

Desempenho e recuperação de filtros lentos com meios filtrantes alternativos quando submetidos a carga de patógenos

Performance and recovery of slow filters with alternative filter media when subjected to pathogen load

• **Data de entrada:**
26/01/2020

• **Data de aprovação:**
25/10/2021

Anderson de Jesus Lima^{1*} | Denise Conceição de Gois Santos Michelin¹ | Cristina Ferraz Silva¹ DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2022.076>

ORCID ID

Lima AJ  <https://orcid.org/0000-0002-1804-5958>

Michelan DCGS  <http://orcid.org/0000-0003-0091-8826>

Silva CF  <https://orcid.org/0000-0001-5194-2282>

Resumo

A filtração lenta é uma técnica de tratamento de água consolidada, na qual atuam mecanismos de filtração predominantemente biológicos. Essa técnica tem passado por diversos aperfeiçoamentos ao longo dos anos, seja em aspectos operacionais, de manutenção ou nas características/tipo do meio filtrante. Assim, este trabalho teve como objetivo avaliar o desempenho de filtros lentos recheados com resíduos na remoção de patógenos, e verificar seu potencial de restauração quando submetidos a pico de afluência de patógenos. Assim, foram operados seis filtros: filtro controle de areia (FC); com meio filtrante de fibras de coco (FFC); de areia com camada intermediária de fibras de coco (FIRC); com camada intermediária de maravalha (FIM); com camada intermediária de carvão vegetal (FICV); e com camada intermediária de resíduo cerâmico (FIRC). A operação dos filtros foi dividida em seis estágios; os quatro primeiros diferiam pelo tipo de água afluente aos filtros, o quinto foi caracterizado pela realização de descargas de fundo (DF) e o sexto pela mudança de local de coleta da água tratada. Não foi constatada restauração da qualidade da água efluente após poucos dias de operação, nem mesmo após as DF's, assim a hipótese de contaminação do meio filtrante foi descartada, sendo a tubulação de saída a possível responsável pela contaminação da água. O desempenho do filtro controle foi superado por FFC e FIRC na remoção de coliformes totais; os filtros FC, FFC e FIRC apresentaram mesma remoção de coliformes termotolerantes; sobre a concentração de bactérias heterotróficas, somente FIM superou o FC. Por fim, a utilização de resíduos orgânicos como meio filtrante pode contribuir para dar maior estabilidade na remoção de patógenos.

Palavras-chave: Filtros lentos. Resíduos. Microrganismos patogênicos.

Abstract

Slow filtration is a consolidated water treatment technique, in which predominantly biological filtration mechanisms act. This technique has gone through several improvements over the years, whether in operational aspects, maintenance or in the characteristics/type of the filter media. So, the study evaluated the performance of slow filters filled with residues in the removal of pathogens, and verified their restoration potential when submitted to peak pathogen influx. Thus, six filters were operated: sand control filter (FC); with coconut fiber

¹ Universidade Federal de Sergipe - São Cristóvão - Sergipe - Brasil.

* **Autor correspondente:** eng.civil.andersonlima@gmail.com.

filter medium (FFC); sand with intermediate layer of coconut fibers (FIFC); with intermediate layer of passion fish (FIM); with intermediate charcoal layer (FICV); and with intermediate layer of ceramic residue (FIRC). The operation of the filters was divided into six stages, the first four differed by the type of water affluent to the filters, the fifth was characterized by the realization of bottom discharges (DF) and the sixth by the change of place for the collection of treated water. There was no restoration of the quality of the water affluent after a few days of operation, the hypothesis of contamination of the filter medium was discarded, and the outlet pipe was the possible responsible for water contamination. The performance of the control filter was overcome by FFC and FIRC in the removal of total coliforms; FC, FFC and FIRC filters presented the same removal of thermotolerant coliforms; on the concentration of heterotrophic bacteria only FIM exceeded FC. Finally, the use of organic waste as a filtering medium can contribute to providing greater stability in the removal of pathogens.

Keywords: Slow sand filters. Residue. Pathogenic microorganisms.

1 INTRODUÇÃO

A filtração lenta é o processo no qual o tratamento de água é realizado a partir do fluxo em meio granular, onde mecanismos físico-químicos e predominantemente biológicos atuam na purificação da água. Os filtros lentos se notabilizaram pela simplicidade de construção, manutenção e operação, além de possuírem elevada capacidade de remoção de patógenos.

A eficiência de filtros lentos na remoção de patógenos depende significativamente do estágio de desenvolvimento da camada biológica, denominada *schmutzdecke*. Essa camada abriga uma diversidade de organismos: algas, plânctons, protozoários, diatomáceas, bactérias etc., responsáveis por intensa atividade biológica, na qual a matéria orgânica é capturada, quebrada e digerida (HAIG et al., 2015; HUISMAN; WOOD, 1974). Além disso, a remoção de patógenos em filtros lentos ocorre, principalmente, por predação por protozoários, morte pela indisponibilidade de oxigênio na camada filtrante, lise celular e por processos físicos de sedimentação e sorção (WEBSTER; FIERER, 2019; SINGER; SKINNER; CANTWELL, 2017).

Contudo, apesar de sua capacidade de atender pequenas comunidades a baixo custo, essa

tecnologia vem sendo preterida no Brasil. Já em 1995, por exemplo, um relatório da Associação Nacional de Serviços Municipais de Saneamento (ASSEMAE) apontava que apenas 14% das Estações de Tratamento de Água (ETA) do país utilizavam filtração lenta (ASSEMAE, 1995 apud MURTHA; HELLER; LIBÂNIO, 1997). Atualmente, o seu desuso é ainda mais pronunciado, visto que praticamente não existem informações oficiais sobre quantas ETAs aplicam tal técnica, uma vez que o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) agrupa informações tão somente sobre o tratamento convencional e simples desinfecção.

