo, pois, neste caso, a referência foi a água cinza bruta (afluente), a qual estava mais concentrada. A combinação do FSM 80 com o FCA 30 apresentou maior eficiência de remoção de ST que foi de 68,1% (de 1085,0 mg.L⁻¹ para 300,6 mg.L⁻¹), seguido pelo FSM 60 com FCA 30 com 66,3% (de 1085,0 mg.L⁻¹ para 331,9 mg.L⁻¹), e pelo FSM 80 com FCA 20 com 65,8% (de 1085,0 mg.L⁻¹ para 326,9 mg.L⁻¹), e o menos eficiente foi o FSM 40 com FCA 10 com 44,2% (de 1085,0 mg.L⁻¹ para 530,0 mg.L⁻¹), (Figura 12).

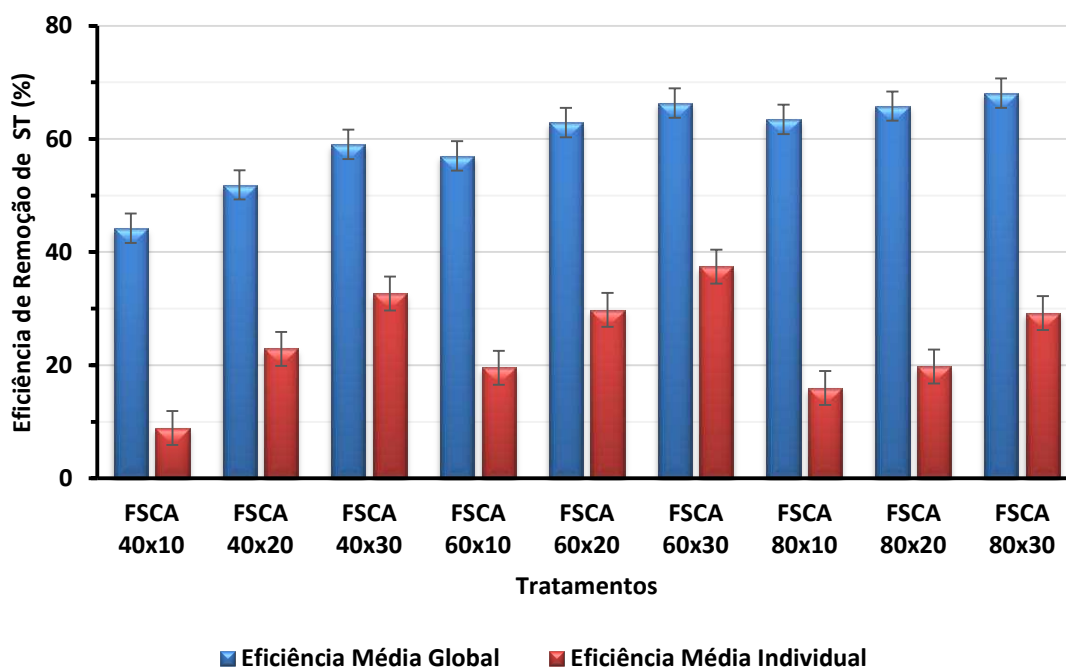


Figura 12 Desempenho individual Filtro de Carvão Ativado (FCA) e global dos Filtros de Serragem de Madeira associados ao Filtro de Carvão Ativado (FSCA) no processo de remoção de sólidos totais da água cinza.

A eficiência média global da redução de SST foi boa para todos os tratamentos, o FSCA 40x10 foi o menos eficiente, mesmo assim, o seu desempenho foi satisfatório, com eficiência média de 75,1% (de 179,0 mg.L⁻¹ para 39,5 mg.L⁻¹). Os demais tiveram eficiência média acima de 80%, com destaque para os FSCA 80x20 com 90,2% (de 179,0 mg.L⁻¹ para 16,0 mg.L⁻¹),

FSCA 80x30 com 91,3% (de 179,0 mg.L⁻¹ para 14,5 mg.L⁻¹) e FSCA 60x20 com 92% (de 179,0 mg.L⁻¹ para 14,5 mg.L⁻¹) (Tabela 10). Além disso, o FSCA 80x30 nas duas últimas amostragem teve concentração de 6,0 mg.L⁻¹ (Tabela 10), este valor é próximo do máximo estabelecido pela ANA, FIESP & SINDUSCON-SP (Brasil, 2005) para reúso da água cinza, que é de 5,0 mg.L⁻¹ de sólidos em suspensão. No entanto, para outros países está água estaria apta para ser reutilizada, pois para a Alemanha (1999) e para os EUA (EPA, 2004), o nível máximo de sólidos suspensos na água de reúso deve ser de 30 mg.L⁻¹, e na Austrália (2007) este é de 20 mg.L⁻¹ (Tabela 4). Portanto, os resultados obtidos para os SST foram muito interessante sob o ponto de vista de um possível reúso da água cinza tratada.

Pidou *et al.* (2007), em seus estudos, também conseguiram resultados excelentes na remoção de SST da água cinza. Eles testaram um sistema composto por uma etapa de coagulação seguida por duas de filtração (filtro de areia e filtro de carvão ativado) no tratamento de água cinza de lavanderia, esse sistema foi 100% eficiente na remoção de SST, cuja concentração inicial da água cinza era de apenas 23,0 mg.L⁻¹. Em compensação, Al-Mughalles *et al.* (2012) obtiveram resultados de SST inferiores aos descritos anteriormente, com eficiência de remoção de 72% (de 43,0 mg.L⁻¹ para 18,0 mg.L⁻¹), ao tratar água cinza com um biorreator de carvão ativado granulado seguido por um filtro de areia. Esses valores mostram a variação de resultados que existe, os quais dependem do sistema de tratamento utilizado e do tipo de água cinza tratada.

Pensando em um possível incremento do tratamento desta água cinza com luz ultravioleta, Bilotta (2006) afirma que a eficiência da radiação UV para a desinfecção da água está vinculada à concentração de sólidos suspensos no efluente, e conseqüentemente à turbidez deste, uma vez que a presença de partículas em suspensão afeta substancialmente a intensidade média de radiação efetiva incidente nos microrganismos. A luz UV emitida a partir de lâmpadas de baixa pressão não são efetivas para desinfecção da água caso os níveis de SST estejam acima de 30 mg.L⁻¹ (EPA, 1999). Portanto, todos os filtros FSCA, com exceção do FSCA 40x10, proporcionaram condições para que a água cinza receba desinfecção por lâmpadas UV sem comprometer sua eficácia, uma vez que as concentrações médias de SST destes filtros foram inferiores a 30 mg.L⁻¹ (Tabela 10).

Tabela 10 Concentração de SST (mg.L^{-1}) dos Filtros de Serragem de Madeira associados ao Filtro de Carvão Ativado (FSCA) em cada amostragem comparadas ao afluente bruto, concentração média (mg.L^{-1}) e eficiência de remoção média (%) dos mesmos.

