

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO
PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA HIDRÁULICA E SANEAMENTO

BÁRBARA LUÍZA SOUZA FREITAS

FILTROS LENTOS DOMICILIARES COM OPERAÇÃO CONTÍNUA COMO
ALTERNATIVA PARA SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS SUPERFICIAIS EM
COMUNIDADES ISOLADAS: UMA AVALIAÇÃO COMPARATIVA PARA REDUÇÃO
DO LEITO FILTRANTE

São Carlos

2021

(Esta página foi intencionalmente deixada em branco)

BÁRBARA LUÍZA SOUZA FREITAS

FILTROS LENTOS DOMICILIARES COM OPERAÇÃO CONTÍNUA COMO
ALTERNATIVA PARA SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS SUPERFICIAIS EM
COMUNIDADES ISOLADAS: UMA AVALIAÇÃO COMPARATIVA PARA REDUÇÃO
DO LEITO FILTRANTE

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento, do Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutora em Ciências (Programa de Engenharia Hidráulica e Saneamento).

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Lyda Patricia Sabogal Paz

VERSÃO CORRIGIDA

São Carlos

2021

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO,
POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS
DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Prof. Dr. Sérgio Rodrigues Fontes da
EESC/USP com os dados inseridos pelo(a) autor(a).

F862f Freitas, Bárbara Luíza Souza
Filtros lentos domiciliares com operação
contínua como alternativa para sistemas de tratamento
de águas superficiais em comunidades isoladas: uma
avaliação comparativa para redução do leito filtrante.
/ Bárbara Luíza Souza Freitas; orientadora Lyda
Patrícia Sabogal-Paz. São Carlos, 2021.

Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Hidráulica e Saneamento e Área de
Concentração em Hidráulica e Saneamento -- Escola de
Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo,
2021.

1. tratamento de água. 2. tecnologia
descentralizada. 3. comunidades isoladas. 4. biofiltro
de areia. 5. remoção de patógenos. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Bacharela **BÁRBARA LUÍZA SOUZA FREITAS.**

Título da tese: "Filtros lentos domiciliares com operação contínua como alternativa para sistemas de tratamento de águas superficiais em comunidades isoladas: uma avaliação comparativa para redução do leito filtrante".

Data da defesa: 23/07/2021.

Comissão Julgadora

Resultado

Profa. Associada **Lyda Patrícia Sabogal Paz**
(Orientadora)
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC-USP)

Aprovada

Dr. **Wilson Tadeu Lopes da Silva**
(Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária/EMBRAPA)

Aprovada

Prof. Dr. **Antônio Domingues Benetti**
(UFRGS)

Aprovada

Prof. Dr. **Raphael Corrêa Medeiros**
(Universidade Federal de Santa Maria/UFSM)

Aprovada

Profa. Dra. **Sílvia Maria Alves Corrêa Oliveira**
(Universidade Federal de Minas Gerais/UFMG)

Aprovada

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento:

Prof. Dr. **Eduardo Mario Mendiando**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:
Prof. Titular **Murilo Araujo Romero**

(Esta página foi intencionalmente deixada em branco)

Dedico este trabalho à minha avó
Mirtes Maria de Souza

(Esta página foi intencionalmente deixada em branco)

AGRADECIMENTOS

À Deus por me dar forças para trilhar esse caminho.

À minha orientadora Lyda Patricia Sabogal Paz, por quem nutro uma profunda admiração. Obrigada pela disponibilidade em me orientar e por despertar em mim o que sempre sonhei: ser uma cientista. Você é uma das grandes responsáveis pelo meu crescimento profissional.

À minha família, em especial à minha avó Mirtes Maria de Souza (in memoriam), à minha mãe Nelma Maria de Freitas e à minha tia Nádia Maria de Souza Mazeto. Três mulheres fortes e singulares em que me inspiro diariamente. Obrigada pelo amor, carinho e por todos os ensinamentos.

À família que estou construindo ao lado do meu amor, Bruna Carolina Rodrigues da Cunha, e dos nossos pets Hermione, Rony, Mochi, Margarida e Brownie. Obrigada pelo companheirismo durante todo esse trajeto e por despertarem em mim a minha melhor versão.

Às amigas Andreza Nataline Simões e Larissa Sene Araújo que, mesmo distantes fisicamente, são peças fundamentais em minha vida.

Aos amigos do LATAR que se tornaram a minha família de São Carlos: Natália, Gustavo, Ulisses, Paulo, Lucas, Lindo, Raphael, Júlia, Milina e Kamila. Trilhar o caminho ao lado de vocês se tornou uma tarefa bem mais fácil.

Agradeço, em especial, ao Ulisses Costa Terin e ao Fernando César Andreoli, fiéis escudeiros na operação dos filtros.

À Maria Teresa, Wagner, Roberto Bérnago, Alcino, Sá e Priscila, pelos excelentes serviços prestados durante toda a pesquisa.

Ao Márcio de Paula do IQSC, pelo serviço prestado nas análises de MEV.

À Amanco®, pela doação dos materiais para a construção dos filtros.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de doutorado concedida.

Ao órgão financiador desta pesquisa, *Global Challenges Research Fund (GCRF) UK Research and Innovation (SAFEWATER; EPSRC Grant Reference EP/P032427/1)*.

(Esta página foi intencionalmente deixada em branco)

RESUMO

FREITAS, B.L.S. **Filtros lentos domiciliares com operação contínua como alternativa para sistemas de tratamento de águas superficiais em comunidades isoladas: uma avaliação comparativa para redução do leito filtrante**. 2021. 216 p. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2021.

A carência de serviços de água potável ainda é uma realidade para milhões de pessoas no mundo, sobretudo para aquelas que vivem em comunidades isoladas. Uma das soluções para essas comunidades é capacitar usuários a melhorar a qualidade da água de consumo por meio de tecnologias de tratamento descentralizadas. O Filtro Lento Domiciliar (FLD) é um exemplo de tecnologia descentralizada com diversas vantagens técnicas, construtivas e operacionais, porém, por ser relativamente recente, ainda persistem lacunas relacionadas a sua eficiência. Para a transferência da tecnologia às comunidades isoladas, é fundamental que, além de eficiente, o FLD apresente um tamanho de estrutura adequado ao domicílio dos usuários. Diante disso, este estudo avaliou o impacto da redução da espessura do leito filtrante a fim de torná-lo menor, mais leve e passível de ser alocado em uma bancada de cozinha. Com o intuito de comparar a qualidade e a quantidade das águas filtradas, foram avaliados dois modelos de FLD, um tradicional (FLD-T) com 50 cm de leito e um compacto (FLD-C) com 25 cm de leito, alimentados por águas superficiais do Rio Monjolinho e operados em regime contínuo. Devido às limitações dos FLDs, foram inseridas etapas de pré- e pós-tratamento para avaliar um sistema completo a nível domiciliar. O sistema foi operado por 436 dias consecutivos com 1) pré-tratamento por sedimentação e filtração em mantas, 2) FLDs aplicados a uma taxa de filtração constante de $0,90 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, considerando uma produção individual de 48 L d^{-1} , e 3) pós-tratamento por desinfecção com hipoclorito de sódio 2,5% a 60 mg min L^{-1} . As eficiências dos modelos foram comparadas quanto à remoção de diversos parâmetros de qualidade da água – incluindo turbidez, *Escherichia coli*, cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp – bem como às durações das carreiras de filtração, aos perfis de oxigênio dissolvido e às composições dos *schmutzdeckes* desenvolvidos. Os resultados demonstraram que o pré-tratamento reduziu a turbidez da água do rio em $46 \pm 23\%$, diminuindo a sobrecarga e permitindo o funcionamento dos filtros, mas não foi capaz de atenuar variações sazonais e manter a qualidade da água clarificada durante toda a operação. As variações sazonais

refletiram igualmente nos dois modelos de FLD, pois ambos produziram águas filtradas com qualidade estatisticamente semelhante ($p > 0,05$) em todos os parâmetros avaliados, indicando que a redução da espessura do leito filtrante não influenciou o desempenho, tampouco a duração da carreira de filtração, o perfil de consumo de oxigênio dissolvido e a composição do *schmutzdecke*. No entanto, a sazonalidade impactou o desempenho em alguns parâmetros, como turbidez e coliformes totais, de forma que a variação da qualidade da água do rio foi de maior relevância para a qualidade da água filtrada do que a profundidade do leito. Isoladamente, os FLDs removeram $73 \pm 20\%$ de turbidez, $1,99 \pm 0,66$ log de *E. coli*, $2,82 \pm 0,45$ log de cistos de *Giardia* e $1,09 \pm 0,23$ log de oocistos *Cryptosporidium*. Considerando as etapas de pré- e pós-tratamento, os sistemas removeram $87 \pm 15\%$ de turbidez e $2,91 \pm 0,31$ log de *E. coli*, porém não elevaram as remoções de cistos e oocistos. O pós-tratamento foi ineficiente na inativação de bactérias e protozoários, todavia, os sistemas domiciliares propostos melhoraram significativamente a qualidade da água de consumo. Portanto, a implantação de um sistema de tratamento com FLD compacto é executável, porém demanda pesquisas adicionais para produção de águas seguras livres de patógenos.

Palavras-chave: tratamento de água, tecnologia descentralizada, comunidades isoladas, biofiltro de areia, remoção de patógenos

ABSTRACT

FREITAS, B.L.S. **Household slow sand filters in a continuous flow as an alternative for surface water treatment systems in isolated communities: a comparative assessment for reducing the filter media depth.** 2021. 216 p. Doctor of Science Thesis. São Carlos School of Engineering, University of São Paulo, São Carlos, 2021.

The lack of drinking water services is still a reality for millions of people worldwide, especially for those living in isolated communities. One solution for these communities is to allow users to improve the quality of drinking water through decentralized treatment technologies. The Household Slow Sand Filter (HSSF) is an example of decentralized technology with several technical, constructive, and operational advantages; however, as it is a relatively recent technology, gaps related to its efficiency still persist. For the transfer to isolated communities, it is essential that, besides being efficient, the HSSF has a structure size suitable for the users' homes. Therefore, this study evaluated the impact of reducing the filter media depth to make it smaller, lighter, and liable to be placed on a kitchen counter. To compare the quality and quantity of filtered water, two models of HSSF were evaluated, a traditional (HSSF-T) with 50 cm of fine sand and a compact (HSSF-C) with 25 cm of fine sand, fed by surface waters of the Monjolinho River and operated in a continuous flow. Due to the limitations of HSSFs, pre- and post-treatment steps were inserted to assess a complete home system. The system was operated for 436 consecutive days with 1) pre-treatment by sedimentation and filtration in blankets, 2) FLDs applied at a constant filtration rate of $0.90 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, considering an individual production of 48 L d^{-1} , and 3) post-treatment by disinfection with 2.5% sodium hypochlorite at 60 mg min L^{-1} . The model's efficiencies were compared in terms of water quality parameters - including turbidity, *E. coli*, *Giardia* spp. cysts and *Cryptosporidium* spp oocysts - as well as the duration of filtration runs, dissolved oxygen profiles, and compositions of the developed *schmutzdeckes*. The results showed that the pre-treatment reduced river water turbidity by $46 \pm 23\%$ - reducing overhead and allowing the filter operation - but it was not able to mitigate seasonal variations and maintain clarified water quality throughout the operation. Seasonal variations were equally reflected in the two HSSF models, as both produced filtered water with statistically similar quality ($p > 0.05$) in all evaluated parameters, indicating that the reduction in filter media depth did not influence the performance, nor the filter run, the dissolved oxygen consumption profile and the *schmutzdecke* composition. However, seasonality impacted

performance on some parameters, such as turbidity and total coliforms, so that the variance in the river water quality was more relevant to the filtered water quality than the media depth. The FLDs by themselves removed $73 \pm 20\%$ of turbidity, 1.99 ± 0.66 log of *E. coli*, 2.82 ± 0.45 log of *Giardia* cysts, and 1.09 ± 0.23 log of *Cryptosporidium* oocysts. Considering the pre- and post-treatment stages, the systems removed $87 \pm 15\%$ of turbidity and 2.91 ± 0.31 log of *E. coli* but did not increase the removal of cysts and oocysts. Post-treatment was inefficient in inactivating bacteria and protozoa; however, the proposed household systems have significantly improved the drinking water quality. Therefore, the implementation of a treatment system with compact HSSF is feasible; nonetheless, further research is required to produce safe water free of pathogens.

Keywords: water treatment, decentralized technology, isolated communities, biosand filter, pathogen removal

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Evolução cronológica das principais contribuições no contexto de filtros lentos domiciliares	45
Figura 2 – Etapas desenvolvidas na tese	68
Figura 3 – Estrutura do sistema de tratamento domiciliar com pré-tratamento, filtração lenta e pós-tratamento.....	70
Figura 4 – Detalhes estruturais dos filtros lentos domiciliares no (A) modelo tradicional: FLD-T e no (B) modelo compacto: FLD-C.....	71
Figura 5 - Seção transversal dos dois modelos de filtro lento domiciliar (A) FLD-T: tradicional e (B) FLD-C: compacto	76
Figura 6 – Representação esquemática temporal de operação do sistema domiciliar para tratamento de água de manancial	79
Figura 7 – Compartimento para disposição da sonda de condutividade durante o ensaio hidrodinâmico	80
Figura 8 – Medidas piezométricas com o uso de papel milimetrado	84
Figura 9 – Representação esquemática para aferição de perda de carga nos (a) filtros tradicionais: FLD-T e (b) filtros compactos: FLD-C.....	85
Figura 10 – Coleta de amostra por uma seringa para análise de oxigênio dissolvido.....	85
Figura 11 – Etapas de limpeza dos filtros lentos domiciliares	88
Figura 12 – Relação entre as seções apresentadas em resultados e discussão e os objetivos específicos	93
Figura 13 - Curvas granulométricas dos materiais filtrantes originados de construção civil...95	
Figura 14 - Distribuição dos volumes de vazios no interior dos filtros lentos domiciliares baseado nos valores de porosidade mínima e máxima.....	99
Figura 15 – Curva F (curva normalizada de concentração do traçador <i>versus</i> tempo) média dos filtros tradicionais (FLD-T1 e FLD-T2) e dos filtros compactos (FLD-C1 e FLD-C2)	101
Figura 16 – Curva de distribuição do tempo de residência – DTR (curva E <i>versus</i> tempo) média dos filtros tradicionais (FLD-T1 e FLD-T2) e dos filtros compactos (FLD-C1 e FLD-C2)	104
Figura 17 – Precipitação mensal na cidade de São Carlos/SP durante o período de operação	107