Para corroborar o estado atual de abandono da filtração lenta, pode-se tomar como exemplo o Estado de Santa Catarina, notadamente um dos estados que mais utilizavam filtros lentos, e que agora, segundo Souza et al. (2018), eles somente são aplicados em 6% dos municípios. Os referidos autores explicam que as exigências de qualidade da água bruta — uma vez que normalmente não são aplicadas etapas de coagulação, floculação e decantação (OLIVEIRA; SCHNEIDER, 2019)—; os procedimentos de limpeza, considerados trabalhosos; e a falta de conhecimento específico sobre a técnica são os principais fatores

que fazem essa tecnologia perder espaço para outras ditas mais modernas.

Todavia, é um erro considerar a filtração lenta uma técnica defasada. Vários países apostam nessa técnica de tratamento para diversos objetivos. A exemplo, nove municípios da Suécia totalizam 26 filtros lentos destinados a tratar a água pluvial captada pelos sistemas de drenagem urbana municipal (BERYANI et al., 2021). Em uma ETA de Zurique, Suíça, a filtração lenta era a última unidade de tratamento antes da desinfecção, sendo precedida por pré-ozonização, filtração rápida, ozonização intermediária e filtração em carvão ativado granular, de modo a aproveitar a atividade biológica dos filtros lentos para a remoção de contaminantes resistentes (LAUTENSCHLAGER et al., 2014). Já no Japão foi empregada filtração lenta seguida de cloração para a remoção de vírus do mosqueado da água de um lago (CANH; FURUMAI; KATAYAMA, 2019).

O parágrafo anterior é uma amostra do interesse da comunidade científica nas potencialidades da filtração lenta. Aos poucos, são desenvolvidas inovações capazes de superar as limitações dessa técnica. Para contornar os requisitos de qualidade da água afluyente, por exemplo, podem-se aplicar sistemas de pré-tratamentos como a consolidada Filtração em Múltiplas Etapas – FIME, pré-oxidação, pré-ozonização etc. Em relação à limpeza, Pizzolatti et al. (2015) avaliaram o desempenho de filtros lentos com limpeza convencional e com retrolavagem e concluíram que não houve perda de desempenho, indicando a retrolavagem como forma de limpeza para filtros de pequeno porte (93m²). Ao passo que Singer, Skinner e Cantwell (2017) aplicaram o método agitação de face na manutenção de filtros lentos. A técnica consiste em agitar rapidamente a superfície da areia, até 1cm de profundidade, e retirar a água sobrenadante. Tal técnica foi associada a maiores taxas de remoção de coliforme

e turbidez em detrimento da raspagem. Por fim, quando se deseja melhorar o desempenho dos filtros e/ou remover alguma substância específica, pode-se alterar parcialmente ou totalmente o material empregado como meio filtrante.

Nesse contexto, destaca-se o emprego de materiais alternativos, especialmente resíduos, como meio filtrante, com o intuito de obter desempenho superior na filtração lenta. Jayalath, Miguntanna e Perera (2016) e Zhao et al. (2019), por exemplo, operaram filtros lentos cujo meio filtrante era constituído de uma mistura de areia e resíduo cerâmico triturado. Śmiech et al. (2018) avaliaram o desempenho de filtros com meio filtrante de areia e partículas de ferro. Já Anjali, Shrihari e Sunil (2019) substituíram integralmente areia em filtro lento por escória. Grace, Healy e Clifford (2016) e Urfer (2017) avaliaram o potencial do resíduo de bauxita como meio filtrante. O uso de resíduos como meio filtrante possui caráter sustentável, uma vez que se caracteriza como destinação ambientalmente amigável para esses resíduos.

Diante do exposto, este trabalho teve por objetivo avaliar o desempenho de filtros lentos com meios filtrantes alternativos em detrimento do filtro lento convencional de areia, sob o aspecto da remoção de patógenos e da sua recuperação depois de um evento de aporte de alta carga desses microrganismos.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Instalação piloto

A instalação piloto foi composta por seis filtros de mesmas dimensões e camada suporte, porém com configurações de meio filtrante distintas. O primeiro sistema, filtro controle (FC), possuía leito filtrante de areia. No segundo, o meio filtrante era composto unicamente por fibras de coco (FFC). Os demais filtros eram de areia com

2.2 Procedimentos experimentais

O experimento durou 197 dias, de 18/03/2019 a 30/09/2019, sendo dividido em seis estágios. Nos 57 dias iniciais, primeiro estágio (I), os filtros foram alimentados somente com água subterrânea visando promover o amadurecimento dos filtros. No segundo estágio (II), os filtros passaram a ser alimentados pela mistura da água de poço e 1,2% de esgoto. A adição de esgoto foi efetuada para que a concentração de patógenos fosse mais significativa, uma vez que, por se tratar de águas subterrâneas, a água captada apresentava pouca ou nenhuma presença dos patógenos analisados neste trabalho.

Para avaliar o comportamento dos filtros após receberem água com significativa carga de patógenos, os filtros foram alimentados com esgoto bruto por quatro dias (89° a 92°). Dessa forma, os estágios seguintes avaliam a capacidade dos filtros de recuperar suas condições iniciais. No Estágio III avaliou-se a recuperação de filtros quando alimentados com a mistura de água e esgoto sem pico de patógenos. Já no Estágio IV, cessou-se a mistura de esgoto e ali-

mentaram-se os filtros somente com água de poço, de maior qualidade.

No Estágio V, realizaram-se descargas de fundo e verificou-se sua contribuição na recuperação dos filtros e conseqüentemente na redução de patógenos da água efluente aos filtros. Optou-se pela descarga de fundo por considerá-la capaz de remover possíveis patógenos aderidos a toda espessura do leito filtrante e da camada suporte. Além disso, a raspagem manual ou qualquer tipo de limpeza superficial não se justificava, tendo em vista que não havia sinais do fim da carreira de filtração, como o aumento da perda de carga, por exemplo. Por fim, no Estágio VI as amostras foram coletadas em pontos diferentes dos estágios anteriores a fim de verificar a interferência do ponto de coleta na concentração de patógenos na água filtrada.

A Fig. 2 apresenta a linha do tempo operacional dos sistemas, que demarca a duração de cada estágio, o momento da adição e cessão de esgoto na água bruta, descargas de fundo, mudança do local de coleta e campanhas de análises microbiológicas.