Tratamento	Amostragem				Concentração Média	Eficiência Média Global
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a		
Afluente	274,0	122,0	114,0	206,0	179,0±76	-
FSCA 40x10	62,0	58,0	28,0	10,0	39,5±25	75,1±17,5
FSCA 40x20	50,0	26,0	18,0	12,0	26,5±17	84,7±6,7
FSCA 40x30	56,0	20,0	12,0	10,0	24,5±21	86,9±6,8
FSCA 60x10	60,0	28,0	14,0	18,0	30,0±21	83,5±7,0
FSCA 60x20	26,0	12,0	8,0	12,0	14,5±8	92,0±1,9
FSCA 60x30	46,0	30,0	12,0	10,0	24,5±17	85,8±8,5
FSCA 80x10	36,0	22,0	10,0	10,0	19,5±12	88,8±5,7
FSCA 80x20	28,0	20,0	8,0	8,0	16,0±10	90,6±5,3
FSCA 80x30	24,0	22,0	6,0	6,0	14,5±10	91,3±6,6

Todos os FSCA tiveram desempenho muito bom na diminuição de turbidez, com eficiência média global acima de 80%, sendo o FSCA 40x10 e o FSCA 60x10 os menos eficientes, com 84,7% (de 326,3 UNT para 48,3 UNT) e 85,7% (de 326,3 UNT para 46,5 UNT), respectivamente (Figura 13). Os demais filtros tiveram resultados excelentes, com eficiências praticamente iguais ou superiores a 90%, onde o FSCA 80x30 foi o mais eficiente com 94,2% (de 326,3 UNT para 18,6 UNT) (Figura 13). Esses altos valores de redução da turbidez são reflexos do efeito dos tratamentos na remoção de sólidos suspensos totais, como aconteceu com os FSM.

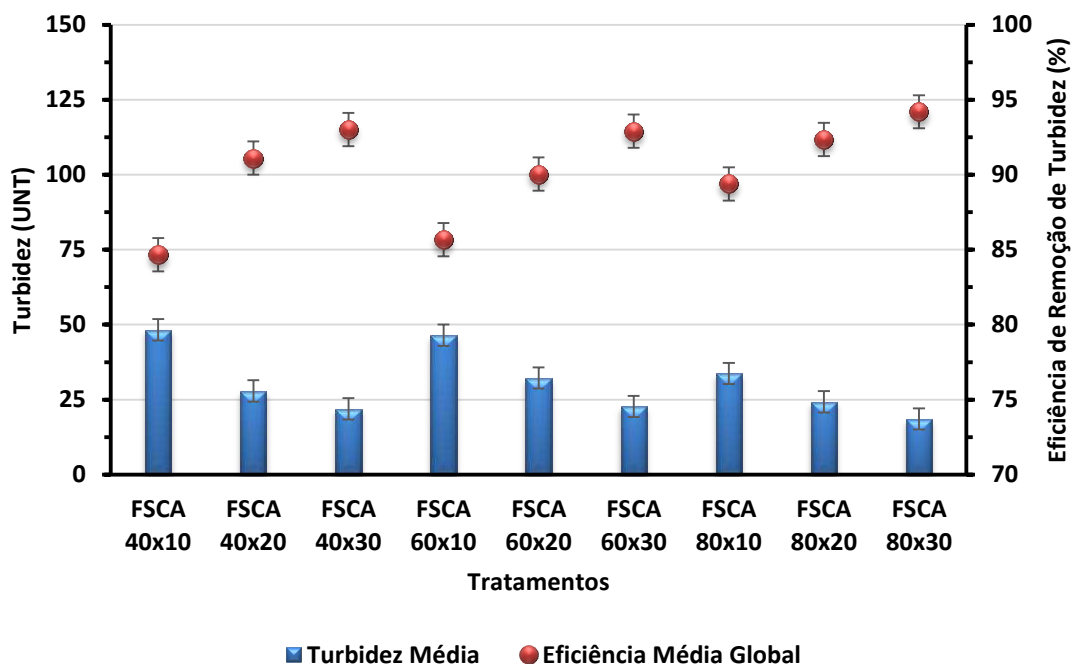


Figura 13 Desempenho dos Filtros de Serragem de Madeira associados ao Filtro de Carvão Ativado (FSCA) na remoção da turbidez da água cinza, evidenciado pela turbidez média da água cinza tratada comparada ao afluente, e pela eficiência média global dos filtros.

A eficiência de remoção de DQO e DBO pelo sistema de filtragem teve um acréscimo considerável após passagem pelos filtros de carvão ativado. O FCA 30 cm foi onde se observou maior eficiente de remoção média individual de DQO, cuja variação foi de 54,6% (de 870,1 mg.L⁻¹ para 392,3 mg.L⁻¹) a 64,5% (de 713,1 mg.L⁻¹ para 255,1 mg.L⁻¹) (Figura 14). Essa maior resposta do FCA à DQO pode estar à adsorção de partículas orgânicas e substâncias químicas dissolvidas na água cinza pelo carvão ativado, as quais não foram eliminadas previamente pelos filtros de serragem de madeira.

Considerando o sistema formado pelos FSM e FCA (FSCA) em termos de remoção de DQO, o conjunto de filtros de melhor desempenho foi o FSM 80 com o FCA 30, com eficiência média global de 82,8% (de 1613,9 mg.L⁻¹ para 255,1 mg.L⁻¹), seguido pelos filtros de FSM 60 com o FCA 30 e o FSM 40 com o FCA 30 com 74,4% (de 1613,9 mg.L⁻¹ para 392,3 mg.L⁻¹) e 74,2% (de 1613,9 mg.L⁻¹ para 379,1 mg.L⁻¹) (Figura 15), respectivamente. Evidenciando novamente que o FCA 30 cm teve uma grande contribuição na remoção da DQO, pois mesmo com FSM de diferentes alturas, FSM 60 e FSM 40, os filtros FSCA 60x30 e FSCA 40x30 tiveram resultados semelhantes. No geral, os resultados foram superiores aos detectados por Al-Mughalles *et al.* (2012), que

conseguiram uma eficiência média de redução da DQO de 65% (de 143 mg.L⁻¹ para 50 mg.L⁻¹). No entanto, foram inferiores aos obtidos por Berger (2012), que estudou o tratamento de água cinza com carvão ativado e chegou a uma eficiência média de remoção de DQO de 99,2% (de 1389,0 mg.L⁻¹ para 10,0 mg.L⁻¹), e aos encontrados por Dalahmeh *et al.* (2012), que de 94% (de 890,0 mg.L⁻¹ para 55,0 mg.L⁻¹), ao tratar água cinza artificial com carvão ativado granular. Estes autores atribuem essa alta eficiência de remoção de matéria orgânica à adsorção do carvão ativado, aliado ao biofilme formado e à atividade biológica que contribuíram para a degradação do material orgânico.

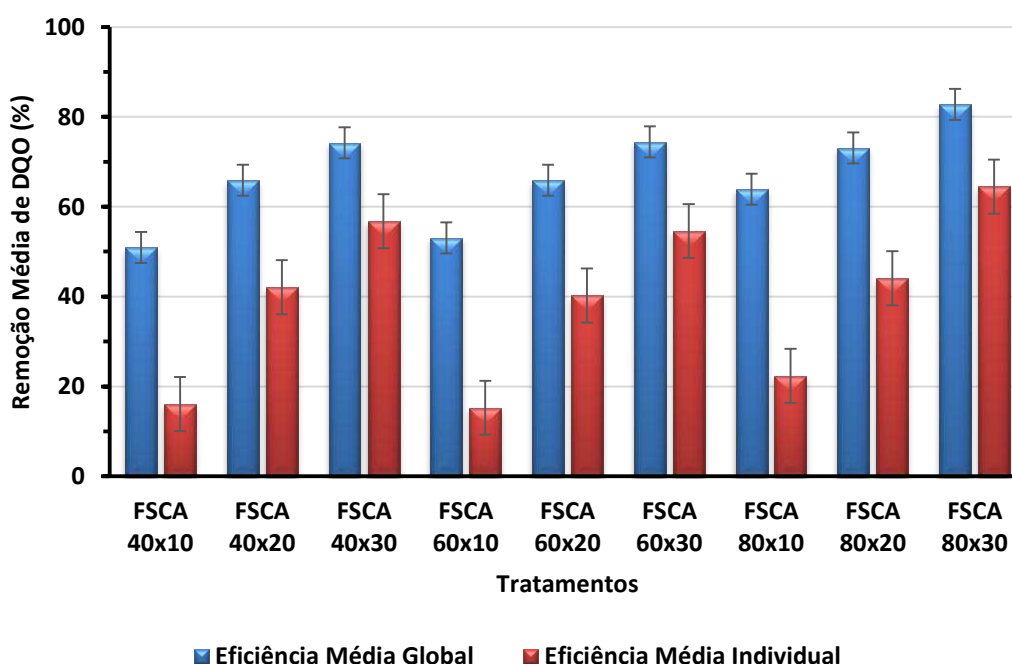


Figura 14 Desempenho individual Filtro de Carvão Ativado (FCA) e global dos Filtros de Serragem de Madeira associados ao Filtro de Carvão Ativado (FSCA) no processo de remoção de DQO da água cinza.