Figura 18 – Boxplot mensal dos valores de turbidez da água do Rio Monjolinho (a) e da água pré-tratada (b) e das remoções de turbidez no pré-tratamento (c).....	108
Figura 19 - Perda de carga no topo do leito ($\Delta h L^{-1}$ entre o primeiro e o segundo piezômetro) e em todo o leito filtrante ($\Delta h L^{-1}$ entre o primeiro e o penúltimo piezômetro) em filtro lento domiciliar (a) tradicional e (b) compacto	120
Figura 20 – Porcentagem de perda de carga em cada região do filtro lento domiciliar (a) tradicional e (b) compacto	123
Figura 21 – Valores de turbidez da água pré-tratada do Rio Monjolinho e valores médios de turbidez da água filtrada do a) modelo tradicional e b) modelo compacto	124
Figura 22 – Boxplot mensal dos valores de turbidez das (a) águas pré-tratadas e das águas filtradas do (b) modelo tradicional – FLD-T e (c) modelo compacto – FLD-C.....	127
Figura 23 – Redução de <i>E. coli</i> em função do tempo de operação no (a) modelo tradicional e no (b) modelo compacto	130
Figura 24 - Porcentagem de amostras de águas filtradas de FLD-T e FLD-C classificadas em categoria de risco pela Organização Mundial da Saúde (WHO, 2004).	131
Figura 25 - Boxplot mensal dos valores de remoção de <i>E. coli</i> no (a) modelo tradicional – FLD-T e (b) modelo compacto – FLD-C	133
Figura 26 - Redução de cistos de <i>Giardia</i> e oocistos de <i>Cryptosporidium</i> ao longo da operação no (a) modelo tradicional (FLD-T) e (b) no modelo compacto (FLD-C)	138
Figura 27 – Valores de oxigênio dissolvido na zona estacionária e nos 2,5 cm e 17,5 cm de profundidade do leito filtrante do (a) modelo tradicional e do (b) modelo compacto..	139
Figura 28 – Perfil de oxigênio dissolvido ao longo do leito filtrante do (a) modelo tradicional e do (b) modelo compacto.	141
Figura 29 – Fotomicrografias de microscopia eletrônica de varredura da manta não-tecida tipo feltro antes do uso nos filtros lentos domiciliares	142
Figura 30 – Fotomicrografias de microscopia eletrônica de varredura da manta não-tecida tipo feltro após o uso no filtro lento domiciliar tradicional (FLD-T)	143
Figura 31 – Fotomicrografias de microscopia eletrônica de varredura da manta não-tecida tipo feltro após o uso no filtro lento domiciliar compacto (FLD-C)	143
Figura 32 – Sólidos suspensos totais e voláteis retidos nas amostras de manta e de areia dos FLDs	145
Figura 33 – Exemplares de microrganismos visualizados em amostras de manta e de areia em filtros lentos domiciliares	148

Figura 34 – Comportamento das concentrações de cloro residual livre e de cloro residual total após um tempo de contato de 30 minutos utilizando águas filtradas pelo filtro lento domiciliar (a) tradicional e (b) compacto.....	150
Figura 35 – Viabilidade de cistos de <i>Giardia</i> e de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> detectados nas águas filtradas dos modelos tradicional (FLD-T) e compacto (FLD-C) e nas águas desinfetadas com hipoclorito de sódio (60 mg min L ⁻¹)	154
Figura 36 – Concepção do pré-tratamento usado para clarificação de água de manancial	189
Figura 37 – Concepção dos filtros lentos domiciliares (A) modelo tradicional e (B) modelo compacto	192
Figura 38 – Posicionamento de piezômetros e tomadas d'água no (A) filtro lento domiciliar tradicional e (B) filtro lento domiciliar compacto.....	195
Figura 39 – Sistema de alimentação dos filtros lentos domiciliares.....	197
Figura 40 – Sistema de pós-tratamento aos filtros lentos domiciliares (A) modelo tradicional e (B) modelo compacto.....	199
Figura 41 – Sistema de tratamento domiciliar com pré-tratamento, filtração lenta e pós-tratamento.....	201
Figura 42 – Sistema de pré-tratamento por sedimentação e filtração em mantas	202
Figura 43 – Sistema de alimentação dos filtros lentos domiciliares.....	203
Figura 44 – Filtros lentos domiciliares tradicionais (FLD-T) e compactos (FLD-C) operados em regime contínuo.....	204
Figura 45 – Sistema de pós-tratamento aos quatro filtros lentos domiciliares.....	206

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Metas e indicadores globais dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável relacionados à água potável, saneamento e higiene	33
Tabela 2 – Revisão sistemática a respeito do material utilizado na estrutura de FLDs (1991-2020)	47
Tabela 3 – Revisão sistemática a respeito da espessura do leito filtrante de FLDs (1991-2020)	49
Tabela 4 - Revisão sistemática a respeito do regime de operação de FLDs (1991-2020)	51
Tabela 5 - Revisão sistemática a respeito da taxa máxima de filtração de FLDs (1991-2020) .	53
Tabela 6 - Revisão sistemática a respeito da origem da água afluyente aos FLDs (1991-2020) .	55
Tabela 7 - Revisão sistemática a respeito de técnicas de pré- e pós-tratamento de FLDs (1991-2020).....	58
Tabela 8 – Remoção média de turbidez em FLDs	61
Tabela 9 – Redução média (em log) de bactérias em FLDs.....	63
Tabela 10 - Seleção dos materiais do meio filtrante e da camada suporte	74
Tabela 11 – Fases de operação desenvolvidas na tese	77
Tabela 12 - Definição de variáveis para o ensaio hidrodinâmico.	81
Tabela 13 - Modelos hidrodinâmicos baseados em escoamentos ideais de mistura completa e pistonado.....	82
Tabela 14 - Análises físico-químicas e microbiológicas realizadas na pesquisa com método, equipamento e frequência de monitoramento.....	83
Tabela 15 – Definição das variáveis para a análise de risco	90
Tabela 16 – Consumo de água para lavagem dos materiais filtrantes.....	94
Tabela 17 – Coeficientes granulométricos dos materiais filtrantes e valores recomendados pelo CAWST (2009).....	95
Tabela 18 - Distribuição das partículas para avaliação do tamanho máximo dos grãos.	96
Tabela 19 - Índices físicos dos materiais filtrantes usados nos filtros lentos domiciliares.	97
Tabela 20 - Índice de Dispersão de Morril obtido após os ensaios de traçador com os filtros tradicionais (FLD-T) e compactos (FLD-C)	102
Tabela 21 - Tempo médio de residência dos filtros tradicionais (FLD-T) e compactos (FLD-C)	105

Tabela 22 - Modelagem do escoamento dos filtros tradicionais (FLD-T) e compactos (FLD-C) baseado em três modelos uni-paramétricos: N-CSTR, pequena dispersão e grande dispersão.....	105
Tabela 23 - Qualidade da água do rio e da água pré-tratada e a eficiência do pré-tratamento .	106
Tabela 24 – Análise estatística para comparação das réplicas dos modelos tradicionais (FLD-T) e compactos (FLD-C) em relação à qualidade da água filtrada.....	111
Tabela 25 – Parâmetros de qualidade da água pré-tratada e das águas filtradas e os valores médios de eficiência do modelo tradicional (FLD-T) e do modelo compacto (FLD-C).....	112
Tabela 26 - Análise estatística para avaliar o efeito do modelo de filtro e o efeito da sazonalidade na qualidade da água filtrada.....	118
Tabela 27 – Correlação de Spearman entre os valores remanescente de turbidez e as variáveis operacionais de interesse.....	125
Tabela 28 – Valores de turbidez das águas pré-tratadas e filtradas pelos modelos tradicional (FLD-T) e compacto (FLD-C) nas estações seca e chuvosa.....	128
Tabela 29 – Correlação de Spearman entre os valores de remoção de <i>E. coli</i> e as variáveis operacionais de interesse.....	132
Tabela 30 – Recuperação de cistos de <i>Giardia</i> spp. e oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp. provenientes da suspensão ColorSeed™ em amostras de água filtrada submetidas ao método de concentração por filtração em membrana	135
Tabela 31 – Redução de cistos de <i>Giardia</i> e oocistos de <i>Cryptosporidium</i> no modelo tradicional (FLD-T) e no modelo compacto (FLD-C)	136
Tabela 32 – Microrganismos visualizados por microscopia de campo claro em amostras de manta e de areia dos filtros lentos domiciliares	146
Tabela 33 – Valores de <i>E. coli</i> e coliformes totais nas águas filtradas e nas águas desinfetadas com hipoclorito de sódio (60 mg min L ⁻¹) e os valores médios de inativação.....	152
Tabela 34 – Parâmetros físico-químicos das águas filtradas e das águas desinfetadas com hipoclorito de sódio (60 mg min L ⁻¹) e os valores médios de inativação	156
Tabela 35 – Parâmetros de qualidade da água bruta (Rio Monjolinho) e das águas tratadas e os valores médios de eficiência dos sistemas domiciliares com o modelo tradicional (FLD-T) e com o modelo compacto (FLD-C).....	158
Tabela 36 – Análises de risco de infecções e de doenças diarreicas baseadas na qualidade da água tratada pelo sistema domiciliar com pré-tratamento, filtração lenta (espessura de leito tradicional ou compacta) e pós-tratamento	160

Tabela 37 – Custos dos materiais permanentes para a construção do sistema de tratamento domiciliar.....	162
Tabela 38 - Custos anuais dos materiais consumíveis para o sistema de tratamento domiciliar	164
Tabela 39 – Custos totais para a concepção e operação dos sistemas de tratamento domiciliar com quatro FLDs (dois FLD-T e dois FLD-C), com um FLD-T e com um FLD-C....	166
Tabela 40 - Tubulações, conexões e acessórios utilizados na construção do pré-tratamento. .	188
Tabela 41 - Tubulações, conexões e acessórios utilizados na construção de um filtro lento domiciliar.....	190
Tabela 42 - Tubulações e acessórios utilizados na construção dos piezômetros e tomada d'água	194
Tabela 43 - Tubulações, conexões e acessórios utilizados na construção do sistema de alimentação.....	196
Tabela 44 - Tubulações, conexões e acessórios utilizados na construção de um sistema de pós-tratamento.	198
Tabela 45 – Microrganismos visualizados nos schmutzdeckes dos filtros lentos domiciliares tradicional e compacto.....	212

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

CAWST	Centre for Affordable Water and Sanitation Technology
CAQI	Central de Análises Químicas Instrumentais
CSTR	continuous stirred tank reactor
CU	coeficiente de uniformidade
d	dias
D ₁₀	tamanho efetivo dos grãos
DTR	Distribuição do Tempo de Residência
e	índice de vazios
EESC	Escola de Engenharia de São carlos
FLD	Filtro Lento Domiciliar
FLD-T	Filtro Lento Domiciliar Tradicional
FLD-C	Filtro Lento Domiciliar Compacto
g	gramas
h	horas
hab	habitantes
IP	iodeto de propídio
IQSC	Instituto de Química de São Carlos
L	litros
LATAR	Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso
log	logaritmo na base 10
m	metros
MDI	Índice de Dispersão de Morril
MEV	Microscopia Eletrônica de Varredura
min	minutos
NTU	Unidade Nefalométrica de Turbidez
OD	oxigênio dissolvido
ODS	Objetivo de Desenvolvimento Sustentável
OMS	Organização Mundial da Saúde
p	probabilidade de hipótese nula ser verdadeira (médias iguais em testes de hipótese)
PFR	plug flow reactor
POU	point-of-use
r _s	coeficiente de correlação de Spearman
s	segundos
SAAE	Serviço Autônomo de Água de Esgoto
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SODIS	desinfecção solar
sol	solubilidade em ácido
SSV	sólidos suspensos voláteis
SST	sólidos suspensos totais
UFC	unidades formadoras de colônia

UH	unidade de Hazen (mg L^{-1} de Pt-Co)
UV254	absorbância no comprimento de onda de 254 nm
USP	Universidade de São Paulo
$^{\circ}\text{C}$	graus célsius
γ_s	massa específica
$\Delta h L^{-1}$	perda de carga dividida pela espessura do leito
ε	porosidade

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	25
2. HIPÓTESES E OBJETIVOS	29
2.1 HIPÓTESES	29
2.2 OBJETIVO GERAL	30
2.3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	30
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	31
3.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS SOBRE A REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	31
3.2 PANORAMAS NACIONAIS E GLOBAIS DE FORNECIMENTO DE ÁGUA POTÁVEL	32
3.3 MICRORGANISMOS INDICADORES DE CONTAMINAÇÃO	35
3.4 TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO DESCENTRALIZADAS	38
3.5 FILTRAÇÃO LENTA DOMICILIAR	39
3.6 CARACTERÍSTICAS CONSTRUTIVAS E OPERACIONAIS EM FILTROS LENTOS DOMICILIARES	45
3.6.1 Material da estrutura	46
3.6.2 Espessura do leito filtrante	48
3.6.3 Regime de operação	50
3.6.4 Taxa máxima de filtração	53
3.6.5 Características da água afluyente	55
3.6.6 Presença de pré- e pós-tratamento	57
3.7 HIDRODINÂMICA DE FILTROS LENTOS DOMICILIARES	59
3.8 EXPERIÊNCIAS COM FILTROS LENTOS DOMICILIARES	61
3.8.1 Remoções de turbidez	61
3.8.2 Reduções de bactérias	63
3.8.3 Reduções de protozoários	65
3.9 CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE A REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	66
4. MATERIAIS E MÉTODO	68
4.1 CONSTRUÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DOMICILIAR	69
4.1.1 Unidade experimental para o tratamento de água de manancial	69
4.1.2 Seleção e caracterização dos materiais granulares	73
4.1.3 Montagem dos filtros lentos domiciliares	74
4.2 OPERAÇÃO DO SISTEMA DOMICILIAR PARA TRATAMENTO DE ÁGUA DE MANANCIAL	76
4.3 ENSAIOS HIDRODINÂMICOS	80
4.3.1 Coleta de dados	80
4.3.2 Tratamento dos dados	81
4.4 COLETA E ANÁLISE DAS AMOSTRAS	82
4.4.1 Análises físico-químicas e microbiológicas	83
4.4.2 Análises de perda de carga	84
4.4.3 Análises de oxigênio dissolvido	85
4.4.4 Análises de cistos de <i>Giardia</i> spp. e oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp.	86
4.5 MANUTENÇÃO DOS FILTROS E AVALIAÇÃO DO SCHMUTZDECKE	88
4.6 ANÁLISES DE RISCO	89
4.7 ANÁLISES ESTATÍSTICAS	91
4.7.1 Testes de hipótese	91