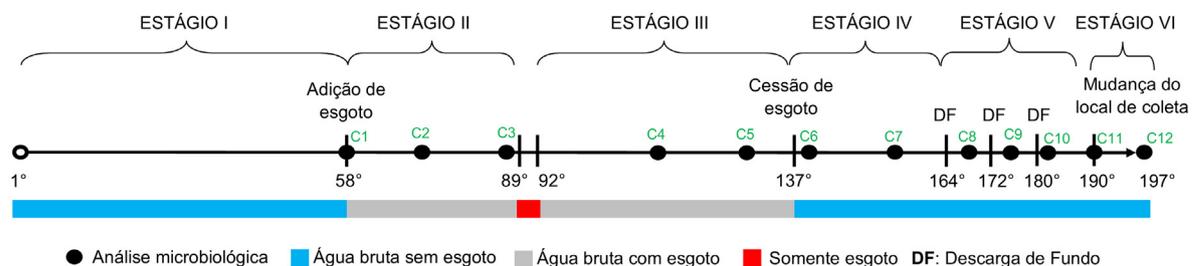


Figura 2 - Linha do tempo operacional.

Fonte: Autores (2020)

Foram realizadas 12 campanhas, nas quais foram avaliadas as concentrações de coliformes totais, coliformes termotolerantes e bactérias heterotróficas. Para a determinação de coliformes totais e termotolerantes, adaptou-se o método de tubos

múltiplos proposto por Brasil (2013), ao passo que a concentração de bactérias heterotróficas foi quantificada a partir do método de contagem padrão em placas *Spreader plate* (SILVA et al., 2010) com meio de cultura *Ágar de Contagem de Placas - PCA*.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados das análises de coliformes totais estão dispostos na Tabela 1. Nesta tabela, os números em cor azul indicam que houve remoção do parâmetro, enquanto os vermelhos denotam

elevação da concentração de coliformes totais em comparação com a água bruta (AB). Cabe ressaltar que não foram feitas análises microbiológicas no Estágio I por se tratar de um período de amadurecimento dos filtros.

Tabela 1 - Resultados das análises de coliformes totais (NMP/100mL)

Estágio	Campanha	Dia	AB	FC	FFC	FIC	FIM	FICV	FIRC
II	1	58	1,1x10 ⁴	<3,0x10	9,2x10	<3,0x10	2,3x10 ²	<3,0x10	<3,0x10
	2	73	2,9x10 ³	3,6x10	1,5x10 ²	9,2x10	1,5x10 ³	9,3x10 ²	>1,1x10 ⁴
	3	86	9,2x10	9,3x10 ²	1,5x10 ²	3,6x10	3,6x10	1,5x10 ²	<3,0x10
III	4	115	9,3x10 ²	2,4x10 ³	2,4x10 ³	>1,1x10 ⁴	2,4x10 ³	2,1x10 ³	>1,1x10 ⁴
	5	128	2,1x10 ²	>1,1x10 ⁴	4,6x10 ³	>1,1x10 ⁴	>1,1x10 ⁴	>1,1x10 ⁴	>1,1x10 ⁴
IV	6	141	2,3x10 ²	2,4x10 ³	3,6x10	9,2x10	2,3x10 ²	9,3x10 ²	>1,1x10 ⁴
	7	156	2,3x10 ²	4,6x10 ³	2,3x10 ²	3,6x10	9,2x10	>1,1x10 ⁴	>1,1x10 ⁴
V	8	169	<3,0x10	2,4x10 ³	3,6x10	4,6x10 ³	2,4x10 ³	>1,1x10 ⁴	>1,1x10 ⁴
	9	176	<3,0x10	2,3x10 ²	<3,0x10	9,3x10 ²	4,3x10 ²	9,3x10 ²	4,3x10 ²
	10	183	9,2x10	4,3x10 ²	4,3x10 ²	4,6x10 ³	2,3x10 ²	2,4x10 ³	6,4x10 ²
VI	11	190	3,6x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	9,3x10 ²
	12	197	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	>1,1x10 ⁴

Fonte: Autores (2020)

Durante a primeira campanha, todos os filtros promoveram redução na concentração de coliformes totais, ao passo que na segunda campanha somente o filtro FIRC não removeu esse parâmetro. Já na campanha 3, apenas metade dos filtros conseguiu reduzir a concentração de coliformes totais. Apesar da variabilidade, de forma geral todos os filtros atuaram na remoção desse patógeno.

No entanto, após o evento da passagem do esgoto bruto, o desempenho dos filtros reduziu-se drasticamente. A partir da análise das campanhas do Estágio III, por exemplo, nota-se que mesmo tendo se passado mais de 20 dias, os filtros não haviam restaurado sua capacidade inicial. Como nessas campanhas os filtros ainda eram alimentados por mistura de água e esgoto, suspeitou-se que as características da água tenham dificultado a recuperação do sistema.

Diante disso, avaliou-se o desempenho dos filtros em campanhas cuja adição de esgoto não era mais realizada (Estágio IV). Assim, observou nas Campanhas 5 e 6 que metade dos filtros

apresentou concentração de coliformes totais menor ou igual à da água bruta. Contudo, os filtros FC, FICV e FIRC contribuíram com o decaimento na qualidade da água.

Diante do exposto, optou-se por realizar descargas de fundo, visando promover limpeza do meio filtrante, antes da coleta das amostras das Campanhas 8, 9 e 10 (Estágio V). Contrariando o esperado, as descargas de fundo não promoveram melhorias no desempenho do sistema, uma vez que praticamente a totalidade das amostras dessas campanhas apresentou concentração de coliformes totais maior do que a concentração da água bruta. As descargas de fundo foram concebidas inicialmente para filtros ascendentes, de modo a promover a limpeza do leito filtrante a partir do escoamento de água no sentido contrário ao da filtração, o que não ocorreu neste trabalho. Além disso, Souza et al. (2016) indicam que o procedimento de retrolavagem é influenciado pelo diâmetro efetivo do meio filtrante, de maneira que quanto maior, mais eficiente é a lavagem. Como a retrolavagem e a descarga de

fundo possuem o mesmo princípio (escoamento de água em fluxo contrário), o pequeno diâmetro efetivo da areia utilizada pode ter contribuído com a ineficácia da limpeza.