Os resultados de DBO foram similares aos de DQO. O melhor filtro de carvão, novamente, foi o de FCA de 30 cm, com eficiência média individual variando de 42,0% (de 496,3 mg.L⁻¹ para 275,2 mg.L⁻¹) a 56,5% (de 415,0 mg.L⁻¹ para 175,3 mg.L⁻¹), seguido pelos filtros de 20 cm e 10 cm, este último teve eficiência média individual muito baixa, de 7,3% (de 500,1 mg.L⁻¹ para 443,3 mg.L⁻¹) a 19,9% (de 415,0 mg.L⁻¹ para 327,2 mg.L⁻¹) (Figura 15), isso mostra incremento substancial que houve na eficiência do sistema de filtração da água cinza com o aumento da camada de carvão ativado.

Com relação à eficiência média global, o quadro se manteve praticamente o mesmo, com o FSCA 80x30 com o melhor desempenho, com 76,0% (de 774,8 mg.L⁻¹ para 175,3 mg.L⁻¹) de eficiência, porém o segundo melhor foi o FSCA 80x20, com 70,2% (de 774,8 mg.L⁻¹ para 222,2 mg.L⁻¹) (Figura 15). O incremento na remoção de DBO pode ter relação com a capacidade de adsorção do carvão ativado, como ocorreu com a DQO, pois este material filtrante retém por adsorção a matéria orgânica dissolvida na água e que não é removida por filtros comuns, como os filtros orgânicos ou os de areia (DI BERNARDO & DANTAS, 2005; FRANCISCO, 2008).

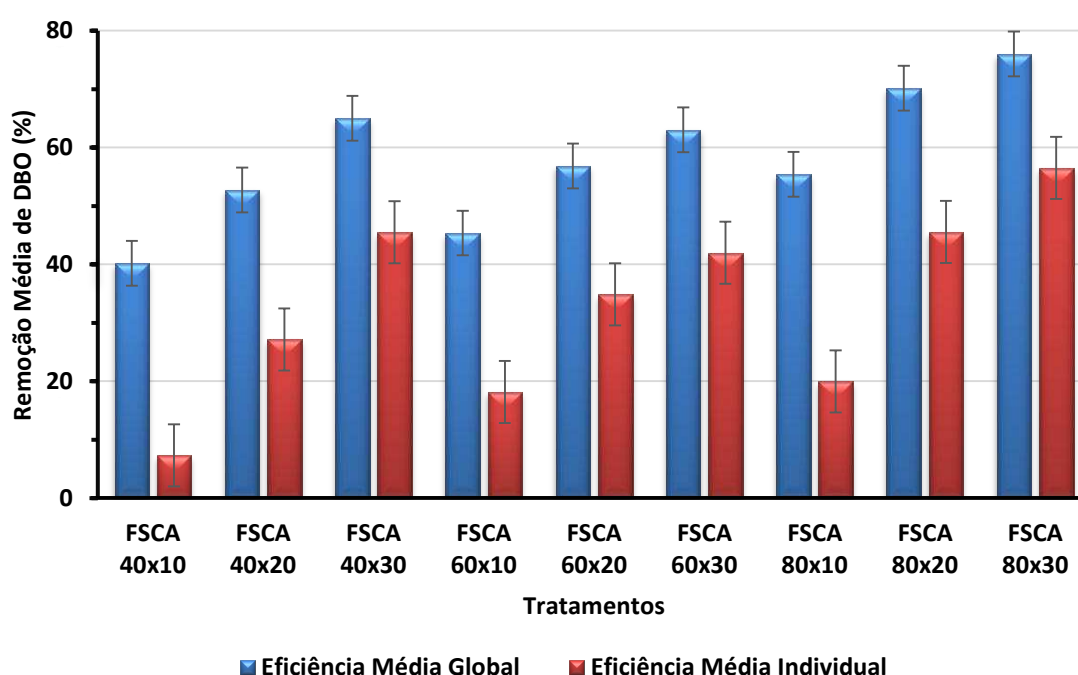


Figura 15 Desempenho individual Filtro de Carvão Ativado (FCA) e global dos Filtros de Serragem de Madeira associados ao Filtro de Carvão Ativado (FSCA) no processo de remoção de DBO da água cinza.

Os resultados observados neste trabalho foram superiores aos encontrados por Pidou *et al.* (2007), que ao estudarem um sistema composto por uma etapa de coagulação seguida por filtros de areia e carvão ativado granulado, no tratamento de água cinza de lavanderia, foi capaz de remover 51% (de 23 mg.L⁻¹ para 11,3 mg.L⁻¹) da DBO desta água. Entretanto, foram inferiores aos encontrados por Dalahmeh *et al.* (2012), que obtiveram eficiência média de remoção de DBO de 97% (de 425,0 mg.L⁻¹ para 55,0 mg.L⁻¹), ao tratar água cinza artificial com carvão ativado.

Todos os FSCA com 20 e 30 cm de carvão ativado tiveram excelente desempenho na remoção de detergentes (surfactantes) da água cinza, com eficiências médias globais acima de 90%. Observou-se que os FCA 30 cm (FSCA 40x30, FSCA 60x30, e FSCA 80x30) apresentaram eficiências variando de 98,1% (de 1,34 mg.L⁻¹ para 0,03 mg.L⁻¹) a 99,1% (de 1,34 mg.L⁻¹ para 0,01 mg.L⁻¹), e nos FCA 20 cm (FSCA 40x20, FSCA 60x20 e FSCA 80x20) variaram de 93,8% (de 1,34 mg.L⁻¹ para 0,09 mg.L⁻¹) a 95,7% (de 1,34 mg.L⁻¹ para 0,06 mg.L⁻¹) (Figura 16). Dessa forma, nos tratamentos cujos filtros havia camadas de carvão ativado de 20 cm ou 30 cm houve eficiência de remoção de detergentes a níveis satisfatórios.

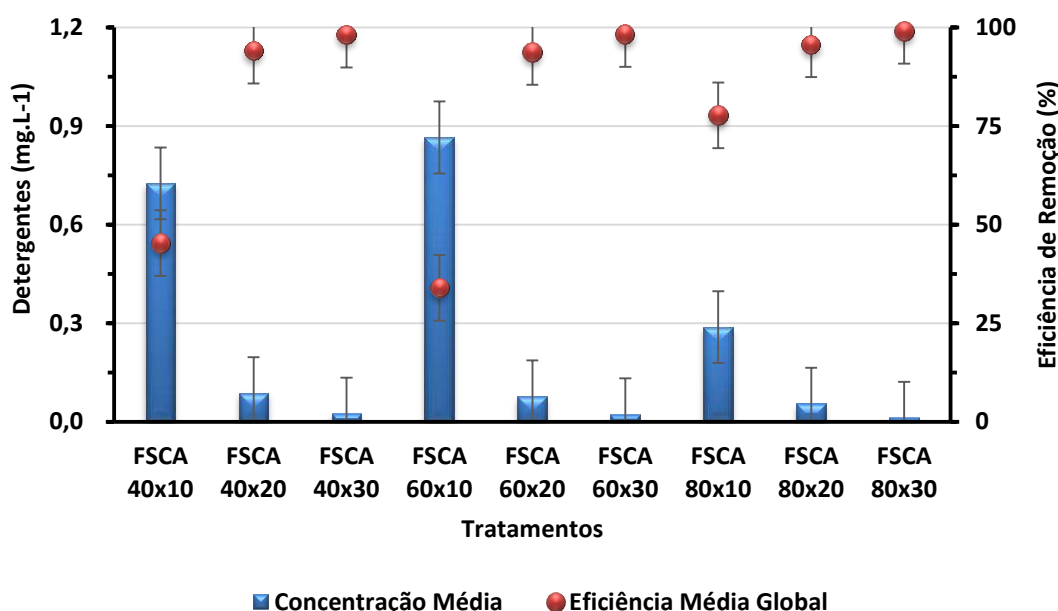


Figura 16 Desempenho global dos Filtros de Serragem de Madeira associados ao Filtro de Carvão Ativado (FSCA) no processo de remoção de detergentes da água cinza.