4.7.2 Análises bivariadas	91
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	93
5.1 CONSTRUÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DOMICILIAR	94
5.1.1 Caracterização granulométrica dos materiais filtrantes	94
5.1.2 Determinação dos índices físicos dos materiais filtrantes	96
5.1.3 Distribuição do volume de vazios	98
5.1.4 Observações da experiência de construção do sistema de tratamento domiciliar	99
5.2 ENSAIOS HIDRODINÂMICOS	100
5.2.1 Investigação de anomalias no escoamento	101
5.2.2 Determinação de curvas DTR e tempo médio de residência	103
5.2.3 Modelagem do escoamento	105
5.3 DESEMPENHO DO PRÉ-TRATAMENTO.....	106
5.4 DESEMPENHO DOS FILTROS LENTOS DOMICILIARES	111
5.4.1 Análises físico-químicas e microbiológicas	111
5.4.2 Avaliação da perda de carga.....	119
5.4.3 Avaliação da remoção de turbidez	123
5.4.4 Avaliação da remoção de bactérias	129
5.4.5 Avaliação de redução de protozoários.....	134
5.4.6 Avaliação do consumo de oxigênio dissolvido	138
5.5 AVALIAÇÃO DO <i>SCHMUTZDECKE</i>	142
5.5.1 Microscopia eletrônica de varredura	142
5.5.2 Sólidos suspensos totais e voláteis	144
5.5.3 Avaliação dos microrganismos do <i>schmutzdecke</i>	146
5.6 DESEMPENHO DO PÓS-TRATAMENTO COM HIPOCLORITO DE SÓDIO	150
5.6.1 Desempenho em laboratório.....	150
5.6.2 Avaliação da redução de bactérias	151
5.6.3 Avaliação da redução de protozoários.....	153
5.6.4 Análises físico-químicas	155
5.7 DESEMPENHO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DOMICILIAR	158
5.8 CUSTO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DOMICILIAR	161
6. CONSIDERAÇÕES SOBRE AS HIPÓTESES.....	168
7. CONCLUSÕES	170
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	173
APÊNDICE A – Manual construtivo dos componentes do sistema.....	188
1. Construção do sistema de pré-tratamento	188
2. Construção do sistema de filtração lenta domiciliar com operação contínua.....	190
3. Construção dos sistemas de pós-tratamento	198
APÊNDICE B – Manual de operação do sistema domiciliar	201
APÊNDICE C – Protocolo para detecção de cistos de <i>Giardia</i> spp. e oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp.....	207
1. Concentração pelo método de filtração em membranas com Tween® 80 aquecido. Adaptado de Franco et al. (2016)	207
2. Controle de qualidade analítica com ColorSeed™	208
3. Preparação da lâmina de microscopia.....	209
APÊNDICE D – Microrganismos visualizados no <i>schmutzdecke</i> da manta e da areia dos filtros lentos domiciliares	212
ANEXO 1.....	215

1. INTRODUÇÃO

A universalização do acesso a serviços de saneamento é destacada como o sexto Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS6) da Agenda 2030 promovida pela Organização Mundial da Saúde (OMS), o qual visa a redução das desigualdades relacionadas à água potável, ao saneamento e à higiene. Apesar dos avanços alcançados nos últimos anos, a carência desses serviços ainda é alvo de intensa preocupação para a população mundial por ser um fator que agrava as disparidades sociais e econômicas. Nesse âmbito, dados da OMS constataram a carência ao acesso à água potável por 10% da população mundial (*i.e.*, 785 milhões de pessoas) (WHO; UNICEF, 2019a). Esse número, expressivo e alarmante, é refletido nos indicadores de saúde, visto que águas impróprias para o consumo contêm patógenos causadores de doenças de veiculação hídrica, as quais são responsáveis por milhares de mortes (WHO; UNICEF, 2019a), principalmente na faixa etária de até cinco anos (WHO, 2014).

Além de barreiras evidentes causadas pela pobreza, um dos principais empecilhos para universalizar o acesso à água potável é o isolamento de comunidades em países subdesenvolvidos e em desenvolvimento, seja pela distribuição geográfica ou pelo status periférico. Considerando a inviabilidade financeira para a implementação de redes de distribuição de água e a dificuldade de provimento de fontes de abastecimento alternativas e seguras (*e.g.*, carros-pipa, cisterna, entre outros), tecnologias de tratamento descentralizadas surgem como possíveis soluções para essas comunidades isoladas. A premissa dessas tecnologias é capacitar pessoas sem acesso a água potável a melhorar a qualidade da sua própria água de consumo por métodos de tratamento simples, seguros e de baixo custo.

O Filtro Lento Domiciliar (FLD) é um exemplo de tratamento descentralizado com diversas vantagens técnicas, construtivas e operacionais. Assim como nos filtros lentos convencionais, a purificação da água nos FLDs se dá por uma combinação de processos físico-químicos ao longo do leito filtrante de areia e por processos biológicos no *schmutzdecke* formado na superfície. Essa combinação promove, além da retenção de impurezas, a remoção de diversos patógenos responsáveis por quadros diarreicos que assolam o mundo. Segundo Tiwari et al. (2009), ao consumir águas filtradas pelo FLD, o risco de crianças desenvolverem doenças diarreicas é 2,2 vezes menor quando comparado aos das que consomem águas impróprias.

Por serem caracterizados pela filtração lenta, filtros domiciliares possuem limitações quanto à qualidade da água afluyente, principalmente em relação à turbidez (CAWST, 2012). A

alta concentração de material em suspensão na água afluyente obstrui os vazios intergranulares, causando uma redução na duração da carreira de filtração e um aumento na frequência de limpeza (SOUZA FREITAS; SABOGAL-PAZ, 2019). Por isso, caso a fonte de abastecimento utilizada apresente valores de turbidez acima de 50 NTU, é recomendado pré-tratar a água antes de inseri-la aos filtros (CAWST, 2012). Assim como em outras tecnologias de tratamento, o FLD também requer uma etapa de pós-tratamento para a redução do risco microbiológico ainda existente na água filtrada, principalmente durante períodos vulneráveis da tecnologia, como os que antecedem a formação da camada biológica (CAWST, 2012).

Filtros lentos domiciliares podem ser operados em regimes intermitente ou contínuo. O regime intermitente é caracterizado pela alimentação simplificada dos filtros, que é realizada em batelada, conforme a necessidade do usuário. Em contrapartida, a operação em regime contínuo demanda que o filtro seja alimentado por bombeamento ou por gravidade (*i.e.*, por um reservatório elevado). Embora o modelo original de FLD tenha sido projetado para operação intermitente (MANZ, 2004), a taxa de filtração constante e menor do regime contínuo promove condições mais estáveis para o desenvolvimento de um *schmutzdecke*, além de maiores eficiências de remoção de turbidez, bactérias e protozoários (ANDREOLI; SABOGAL-PAZ, 2020; YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2014).

Além do regime contínuo, o controle do nível de água na zona estacionária e a inserção de uma manta não-tecida no topo do meio filtrante são outras duas modificações que também contribuem para a estabilidade do *schmutzdecke* e maiores eficiências de remoção (FARIA MACIEL; SABOGAL-PAZ, 2018; SMITH, 2013). Apesar das descobertas, o FLD ainda é uma tecnologia relativamente recente (LEE, 1991) com espaço para aprimoramento de sua eficiência e otimização de recursos utilizados na sua construção e operação.

Para transferir a tecnologia às comunidades isoladas, é fundamental que a estrutura dos FLDs seja adequada à realidade desse público. Um dos problemas do seu modelo original era o material da estrutura em concreto, o qual apresentava peso elevado, risco de acidentes e vazamentos, por conta de sua rigidez e densidade, e dificuldade de construção. O concreto da estrutura foi substituído por PVC (CAWST, 2009), material que amenizou essas limitações e manteve a integridade física da estrutura. No entanto, o tamanho e o peso ainda são uma problemática à transferência. Com 1 m de altura e cerca de 100 kg (TIWARI et al., 2009), um FLD de PVC ocupa uma área considerável dentro de uma residência, especialmente quando alocado em áreas internas, as quais são mais apropriadas para sua preservação e manuseio. Ademais, essa configuração é inviável para possíveis deslocamentos e pode causar acidentes

caso seja manuseado de maneira incorreta. Esse cenário motiva estudos que avaliem a capacidade de operação dos filtros com uma menor espessura de leito filtrante, de forma que sejam menores, mais leves e passíveis de serem alocados em uma bancada de cozinha.

A aplicação de uma menor espessura de leito filtrante foi estudada, a princípio, em FLDs em regime intermitente (ADEYEMO; KAMIKA; MOMBA, 2015; MWABI; MAMBA; MOMBA, 2012; NAPOTNIK; BAKER; JELLISON, 2017, 2020). Apesar de eficientes para redução de turbidez e patógenos, as unidades compactas intermitentes produzem um menor volume de água filtrada devido aos volumes de vazios das unidades. Essa desvantagem é contornada em regime contínuo, visto que esse regime mantém a taxa de filtração e a produção diária independente do volume de vazios (FARIA MACIEL; SABOGAL-PAZ, 2018; MEDEIROS et al., 2020).

Em experimentos controlados com águas simuladas, as unidades compactas contínuas se mostraram eficientes para a redução de turbidez, bactérias e protozoários (MEDEIROS et al., 2020). Todavia, os autores avaliaram as eficiências isoladas das unidades sem considerar um *design* experimental que permita a comparação entre os modelos tradicional e compacto, de forma que não foi possível avaliar o impacto da redução do leito filtrante na qualidade e na quantidade da água filtrada. Nesse contexto, há lacunas na literatura científica no que tange o aprimoramento e a otimização da configuração compacta, em particular quando comparada à tradicional, para o cumprimento dos padrões de potabilidade e para a adequação física e operacional visando a transferência tecnológica ao público-alvo.

Diante dessas lacunas, a presente tese avaliou dois modelos de filtros lentos domiciliares, com controle de nível e manta não-tecida no topo do leito, operados em regime contínuo, sendo o modelo tradicional (FLD-T) com 50 cm de leito e o modelo compacto (FLD-C) com 25 cm de leito. A comparação permitiu avaliar o impacto da redução do leito filtrante na qualidade e quantidade da água filtrada. Além disso, foram avaliadas as durações das carreiras de filtração, os perfis de oxigênio dissolvido e as composições dos *schmutzdeckes* desenvolvidos.

Considerando os dados da WHO e UNICEF (2017), as quais reportam que 159 milhões de pessoas utilizam águas de mananciais superficiais, sem nenhum tratamento, como fontes de abastecimento, o uso dessas águas como afluente foi outro ponto abordado por este trabalho. Tal decisão foi fundamentada no fato de o filtro domiciliar ser uma potencial solução para esses casos, em particular para aqueles que ocorrem em cenários de comunidades isoladas. Como exposto, o tratamento por FLD pode necessitar da aplicação de etapas de pré- e pós-tratamento.

Assim, pesquisas devem considerar, além de questões relativas à eficiência dos FLDs, um tratamento de múltiplas barreiras com técnicas aplicáveis a nível domiciliar, considerando as características de águas superficiais.

Fundamentado pelas motivações e lacunas científicas evidenciadas, este trabalho propõe avaliar duas configurações de filtros lentos domiciliares inseridas em um sistema com pré-tratamento e pós-tratamento. Tal investigação visa aprimorar os requisitos de transferência desse sistema domiciliar em comunidades-alvo, promovendo ganhos à saúde dos usuários, embasada em uma perspectiva de engenharia eficiente e acessível. A presente pesquisa está vinculada ao projeto SAFEWATER (*Low cost Technologies for safe drinking water in developing regions*), financiado pelo *Global Challenges Research Fund (GCRF) UK Research and Innovation* (SAFEWATER; EPSRC Grant Reference EP/P032427/1), mediante convênio nº 42846 com a Universidade de São Paulo.

2. HIPÓTESES E OBJETIVOS

2.1 HIPÓTESES

Hipótese 1: Filtros lentos domiciliares, operados em regime contínuo e equipados com controle de nível e manta não-tecida no topo do leito filtrante, mantêm a qualidade e a quantidade da água filtrada mesmo ao reduzir a espessura do leito de 50 cm para 25 cm. Neste trabalho, definiu-se qualidade pelos valores de turbidez, bactérias (coliformes totais e *E. coli*) e protozoários (cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp.).

Premissas da Hipótese 1: Dada a ação de superfície predominante em processos de filtração lenta, os primeiros centímetros de leito filtrante são responsáveis pela maior parte da retenção de partículas e da atividade biológica em FLDs. Quando operados em regime contínuo e equipados com controle de nível e manta não-tecida no topo do leito filtrante, os FLDs apresentam melhores resultados de remoção devido à redução da sobrecarga no leito e à constante taxa de filtração. Diante disso, considera-se que a associação dessas melhorias pode sustentar a redução do leito filtrante em 50% (50 cm para 25 cm) sem impactos significativos na quantidade e na qualidade da água filtrada.

Hipótese 2: Sistemas domiciliares constituídos pelos filtros lentos domiciliares, submetidos às mesmas condições de pré-tratamento (sedimentação por 24 h seguida por filtração em mantas) e pós-tratamento (hipoclorito de sódio), são capazes de tratar águas superficiais de acordo com os padrões de potabilidade mundial (WHO, 2017) e nacional (BRASIL, 2021).

Premissas da Hipótese 2: A aplicação do conceito de tratamento em múltiplas barreiras provê uma maior segurança para o tratamento com FLD, visto que o pré-tratamento reduz a sobrecarga do filtro e o pós-tratamento auxilia na redução dos riscos microbiológicos da água de consumo, principalmente em períodos vulneráveis do *schmutzdecke*. Considerando que FLDs são voltados a comunidades isoladas, o pré-tratamento por sedimentação por 24 h seguida por filtração em mantas e o pós-tratamento por hipoclorito de sódio são potenciais soluções para o tratamento de águas de mananciais, pois ambos são tratamentos acessíveis, de baixo custo e capazes de promover a manutenibilidade aos usuários.

2.2 OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho de sistemas constituídos por filtros lentos domiciliares, operados em fluxo contínuo e submetidos às mesmas condições de pré-tratamento e pós-tratamento, em duas configurações de espessura de leito filtrante – tradicional (50 cm) e compacto (25 cm) – para o tratamento de água de rio.