De acordo com Matteo D' Alessio et al. (2016), quando filtros lentos são submetidos a picos de patógenos, pode haver elevação da concentração desses microrganismos no meio filtrante, de modo que após o pico a água efluente pode apresentar concentração maior do que a da água afluente. Entretanto, isso ocorre durante curto intervalo de tempo, sendo que em poucos dias o sistema retoma suas condições iniciais. Contrapondo os resultados descritos por Matteo D' Alessio et al. (2016), até o Estágio V, os filtros não foram capazes de retomar suas condições iniciais. Outrossim, nem a alimentação com água sem esgoto nem as descargas de fundo realizadas foram capazes de contribuir para a qualidade da água efluente aos filtros. Dessa forma, pode-se levantar a hipótese de que os resultados negativos para a remoção de coliformes totais podem não ter origem na possível impregnação de comunidades de coliformes durante o evento crítico, e sim em fatores externos, como a contaminação da tubulação de saída.

Os resultados obtidos no Estágio VI corroboram a hipótese de contaminação da tubulação de saída, uma vez que nas Campanhas 11 e 12 deixou-se de coletar as amostras nas torneiras de saída dos filtros para coletar no fundo dos filtros a partir da abertura dos registros de descarga. Durante essas campanhas, com exceção do filtro FIRC, todos os sistemas apresentaram concentração de coliformes totais menor ou igual à da água bruta.

A passagem de esgoto bruto pela tubulação vertical de saída pode ter aumentado as comunidades de coliformes no biofilme aderidas às paredes da tubulação, de modo que as descargas de fundo podem não ter sido capazes de desprender as comunidades desses microrganismos das pa-

redes da tubulação. A contaminação existente no biofilme dos tubos pode ser transferida para água durante o escoamento, como apontam Galvão, Motta e Alvarez (2006), principalmente em escoamentos com baixa velocidade. Inclusive pode ocorrer a multiplicação de bactérias por encontrarem no biofilme um ambiente propício ao seu desenvolvimento (SCORSAFAVA et al., 2011). Curiosamente, foi nas primeiras campanhas (quando as tubulações eram novas e, portanto, não possuíam biofilme desenvolvido) que os filtros apresentaram maior remoção de coliformes totais.

Por fim, convém discutir o destaque negativo do filtro FIRC com relação à concentração de coliformes totais. Em 10 das 12 campanhas realizadas, o filtro com resíduo cerâmico aumentou a concentração desse parâmetro. De acordo com Zhao et al. (2019), a superfície porosa dos tijolos triturados pode contribuir com a manutenção de comunidades biológicas durante a filtração. Assim, a população de coliformes pode ter encontrado no filtro com camada intermediária de resíduo cerâmico habitat favorável para seu crescimento. Letshwenyo e Lebogang (2019) também apontam a multiplicação celular como um dos mecanismos responsáveis pelo aumento da concentração de patógenos na água efluente. Além disso, os autores também atribuem para falha na remoção de patógenos a presença de caminhos preferenciais no meio filtrante (curtos-circuitos), de modo que a água atravessa o filtro sem que atuem os mecanismos de purificação.

A respeito dos caminhos preferenciais ocasionado pelo efeito parede, Lang et al., (1993) avaliaram sua ocorrência em filtros estudados com relação D/d variando de 26 a 6.000, e concluíram que a relação D/d maior ou igual a 50 é o recomendado para minimizar seus efeitos. Como neste trabalho a relação D/d era maior do que a recomendada, o efeito parede oriundo da distribuição granulométrica não deve ter sido signifi-

cativo. Contudo, cabe uma ressalva: a estrutura dos filtros possuía formato retangular, e não circular, como a maioria das colunas de filtração. Dessa forma, caminhos preferenciais podem ter sido criados nas regiões das arestas dos filtros, onde sabidamente ocorrem tensões superficiais concentradas, diferentemente do círculo onde as tensões são uniformemente distribuídas.

Relativo à concentração de coliformes termotolerantes, a Tabela 2 apresenta os resultados das análises durante o Estágio II ao VI. Semelhante à tabela anterior, os valores em azul representam os dados em que houve redução do parâmetro, enquanto os vermelhos indicam decaimento na qualidade da água.

Tabela 2 - Resultados das análises de coliformes termotolerantes (NMP/100mL)

Estágio	Campanha	Dia	AB	FC	FFC	FIFC	FIM	FICV	FIRC
II	1	58	4,2x10 ²	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10
	2	73	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10
	3	86	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10
III	4	115	2,3x10 ²	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10
	5	128	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10
IV	6	141	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10
	7	156	2,3x10 ²	4,6x10 ³	2,3x10 ²	3,6x10	9,2x10	>1,1x10 ⁴	>1,1x10 ⁴
V	8	169	0	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10
	9	176	0	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10
	10	183	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10	<3,0x10
VI	11	190	<3,0x10	0	0	0	0	0	<3,0x10
		197	0	0	0	0	0	0	<3,0x10

Fonte: Autores (2020)

Em geral, a água bruta apresentou baixa concentração de coliformes termotolerantes. Nos Estágios II e III e na primeira campanha do Estágio IV, todos os filtros produziram água com concentração de coliformes termotolerantes menor do que a da água bruta. Durante o Estágio V, somente a descarga de fundo realizada antes da Campanha 10 aparenta ter contribuído com a melhoria na qualidade da água, uma vez que a concentração de coliformes termotolerantes nos filtros era igual à da água bruta.

Assim como ocorreu para coliformes totais, a mudança no ponto de coleta das amostras, Estágio VI, resultou em melhorias na qualidade da água efluente aos filtros em relação à concentração de coliformes termotolerantes. Na Campanha 11, com exceção de FIRC, todos os filtros reduziram 100% da concentração de coliformes termotolerantes. Ademais, os resultados da Campanha 12 foram semelhantes aos da cam-

panha anterior. Nessa campanha, porém, a água bruta, por si só, já apresentava concentração de coliformes termotolerantes igual a zero.