Esses resultados foram semelhantes aos encontrados por Berger *et al.* (2012) e Dalahmeh *et al.* (2012), que encontraram eficiências de 99% (de 82,0 mg.L⁻¹ para 0,82 mg.L⁻¹) e >99% (de 30,0 mg.L⁻¹ para <0,01 mg.L⁻¹), respectivamente. Eles atribuíram essa alta remoção de surfactantes ao poder de adsorção do carvão ativado.

Nota-se que o carvão ativado foi capaz de eliminar quase que completamente o surfactante da água cinza, chegando a concentrações de 0,01 mg.L⁻¹, obtidas pelo FSCA 80x30, e de 0,02 mg.L⁻¹, pelo FSCA 60x30.

Mesmo com a alta contaminação microbiológica da água cinza bruta, houveram alguns resultados interessantes em termos de eficiência de remoção deste microrganismo. Praticamente todos os FSCA tiveram eficiência média de remoção de CF (*E. coli*) acima de 2 unidades logarítmicas (Tabela 11). Os melhores tratamentos foram o FSCA 80x30 com 3,28 unidades logarítmicas de remoção média global de *E. coli* e o FSCA 80x20 com 3,13 unidades logarítmicas. Entretanto, o FSCA 80x30 foi o que teve menor número de coliformes após o tratamento, com $1,25 \times 10^2$ NMP.100 mL⁻¹. Os resultados, em termos de eficiência média, foram superiores aos dos estudos conduzidos por Al-Mughalles *et al.* (2012) e Dalahmeh *et al.* (2012), que conseguiram remoção de *E. coli* menor que 0,54 unidade logarítmica (de $2,53 \times 10^2$ NMP.100 mL⁻¹ para $7,20 \times 10^1$ NMP.100 mL⁻¹) e de 1,3 unidade logarítmica (de $1,73 \times 10^5$ NMP.100 mL⁻¹ para $4,60 \times 10^3$ NMP.100 mL⁻¹), respectivamente.

Tabela 11 Desempenho dos FSCA na remoção de *E. coli* da água cinza baseada na concentração média (NMP.100 mL⁻¹) e remoção média global (unidades logarítmicas).

Tratamentos	Concentração Média*	Remoção Média
Afluente	2,41E+05	
FSCA - 40x10	1,84E+03	2,12 ± 0,2
FSCA - 40x20	4,15E+03	1,77 ± 0,6
FSCA - 40x30	1,77E+03	2,13 ± 0,5
FSCA - 60x10	3,40E+03	1,85 ± 0,7
FSCA - 60x20	1,07E+03	2,35 ± 0,9
FSCA - 60x30	7,26E+02	2,52 ± 0,7
FSCA - 80x10	3,91E+02	2,79 ± 1,2
FSCA - 80x20	1,80E+02	3,13 ± 0,9
FSCA - 80x30	1,25E+02	3,28 ± 0,9

*A média geométrica é usada para *E. coli* devido à grande dispersão dos dados deste parâmetro, que não segue distribuição normal.

Visando um possível reúso da água cinza, nenhum tratamento foi capaz de proporcionar tal qualidade de água segundo a ANA, FIESP &

SINDUSCON-SP (Brasil, 2005), pois este órgão não admite nenhuma contaminação fecal para que uma água servida possa ser reutilizada como água de reúso classe 1 (descarga de vaso sanitário, lavagem de roupas, rega de jardim). No entanto, a normativa da ABNT-NBR 13.969 (BRASIL, 1997) é uma legislação menos restritiva, sendo que para esta normativa, o nível máximo de coliformes, que pode existir em uma água de reúso classe 3 (descarga de vaso sanitário) para estar apta ao consumo não potável, é de $5,0 \times 10^2$ NMP.100 mL⁻¹. Logo, a água cinza obtida nos tratamentos FSCA 80x30, FSCA 80x20 e FSCA 80x10 atenderiam ao critério microbiológico para reúso, segundo essa normativa, pois obtiveram concentração final de *E. coli* de $1,25 \times 10^2$, $1,80 \times 10^2$ e $3,91 \times 10^2$ NMP.100 mL⁻¹, respectivamente. Entretanto, se fosse levar em consideração a norma da ANA, FIESP & SINDUSCON SP/Brasil (2005), a água cinza precisaria passar por uma etapa de desinfecção, a qual poderia ser a cloração ou outras técnicas, como o tratamento por luz UV-C ou a ozonização.

Porém, segundo a Organização Mundial da Saúde (2006), esta água poderia ser reutilizada na irrigação irrestrita e na piscicultura. Para tanto, a água de reúso deve ter menos de 1000 NMP.100 mL⁻¹ de *E. coli*. Logo, os quatro últimos tratamentos (FSCA 60x20, FSCA 80x10, FSCA 80x20 e FSCA 80x30) estariam em condições de reúso, pois apresentaram níveis de *E. coli* inferiores aos exigidos pela OMS.

Portanto, o melhor desempenho geral foi do FCA 30 cm, o qual obteve maiores remoções dos parâmetros analisados. Alcançou-se um incremento na remoção de DQO e DBO, que foi pouco afetado pelos filtros de serragem de madeira, mostrando a importância da associação desses dois tipos de filtros. A remoção de detergentes foi muito alta, apesar da baixa concentração inicial destes na água cinza bruta. Por fim, a remoção de *E. coli* foi considerada satisfatória para atender às exigências de reúso da água cinza para a classe 3, segundo a normativa da ABNT-NBR 13.969 (BRASIL, 1997), e para uso na agricultura, segundo a OMS (2006).

6.0. Conclusões

A água cinza estudada apresentou alta concentração de matéria orgânica, pois houve elevados valores de DQO, DBO e de sólidos, além de grande contaminação microbiológica, pois os índices de *E. coli* foram semelhantes ao do esgoto doméstico.

Os Filtros de Serragem de Madeira (FSM) foram eficientes na remoção de sólidos, principalmente, os sólidos em suspensão, e de turbidez. E nem tanto, na remoção da DQO e DBO. O FSM de 80 cm foi considerado mais eficiente de que os de 60 e 40 cm.

Os Filtros de Carvão Ativado (FCA) de 20 e de 30 cm apresentaram desempenhos semelhantes, porém, o de 30 cm apresentou melhor eficiência no geral.

A associação dos dois tipos de filtro gerou grande eficiência de remoção de todos os parâmetros analisados, ressaltando o incremento na remoção de DQO e DBO.

A combinação FSM de 80 cm com o FCA de 30 cm apresentou maior eficiência para todas as variáveis estudadas.

A água cinza tratada não atendeu as exigências dos órgãos nacionais regulamentadores para sua reutilização. Mas poderia ser reutilizada para irrigação, segundo a OMS, considerando a contaminação microbiológica.