2.3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Reportar a experiência e avaliar os custos envolvidos na construção do sistema de tratamento domiciliar com pré-tratamento, filtração lenta e pós-tratamento.
2. Caracterizar o escoamento dos dois modelos de FLD – tradicional (leito = 50 cm) e compacto (leito = 25 cm) – por ensaios de traçador.
3. Avaliar o desempenho do pré-tratamento (sedimentação por 24 h seguida por filtração em mantas) para a redução da turbidez de água de rio.
4. Avaliar e comparar os dois modelos de FLD em relação: (a) à eficiência de remoção de turbidez, bactérias (coliformes totais e *E. coli*) e protozoários (cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp.); (b) à perda de carga e à duração das carreiras de filtração; e (c) aos perfis de consumo de oxigênio dissolvido.
5. Analisar o efeito da sazonalidade na qualidade da água de rio e nas eficiências de remoção dos FLDs, bem como nas durações das carreiras de filtração e nos perfis de consumo de oxigênio dissolvido.
6. Relacionar as variáveis operacionais com as eficiências dos FLDs por análises bivariadas.
7. Analisar os *schmutzdeckes* desenvolvidos nos dois modelos de FLD por medidas qualitativas e quantitativas.
8. Avaliar o desempenho do pós-tratamento com hipoclorito de sódio para a redução dos riscos microbiológicos por bactérias (coliformes totais e *E. coli*) e protozoários (cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp.) nas águas filtradas.
9. Comparar a qualidade da água produzida pelos sistemas de tratamento domiciliar (pré-tratamento, filtração lenta e pós-tratamento) com os padrões de potabilidade mundial e nacional.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS SOBRE A REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo são apresentados a fundamentação e os principais trabalhos e conceitos que permeiam esta tese. O capítulo busca discutir o estado da arte da literatura, justificar a motivação, assim como elucidar possíveis questões conceituais envolvidas neste trabalho. Discute-se a seguir brevemente a pertinência das seções apresentadas.

A Seção 3.2 contextualiza, com dados numéricos, a problemática da falta de acesso a água no Brasil e no mundo, assim como seu impacto na disseminação de doenças de veiculação hídrica. Tais dados evidenciam a necessidade de pesquisas em tratamentos descentralizados e acessíveis, como a apresentada nesta tese, no âmbito da contribuição social.

Considerando o risco de disseminação de doenças, a análise de microrganismos patogênicos na água consumida se torna particularmente importante para avaliar o risco microbiológico e auxiliar a tomada de decisão em relação ao tratamento. A Seção 3.3 destaca as principais características de indicadores fecais de bactérias e protozoários (i.e., *E. coli* e *Cryptosporidium* spp.), os quais são significativos em surtos globais de doenças de veiculação hídrica.

Tecnologias de tratamento descentralizadas foram propostas para melhorar a qualidade e a segurança da água de consumo de populações isoladas. A Seção 3.4 apresenta algumas alternativas de tratamento para o abastecimento dessas comunidades, destacando as principais vantagens e desvantagens de cada uma. O filtro lento domiciliar foi apontado como a tecnologia de tratamento com o maior custo-benefício, além de possuir diversas vantagens técnicas, construtivas e operacionais, sendo objeto de pesquisa deste trabalho.

A Seção 3.5 contextualiza a pesquisa acadêmica ao considerar a evolução cronológica no desenvolvimento dessa tecnologia, reunindo as principais descobertas e contribuições durante os quase 30 anos de experiências.

Na Seção 3.6 foi apresentada uma revisão sistemática sobre filtros lentos domiciliares e uma resultante categorização pelas suas características construtivas e operacionais: material da estrutura, espessura do leito filtrante, regime de operação, taxa máxima de filtração, características da água afluyente e presença de pré- e pós-tratamento. A revisão sistemática permitiu identificar inovações, tendências e lacunas na literatura científica de filtros lentos

domiciliares, justificando escolhas e abordagens realizadas durante a construção do filtro investigado.

A Seção 3.7 destaca as principais contribuições reportadas na literatura em relação à hidrodinâmica de FLDs, destacando as anomalias no escoamento, as características de escoamento pistonado e o uso de modelagem matemática. O conceito foi aplicado para caracterizar a hidrodinâmica do filtro estudado nesta tese, assim como discutir seu modelo matemático.


Por fim, na Seção 3.8 foram apresentadas as experiências e valores alcançados de remoção de turbidez, bactérias e protozoários reportados em trabalhos com FLDs. A seção permitiu identificar os intervalos de remoção usuais, bem como as principais condições operacionais para a potencialização da eficiência.

3.2 PANORAMAS NACIONAIS E GLOBAIS DE FORNECIMENTO DE ÁGUA POTÁVEL

No ano de 2015, líderes mundiais reuniram-se na sede da OMS e estabeleceram um plano de ação para erradicar a pobreza, proteger o planeta e garantir a paz e prosperidade às pessoas: a chamada Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável. A agenda apoia-se em 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável e 169 metas globais, incluindo as que visam reduzir progressivamente as desigualdades relacionadas à água potável, saneamento e higiene (Tabela 1).

O acesso universal a água potável, saneamento e higiene estão incluídos no ODS6, o qual visa “Assegurar a disponibilidade e a gestão sustentável da água e saneamento para todas e todos”. No entanto, os objetivos ODS1, ODS3 e ODS4 também incluem metas de acesso universal aos serviços básicos para auxiliar na erradicação da pobreza, na promoção da educação de qualidade e do bem-estar em unidades de saúde. Tais metas implicam a efetivação do acesso universal a esses serviços básicos em residências, escolas e unidades de saúde.

Tabela 1 - Metas e indicadores globais dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável relacionados à água potável, saneamento e higiene

	<p>6.1 Até 2030, alcançar o acesso universal e equitativo a água potável e segura para todos</p> <p>Proporção da população que utiliza serviços de água potável gerenciados com segurança</p>
	<p>6.2 Até 2030, alcançar o acesso a saneamento e higiene adequados e equitativos para todos, e acabar com a defecação a céu aberto, com especial atenção para as necessidades das mulheres e meninas e daqueles em situação de vulnerabilidade</p> <p>Proporção da população que utiliza a) serviços de saneamento gerenciados com segurança e b) uma instalação de lavagem das mãos com água e sabão</p>
	<p>1.4 Até 2030, garantir que todos os homens e mulheres, particularmente os pobres e vulneráveis, tenham direitos iguais aos recursos econômicos, bem como o acesso a serviços básicos, ...</p> <p>Proporção da população que vive em domicílios com acesso a serviços básicos (incluindo acesso a água potável básica, saneamento básico e instalações básicas de lavagem das mãos)</p>
	<p>3.8 Atingir a cobertura universal de saúde, incluindo a proteção do risco financeiro, o acesso a serviços de saúde essenciais de qualidade e o acesso a medicamentos e vacinas essenciais seguros, eficazes, de qualidade e a preços acessíveis para todos</p> <p>Proporção de unidades de saúde com serviços básicos de água potável, saneamento e higiene</p>
	<p>4.a Construir e melhorar instalações físicas para educação, apropriadas para crianças e sensíveis às deficiências e ao gênero, e que proporcionem ambientes de aprendizagem seguros e não violentos, inclusivos e eficazes para todos</p> <p>Proporção de escolas com acesso a ... (e) água potável básica, (f) instalações sanitárias básicas para um único sexo e (g) instalações básicas para lavagem das mãos</p>

Fonte: Adaptado de WHO e UNICEF (2019a)

Apesar das metas traçadas na Agenda 2030, o relatório da OMS de 2019 destacou dificuldades de acesso a serviços básicos, alvos de intensa preocupação para a população mundial. Dados coletados em 2017 apontaram que 785 milhões de pessoas careciam de serviços básicos de água potável (*i.e.*, 10% da população mundial), 701 milhões praticavam defecação a céu aberto e 3 bilhões não tinham acesso a instalações básicas de lavagem das mãos em casa (WHO; UNICEF, 2019a). Em 2016, um terço de todas as escolas primárias e uma em cada quatro unidades de saúde careciam de serviços básicos de água potável, saneamento e higiene, afetando diretamente a educação de milhões de crianças em idade escolar e mais de 2 bilhões de pessoas em situações de enfermidades (WHO; UNICEF, 2019a).

Considerando que os levantamentos da OMS tendem a superestimar os índices de acesso a água potável no mundo, as informações reportadas tornam-se ainda mais alarmantes. A OMS considera “usuários com acesso” aqueles que utilizam fontes de águas “melhoradas” (*i.e.*, que foram submetidas a alguma forma de tratamento, mesmo que simplificada) e que não demandam um tempo superior a 30 minutos para a coleta, considerando trajetos e filas (WHO; UNICEF, 2019b). No entanto, o uso de águas classificadas como “melhoradas” ainda pode veicular patógenos e ser um risco ao consumo (BROWN; NEVES-SILVA; HELLER, 2016). Em 2016, 870 mil mortes evitáveis foram ligadas ao consumo de água inadequada e insegura e à carência de serviços de saneamento e higiene, sendo 60% destas mortes causadas por diarreia (WHO; UNICEF, 2019a). A faixa etária de até cinco anos é a mais afetada por esse quadro, uma vez que a diarreia é uma das principais causas de mortalidade infantil no mundo (WHO, 2014).

O déficit de saneamento também é uma situação preocupante no Brasil. Dados coletados em 2017 apontaram que 4,2 milhões de pessoas não têm acesso a água “melhorada”, sendo 2,9 milhões residentes em zonas rurais (WHO; UNICEF, 2019b). Esse número elevado de residentes rurais está associado à dificuldade de implantação e gestão de sistemas convencionais de tratamento em áreas espacialmente distribuídas. Por serem soluções coletivas, as estações de tratamento convencionais requerem redes de distribuição de água que são financeiramente inviáveis às zonas rurais, obrigando a população a utilizar fontes alternativas de abastecimento (*e.g.*, poços protegidos ou não, carros-pipa, cisternas, entre outros).

No Brasil, o número de pessoas sem acesso a rede de distribuição de água (*i.e.*, água tratada e segura) é ainda maior. O Diagnóstico de Serviços de Água e Esgoto reportado pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) indica que 35 milhões de brasileiros estão desconectados de redes de distribuição (*i.e.*, 16,38% da população brasileira),

sendo as regiões Norte e Nordeste as mais críticas (42,9% e 25,8% das populações regiões, respectivamente) (SNIS, 2018). A não universalização de serviços básicos de saneamento é refletida nos indicadores de saúde. Segundo o SNIS (2018), em 2016 houve 275,1 mil internações por doenças gastrointestinais infecciosas na rede do Sistema Único de Saúde (SUS), o que indica uma incidência de 1,3 mil internações a cada 10 mil habitantes.

Os impactos na saúde causados pela não universalização dos serviços básicos de água potável, saneamento e higiene são diversos. A indisponibilidade de água potável para consumo tem efeitos evidentes, consequentes da ingestão de patógenos responsáveis por surtos de doenças de veiculação hídrica. O déficit no tratamento de esgoto causa prejuízos indiretos aos indivíduos, ao contaminar solo e alimentos, e diretos, ao contaminar mananciais de abastecimento. Por consequência, este déficit também aumenta os surtos de doenças de veiculação hídrica e pode causar outras doenças, como a neurocisticercose (SUSILAWATHI et al., 2020) e a ancilostomose (ANISUZZAMAN; TSUJI, 2020). Por fim, a falta de higiene, além da possibilidade de contaminação por ingestão indireta de patógenos, pode acarretar doenças de pele (LARSON, 1999) e algumas doenças como Influenza e COVID-19 (ITAYA; FURUSE; JINDAI, 2020). A preocupação com a higiene é ainda mais evidente no cenário atual, no qual a pandemia causada pelo vírus Sars-CoV-2 destacou a importância da higienização das mãos para evitar o contágio do vírus e a disseminação da COVID-19 (ZHOU et al., 2020).

3.3 MICRORGANISMOS INDICADORES DE CONTAMINAÇÃO

A propagação de patógenos (*e.g.*, bactérias e protozoários) em águas de consumo, resultante da não universalização de serviços básicos de saneamento, contribui para a disseminação de doenças de veiculação hídrica e o aumento do número de internações. Para reduzir o número de surtos de doenças, a análise de microrganismos patogênicos na água consumida se torna particularmente importante para avaliar o risco microbiológico e auxiliar a tomada de decisão em relação ao tratamento. Microrganismos indicadores de contaminação são usados para facilitar as atividades laboratoriais e caracterizar com qualidade analítica os microrganismos presentes na água. Para vírus, bactérias e protozoários são usados os indicadores MS-2, *E. coli* e *Cryptosporidium* spp., respectivamente (WHO, 2019), sendo os dois últimos o enfoque deste trabalho.

As bactérias *E. coli* são espécies do grupo coliformes termotolerantes que fermentam lactose a 44-45°C e produzem indol e enzima β -glucuronidase (WHO, 2017). A *E. coli* é

amplamente distribuída na natureza, tendo como principal habitat o trato intestinal de seres humanos e animais de sangue quente (MORATO et al., 2009). Essas bactérias se apresentam em um número elevado nas fezes de humanos e animais, podendo chegar a até 10^8 bactérias por grama (GELDREICH, 1996).

A *E. coli* naturalmente presente na microbiota intestinal apresenta um importante papel fisiológico para o funcionamento do organismo e não é considerada um patógeno. No entanto, existem seis cepas de *E. coli* que são altamente versáteis e frequentemente letais: *E. coli* enteropatogênica (EPEC), *E. coli* enterotoxigênica (ETEC), *E. coli* enteroinvasora (EIEC), *E. coli* enterohemorrágica (EHEC), *E. coli* enteroagregativa (EAEC) e *E. coli* aderente difusa (DAEC) (NATARO; KAPER, 1998). Essas estirpes patogênicas são responsáveis por mais de 650 milhões de casos diarreicos por ano (DRUMOND et al., 2018), além de causar quadros de vômitos, náuseas, cólicas abdominais e infecções no trato urinário (NATARO; KAPER, 1998).

Em amostras de água, a bactéria *E. coli* é utilizada como indicador de contaminação fecal (APHA; AWWA; WEF, 2012). No entanto, sua ausência não indica, necessariamente, a inexistência de outros microrganismos mais resistentes a condições ambientais tradicionais e a tecnologias de tratamento, como os vírus entéricos e protozoários (WHO, 2017). Dessa forma, a ausência de *E. coli* em amostras de água ainda não configura essa água como segura para consumo.

O microrganismo indicador para o grupo de protozoários transmitidos pela via fecal-oral é o *Cryptosporidium* (WHO, 2019), um gênero de protozoário patogênico pertencente ao Filo Apicomplexa e Classe Gregarinomorpha (RYAN et al., 2016). Atualmente, são descritas mais de 30 espécies de *Cryptosporidium* spp., sendo *C. parvum* e *C. hominis* as que comumente infectam humanos (XIAO; RYAN; FENG, 2015). O que torna o gênero *Cryptosporidium* problemático para a saúde pública é a presença de um estágio infeccioso (*i.e.*, oocisto), altamente resistente a condições ambientais e a tecnologias de tratamento (ZAHEDI et al., 2016), e presente em alta concentração em fezes de indivíduos contaminados, sendo que apenas um oocisto já é o suficiente para causar infecção em humanos imunossuprimidos (CHAPPELL et al., 2006). Na forma cística, os oocistos de *Cryptosporidium* possuem morfologia esférica de aproximadamente 3 a 8 μm de diâmetro (USEPA, 2012). Essas características contribuíram para que, entre 2011 e 2016, *Cryptosporidium* fosse o agente etiológico em 63% dos surtos parasitários de protozoários transmitidos pela água no mundo (EFSTRATIOU; ONGERTH; KARANIS, 2017). Os principais sintomas relatados em pessoas com criptosporidíase foram diarreia, dor de cabeça e dor abdominal (BONSERE et al., 2020).