Possivelmente, os mecanismos responsáveis pela deterioração da qualidade da água quanto ao parâmetro coliformes totais (contaminação do meio filtrante e da tubulação de saída, curtos-circuitos e multiplicação celular) exerceram menor influência sobre a concentração de coliformes termotolerantes da água efluente, uma vez que esses microrganismos eram menos abundantes na água bruta em comparação com coliformes totais. Assim como neste trabalho, Zipf, Pinheiro e Conegro (2016) observaram maior variabilidade na concentração de coliformes totais do que na de coliformes termotolerantes na água efluente aos filtros lentos.

Adicionalmente, o desempenho dos filtros na remoção de patógenos também foi avaliado a partir da concentração de bactérias heterotróficas.

A Tabela 3 exibe os resultados das análises desse parâmetro para água afluente e efluente aos filtros. Nessa tabela, os dados em azul correspondem à ocorrência de remoção, as informa-

ções em vermelho destacam piora na qualidade da água, e os traços representam amostras nas quais não foi possível realizar a contagem do número de Unidades Formadoras de Colônias (UFC).

Tabela 3 - Resultados da contagem de bactérias heterotróficas (UFC/mL)

Estágio	Campanha	Dia	AB	FC	FFC	FIFC	FIM	FICV	FIRC
II	1	58	360	160	160	120	70	100	2900
	2	73	1000	12000	500	700	-	300	1000
	3	86	-	-	3000	1000	600	450	90
III	4	115	-	-	600	-	1000	1000	-
	5	128	-	3000	-	-	-	4000	-
IV	6	141	-	-	-	-	-	-	-
	7	156	1000	0	-	500	-	1000	100000
V	8	169	-	-	-	-	-	-	10000
	9	176	-	-	-	0	-	-	400
	10	183	-	13000	-	-	-	-	-
VI	11	190	-	-	-	-	2400	-	-
	12	197	1000	2000	-	1500	3000	2000	-

Fonte: Autores (2020)

Durante a primeira campanha, somente o filtro FIRC não removeu bactérias heterotróficas. Na segunda campanha, apenas os filtros FFC, FIFC e FICV reduziram esse parâmetro na água efluente. O filtro FIFC também foi o único a promover remoção na Campanha 10, acompanhado do filtro controle. Por fim, na Campanha 12, nenhum filtro reduziu a concentração de bactérias heterotróficas.

Os resultados e a análise das demais campanhas foram prejudicados pelo fato de que em muitas placas não foi possível realizar a contagem das unidades formadoras de colônias. A dificuldade na contagem das colônias derivava das caracte-

rísticas da água, cujas unidades formadoras de colônia desses microrganismos possuíam a tendência de crescer juntas e espalhadas. Quando isso ocorria nas placas com amostras da água bruta, por exemplo, inviabilizava a avaliação dos filtros quanto à eficiência de remoção.

Em geral, a contabilização das unidades formadoras de colônia é realizada a partir da identificação de pequenos círculos (ou pontos) bem definidos; cada um corresponde a uma UFC. Assim como pode ser observado na Fig. 3, a união de unidades formadoras de colônias impossibilitou sua quantificação de forma segura.

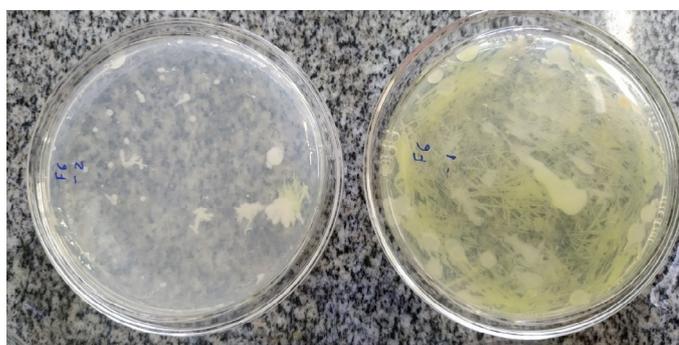


Figura 3 - Placas petri cuja contagem das UFC não pôde ser realizada

Fonte: Autores (2020)

Diante das dificuldades encontradas, pode-se julgar ser inadequado o método *Spreader Plate* com PCA para determinação da concentração de bactérias heterotróficas em águas com características semelhantes às desse trabalho. De fato, Domingues et al. (2007) recomendam a utilização dos métodos *Pour Plate* com PCA ou *Spreader Plate* com *Tryptone Soy Agar* (TSA) para determinação da concentração de bactérias heterotró-

ficas, sendo que esse último método apresentou maior desempenho.

Visando contornar as dificuldades de contagem nas placas, buscou-se realizar análise qualitativa das observações obtidas nas Campanhas 6 a 12. Para tanto, elaborou-se a Fig. 4, na qual cada amostra, em cada campanha, recebeu três círculos para retratar as três diluições que eram inoculadas (1/10, 1/100 e 1/1000, respectivamente).

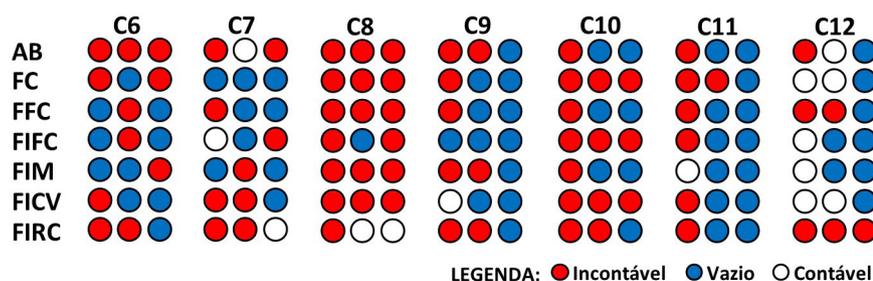


Figura 4 - Análise qualitativa da remoção de bactérias heterotróficas
Fonte: Autores (2020)

Na Fig. 4, as cores dos círculos traduzem os resultados das amostras, de maneira que círculos vermelhos correspondem a placas em que não foi possível realizar a contagem; os círculos azuis indicam placas nas quais não houve crescimento de bactérias heterotróficas; e os círculos sem preenchimento fazem alusão a placas cuja quantificação do número de unidades formadoras de colônias foi viabilizada.