7.0. Sugestões

Não se recomenda incluir o efluente de cozinha como água cinza, pois esse possui alta concentração de matéria orgânica e sólidos. Isso, certamente, facilitará o tratamento da água cinza, devido à sua menor contaminação.

Evitar a estocagem da água cinza sem tratamento, pois pode ocorrer decomposição anaeróbia, gerando odores e aspectos desagradáveis na água. Mesmo tratada, a água cinza deve ser reutilizada num prazo máximo de 48 horas, para evitar proliferação de microrganismos.

Para um possível reúso na irrigação, é necessário estudar as concentrações de sódio e a RAS da água cinza e do solo.

8.0. Referências

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

_____. NBR 12076: **Carvão ativado pulverizado – determinação da massa específica aparente.** Rio de Janeiro, 1991.

_____. MB – 3410: **Carvão ativado pulverizado – determinação do número de iodo.** Rio de Janeiro, 1991.

ALBRECHTSEN, H. J. Water consumption in residences. Microbiological investigations of rainwater and greywater reuse systems. **Danish Environmental Protection Agency and Ministry of Housing**, Denmark, 1998.

ALEXANDRE, A. C. F.; PEREIRA, A. V.; CASTRO, M. L. L. Caracterização de água cinza com fins não portáteis. In: IX Seminário de Iniciação Científica, VI Jornada de Pesquisa e Pós-Graduação e Semana Nacional de Ciência e Tecnologia, 2011, Goiânia. **Anais...** Goiânia: UNIVERSIDADE ESTADUAL DE GOIÁS, 2011. 5 p.

ALMEIDA, G. S. **Metodologia para caracterização de efluentes domésticos para fins de reuso: estudo em Feira de Santana, Bahia.** 2007. 226 f. Dissertação (Mestrado em Gerenciamento e Tecnologias Ambientais no Processo Produtivo) - Universidade Federal da Bahia, Escola Politécnica, Salvador-BA, 2007.

AL-MUGHALLES, M. H.; RAHMAN, R. A.; SUJA, F.; JALIL, N. A. Grey water reclamation using multisystem of GAC biofilm reactor and sand filter: case studies of mosques in Yemen. In: International Conference on Environment, Energy and Biotechnology, 33, 2012, Singapore. **Anais...** Singapore: International Proceedings of Chemical, Biological and Environmental Engineering (IPCBEE), 2012, p.213-220.

ANA, FIESP E SINDUSCON. **Conservação e Reúso da Água em Edificações.** Prol Editora Gráfica: São Paulo, 2005.

APHA (American Public Health Association), **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21. ed. Washington, DC, 1268p. 2005.

ASTM – AMERICAN SOCIETY OF TESTING AND MATERIALS. D 2867-2004: **Standard Test Method for Moisture in Activated Carbon**. 2004.

BATISTA, R. O.; SARTORI, M. A.; SOARES, A. A.; MOURA, F. N.; PAIVA, M. R. de F. C. Potencial da remoção de poluentes bioquímicos em biofiltros operando com esgoto doméstico. **Ambi-Água**, Taubaté, v. 6, n. 3, p. 152-164, 2011.

BAZZARELLA, B.B. **Caracterização e aproveitamento de água cinza para uso não-potável em edificações**. 2005. 165 f. Dissertação (mestrado em Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico). Vitória, 2005.

BAZZARELA, B.B.; GONÇALVES, R.F. Tratamento de água cinza em processos (anaeróbio + aeróbio) de alta taxa visando o reúso predial. In: CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 30, 2006, Punta del Este. Resumos... Punta del Este: Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS), 2006. 11p.

BERGER, C. **Biochar and activated carbon filters for greywater treatment – comparison of organic matter and nutrients removal**. 2012. 45f. Dissertation (Master in Energy and technology). Swedish University of Agriculture Sciences. Uppsala, Sweden, 2012.

BILOTTA, P.; DANIEL, L. A. Ozônio e radiação UV na inativação de indicadores patogênicos em esgoto sanitário: uma análise comparativa. **Revista Minerva Ciência & Tecnologia**, São Carlos, v. 3, n. 2, p. 199-207, 2006.

BORGES, F. M.; SILVA, F. P.; CARVALHO, M. C.; FILHO, A. G. Desenvolvimento e criação de uma unidade produtiva de carvão ativado. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO, 2003. Ouro Preto. **Anais eletrônicos...** Ouro Preto: Associação Brasileira de Engenharia de Produção (ABEPRO), 2003. 8 p. Disponível em <http://www.abepro.org.br/biblioteca/ENEGEP2003_TR0502_0601.pdf>. Acesso em 19/01/2013.

BRANDÃO, V. S.; MATOS, A. T.; FONTES, M. P. F.; MARTINEZ, M. A. Retenção de poluentes em filtros orgânicos operando com águas residuárias

da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 7, n. 2, p. 329- 334, 2003.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução n. 357, de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, mar. 2005.

_____. Resolução n. 430, de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, mai. 2011.

CASAS, A. L. **Tratamento de efluentes industriais utilizando a radiação ionizando de acelerador industrial elétrons e por adsorção com carvão ativado. Estudo comparativo**. 2004. 86 f. Dissertação (Mestrado em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear) - Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.

CLAUDINO, A. **Preparação de carvão ativado a partir de turfa e sua utilização na remoção de poluentes**. 2003. 101 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC.

COHIM, E.; KIPERSTOK, A. Uso de Água Cinza para Fins não Potáveis: um Critério Racional para Definição da Qualidade. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24, 2007, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), 2007. 9 p.

COHIM, E.; PEIXOTO, A. C.; PASSOS, V.; KIPERSTOK, A. Comportamento de águas cinza sintéticas durante armazenamento. In: Conferência Internacional em Saneamento Sustentável: Segurança alimentar e hídrica para a América Latina, 2007, Fortaleza. **Resumos...** Fortaleza: *Saneamiento Ecológico en Latinoamérica y Caribe* (ECOSAN), 2007. 9p.

COUTO, E. A. **Avaliação do reuso de águas cinza em ambientes aeroportuários**. 2012. 115 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

CURITIBA. Programa de Conservação e Uso Racional da Água nas Edificações – PURAE. **Lei nº10.785**, de 18 de setembro de 2003. Cria no município de Curitiba, o programa de conservação e uso racional de água nas edificações - PURAE. Disponível em: <<http://www.curitiba.pr.gov.br/multimidia/00086319.pdf>>. Acesso em: 20 fev. 2013.

DALAHMEH, S. S.; PELL, M.; VINNERÅS, B.; HYLANDER, L. D.; ÖBORN, I.; JÖNSSON, H. Efficiency of bark, activated charcoal, foam and sand filters in reducing pollutants from greywater. **Water Air Soil Pollut**, Uppsala, Sweden, n. 223, p. 3657-3671, 2012.

DI BERNARDO, L; DIBERNARDO, A; CENTURIONE FILHO, P. L. Ensaio de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água. **Rima**. São Carlos, 237 p., 2002.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. Métodos e técnicas de tratamento de água. **Rima**. São Carlos, 2 ed., 1565 p, 2005.

DIXON, A.; BUTLER, D.; FEWKES, A.; ROBINSON, M. Measurement and modeling of quality changes in untreated grey water. **Urban Water**, London, UK, n.1, p. 293-306, 1999.

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

EPA (US) - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Wastewater technology fact sheet ultraviolet disinfection. EPA 832-F-99-064. **Office of Water**. Washington, D.C., 7p. 1999.

_____. Guidelines for Water Reuse. EPA 625-R-04-108. **Office of Water**, Washington, DC, 2004.

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

FERNANDES, V. M. C.; FIORE, S.; PIZZO, H. Avaliações qualitativas e quantitativas do reúso de águas cinzas em edificações. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 6, n.1, p. 19-30, 2006.