Apesar do gênero *Giardia* não ser um indicador de protozoário da avaliação microbiológica recomendada pela OMS (WHO, 2019), este gênero também contribui para o aumento do número de surtos causados por protozoários que podem ser transmitidos pelo consumo de água contaminada. Segundo Efstratiou, Ongerth e Karanis (2017), foram notificados 142 surtos de giardíase entre os anos de 2011 a 2016, o que representa 37% de surtos parasitários ocorridos no mundo. Os principais sintomas notificados em pessoas com giardíase foram diarreia, náusea, vômito e perda de peso (BARTELT; SARTOR, 2015). Assim como *Cryptosporidium*, o gênero *Giardia* também apresenta um estágio infeccioso resistente (*i.e.*, cisto), no entanto, este estágio é menos resistente a condições ambientais e a processos químicos de desinfecção que os oocistos de *Cryptosporidium* (RYAN et al., 2016). Na forma cística, os cistos de *Giardia* possuem morfologia oval com dimensões variando entre 8 a 12 μm de comprimento por 5 a 10 μm de largura (USEPA, 2012). Como os cistos são maiores que os oocistos, a sua retenção em tratamentos por filtração também é mais facilitada (WHO, 2006).

Ao contrário do esperado, os países que mais notificaram casos de giardíase e criptosporidíase foram países desenvolvidos como Austrália, Estados Unidos, Irlanda e Alemanha (EFSTRATIOU; ONGERTH; KARANIS, 2017). Isso ocorre, principalmente, pela dificuldade de análise de amostras ambientais e pela falta de dados legais relatados por países em desenvolvimento e subdesenvolvidos, não anulando o fato de estes serem mais susceptíveis aos surtos pela falta de acesso aos serviços básicos de saneamento. A complexidade do processo de documentação dos surtos causados por oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia* é diretamente relacionada à dificuldade de execução dos exames laboratoriais, os quais utilizam metodologias caras, com grande variabilidade e baixa reprodutibilidade (FRANCO et al., 2012). Buscando minimizar esses problemas, para análise de amostras de água, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos estabeleceu um protocolo padrão, o Método 1623.1 (USEPA, 2012), o qual compreende etapas de concentração, purificação e enumeração de cistos e oocistos.

De modo geral, a análise de microrganismos indicadores de contaminação é a alternativa recomendada para a avaliação microbiológica da qualidade da água consumida. Considerando o impacto na saúde da população, a investigação de alternativas de tratamento de água é essencial para a redução de doenças causadas por patógenos (*e.g.*, bactérias e protozoários) resultantes da ingestão direta de água contaminada.

3.4 TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO DESCENTRALIZADAS

As tecnologias de tratamento de água de uso no local (*Point-of-Use* – POU) ou descentralizadas surgem como abordagens para melhorar a qualidade e a segurança da água de consumo a populações isoladas (SOBSEY et al., 2008). O objetivo das tecnologias POU é capacitar pessoas sem acesso a água potável a melhorar a qualidade da sua própria água de consumo por métodos de tratamento simples, seguros e de baixo custo.

Existem uma gama de tecnologias POU que podem ser implementadas nas comunidades-alvo. As principais incluem técnicas de desinfecção (*e.g.*, por cloro, por UV e solar) e filtração (*e.g.*, em cerâmica, em areia, impregnada com prata e por membranas em gravidade), além de combinações entre os processos de coagulação e desinfecção (ADEYEMO; KAMIKA; MOMBA, 2015; HUNTER, 2009; MWABI et al., 2011; MWABI; MAMBA; MOMBA, 2012; PRONK et al., 2019; SOBSEY et al., 2008). No entanto, a tecnologia mais apropriada para cada população dependerá da qualidade da água bruta, da disponibilidade dos materiais e equipamentos necessários, do tempo em que será operado, das características sociais (*e.g.*, costumes, preferências e escolaridade) e da disponibilidade de pessoal para fornecer treinamento e monitoramento para que a tecnologia seja implementada com sucesso (MWABI et al., 2011).

Sobsey et al. (2008) avaliaram cinco alternativas de tratamento domiciliares em função de critérios de sustentabilidade como qualidade e quantidade de água tratada, facilidade de uso, custo e cadeia de suprimentos. As opções de tratamento avaliadas foram: cloração, combinação de processos de coagulação e cloração, desinfecção solar (SODIS), filtro de cerâmica e Filtro Lento Domiciliar (FLD). Dentre estas, o FLD foi considerado como a tecnologia mais sustentável por exigir investimento apenas para sua compra/construção e produzir água de qualidade em quantidade suficiente, de forma simples e em pouco tempo. Em um estudo complementar, Hunter (2009) utilizou meta-análise para explorar dados de 28 trabalhos e determinar a tecnologia de tratamento domiciliar, dentre as avaliadas por Sobsey et al. (2008), que apresentava maior ganho para a saúde do usuário. Nesse estudo, o filtro de cerâmica foi considerado o mais efetivo que as demais alternativas, seguido pelo FLD.

No que tange aos ganhos para a saúde, estudos têm demonstrado o potencial de tecnologias domiciliares na redução de microrganismos patogênicos. Em particular, Adeyemo, Kamika e Momba (2015) avaliaram tratamentos domiciliares por filtração lenta domiciliar sem (FLD) e com camada de zeólito (FLD-Z), filtração rápida em balde (FB), filtração em cerâmica

(FC) e filtração em reservatório poroso impregnado com prata (FIP), para a redução de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium*. A ordem dos tratamentos com maior desempenho na remoção de protozoários foi de FIP > FC > FLD-Z \geq FLD > FB. Em um estudo complementar, Mwabi et al. (2011) avaliaram os tratamentos por FLD, FB, FC e FIP para remoção de uma gama de bactérias, inclusive *E. coli*. Nesse estudo, a ordem de desempenho dos tratamentos para remoção de *E. coli* foi de FIP > FC > FLD \geq FB, sendo o mais eficiente com remoção de 3 log e os menos eficientes com 2 log. Apesar de todas as tecnologias apresentarem capacidade de remoção, nenhuma removeu completamente parasitas e bactérias das amostras de água bruta (ADEYEMO; KAMIKA; MOMBÁ, 2015; MWABI et al., 2011).

Considerando o conjunto de critérios discutidos, o FLD é a tecnologia de tratamento que apresenta o maior custo-benefício com diversas vantagens técnicas, construtivas e operacionais. No entanto, ainda há espaço para o aprimoramento de sua eficiência e consequente melhoria no âmbito da saúde de forma geral. Isso motiva pesquisadores a investirem em técnicas para aprimorar o FLD, assim como no conjunto de técnicas aplicadas concomitantemente em fases de pré- e pós-tratamento para fornecer a ação de múltiplas barreiras de segurança (WHO; UNICEF, 2019b), para tratamento da água de consumo e, por consequência, promover ganhos à saúde dos usuários.

3.5 FILTRAÇÃO LENTA DOMICILIAR

Inspirando-se na técnica de filtração lenta convencional, no início da década de 90, um grupo de pesquisa da Universidade de Calgary (Alberta, Canadá) coordenado pelo Prof. Dr. David Manz, foi pioneiro ao investigar e adaptar a tecnologia de tratamento de filtração lenta no contexto de tratamento domiciliar (LEE, 1991). Além da diferente escala, o Filtro Lento Domiciliar (FLD) foi idealizado de forma que sua operação fosse simplificada, podendo ser desempenhada pelo próprio usuário, para prover água com qualidade segura conforme a sua demanda.

O primeiro protótipo de FLD foi desenvolvido e aplicado em uma comunidade rural de Mindanao nas Filipinas (LEE, 1991). Para sua construção foram utilizados materiais disponíveis na comunidade, como areia de construção civil (com características semelhantes às da utilizada para filtração lenta convencional) para o leito filtrante, balde comum para o corpo do filtro e PVC para a tubulação de saída. A operação por demanda, ao contrário da filtração lenta convencional que opera em regime contínuo, foi uma característica relevante na

construção desses filtros por prover autonomia de uso da tecnologia conforme as necessidades da residência. A operação intermitente desenvolvida permitia o tratamento em batelada de até 27 L de água superficial diariamente. Apesar da concepção promissora, Lee (1991) destacou problemas como o distúrbio do topo da areia, causada pela inserção do volume para filtração, e a deficiência de formação do *schmutzdecke* devido à localização da tubulação de saída na base do filtro.

Manz, Buzunis e Morales (1993) deram continuidade à pesquisa desenvolvendo outro protótipo de FLD com modificações em sua estrutura. Essa versão foi testada em uma comunidade na Nicarágua. Para evitar o distúrbio da areia e do *schmutzdecke*, os autores incluíram um sistema de dissipação de energia posicionando uma placa difusora acima do leito filtrante. Assim, ao alimentar o filtro, as condições em seu topo eram mantidas, graças à redução da velocidade da água. Para auxiliar a formação do *schmutzdecke*, os autores desenvolveram um procedimento com a abertura e o fechamento de dois registros, de modo que o leito filtrante permanecesse preenchido com água entre os intervalos de alimentação. A modificação favoreceu a atividade biológica aeróbia no topo da areia, aumentando a degradação de microrganismos e, por consequência, melhorando a eficiência de purificação da água em FLD. O trabalho de Manz, Buzunis e Morales (1993) foi o primeiro a citar a manutenção após a carreira de filtração em FLDs. A manutenção *in situ*, um importante diferencial introduzido por este trabalho, foi desempenhada com facilidade pelos usuários, por consistir apenas na retirada, lavagem e recolocação de 1 cm do topo do leito. A introdução desse processo de manutenção permitiu recuperar a condutividade hidráulica e a capacidade de filtração da tecnologia.

Em um trabalho mais abrangente, Buzunis (1995) desenvolveu um protótipo de FLD incorporando as descobertas de Lee (1991) e Manz, Buzunis e Morales (1993) e acrescentando novas modificações. A estrutura do FLD foi alterada para concreto, um material mais resistente que o do balde plástico, e seu formato passou a ser retangular. Para manter o FLD preenchido com água, sem a necessidade de abertura e fechamento de registros (MANZ; BUZUNIS; MORALES, 1993), a tubulação de saída foi posicionada acima do leito para manter um nível estacionário, mesmo entre intervalos de alimentação. Com esta configuração, o FLD resistiu a intervalos de alimentação de até 41 h sem alteração da qualidade da água filtrada. A configuração inovadora, atrelada ao enriquecimento por alimentação com água de manancial, desenvolveu uma camada biológica ativa e robusta, observada, pelo autor, no perfil de consumo de oxigênio dissolvido (OD) ao longo do FLD. O consumo de OD ocorreu predominantemente no topo da camada de areia, o que foi associado ao consumo pela atividade biológica do

schmutzdecke. Segundo Buzunis (1995), o principal problema de seu protótipo foi a posição da tubulação de saída, que fornecia um nível estacionário de 12,5 cm de água. O autor relatou que o nível poderia ser reduzido para aumentar a disponibilidade de OD para a camada biológica, principalmente quando o filtro fosse submetido a longos intervalos de alimentação.

O estudo de Palmateer et al. (1999) finalizou a primeira série de contribuições sobre FLDs pelo grupo do Prof. Dr. Manz. No estudo, a estrutura do protótipo baseou-se na de Buzunis (1995) com duas modificações. A primeira foi o reposicionamento da tubulação de saída, para obter nível estacionário de 5,6 cm e aumentar a disponibilidade de OD ao *schmutzdecke*. A segunda foi a adição de um pequeno orifício na extremidade superior da tubulação de saída para reduzir os efeitos de sinfonamento e um possível esvaziamento do FLD.

Consolidado o projeto de FLD pelo grupo do Prof. Dr. Manz, Earwaker (2006) acompanhou a distribuição de 1300 unidades a usuários da Etiópia. Apesar da tecnologia ter apresentado uma boa aceitação pelos usuários, após um período de cinco anos, foram observados problemas construtivos e, principalmente, de operação, como: vazamentos na estrutura externa, utilização do mesmo reservatório para água bruta e filtrada, remoção de difusor e tampa, nível mínimo de água incorreto, e frequência das atividades de manutenção maior ou menor do que o recomendado. O estudo destacou a importância de práticas educacionais para auxiliar os usuários em relação à construção, operação e manutenção dos filtros domiciliares.

Em 2007, a organização humanitária canadense CAWST – *Centre for Affordable Water and Sanitation Technology* – coordenada por Camille Baker e Dr. Manz, publicou o manual “*Biosand Filter Manual, Design, Construction, Installation, Operation and Maintenance*” que incluiu práticas educacionais de construção, operação e manutenção, bem como novas recomendações para FLDs visando a potencialização da eficiência do FLD (CAWST, 2007).

Nesse manual, o FLD estava em sua versão 9.0 (CAWST, 2007) e apresentava as seguintes características: estrutura retangular de concreto, 10 cm de camada suporte de pedregulho, 40 a 50 cm de leito filtrante de areia, 5 cm de nível estacionário, difusor e tampa. Para o leito filtrante, o manual recomendava que os grãos tivessem tamanho efetivo (D_{10}) entre 0,15 e 0,30 mm e coeficiente de uniformidade (CU) entre 1,5 e 3,0. A taxa de filtração máxima correspondente a carga hidráulica logo após a alimentação do FLD recomendada era de 600 L $h^{-1} m^{-2}$ (14,4 $m^3 m^{-2} d^{-1}$). Cada FLD poderia produzir de 60 a 80 L d^{-1} , conforme a necessidade da residência. Para atingir essa produção, o FLD deveria ser alimentado diversas vezes respeitando o volume igual ou inferior ao volume de vazios do leito filtrante (ELLIOTT et al.,

2006). Entre cada alimentação, era necessário um período de pausa – período entre o momento em que a água parava de escoar e a nova alimentação – de 1 a 48 h, sendo de 6 a 12 h o ideal. Os critérios de volume e período de pausa garantiam que todas as parcelas de águas apresentassem condições de tratamento análogas e potencializadas. Em CAWST (2007), também foi proposto um aprimoramento no processo de manutenção dos FLDs, não sendo mais necessário retirar uma parcela de areia para lavagem, apenas agitar 1 cm do topo e remover o sobrenadante. A limpeza se repetia até que a água de lavagem aparentasse estar limpa.