Dessa forma, ao se analisar o número de placas vazias, nota-se que todos os filtros apresentaram maior número de placas desse tipo quando comparados com a água bruta, excetuando-se, porém, o filtro FIRC. Esse filtro apresentou o mesmo número de placas azuis da água bruta, demonstrando desempenho inferior aos demais, assim como ocorrera para coliformes.

Ademais, os filtros FFC, FIFC e FIM foram os que apresentaram mais placas vazias, 11 no total, superando o filtro controle, com 8 placas. Mesmo sendo difícil determinar analiticamente a eficiên-

cia dos sistemas, observou-se que, de forma geral, praticamente todos os filtros atuaram na melhoria da qualidade da água no que diz respeito à concentração de bactérias heterotróficas. De modo que, em muitas observações, a água efluente atendia ao padrão de potabilidade estabelecido no Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017, do Ministério da Saúde (MS) (BRASIL, 2017), alterado pela Portaria nº 888 de 04 de maio de 2021 (BRASIL, 2021), a qual estabelece 500 UFC/mL como limite máximo permitido.

No tocante à eficiência dos sistemas, os percentuais de remoção média de coliformes totais, coliformes termotolerantes e bactérias heterotróficas estão apresentados na Tabela 4. Os valores exibidos nessa tabela levam em conta somente as observações em que houve redução dos parâmetros, para que as “eficiências negativas” não interferissem no cálculo da média. Dessa forma, associado às médias de remoção está o número de amostras que entraram no cálculo.

Tabela 4 - Remoção média de coliformes totais, termotolerantes e bactérias heterotróficas

	Coliformes totais		Coliformes termotolerantes		Bactérias heterotróficas	
	Nº de amostras	Remoção (%)	Nº de amostras	Remoção (%)	Nº de amostras	Remoção (%)
FC	3	71,72 ± 47,68	2	89,91 ± 4,17	2	77,78 ± 31,43
FFC	4	73,75 ± 33,40	2	89,91 ± 4,17	2	52,78 ± 3,93
FIFC	6	69,74 ± 31,10	3	88,05 ± 4,36	3	48,89 ± 18,36
FIM	5	56,74 ± 29,16	3	79,94 ± 17,52	1	80,56 ± 0,00
FICV	3	61,44 ± 41,91	2	89,91 ± 4,17	2	47,41 ± 1,57
FIRC	2	83,56 ± 22,87	2	89,91 ± 4,17	0	-

Fonte: Autores (2020)

O filtro controle apresentou eficiência de remoção média de coliformes totais igual a 71,72%, sendo superado somente pelos filtros FLFC e FL-SRC, com 73,75% e 83,56%, respectivamente. Para remoção de coliformes termotolerantes, os filtros FC, FFC, FICV e FIRC apresentam remoção de 89,91%, acompanhados pelos filtros FIFC e FIM. Com relação à remoção de bactérias heterotróficas, o filtro FIM apresentou maior eficiência de remoção média (80,56%), seguido pelos filtros FC, FFC, FIFC, FICV e FIRC; este último não apresentou remoção em nenhuma amostra analisada para esse parâmetro.

As eficiências de remoção de coliformes totais obtidas neste trabalho foram semelhantes às observadas por Matteo D' Alessio et al. (2016). Esses autores observaram a eficiência de filtros lentos quando eram alimentados por uma mistura de água e 20% esgoto e quando passaram a ser alimentados somente por água. Na primeira situação observou-se remoção média de coliformes de 84,53%, ao passo que na segunda a eficiência média foi reduzida para 75,81%. Ademais, ao operar um sistema composto por pré-filtro grosseiro e filtro lento, Letshwenyo e Lebogang (2019) observaram remoção de coliformes totais de 45 a 100%.

Sobre a remoção de coliformes termotolerantes, as eficiências obtidas se aproximam das observadas por Singer, Skinner e Cantwell (2017). Os autores avaliaram a remoção desse parâmetro em filtros lentos sob condições normais e ime-

diatamente após o procedimento de limpeza. Na primeira condição obtiveram remoções de 92,8 a 99,5%, ao passo que depois da manutenção a capacidade de redução desses patógenos pelo sistema caiu para 52,1 a 87,7%.

A respeito da remoção de bactérias heterotróficas, observou-se que esses resultados foram os que mais se distinguiram dos reportados pela literatura. Ellis e Wood (1985), por exemplo, obtiveram remoção média acima de 99% de bactérias heterotróficas em filtros lentos amadurecidos, cuja camada biológica se encontrava totalmente desenvolvida.

Mesmo obtendo-se médias de remoção de coliformes totais, coliformes termotolerantes e bactérias heterotróficas pertencentes ao intervalo 45-90%, observou-se que são inferiores às eficiências reportadas pela maioria dos autores. Trabalhos como os de Rajesh Tundia, Ahammed e George (2016), Delgado-Gardea et al. (2019), Bellamy et al. (1985) e Sizirici et al. (2019) obtiveram remoções acima de 90% para os mesmos parâmetros, nas mais diversas configurações de filtros.

Além disso, as eficiências de remoções obtidas neste trabalho devem ser analisadas com cautela, tendo em vista que muitas delas foram calculadas com base em poucas observações, o que pode levar a conclusões incoerentes. O filtro FIRC, por exemplo, apresentou maior percentual de remoção de coliformes totais e termotolerantes; no entanto, ao se analisar os resultados desses parâmetros durante as campanhas, per-

cebe-se que esse filtro foi o que mais apresentou amostras com concentração desses parâmetros maior do que a água bruta. Logo, o filtro FIRC foi eficiente, mas não foi estável.