FIORI, S.; FERNANDES, V. M. C.; PIZZO, H. S. Avaliação qualitativa e quantitativa do reuso de águas cinzas em edificações. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 6, n. 1, p. 19-30, 2006.

FLORIDO, P. L. **Tratamento de efluente de refinaria pelo processo combinado de adsorção em carvão ativado e biorreator com membranas**. 2011. 173 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ.

FRANCISCO, B. D. R. L. **Avaliação de filtro domiciliar de carvão ativado impregnado com prata na remoção de clorofórmio presente na água tratada**. 2008. 93 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) – Universidade de Ribeirão Preto, Ribeirão Preto, SP.

FRIEDLER, E.; GILBOA, Y. Performance of UV disinfection and the microbial quality of greywater effluent along a reuse system for toilet flushing. **Science of the Total Environment**, v. 408. p. 2109-2117, 2010.

FRIEDLER, E.; KOVALIO, R.; BEN-ZVI, A. Comparative study of the microbial quality of greywater of treated by three on-side treatment systems. **Environmental Technology**, v.27, p. 653-663, 2006.

GIDEON, P. W.; LISA, M. A.; RONNIE, F. W. A study of the microbial quality of grey water and an evaluation of treatment technologies for reuse. **Ecological Engineering**, n. 32, p. 187-197. 2008.

GILBERT, Y.; LE BIHAN, Y; AUBRY, G.; VEILLETTE, M; DUCHAINE, C.; LESSARD, P. Microbiological and molecular characterization of denitrification in biofilters treating pig manure. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 10, p. 4495-4502, 2008.

GONÇALVES, R. F. Gerenciamento de águas cinzas. In: GONÇALVES. R. F. (Coord.). **Uso Racional das Águas em Edificações**. 1ª ed., Rio de Janeiro: ABES, v 1, 2006. cap.4, p. 153-222.

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

HALALSHEH, M.; DALAHMEH, S.; SAYED, M.; SULEIMAN, W.; SHAREEF, M.; MANSOUR, M.; SAFI, M. Grey water characteristics and treatment options

for rural areas in Jordan. **Bioresource Technology**, Jordan, n. 99, p. 6635-6641, 2008.

HESPANHOL, I. Potencial de reúso de água no Brasil: agricultura, indústria, município e recarga de aquíferos. **Bahia Análises & Dados**, Salvador, v. 13, n. especial, p. 411-437, 2003.

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

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgoto Doméstico**. 4^a ed. Rio de Janeiro: Segrac, 2005.

LAZAROVA, B.; HILLS, S.; BIRKS, R. Using recycled water for non-potable, urban uses: a review with particular reference to toilet flushing. In: Water Science and Technology: **Water Supply**. v. 3, n. 4, p. 69-77, 2003.

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

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

LEDIN, A.; ERIKSSON, E.; HENZE, M. Aspects of groundwater recharge using grey wastewater. In: Decentralised Sanitation and Reuse: Concepts, systems and implementation. **IWA Publishing**. London/UK, cap. 18, p. 354-369, 2001.

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

LO MONACO, P. A. **Influência da granulometria do material orgânico filtrante na eficiência do tratamento de águas residuárias**. 2001. 129 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

LO MONACO, P. A.; MATOS, A. T.; MARTINEZ, M. A.; JORDÃO, C. P. Eficiência de materiais orgânicos filtrantes no tratamento de águas residuárias

da lavagem e despolpa do fruto do cafeeiro. **Engenharia Agrícola**, Viçosa, v.10, n. 1-4, p.40-47, 2002.

LO MONACO, P. A.; MATOS, A. T.; JORDÃO, C. P.; CECON, P. R.; MARTINEZ, M. A. Influência da granulometria da serragem de madeira como material filtrante no tratamento de águas residuárias. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.8, n.1, p.116-119, 2004.

LO MONACO, P.; MATOS, A. T.; SARMENTO, A. P.; JÚNIOR, A. V. L.; LIMA, J. T. Desempenho de filtros constituídos por fibras de coco no tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v. 17, n. 6, p. 473-480, 2009.

LO MONACO, P. A. V.; MATOS, A. T.; JÚNIOR, A. V. L.; SARMENTO, A. P.; MOREIRA, R. M. G. Desenvolvimento de filtros construídos por pergaminhos de grãos de café (*Coffea sp.*) no tratamento de águas residuárias. **Coffee Science**, Lavras, v. 6, n. 2, p. 120-127, 2011.

MAGALHÃES, M. A.; MATOS, A. T. de; DENÍCULI, W.; AZEVEDO, R. F. Influência da Compressão no Desempenho de Filtros Orgânicos para Tratamento de Águas Residuárias da Suinocultura. **Engenharia na Agricultura**. Viçosa, v.13, n.1, p. 26-32, 2005.

MAGALHÃES, M. A.; MATOS, A. T.; DENÍCULI, W.; TINOCO, I. F. F. Compostagem de bagaço de cana-de-açúcar triturado utilizado como material filtrante de águas residuárias da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 2, p. 466–471, 2006.

MAGRI, M. S.; FENELO, F. R.; RABELO, L.; ROSSETO, T. S.; PHILIPPI, L. S. Reúso de águas cinzas tratadas em vaso sanitário e rega de jardim. In: XIII SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 13, 2009, Belém. **Anais...** Belém: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2008, 10 p.

MAIMON, A.; TAL, A.; FRIEDLER, E.; GROSS, A. Safe on-site reuse of greywater for irrigation – A critical reviews of current guidelines. **Environmental science and technology**, v. 44, n.9, p. 3213 – 3220, 2010.

MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. dos. A escassez e o reúso de água em âmbito mundial. **Reúso de Águas**. Barueri: Manole, cap. 1, p. 14-21, 2003.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental/Conselho Estadual de Recursos Hídricos - MG. Resolução n. 1, de 05 de maio de 2008. Dispõe sobre as classificações dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário [do] Executivo – Minas Gerais**, Belo Horizonte, MG, mai. 2008.

MOHAN, D.; PITTMAN Jr, C. U. Activated carbons and low cost adsorbents for remediation of tri and hexavalent chromium from water. **Journal of Hazardous Materials**. v.137, p.762-811, 2006.

MOREL, A.; DIENER, S. Greywater Management in Low and Middle-Income Countries, Review of different treatment systems for households or neighbourhoods. **Sandec (Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag)**, Dübendorf, Switzerland. 2006.

NIYONZIMA, S. **Grey water treatment using constructed wetland**. 2007. 113 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de Ciência e Tecnologia de Kwame Nkrumah, Kumasi, Gana.

NOLDE, E. Greywater reuse systems for toilet flushing in multi-story buildings over ten years experience in Berlin. **Urban Water**. v. 1, n. 4, p. 275-284, 1999.

NSW HEALTH. **Greywater reuse in sewerred, single domestic premises - Sydney**, mar. 2007. Disponível em: <http://shoalwater.nsw.gov.au/Saving_water/pdfs/NSW_greywater_use_guidelines.pdf>. Acesso em: 02 fev. 2013.

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

PETERS, M. R.; SEZERINO, P. H.; DARELLA, C. P.; PASCAL, J. A.; PHILIPPI, L. S. Quantificação e caracterização de águas cinzas em uma residência. In: SIQA - Simpósio Internacional de Qualidade da Água, 5, 2006, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), 2006. 7 p.

PIDOU, M.; MEMON, F. A.; STEPHENSON, T.; JEFFERSON, B.; JEFFREY, P. Greywater recycling: treatment options and applications. **Engineering Sustainability**. v. 60, p. 119-131, September 2007.

<doi: 10.1680/ensu.2007.160.3.119>

POVINELLI, J.; MARTINS, F. Pesquisa sobre a eficiência de filtros lentos em unidades-piloto. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, 7, 1973, Salvador. **Separata...** São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos (EESC – USP), 1973. 20 p.