Em 2008, o filtro lento domiciliar já era identificado como uma das tecnologias descentralizadas mais eficazes e com maior potencial para se tornar amplamente utilizado. Experiências empíricas neste período demonstraram que essa tecnologia aplicada em comunidades vulneráveis permite promover melhorias na qualidade da água consumida e, conseqüentemente, redução de doenças de veiculação hídrica (SOBSEY et al., 2008; TIWARI et al., 2009).

Para aprimorar a eficiência de filtros lentos, Unger e Collins (2008) investigaram a interferência de parâmetros operacionais sobre a camada biológica. No estudo, o diâmetro efetivo dos grãos de areia foi um dos parâmetros com maior interferência na eficiência dos filtros. Assim, os autores indicaram a possibilidade de redução do tamanho efetivo da areia para reduzir a taxa máxima de filtração e aumentar o período de pausa e degradação microbiológica. Elliott et al. (2008) complementaram o estudo anterior destacando a importância da carga orgânica da água afluyente e do tempo inicial de operação – de aproximadamente 30 dias – para o amadurecimento da camada biológica.

A diminuição do tamanho efetivo da areia e a redução da taxa de filtração máxima foram contempladas na versão 10.0 do FLD em CAWST (2009). Na nova versão, o D_{10} foi reduzido para o intervalo de 0,15 a 0,20 mm, enquanto o CU foi para 1,5 a 2,5 e a taxa máxima de filtração para $400 \text{ L h}^{-1} \text{ m}^{-2}$ ($9,6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). A espessura do leito filtrante foi aumentada para 53,4 cm. Além disso, foi relatado que o filtro poderia ser construído em estrutura de plástico, além de concreto, pela facilidade de construção.

CAWST (2009) indica ainda que a qualidade da água afluyente, principalmente em relação à turbidez, é uma variável essencial para o bom funcionamento dos FLDs. Devido ao mecanismo de filtração lenta, filtros domiciliares apresentam limitações na remoção de sólidos e compostos orgânicos, assim como filtros convencionais (CAWST, 2012). A alta concentração de material em suspensão na água obstrui os vazios granulares, reduz as carreiras de filtração e aumenta a necessidade de frequência de limpeza (SOUZA FREITAS; SABOGAL-PAZ, 2019).

Por isso, o CAWST (2007) recomenda que a água afluyente tenha valores máximos de turbidez de 50 NTU. Em casos de indisponibilidade de águas menos turvas, o manual da versão 10.0 do FLD do CAWST (2009) sugere pré-tratar a água antes de inseri-la nos filtros. A versão 10.0 (CAWST, 2012) também menciona que, após a passagem pelos filtros, é imprescindível a realização de um pós-tratamento da água antes do consumo, principalmente durante o período em que a camada biológica ainda está se formando.

Como a taxa de filtração apresenta um papel fundamental para a eficiência dos filtros, foram conduzidos estudos que visavam a diminuição da taxa máxima de filtração sem reduzir a quantidade diária de água filtrada. Smith (2013) desenvolveu o *Sandstorm*, um filtro domiciliar intermitente com um dispositivo para controle de nível. O dispositivo é um reservatório de 20 L com tampa perfurada e disposição invertida (de cabeça para baixo), semelhante ao sistema de filtração usando galões de 20 L com água engarrafada. Nesse dispositivo, o nível d'água máximo é determinado pela distância entre a tampa perfurada e o topo da camada de areia. O filtro *Sandstorm* tinha a mesma capacidade de produção diária que a versão 10.0 de CAWST, no entanto, sua taxa de filtração era de $4,8 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e seu nível máximo 7 cm. Esse modelo com taxa e nível reduzidos aumentou a retenção e degradação microbiológica, demonstrando uma forma de potencializar a eficiência do FLD (SMITH, 2013).

Outra maneira de limitar a taxa máxima de filtração sem reduzir a produção diária é pela alimentação contínua. O primeiro estudo nesse âmbito avaliou um FLD operado continuamente por bombeamento (YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2014). Apesar de o uso de energia elétrica ser contrário ao que preconiza um sistema domiciliar adaptado a realidades isoladas, esse estudo permitiu avaliar o potencial de eficiência dos filtros com diferentes estratégias de alimentação. Para isso, Young-Rojanschi e Madramootoo (2014) compararam filtros contínuos a filtros intermitentes, ambos produzindo o mesmo volume diário filtrado. A diferença de taxa de filtração expressiva entre os sistemas ($0,24$ vs $16,6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, respectivamente) foi decisiva para que o FLD contínuo fosse significativamente mais eficiente que o intermitente.

Para eliminar a necessidade de energia elétrica, Faria Maciel e Sabogal-Paz (2018) substituíram o sistema de bombeamento utilizado para alimentar FLDs contínuos (YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2014) por sistema gravitacional, em que filtros são alimentados por reservatórios elevados. O estudo foi precursor ao avaliar a eficiência de FLDs contínuos com e sem controle de nível operados a $0,68 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Para controlar o nível, os autores utilizaram uma boia acoplada na parede do FLD. Os resultados demonstraram que o

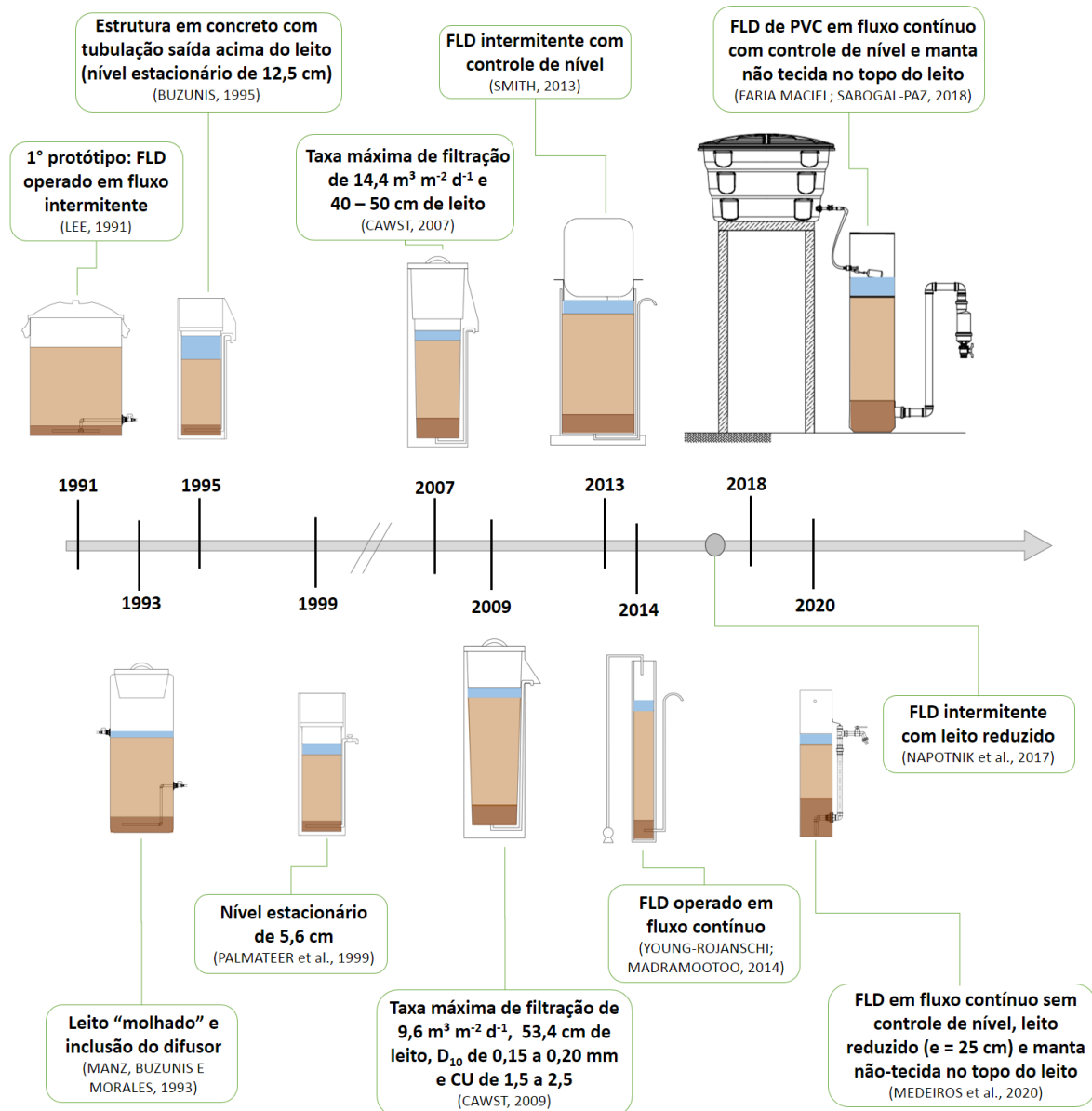
FLD com nível constante apresentou uma maior disponibilidade de OD para a camada biológica, amadurecendo mais rápido que a sua versão sem o controle de nível. Além disso, o controle de nível auxiliou na retenção progressiva de partículas ao longo do leito e na diminuição da turbidez da água filtrada. Além das inovações citadas, os autores destacaram os benefícios da instalação de mantas no topo do meio filtrante de FLDs. Além de reter parte das impurezas e aumentar a carreira de filtração, a manta facilitou as atividades de manutenção, pois foi facilmente removida, lavada e recolocada na unidade.

Buscando investigar alternativas com maior portabilidade, Napotnik, Baker e Jellison (2017) avaliaram o efeito da redução da espessura do leito filtrante ao criar um FLD compacto. Os autores compararam a unidade modelo proposta pelo CAWST (2012), com duas unidades compactas construídas em baldes de 8 e 19 litros com 10 e 15 cm de espessura de leito filtrante, respectivamente. Não foram observadas diferenças significativas entre as eficiências das unidades compactas e a do modelo no âmbito da remoção de turbidez e bactérias. No entanto, os filtros foram operados de modo intermitente e alimentados com um volume de água correspondente ao volume de vazios de cada filtro, conseqüentemente, os filtros compactos produziram diariamente menos água filtrada que o filtro modelo.

Em um estudo recente, Medeiros et al. (2020) associaram o conceito de filtros contínuos com manta não-tecida de Faria Maciel e Sabogal-Paz (2018) com a redução de leito de Napotnik, Baker e Jellison (2017), e desenvolveram um FLD contínuo com leito reduzido (25 cm) e manta não-tecida no topo. Os autores demonstraram a eficiência dessa configuração compacta para remoção de partículas e microrganismos (*i.e.*, bactérias e protozoários). No entanto, nesse estudo, o FLD não acoplava dispositivos para controle de nível, além de produzir apenas 25 L d⁻¹, um volume menor que o usual para consumo, higiene e preparo de alimentos de uma residência (HOWARD; BARTRAM, 2003).

A Figura 1 apresenta a evolução cronológica das principais contribuições no contexto de filtros lentos domiciliares. A adaptação de FLDs em alternativas compactas mostrou-se promissora, porém ainda há uma lacuna na literatura no que tange o desenvolvimento de estratégias para a redução do leito filtrante, de modo que o FLD mantenha uma produção suficiente de água com qualidade para o consumo de uma residência.

Figura 1 – Evolução cronológica das principais contribuições no contexto de filtros lentos domiciliares



Fonte: a autora

3.6 CARACTERÍSTICAS CONSTRUTIVAS E OPERACIONAIS EM FILTROS LENTOS DOMICILIARES

Nessa seção foi realizada uma revisão sistemática seguindo o planejamento metodológico apresentado por Moher et al. (2009) e o modelo proposto por Felizardo et al. (2017). A revisão sistemática foi conduzida por meio de buscas avançadas nas bases de dados eletrônicas indexadas SpringerLink, Science Direct, Scopus, Taylor & Francis Online e Google

Scholar. O critério de inclusão utilizado foi “artigos indexados que reportaram investigações em FLDs”. Este critério foi responsável por definir as *strings* de busca, as quais foram formadas pelas seguintes palavras-chave: “Household Slow Sand Filter”, “Biosand Filter”, “Intermittent Slow Sand Filter”, “Demand Slow Sand Filter” e “Manz Filter”, além de combinações entre sinônimos (*e.g.*, filtration).

Para a seleção preliminar foram analisados títulos e resumos de documentos em inglês, baseando-se em critérios de inclusão e exclusão. Os critérios de exclusão consistiram em investigações cujo foco estava fora do âmbito deste trabalho (*e.g.*, remoções de arsênio, ferro e nitrato). Quando existiam incertezas em relação aos critérios de exclusão, outras partes do artigo, como introdução e conclusão, também eram lidas. Para a listagem e armazenamento dos metadados dos artigos foi utilizada a ferramenta gerenciadora de referências Mendeley. Os artigos incluídos foram tabulados em ordem cronológica em uma planilha de Excel®. Artigos selecionados na etapa de seleção preliminar foram lidos na íntegra e resumos foram elaborados destacando suas informações mais relevantes. A revisão sistemática foi realizada por um período de 4 meses entre setembro/2019 e janeiro/2020, com atualizações em novembro/2020.

Os artigos selecionados na revisão sistemática foram categorizados conforme suas características construtivas e operacionais: material da estrutura, espessura do leito filtrante, regime de operação, taxa máxima de filtração, características da água afluyente e presença de pré- e pós-tratamento. A análise dos artigos categorizados permitiu identificar inovações, tendências e lacunas na literatura científica.

3.6.1 Material da estrutura

Plástico e concreto foram os principais materiais utilizados para a composição da estrutura de FLDs (Tabela 2). No entanto, alguns estudos investigativos também utilizaram acrílico em escala laboratorial (SABOGAL-PAZ et al., 2020; YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2014) e, um estudo em particular, ferro galvanizado (SMITH, 2013). FLDs de plástico abrangeram o sistema pré-moldado Hydrad® e filtros com materiais como PVC e balde comum, sendo o último predominante em estudos que investigaram o desempenho de filtros compactos com leito reduzido (ADEYEMO; KAMIKA; MOMBA, 2015; MWABI; MAMBA; MOMBA, 2012; NAPOTNIK; BAKER; JELLISON, 2017).