Na realidade, ao se analisar o desempenho dos filtros não tão somente sob o aspecto analítico das eficiências e sim de uma maneira ampla, percebe-se que os filtros com materiais naturais orgânicos, fibras de coco e maravalha se comportaram de forma mais estáveis na remoção de patógenos. Uma vez que foram esses filtros (FFC, FIRC e FIM) que apresentaram mais amostras com redução desses microrganismos.

Possivelmente a presença desses materiais orgânicos no meio filtrante contribuiu para a estabilidade na remoção de patógenos. Kumar et al. (2019) aplicaram resíduos agroindustriais (fibras de cânhamo, lodo orgânico e resíduos de celulose e papel), como camada filtrante em filtros lentos, e observaram que a presença desses materiais potencializa a atividade biológica e consequentemente a remoção de patógenos, dada sua elevada área superficial e por serem excelente meio suporte para o alojamento das comunidades biológicas.

4 CONCLUSÃO

Com base na análise do desempenho dos filtros na remoção de microrganismos patogênicos, bem como sua recuperação após evento de alimentação com alta carga de patógenos, depreende-se que:

- A alimentação dos filtros com esgoto bruto pode ter afetado a remoção de patógenos no primeiro momento. No entanto, é pouco plausível que esse evento crítico tenha sido capaz de impregnar o meio filtrante com comunidades de patógenos, uma vez que se considera pouco provável que uma possível contaminação do meio filtrante tenha se mantido após a alimentação passar a ser feita com água sem esgoto e depois das descargas de fundo.
- A possibilidade de contaminação da tubulação encontra respaldo nos resultados das análises das duas últimas campanhas, visto que se observaram melhorias significativas na água afluenta após mudança do ponto de coleta das amostras.
- Outros fatores podem ter contribuído com o aumento da concentração de patógenos na água efluente aos filtros, já que a presença de curtos-circuitos ou mesmo a multiplicação celular podem originar esse fenômeno. O caso do filtro com resíduos cerâmicos pode ter sido um exemplo notável do fenômeno de crescimento da população de patógenos no interior do meio filtrante, já que a maioria das amostras possuía concentração de patógenos maior do que a da água bruta.
- Foi constatado que os filtros com leito filtrante de fibras de coco (FFC) e com camada intermediária de resíduo cerâmico (FIRC) apresentaram maior média de remoção de coliformes totais em detrimento do filtro controle (FC).
- Os filtros FC, FFC, FIRC e com camada intermediária de carvão vegetal (FICV) apresentaram a mesma média de remoção coliformes termotolerantes.
- Somente o filtro com camada intermediária de maravalha (FIM) obteve remoção média de bactérias heterotróficas superior à do filtro controle.
- Por fim, foi observado que mesmo não apresentando, em muitos casos, maior média de remoção de patógenos, os filtros com resíduos orgânicos fibras de coco e maravalha foram mais estáveis na remoção de patógenos, isto é, apresentaram maior número de amostras cuja concentração de patógenos era menor do que na água bruta. Isso sugere que a presença desses materiais contribui para eficácia dos filtros na remoção desses tipos de microrganismos, podendo, nesse campo, ser objeto de pesquisas futuras.

5 AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi desenvolvido com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de financiamento 001.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Lima AJ; **Metodologia:** Lima AJ; **Análise dos dados:** Lima AJ; **Redação primeira versão:** Lima AJ; **Revisão primeira versão:** Michelan DCGS e Silva CF; **Redação versão final:** Lima AJ; **Redação Revisão & Edição:** Lima AJ, Michelan DCGS e Silva CF; **Supervisão:** Michelan DCGS e Silva CF.

7 REFERÊNCIAS

- ANJALI, M. S.; SHRIHARI, S.; SUNIL, B. M. Experimental studies of slag filter for drinking water treatment. *Environmental Technology & Innovation*, v. 15, p. 100418, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100418>
- ASSEMAE. **Diagnóstico nacional de serviços municipais de saneamento**. Brasília: FNS-ASSEMAE, 1995.
- BELLAMY, W. D. et al. Removing Giardia Cysts With Slow Sand Filtration. *Journal – American Water Works Association*, v. 77, n. 2, p. 52–60, 1985. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1985.tb05492.x>
- BERYANI, A. et al. Survey of the operational status of twenty-six urban stormwater biofilter facilities in Sweden. *Journal of Environmental Management*, v. 297, p. 113375, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113375>
- BRASIL. **Manual prático de análise de água**. 4º ed. Brasília: FUNASA, 2013.
- BRASIL. ABNT. **NBR 12.216: Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público**. 1992.
- BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria de consolidação nº5 de 28 de setembro de 2017**. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. 2017.
- BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria no 888, de 04 de maio de 2021**. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS no 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. 2021.
- CANH, V. D.; FURUMAI, H.; KATAYAMA, H. Removal of pepper mild mottle virus by full-scale microfiltration and slow sand filtration plants. *npj Clean Water*, p. 7, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41545-019-0042-1>
- DELGADO-GARDEA, M. C. E. et al. Streptophyta and Acetic Acid Bacteria Succession Promoted by Brass in Slow Sand Filter System Schmutzdeckes. *Scientific Reports*, v. 9, n. 1, p. 7021, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-43489-9>
- DI BERNARDO, L.; SABOGAL PAZ, L. P. **Seleção de tecnologia de tratamento de água**. São Carlos: LDIBE LTDA, 2008.
- DOMINGUES, V. O. et al. Contagem de bactérias heterotróficas na água para consumo humano: comparação entre duas metodologias. *Saúde (Santa Maria)*, v. 33, n. 1, p. 15–19, 2007. <https://doi.org/10.5902/223658346458>
- ELLIS, K. V.; WOOD, W. E. Slow sand filtration. *Critical Reviews in Environmental Control*, v. 15, n. 4, p. 315–354, 1985.
- GALVÃO, C. F.; MOTTA, G. de F.; ALVAREZ, M. E. L. Análise qualitativa da contaminação da água das tubulações de equipamentos odontológicos. *Arquivo Brasileiro de Odontologia*, v. 48, p. 1–7, 2006.
- GRACE, M. A.; HEALY, M. G.; CLIFFORD, E. Performance and surface clogging in intermittently loaded and slow sand filters containing novel media. *Journal of Environmental Management*, v. 180, p. 102–110, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.018>
- HAIG, S.-J. et al. The Relationship between Microbial Community Evenness and Function in Slow Sand Filters. *mBio*, v. 6, n. 5, p. e00729–15, 2015. <https://doi.org/10.1128/mBio.00729-15>
- HUISMAN, L.; WOOD, W. E. **Slow Sand Filtration**. Geneva: World Health Organization, 1974.
- JAYALATH, C. P. G.; MIGUNTANNA, N. S.; PERERA, H. A. K. C. Burnt Clay Bricks as an Alternative Filter Media for Pebble Matrix Filters (PMF). *Engineer: Journal of the Institution of Engineers, Sri Lanka*, v. 49, n. 3, p. 1, 2016. <http://doi.org/10.4038/engineer.v49i3.7071>
- KUMAR, P. et al. Agro-industrial residues as a unique support in a sand filter to enhance the bioactivity to remove microcystin-Leucine arginine and organics. *Science of The Total Environment*, v. 670, p. 971–981, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.260>
- LANG, J. S. et al. Investigating Filter Performance as a Function of the Ratio of Filter Size to Media Size. *Journal – American Water Works Association*, v. 85, n. 10, p. 122–130, 1993. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1993.tb06087.x>
- LAUTENSCHLAGER, K. et al. Abundance and composition of indigenous bacterial communities in a multi-step biofiltration-based drinking water treatment plant. *Water Research*, v. 62, p. 40–52, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.05.035>
- LETSHWENYO, M. W.; LEBOGANG, L. Assessment of roughing and slow sand filter modified with slag and clinker ash for removal of