RAPOPORT, B. **Águas cinzas: caracterização, avaliação financeira e tratamento para reuso domiciliar e condominial**. Ministério da saúde – Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública. Rio de Janeiro, 85 f., 2004.

RAMOS, M. R. S.; BORGES, P. R. Águas de Pirapora do Bom Jesus, um mar de espumas ou, quem pagará a conta? In.: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 20, 1999, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1999. p. 2998 – 3006.

ROSE, J. B.; SUN, G.; GERBA, C. P.; SINCLAIR, N. A. Microbial and persistence of enteric pathogens in graywater from various household source. **Water Research**. v. 25, n. 1, p. 37-42, 1991.

SANTOS, C.; TAVEIRA-PINTO, F.; CHENG, C. Y.; LEITE, D. Development of an experimental system for greywater reuse, **Desalination**, Porto, Portugal, n. 285, p.301-305, 2011.

SCHNEIDER, E. L. **Adsorção de compostos fenólicos sobre carvão ativado**. 2008. 93 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, PR.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA, **Guidelines for Water Reuse**. Office of Water: Washington, DC, 2004.

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

WHO - World Health Organization. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Policy and regulatory aspects. **WHO Library Cataloguing-in Publication Data**, v.1, 2006.

ZABROCKI, L.; SANTOS, D. C. Caracterização da água cinza em edifícios residenciais. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 23, 2005, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), 2005. p. 112 - 112.

ANEXO - DADOS DE CAMPO

Quadro A1 Concentrações da Demanda Química de Oxigênio (DQO) – valores em mg.L⁻¹ – dos tratamentos obtidas nas quatro coletas, assim com a concentração média e eficiência média ± desvio padrão dos mesmos.

Tratamentos	Nº das coletas				Concentração Média	Eficiência Média
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a		
Afluente	2.472,0	1.600,0	1.252,4	1.131,2	1.613,9	
FSM - 40	1.153,6	1.040,0	808,0	767,6	942,3	42,5 ± 10,5
FSM - 60	824,0	1.000,0	808,0	848,4	870,1	44,7 ± 17,8
FSM - 80	576,8	700,0	747,4	828,2	713,1	50,0 ± 20,5
FSCA - 40x10	679,8	890,0	767,6	737,3	768,7	50,9 ± 16,0
FSCA - 40x20	350,2	520,0	595,9	595,9	515,5	65,9 ± 15,9
FSCA - 40x30	247,2	330,0	404,0	535,3	379,1	74,2 ± 15,7
FSCA - 60x10	690,1	930,0	656,5	686,8	740,9	53,1 ± 15,4
FSCA - 60x20	401,7	600,0	494,9	585,8	520,6	65,9 ± 14,8
FSCA - 60x30	381,1	370,0	333,3	484,8	392,3	74,4 ± 12,0
FSCA - 80x10	401,7	660,0	575,7	575,7	553,3	63,9 ± 14,6
FSCA - 80x20	288,4	460,0	333,3	525,2	401,7	73,1 ± 14,8
FSCA - 80x30	185,4	320,0	161,6	353,5	255,1	82,8 ± 10,8

Quadro A2 Concentrações da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) – valores em mg.L⁻¹ – dos tratamentos obtidas nas quatro coletas, assim com a concentração média e eficiência média ± desvio padrão dos mesmos.

Tratamentos	Nº das coletas				Concentração Média	Eficiência Média
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a		
Afluente	980,3	599,2	664,3	855,4	774,8	
FSM - 40	544,5	535,0	355,2	565,8	500,1	33,9 ± 16,4
FSM - 60	479,0	534,1	367,8	604,4	496,3	35,0 ± 19,3
FSM - 80	380,1	343,2	461,9	474,9	415,0	44,7 ± 12,6
FSCA - 40x10	444,2	452,9	475,1	401,0	443,3	40,2 ± 15,9
FSCA - 40x20	235,3	344,1	394,0	412,8	346,5	52,8 ± 16,2
FSCA - 40x30	186,1	210,1	275,2	379,8	262,8	65,0 ± 11,3
FSCA - 60x10	435,2	489,6	311,0	364,1	400,0	45,4 ± 18,2
FSCA - 60x20	260,4	377,3	306,0	316,7	315,1	56,8 ± 15,4
FSCA - 60x30	239,8	239,3	322,5	299,3	275,2	63,0 ± 10,1
FSCA - 80x10	247,6	367,7	315,0	378,6	327,2	55,4 ± 14,9
FSCA - 80x20	179,9	249,9	166,6	292,4	222,2	70,2 ± 10,2
FSCA - 80x30	123,6	236,1	120,7	220,9	175,3	76,0 ± 11,6

Quadro A3 Concentrações de Sólidos Totais (ST) – valores em mg.L⁻¹ – dos tratamentos obtidas nas quatro coletas, assim com a concentração média e eficiência média \pm desvio padrão dos mesmos.

Tratamentos	Nº das coletas				Concentração Média	Eficiência Média
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a		
Afluente	1.896,0	865,5	664,5	914,0	1.085,0	
FSM - 40	652,5	806,0	375,5	539,0	593,2	39,2 \pm 24,2
FSM - 60	534,5	752,0	329,5	489,0	526,3	45,5 \pm 24,3
FSM - 80	357,0	630,0	259,5	442,0	422,1	55,2 \pm 22,4
FSCA - 40x10	528,0	726,0	405,0	461,0	530,0	44,2 \pm 23,3
FSCA - 40x20	403,5	660,0	340,0	400,0	450,9	51,9 \pm 22,7
FSCA - 40x30	353,0	477,5	309,5	397,0	384,3	59,0 \pm 15,7
FSCA - 60x10	415,5	523,5	306,5	398,0	410,9	57,0 \pm 15,9
FSCA - 60x20	361,5	417,0	275,5	363,0	354,3	62,9 \pm 12,6
FSCA - 60x30	357,5	441,5	168,5	360,0	331,9	66,3 \pm 14,4
FSCA - 80x10	297,5	449,5	255,5	367,0	342,4	63,4 \pm 15,1
FSCA - 80x20	309,0	385,0	216,5	397,0	326,9	65,8 \pm 13,1
FSCA - 80x30	241,5	434,0	172,0	355,0	300,6	68,1 \pm 16,2

Quadro A4 Concentrações de Sólidos Suspensos Totais (SST) – valores em mg.L⁻¹ – dos tratamentos obtidas nas quatro coletas, assim com a concentração média e eficiência média \pm desvio padrão dos mesmos.

Tratamentos	Nº das coletas				Concentração Média	Eficiência Média
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a		
Afluente	274,0	122,0	114,0	206,0	179,0	
FSM - 40	86,0	62,0	34,0	30,0	53,0	68,4 \pm 14,9
FSM - 60	78,0	36,0	32,0	26,0	43,0	75,3 \pm 8,1
FSM - 80	46,0	34,0	24,0	10,0	28,5	82,4 \pm 9,7
FSCA - 40x10	62,0	58,0	28,0	10,0	39,5	75,1 \pm 17,5
FSCA - 40x20	50,0	26,0	18,0	12,0	26,5	84,7 \pm 6,7
FSCA - 40x30	56,0	20,0	12,0	10,0	24,5	86,9 \pm 6,8
FSCA - 60x10	60,0	28,0	14,0	18,0	30,0	83,5 \pm 7,0
FSCA - 60x20	26,0	12,0	8,0	12,0	14,5	92,0 \pm 1,9
FSCA - 60x30	46,0	30,0	12,0	10,0	24,5	85,8 \pm 8,5
FSCA - 80x10	36,0	22,0	10,0	10,0	19,5	88,8 \pm 5,7
FSCA - 80x20	28,0	20,0	8,0	8,0	16,0	90,6 \pm 5,3
FSCA - 80x30	24,0	22,0	6,0	6,0	14,5	91,3 \pm 6,6

Quadro A5 Níveis de Turbidez – valores em UNT – dos tratamentos obtidas nas quatro coletas, assim com a concentração média e eficiência média \pm desvio padrão dos mesmos.