Tabela 2 – Revisão sistemática a respeito do material utilizado na estrutura de FLDs (1991-2020)

Material da estrutura	
Concreto	Buzunis (1995); Palmateer et al. (1999); Elliott et al. (2006); Earwaker (2006); CAWST (2007); CAWST (2009); Vanderzwaag et al. (2009); Fiore, Minnings e Fiore (2010); Murphy, Mcbean e Farahbakhsh (2010a); Murphy, Mcbean e Farahbakhsh (2010b); Baig et al. (2011); CAWST (2012); White et al. (2013); Napotnik e Jellison (2014); Wang et al. (2014); Chan et al. (2015); Mahaffy et al. (2015); Napotnik, Baker e Jellison (2017); Singer, Skinner e Cantwell (2017); Napotnik, Baker e Jellison (2020)
Plástico	Lee (1991); Manz, Buzunis e Morales (1993); Elliott et al. (2006); Stauber et al. (2006); Elliott et al. (2008); CAWST (2009); Vanderzwaag et al. (2009); Ahammed e Davra (2011); Bradley et al. (2011); Jenkins, Tiwari e Darby (2011); Mwabi et al. (2011); CAWST (2012); Ghebremichael et al. (2012); Kennedy et al. (2012); Mahlangu, Mamba e Momba (2012); Stauber et al. (2012); Mwabi, Mamba e Momba (2012); Kennedy et al. (2013); Lynn et al. (2013); Mwabi, Mamba e Momba (2013); Nair, Ahammed e Davra (2014); Napotnik e Jellison (2014); Adeyemo, Kamika e Momba (2015); Hussain et al. (2015); Mahaffy et al. (2015); Ghebremichael, Ergas e Alcantar (2016); Higashi (2016); Wang et al. (2016); Yildiz (2016); Arnold, Archer e Barkdoll (2016); Tundia, Ahammed e George (2016); Napotnik, Baker e Jellison (2017); Faria Maciel e Sabogal-Paz (2018); Terin e Sabogal-Paz (2018); Pompei et al. (2019); Souza Freitas e Sabogal-Paz (2019); Andreoli e Sabogal-Paz (2020); Calixto et al. (2020); Fava et al. (2020); Medeiros et al. (2020); Napotnik, Baker e Jellison (2020);
Outro	Devi et al. (2008); Elliott, Digiano e Sobsey (2011); Smith (2013); Young-Rojanschi e Madramootoo (2014); Young-Rojanschi e Madramootoo (2015); Sizerici (2018); Sizerici et al. (2019); Sabogal-Paz et al. (2020)

Fonte: a autora

O número expressivo de FLDs com estrutura de plástico e concreto expressa a facilidade de aquisição e manuseio desses materiais, características essenciais para cenários de abastecimento de água em comunidades descentralizadas. No entanto, ambos os materiais apresentam intempéries de segurança para o usuário. O concreto, além de limitar a

portabilidade, é susceptível a rachaduras e vazamentos quando submetido a distúrbios que podem ocorrer normalmente em uma residência (*e.g.* colisões acidentais e impactos causados pelo transporte) (EARWAKER, 2006; FIORE; MINNINGS; FIORE, 2010). Enquanto o material plástico pode apresentar indício de toxicidade a água de consumo (HIGASHI, 2016). Tais deficiências ressaltam a necessidade de cautela na seleção do material utilizado na estrutura do filtro e de investigações sobre a estrutura ideal para FLDs.

3.6.2 Espessura do leito filtrante

O corpo de filtros lentos convencionais é usualmente preenchido com materiais filtrantes comerciais com características granulométricas definidas. No entanto, a indisponibilidade de produtos comerciais em comunidades descentralizadas torna relevante a busca por materiais alternativos. Dessa forma, o material filtrante utilizado em FLDs é, em sua maioria, areia extraída de diversas localidades (*e.g.* solos arenosos, vales e taludes de rios, entre outros), conforme a disponibilidade na comunidade-alvo (CAWST, 2009).

O tamanho do grão de areia usada como leito é essencial para o desempenho de FLDs. Em um estudo abrangente, Jenkins, Tiwari e Darby (2011) recomendaram o uso de areia com granulometria fina (D_{10} na faixa de 0,15 mm) em vez de grossa (D_{10} na faixa de 0,35 a 0,50 mm). A granulometria fina da areia promove a retenção, majoritariamente no topo do leito filtrante, de sólidos suspensos e microrganismos, permitindo a formação do *schmutzdecke* e maximização dos processos de degradação microbiológica. Em consenso com essas descobertas, CAWST (2012) propôs a utilização de material filtrante com tamanho efetivo entre 0,15 e 0,20 mm e coeficiente de uniformidade entre 1,5 e 2,5.

O tamanho dos grãos usados como leito filtrante de FLDs é um consenso entre os estudos. Em contrapartida, a espessura do leito ainda é uma variável em aberto na literatura científica (Tabela 3). A maioria dos estudos investigaram FLDs com espessuras maiores que 40 cm, sendo que vários utilizaram espessuras próximas a recomendada pelo CAWST (2012) de 53,4 cm (ARNOLD; ARCHER; BARKDOLL, 2016; NAPOTNIK; BAKER; JELLISON, 2017; SABOGAL-PAZ et al., 2020). Contudo, alguns estudos avaliaram FLDs com leitos reduzidos (*i.e.*, ≤ 25 cm) (ADEYEMO; KAMIKA; MOMBA, 2015; MEDEIROS et al., 2020; MWABI; MAMBA; MOMBA, 2012; NAPOTNIK; BAKER; JELLISON, 2017).

Apesar de os FLDs apresentarem predominantemente uma maior ação de superfície, Young-Rojanschi e Madramootoo (2014) observaram melhorias no desempenho com o

aumento da profundidade do meio filtrante. No estudo em questão, a zona mais eficaz para a remoção de *E. coli* foi nos primeiros 5 cm, correspondentes ao *schmutzdecke*, seguidos pelos 5-30 cm e 30-55 cm. A primeira zona reduziu *E. coli* em 2,2 log, enquanto a segunda em 1,0 log e a terceira em 0,5 log. O estudo demonstrou a importância da espessura de leitos filtrantes para a garantia da segurança da água filtrada. Wang et al. (2014) complementaram a descoberta ao destacar a relevância de leitos mais profundos durante períodos de amadurecimento.

Tabela 3 – Revisão sistemática a respeito da espessura do leito filtrante de FLDs (1991-2020)

Espessura do leito filtrante - ϵ (cm)	
$\epsilon \leq 25$	Mwabi et al. (2011); Mwabi, Mamba e Momba (2012); Mahlangu, Mamba, Momba (2012); Mwabi, Mamba e Momba (2013); Napotnik e Jellison (2014); Adeyemo, Kamika e Momba (2015); Hussain et al. (2015); Napotnik, Baker e Jellison (2017); Medeiros et al. (2020); Napotnik, Baker e Jellison (2020)
$25 < \epsilon \leq 40$	Lee (1991); Buzunis (1995); Elliott et al. (2006); Stauber et al. (2006); Devi et al. (2008); Elliott et al. (2008); Ahammed e Davra (2011); Bradley et al. (2011); Elliott, Digiano e Sobsey (2011); Nair, Ahammed e Davra (2014); Elliott et al. (2015); Maeng et al. (2016); Tundia, Ahammed e George (2016); Yildiz (2016); Pompei et al. (2017); Sizirici (2018); Pompei et al. (2019); Sizirici et al. (2019)
$40 < \epsilon \leq 50$	Manz, Buzunis e Morales (1993); Earwaker (2006); CAWST (2007); Vanderzwaag et al. (2009); Murphy, Mcbean e Farahbakhsh (2010a); Murphy, Mcbean e Farahbakhsh (2010b); Baig et al. (2011); Kennedy et al. (2012); Kennedy et al. (2013); Lynn et al. (2013); Mahaffy et al. (2015); Andreoli e Sabogal-Paz (2020); Fava et al. (2020)
$\epsilon > 50$	CAWST (2009); Jenkins, Tiwari e Darby (2011); CAWST (2012); Ghebremichael et al. (2012); White et al. (2013); Frank et al. (2014); Napotnik e Jellison (2014); Wang et al. (2014); Young-Rojanschi e Madramootoo (2014); Chan et al. (2015); Young-Rojanschi e Madramootoo (2015); Arnold, Archer e Barkdoll (2016); Ghebremichael, Ergas e Alcantar (2016); Wang et al. (2016); Napotnik, Baker e Jellison (2017); Singer, Skinner e Cantwell (2017); Faria Maciel e Sabogal-Paz (2018); Terin e Sabogal-Paz (2018);

Souza Freitas e Sabogal-Paz (2019); Calixto et al. (2020); Napotnik, Baker e Jellison (2020); Sabogal-Paz et al. (2020)

Fonte: a autora

Nesse contexto, é importante destacar que há um crescente aumento no número de estudos de FLDs com leitos reduzidos, bem como, formas de otimização do tratamento em suas unidades compactas (Tabela 3). O impacto da diminuição da espessura dos leitos foi avaliado, a princípio, pela investigação de Napotnik, Baker e Jellison (2017). Os autores constataram que filtros com leitos reduzidos apresentaram eficiências semelhantes aos filtros tradicionais, quando operados em regime intermitente e alimentados com um volume de vazios compatível com as suas unidades. Nesse estudo, os autores compararam a unidade modelo do CAWST (2012) com duas unidades que apresentavam 15 e 10 cm de espessura de leito filtrante, e cujos volumes de alimentação eram de 12 L, 3,6 L e 1,5 L, respectivamente. A diminuição expressiva no volume de água produzida em cada alimentação foi destacada como a principal desvantagem de unidades compactas intermitentes.

FLDs com leitos reduzidos, quando operados em regime contínuo, também demonstraram ser opções eficientes para remoção de partículas e microrganismos (*i.e.*, bactérias e protozoários) (MEDEIROS et al., 2020). Nessa configuração, a inserção de uma manta não-tecida no topo do leito demonstrou auxiliar a retenção de partículas e serviu como meio suporte para a adesão de microrganismos e formação de um *schmutzdecke* robusto. À vista disso, é notório o potencial que FLDs com leitos reduzidos, em particular operados em regime contínuo, podem apresentar na aplicação em tratamentos descentralizados. Todavia, há lacunas na literatura no que tange o aprimoramento e a otimização desta configuração compacta.

3.6.3 Regime de operação

Filtros domiciliares podem ser operados em regimes intermitente ou contínuo. O regime intermitente é caracterizado pela alimentação simplificada dos filtros, que é realizada em batelada, conforme a necessidade do usuário. Em contrapartida, a operação em regime contínuo demanda que o filtro seja alimentado por bombeamento ou por gravidade (*i.e.*, por um reservatório elevado).

Há uma diferença expressiva entre o número de estudos que operam FLDs em regime intermitente e em regime contínuo (Tabela 4). O regime intermitente foi concebido pelo grupo

do Dr. Manz no início da década de 90 (LEE, 1991), ao passo que a concepção do contínuo foi apenas em 2014 (YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2014). À vista disso, filtros intermitentes foram investigados por um maior tempo, enquanto filtros contínuos ainda apresentam muitas questões em abertos, como: o impacto da redução do leito filtrante, a capacidade de tratamento de águas superficiais e a remoção de contaminantes químicos específicos (*e.g.*, nitrato, arsênio, fluoreto, entre outros).

Tabela 4 - Revisão sistemática a respeito do regime de operação de FLDs (1991-2020)

Regime de operação	
Intermitente	<p>Lee (1991); Manz, Buzunis e Morales (1993); Buzunis (1995); Palmateer et al. (1999); Earwaker (2006); Elliott et al. (2006); Stauber et al. (2006); CAWST (2007); Devi et al. (2008); Elliott et al. (2008); CAWST (2009); Vanderzwaag et al. (2009); Murphy, Mcbean e Farahbakhsh (2010a); Murphy, Mcbean e Farahbakhsh (2010b); Ahammed e Davra (2011); Bradley et al. (2011); Baig et al. (2011); Elliott, Digiano e Sobsey (2011); Jenkins, Tiwari e Darby (2011); Mwabi et al. (2011); CAWST (2012); Ghebremichael et al. (2012); Kennedy et al. (2012); Mahlangu, Mamba e Momba (2012); Mwabi, Mamba e Momba (2012); Kennedy et al. (2013); Lynn et al. (2013); Mwabi, Mamba e Momba (2013); Smith (2013); White et al. (2013); Frank et al. (2014); Nair, Ahammed e Davra (2014); Napotnik e Jellison (2014); Wang et al. (2014); Young-Rojanschi e Madramootoo (2014); Adeyemo, Kamika e Momba (2015); Chan et al. (2015); Elliott et al. (2015); Hussain et al. (2015); Mahaffy et al. (2015); Young-Rojanschi e Madramootoo (2015); Arnold, Archer e Barkdoll (2016); Ghebremichael, Ergas e Alcantar (2016); Maeng et al. (2016); Tundia, Ahammed e George (2016); Wang et al. (2016); Yildiz (2016); Napotnik, Baker e Jellison (2017); Pompei et al. (2017); Singer, Skinner e Cantwell (2017); Faria Maciel e Sabogal-Paz (2018); Terin e Sabogal-Paz (2018); Sizirici (2018); Sizirici et al. (2019); Souza Freitas e Sabogal-Paz (2019); Andreoli e Sabogal-Paz (2020); Fava et al. (2020); Napotnik, Baker e Jellison (2020); Sabogal-Paz et al. (2020)</p>
Contínuo	<p>Young-Rojanschi e Madramootoo (2014); Faria Maciel e Sabogal-Paz (2018); Terin e Sabogal-Paz (2018); Pompei et al. (2019); Souza Freitas e Sabogal-</p>

Paz (2019); Andreoli e Sabogal-Paz (2020); Calixto et al. (2020); Fava et al. (2020); Medeiros et al. (2020); Sabogal-Paz et al. (2020)

Fonte: a autora

Uma das principais diferenças entre os regimes de alimentação é que filtros intermitentes operam com taxa de filtração declinante enquanto os contínuos operam com taxa de filtração constante. A taxa declinante é um resultado da estratégia de alimentação em batelada que submete o filtro a variações temporais de carga hidráulica (*i.e.*, carga máxima após a alimentação e mínima após a filtração). A constância na taxa de filtração é fundamental para que os FLDs contínuos alcancem maiores reduções de turbidez e de *E. coli* que os FLDs intermitentes (FARIA MACIEL; SABOGAL-PAZ, 2018; YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2014). Além da diferença no valor da taxa máxima de filtração, acredita-se que a variação temporal da taxa de filtração em operações intermitentes afeta a disponibilidade de matéria orgânica e o consequente desenvolvimento da camada biológica (SOUZA FREITAS; SABOGAL-PAZ, 2019).

Por serem mais eficientes, sistemas contínuos são menos dependentes da qualidade da água afluyente que os intermitentes (FARIA MACIEL; SABOGAL-PAZ, 2018), no entanto, a camada biológica desenvolvida em sistemas contínuos é mais sensível a interrupções na alimentação (*i.e.*, eventos com indisponibilidade de água) (SOUZA FREITAS; SABOGAL-PAZ, 2019). Além disso, FLDs com regime de operação contínua demandam o uso de energia elétrica e um maior espaço na residência, além de serem mais complexos operacionalmente (SABOGAL-PAZ et al., 2020). No quesito operacional, a principal desvantagem de sistemas contínuos com controle de nível é a demanda de ajustes periódicos na vazão de saída para manutenção da taxa máxima de filtração (FARIA MACIEL; SABOGAL-PAZ, 2018).