microorganisms from secondary effluent. **Environmental Technology**, p. 1–12, 2019.

MATTEO D'ALESSIO et al. A low-cost water-treatment system for potable water supplies in developing countries and after a natural disaster: ability to remove total coliforms and *E. coli*. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 18, n. 3, p. 925–934, 2016. <https://doi.org/10.1007/s10098-015-1074-y>

MURTHA, N.; HELLER, L.; LIBÂNIO, M. Filtração lenta em areia como alternativa tecnológica para o tratamento de águas de abastecimento no Brasil. In: 19º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1997. **Anais... ABES**, 1997. Disponível em: <http://rgdoi.net/10.13140/RG.2.1.1275.0480>. Acesso em: 20 set. 2021.

OLIVEIRA, F. F.; SCHNEIDER, R. P. Slow sand filtration for biofouling reduction in seawater desalination by reverse osmosis. **Water Research**, v. 155, p. 474–486, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.033>

PIZZOLATTI, B. S. et al. Comparison of backwashing with conventional cleaning methods in slow sand filters for small-scale communities. **Desalination and Water Treatment**, v. 54, n. 1, p. 1–7, 2015. <https://doi.org/10.1080/19443994.2013.879080>

RAJESH TUNDIA, K.; AHAMMED, M. M.; GEORGE, D. The effect of operating parameters on the performance of a biosand filter: a statistical experiment design approach. **Water Science and Technology: Water Supply**, v. 16, n. 3, p. 775–782, 2016. <https://doi.org/10.2166/ws.2015.191>

SCORSARFAVA, M. A. et al. Evaluation of the quality of water supplied in the period of 2007–2009. **Rev Inst Adolfo Lutz**, p. 9, 2011.

SILVA, N. et al. **Manual de métodos de análise microbiológica de alimentos e água**. 4. ed. São Paulo: Livraria Varela, 2010.

SINGER, S.; SKINNER, B.; CANTWELL, R. E. Impact of surface maintenance on BioSand filter performance and flow. **Journal of Water and Health**, v. 15, n. 2, p. 262–272, 2017. <https://doi.org/10.2166/wh.2017.129>

SIZIRICI, B. et al. Modified biosand filters enriched with iron oxide coated gravel to remove chemical, organic and bacteriological contaminants. **Journal of Water Process Engineering**, v. 27, p. 110–119, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.11.015>

ŚMIECH, K. et al. Comparing Mixed-Media and Conventional Slow-Sand Filters for Arsenic Removal from Groundwater. **Water**, v. 10, n. 2, p. 119, 2018. <https://doi.org/10.3390/w10020119>

SOUZA, F. H. et al. Diagnóstico e discussão sobre uso da Filtração Lenta para abastecimento público em Santa Catarina, Brasil. **Revista DAE**, v. 66, n. 209, p. 37–50, 2018. <https://doi.org/10.4322/dae.2017.013>

SOUZA, F. H. et al. Study of slow sand filtration with backwash and the influence of the filter media on the filter recovery and cleaning. **Environmental Technology**, v. 37, n. 14, p. 1802–1810, 2016. <https://doi.org/10.1080/09593330.2015.1132778>

URFER, D. Use of bauxite for enhanced removal of bacteria in slow sand filters. **Water Science and Technology: Water Supply**, v. 17, n. 4, p. 1007–1015, 2017. <https://doi.org/10.2166/ws.2016.199>

WEBSTER, T. M.; FIERER, N. Microbial Dynamics of Biosand Filters and Contributions of the Microbial Food Web to Effective Treatment of Wastewater-Impacted Water Sources. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 85, n. 17, p. e01142–19, /aem/85/17/AEM.01142-19.atom, 2019. <https://doi.org/10.1128/AEM.01142-19>

ZHAO, Y. et al. Purification of harvested rainwater using slow sand filters with low-cost materials: Bacterial community structure and purifying effect. **Science of The Total Environment**, v. 674, p. 344–354, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.474>

ZIPF, M. S.; PINHEIRO, I. G.; CONEGERO, M. G. Simplified greywater treatment systems: Slow filters of sand and slate waste followed by granular activated carbon. **Journal of Environmental Management**, v. 176, p. 119–127, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.03.035>