Tratamentos	Nº das coletas				Concentração Média	Eficiência Média
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a		
Afluente	347,0	335,0	250,0	373,0	326,3	
FSM - 40	72,0	75,3	46,1	26,8	55,1	82,8 \pm 6,9
FSM - 60	69,0	60,0	34,7	24,7	47,1	79,7 \pm 15,8
FSM - 80	57,0	39,0	35,3	27,2	39,6	87,6 \pm 3,9
FSCA - 40x10	54,9	56,3	51,4	30,5	48,3	84,7 \pm 5,2
FSCA - 40x20	38,0	24,0	31,5	18,1	27,9	91,1 \pm 3,5
FSCA - 40x30	31,5	15,8	25,2	15,2	21,9	93,0 \pm 3,0
FSCA - 60x10	60,0	66,4	32,4	27,2	46,5	84,2 \pm 7,1
FSCA - 60x20	52,3	32,7	24,8	19,0	32,2	90,0 \pm 4,1
FSCA - 60x30	38,5	19,8	20,0	12,7	22,8	92,9 \pm 3,3
FSCA - 80x10	43,1	36,5	33,0	22,2	33,7	89,4 \pm 3,3
FSCA - 80x20	32,7	26,0	23,4	15,1	24,3	77,4 \pm 30,0
FSCA - 80x30	25,9	19,7	16,6	12,1	18,6	94,2 \pm 1,8

Quadro A6 Concentrações de Surfactantes – valores em mg.L⁻¹ – dos tratamentos obtidas nas quatro coletas, assim com a concentração média e eficiência média \pm desvio padrão dos mesmos.

Tratamentos	Nº das coletas				Concentração Média	Eficiência Média
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a		
Afluente	1,14	1,09	1,47	1,66	1,34	
FSM - 40	0,83	0,41	1,06	1,45	0,94	32,53 \pm 21,11
FSM - 60	1,33	1,24	1,13	1,65	1,34	-1,67 \pm 18,18
FSM - 80	1,20	1,04	0,79	1,43	1,12	14,83 \pm 22,34
FSCA - 40x10	0,74	0,56	0,79	0,81	0,73	45,29 \pm 7,10
FSCA - 40x20	0,04	0,03	0,07	0,21	0,09	94,08 \pm 4,56
FSCA - 40x30	0,01	0,03	0,04	0,02	0,03	98,11 \pm 0,99
FSCA - 60x10	0,98	0,70	0,89	0,89	0,87	33,91 \pm 13,96
FSCA - 60x20	0,17	0,03	0,08	0,03	0,08	93,77 \pm 5,99
FSCA - 60x30	0,02	0,02	0,03	0,02	0,02	98,29 \pm 0,36
FSCA - 80x10	0,47	0,16	0,25	0,27	0,29	77,71 \pm 12,66
FSCA - 80x20	0,11	0,02	0,06	0,03	0,06	95,66 \pm 3,69
FSCA - 80x30	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	99,06 \pm 0,31

Quadro A7 Valores pH dos tratamentos obtidas nas quatro coletas, assim com a concentração média dos mesmos.

Tratamentos	Nº das coletas				Concentração
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	Média
Afluente	4,46	4,81	4,56	5,20	4,76
FSM - 40	4,76	4,90	4,76	4,83	4,81
FSM - 60	4,95	4,94	4,69	4,70	4,82
FSM - 80	4,99	4,78	4,51	4,67	4,74
FSCA - 40x10	5,09	4,85	4,81	4,81	4,89
FSCA - 40x20	5,47	5,15	4,77	4,82	5,05
FSCA - 40x30	5,48	5,70	4,88	4,87	5,23
FSCA - 60x10	4,94	4,78	4,78	4,83	4,83
FSCA - 60x20	5,22	4,89	4,79	4,85	4,94
FSCA - 60x30	5,43	5,43	4,86	4,95	5,17
FSCA - 80x10	5,26	4,76	4,70	4,81	4,88
FSCA - 80x20	5,50	5,04	4,83	4,90	5,07
FSCA - 80x30	5,57	5,53	5,20	5,21	5,38

Quadro A8 Valores Concentração Elétrica (CE) – valores em $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ – dos tratamentos obtidas nas quatro coletas, assim com a concentração média dos mesmos.

Tratamentos	Nº das coletas				Concentração
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	Média
Afluente	311,00	447,70	362,60	353,20	368,63
FSM - 40	342,90	555,30	381,80	387,50	416,88
FSM - 60	355,20	554,90	357,80	363,50	407,85
FSM - 80	305,50	385,00	254,90	345,30	322,68
FSCA - 40x10	340,60	529,90	387,10	378,20	408,95
FSCA - 40x20	312,00	502,40	362,90	366,90	386,05
FSCA - 40x30	280,50	543,70	346,40	366,80	384,35
FSCA - 60x10	326,20	535,50	357,80	375,00	398,63
FSCA - 60x20	321,50	588,30	336,30	382,50	407,15
FSCA - 60x30	319,60	503,20	279,30	371,00	368,28
FSCA - 80x10	308,50	413,80	271,30	358,20	337,95
FSCA - 80x20	301,90	434,20	222,30	372,70	332,78
FSCA - 80x30	250,80	480,10	203,30	375,00	327,30

Quadro A9 Valores de *Escherichia coli* – valores em NMP.100 mL⁻¹ – dos tratamentos obtidas nas quatro coletas, assim com a concentração média e eficiência média de remoção ± desvio padrão (em unidade logarítmica) dos mesmos.

Tratamentos	Nº das coletas				Concentração Média*	Remoção Média
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a		
Afluente	3,89E+04	4,05E+04	2,56E+06	8,43E+05	2,41E+05	
FSM - 40	2,01E+04	2,35E+04	1,67E+06	6,44E+04	8,44E+04	0,46 ± 0,4
FSM - 60	8,60E+03	9,70E+03	9,70E+04	5,46E+04	2,58E+04	0,97 ± 0,4
FSM - 80	9,60E+02	1,00E+04	3,10E+04	6,09E+04	1,16E+04	1,32 ± 0,6
FSCA - 40x10	4,80E+02	4,28E+02	1,00E+04	5,53E+03	1,84E+03	2,12 ± 0,2
FSCA - 40x20	4,50E+02	4,66E+02	2,81E+05	5,01E+03	4,15E+03	1,77 ± 0,6
FSCA - 40x30	2,31E+02	1,26E+02	9,06E+04	3,74E+03	1,77E+03	2,13 ± 0,5
FSCA - 60x10	3,46E+02	9,46E+02	2,10E+05	1,95E+03	3,40E+03	1,85 ± 0,7
FSCA - 60x20	2,56E+02	5,76E+02	4,73E+04	1,87E+02	1,07E+03	2,35 ± 0,9
FSCA - 60x30	2,15E+02	2,40E+02	2,01E+04	2,68E+02	7,26E+02	2,52 ± 0,7
FSCA - 80x10	1,00E+02	1,00E+02	6,77E+04	3,46E+01	3,91E+02	2,79 ± 1,2
FSCA - 80x20	1,00E+02	1,00E+02	4,10E+03	2,56E+01	1,80E+02	3,13 ± 0,9
FSCA - 80x30	1,00E+02	1,00E+02	1,00E+03	2,48E+01	1,25E+02	3,28 ± 0,9

*A média geométrica é usada para *E. coli* devido à grande dispersão dos dados deste parâmetro, que não segue distribuição normal.