A implantação de filtros domiciliares tem sido conduzida com sistemas intermitentes. Dados coletados em 2011 apontam que 300 mil FLDs intermitentes foram distribuídos a populações isoladas em 69 países (CAWST, 2012). Apesar do número expressivo de implantações de filtros intermitentes, ainda não há relatos de implantação de FLDs contínuos em comunidades-alvo. Considerando a superior eficiência de filtros em regime contínuo, sua capacidade deve ser melhor explorada, principalmente em relação às questões em aberto neste sistema, para estender o conhecimento científico, minimizar as desvantagens e avaliar a potencialidade desse regime em campo.

3.6.4 Taxa máxima de filtração

Além das características do leito filtrante e do regime de operação, a taxa máxima de filtração é um fator relevante para a eficiência de filtros lentos domiciliares. Em geral, filtros lentos operam com taxas de filtração bem inferiores às de filtros rápidos. Para filtros domiciliares, a taxa máxima de filtração recomendada é de $9,6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (CAWST, 2012), valor superior ao aplicado em filtros lentos convencionais ($6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). A escala domiciliar opera com taxas de filtração superiores que as em escala plena pois considera filtros com operação intermitente, os quais apresentam uma taxa de filtração maior logo após a alimentação.

As taxas máximas de filtração de FLDs reportadas na literatura variam de $0,07 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (DEVI et al., 2008) a $37,48 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (BAIG et al., 2011), sendo mais frequentes aquelas com valores ligeiramente maiores que o recomendado pelo CAWST (2012), como mostra a Tabela 5. Entre os trabalhos selecionados na revisão sistemática, aqueles que investigaram FLDs implantados em comunidades-alvo não reportaram a taxa máxima de filtração aplicada, mencionando apenas a produção diária.

Tabela 5 - Revisão sistemática a respeito da taxa máxima de filtração de FLDs (1991-2020)

Taxa máxima de filtração ($\text{m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)	
$T_f \leq 1$	Devi et al. (2008); Jenkins, Tiwari e Darby (2011); Young-Rojanschi e Madramootoo (2014); Faria Maciel e Sabogal-Paz (2018); Andreoli e Sabogal-Paz (2020); Fava et al. (2020); Sabogal-Paz et al. (2020)
$1 < T_f \leq 5$	Kennedy et al. (2012); Lynn et al. (2013); Smith (2013); Terin e Sabogal-Paz (2018); Pompei et al. (2019); Souza Freitas e Sabogal-Paz (2019); Calixto et al. (2020); Napotnik, Baker e Jellison (2020); Medeiros et al. (2020)
$5 < T_f \leq 10$	CAWST (2009); Jenkins, Tiwari e Darby (2011); CAWST (2012); Kennedy et al. (2012); Kennedy et al. (2013); Nair, Ahammed e Davra (2014); Napotnik e Jellison (2014); Chan et al. (2015); Napotnik, Baker e Jellison (2017); Andreoli e Sabogal-Paz (2020); Napotnik, Baker e Jellison (2020); Fava et al. (2020)
$T_f > 10$	Lee (1991); Earwaker (2006); Elliott et al. (2006); CAWST (2007); Ahammed e Davra (2011); Baig et al. (2011); Bradley et al. (2011); Ghebremichael et al.

(2012); Kennedy et al. (2013); Lynn et al. (2013); White et al. (2013); Frank et al. (2014); Wang et al. (2014); Young-Rojanschi e Madramootoo (2014); Chan et al. (2015); Elliott et al. (2015); Hussain et al. (2015); Young-Rojanschi e Madramootoo (2015); Ghebremichael, Ergas e Alcantar (2016); Yildiz (2016); Napotnik, Baker e Jellison (2017); Sizirici (2018); Sizirici et al. (2019); Sabogal-Paz et al. (2020)

Fonte: a autora

Entre os estudos selecionados na revisão sistemática, 16 operaram com taxa máxima de filtração de até $5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, sendo dez em regime de operação contínua (ANDREOLI; SABOGAL-PAZ, 2020; CALIXTO et al., 2020; FAVA et al., 2020; FARIA MACIEL; SABOGAL-PAZ, 2018; MEDEIROS et al., 2020; POMPEI et al., 2019; SABOGAL-PAZ et al., 2020; SOUZA FREITAS; SABOGAL-PAZ, 2019; TERIN; SABOGAL-PAZ, 2018; YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2014). Os filtros domiciliares operados em regime intermitente com baixa taxa de filtração (*i.e.*, $< 1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) eram modificados para reduzir a vazão de saída. Devi et al. (2008), por exemplo, alcançaram a taxa de filtração de $0,07 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ao controlar a vazão de saída por um registro.

Como a taxa de filtração é inversamente proporcional à perda de carga (FARIA MACIEL; SABOGAL-PAZ, 2018), taxas menores podem contribuir com um maior acúmulo de biomassa no topo da areia e uma maior retenção ao longo do leito, proporcionando uma maior eficiência de remoção de microrganismos e turbidez. Smith (2013) avaliou que ao diminuir 50% da taxa de filtração ($9,6 \text{ versus } 4,8 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) foi possível aumentar a eficiência de redução de *E. coli* no FLD de 87,8% para 94,7% (remoção em log não apresentada). O decaimento da taxa de filtração ao longo da operação também está relacionado à melhoria da eficiência do FLD na remoção de microrganismos e de turbidez (AHAMMED; DAVRA, 2011; ELLIOTT et al., 2015, 2008; NAPOTNIK; JELLISON, 2014). Elliott et al. (2008) observaram um aumento de cerca de 3 log na eficiência de redução de *E. coli* após 50 dias de operação, enquanto que Ahammed e Davra (2011) observaram um aumento de 16% na remoção de turbidez (inicial de 80% e final 96%) após 56 dias. Apesar da melhoria na eficiência, quando a queda da taxa de filtração é acentuada e significativa (*i.e.*, quando impacta a produção diária), a operação do FLD deve ser interrompida para limpeza, sendo o valor da taxa de filtração um indicativo para o fim da carreira de filtração e consequente manutenção.

3.6.5 Características da água afluyente

A qualidade da água afluyente aos filtros domiciliares em relação ao aporte de partículas, microrganismos (*e.g.*, bactérias e protozoários) e compostos orgânicos e inorgânicos (*e.g.*, substâncias húmicas, arsênio e nitrato) é outra característica importante para a eficiência e o bom funcionamento de FLDs. Os estudos identificados na literatura (Tabela 6) utilizam, em sua maioria, águas superficiais como afluyente ao FLDs, no entanto também é reportado um número expressivo de estudos com águas subterrâneas e com águas simuladas (*i.e.*, águas que simulam cenários específicos de estudo).

Tabela 6 - Revisão sistemática a respeito da origem da água afluyente aos FLDs (1991-2020)

Água afluyente	
Subterrânea	Manz, Buzunis e Morales (1993); Berg et al. (2006); Murphy, Mcbean e Farahbakhsh (2010a); Murphy, Mcbean e Farahbakhsh (2010b); Bradley et al. (2011); Mahlangu, Mamba e Momba (2012); Mwabi, Mamba e Momba (2012); Mwabi, Mamba e Momba (2013); White et al. (2013); Wang et al. (2014); Adeyemo, Kamika e Momba (2015); Wang et al. (2016); Andreoli e Sabogal-Paz (2020)
Superficial	Buzunis (1995); Palmateer et al. (1999); Earwaker (2006); Elliott et al. (2006); Stauber et al. (2006); Murphy, Mcbean e Farahbakhsh (2010a); Murphy, Mcbean e Farahbakhsh (2010b); Ahammed e Davra (2011); Elliott, Digiano e Sobsey (2011); Jenkins, Tiwari e Darby (2011); Mwabi et al. (2011); Ghebremichael et al. (2012); Kennedy et al. (2012); Mahlangu, Mamba e Momba (2012); Mwabi, Mamba e Momba (2012); Kennedy et al. (2013); Lynn et al. (2013); Mwabi, Mamba e Momba (2013); White et al. (2013); Young-Rojanschi e Madramootoo (2014); Adeyemo, Kamika e Momba (2015); Elliott et al. (2015); Hussain et al. (2015); Young-Rojanschi e Madramootoo (2015); Arnold, Archer e Barkdoll (2016); Ghebremichael, Ergas e Alcantar (2016); Pompei et al. (2017); Singer, Skinner e Cantwell (2017); Pompei et al. (2019); Fava et al. (2020)
Simulada	Elliott et al. (2008); Ahammed e Davra (2011); Smith (2013); Frank et al. (2014); Nair, Ahammed e Davra (2014); Mahaffy et al. (2015); Maeng et al.

(2016); Tundia, Ahammed e George (2016); Yildiz (2016); Napotnik, Baker e Jellison (2017); Faria Maciel e Sabogal-Paz (2018); Sizirici (2018); Terin e Sabogal-Paz (2018); Sizirici et al. (2019); Souza Freitas e Sabogal-Paz (2019); Calixto et al. (2020); Medeiros et al. (2020); Napotnik, Baker e Jellison (2020); Sabogal-Paz et al. (2020)

Fonte: a autora

Águas superficiais geralmente são turvas e com concentrações elevadas de compostos orgânicos (*e.g.*, carboidratos e proteínas) e de microrganismos, enquanto águas subterrâneas apresentam características opostas, salvo em condições de contaminação do aquífero em que há a percolação de poluentes até o lençol freático. As águas simuladas surgem como uma alternativa para reproduzir cenários para estudo. Por exemplo, águas turvas podem ser simuladas ao acrescentar argila (NAIR; AHAMMED; DAVRA, 2014) ou caulinita (CALIXTO et al., 2020; MEDEIROS et al., 2020), matéria orgânica pode ser obtida por esgoto (SIZIRICI, 2018; TUNDIA; AHAMMED; GEORGE, 2016) ou ácido húmico (SOUZA FREITAS; SABOGAL-PAZ, 2019) e microrganismos (*e.g.*, bactérias, protozoários e cianobactérias) pela inoculação de culturas purificadas (FARIA MACIEL; SABOGAL-PAZ, 2018; MEDEIROS et al. 2020; NAIR; AHAMMED; DAVRA, 2014; TERIN; SABOGAL-PAZ, 2018; YILDIZ, 2016).

Águas afluentes turvas colmatam com mais facilidade os vazios intergranulares, reduzindo a carreira de filtração e aumentando a frequência de limpeza de FLDs (SOUZA FREITAS; SABOGAL-PAZ, 2019). Além disso, a turbidez da água afluyente também pode afetar a eficiência do sistema e a qualidade da água filtrada (NAPOTNIK; BAKER; JELLISON, 2017). Adeyemo, Kamika e Momba (2015) avaliaram o desempenho de FLDs utilizando quatro águas afluentes: água superficial com baixa (2,56 a 26,63 NTU) e alta turbidez (16,4 a 42,93 NTU) e água subterrânea com baixa (1,47 a 3,45 NTU) e alta turbidez (2,89 a 14,4 NTU). Nesse estudo, o FLD que produziu água filtrada com a melhor qualidade foi aquele alimentado com água afluyente subterrânea com baixa turbidez ($0,86 \pm 0,24$ NTU), demonstrando a influência da qualidade da água afluyente na água filtrada.

No entanto, uma observação relevante do estudo de Adeyemo, Kamika e Momba (2015) foi que o FLD alimentado com água superficial com baixa turbidez produziu água com melhor qualidade que aquele alimentado com água subterrânea com alta turbidez. Esse resultado indica que, mesmo utilizando afluentes com valores mais altos de turbidez, sistemas

alimentados com águas superficiais podem ser mais eficientes na remoção de turbidez que os alimentados com águas subterrâneas. Considerando que águas superficiais apresentam uma maior concentração de compostos orgânicos (*e.g.*, nutrientes) e microrganismos, resultados que apontam uma maior eficiência de remoção de turbidez dessas águas como afluente podem ser atribuídos à aceleração do desenvolvimento do *schmutzdecke* no topo dos filtros domiciliares (AHAMMED; DAVRA, 2011). Após desenvolvida, a camada biológica aumenta o aprisionamento de partículas promovendo uma maior redução de turbidez.

A diversidade e a densidade de microrganismos presentes na camada biológica de FLDs variam em função da qualidade da água afluente. Em geral, biofilmes formados em filtros lentos domiciliares são predominantemente compostos por bactérias (POMPEI et al., 2017; WANG et al., 2014), no entanto também podem estar presentes algas, protozoários, rotíferos, nematódeos, fungos, entre outros microrganismos (MEDEIROS et al., 2020; TERIN; SABOGAL-PAZ, 2019). A variedade e a densidade de microrganismos presentes no *schmutzdecke* têm efeito na retenção e degradação microbiológica. Por consequência, filtros maduros são mais eficientes para a redução de microrganismos (ELLIOTT et al., 2008).

Técnicas para o enriquecimento da camada biológica são frequentemente aplicadas para acelerar seu amadurecimento em sistemas alimentados com águas afluentes pobres em nutrientes (*i.e.*, águas subterrâneas e águas superficiais de mananciais preservados). Dentre as técnicas estão enriquecimentos com esgoto (AHAMMED; DAVRA, 2011; BRADLEY et al., 2011; ELLIOTT et al., 2008; FRANK et al., 2014; SIZIRICI et al., 2019), leite desnatado (MAENG et al., 2016), casca de pinheiro (BAIG et al., 2011), cacto *Moringa oleifera* (GHEBREMICHAEL; ERGAS; ALCANTAR, 2016) e ração de peixe (CALIXTO et al., 2020).

Apesar da numerosa quantidade de estudos que utilizam água superficial como afluente (Tabela 6), não foram identificados estudos nesta revisão sistemática que investigaram o uso dessa água como afluente a filtros contínuos com leitos reduzidos (*i.e.*, 25 cm), apenas a filtros com leitos tradicionais (*i.e.*, 50 cm) (POMPEI et al., 2019; FAVA et al., 2020). Esta lacuna evidencia a necessidade de investigações da capacidade de FLDs no tratamento de águas superficiais em configurações contínuas e compactas.

3.6.6 Presença de pré- e pós-tratamento

Por serem caracterizados pela filtração lenta, filtros domiciliares têm como limitação a qualidade da água afluente, principalmente em relação à turbidez. Caso a fonte de

abastecimento tenha valores de turbidez acima de 50 NTU, o CAWST (2012) recomenda pré-tratar a água antes da inseri-la aos filtros. Na literatura há poucos estudos que relatam técnicas de pré-tratamento da água afluyente aos filtros domiciliares, citam-se: coagulação, pré-filtração dinâmica e sedimentação (Tabela 7).

O processo de clarificação da água por coagulação química ou natural são opções eficientes para a redução da turbidez afluyente aos FLDs (CURRY; BLOCH; HEM, 2020; SOUZA FREITAS; SABOGAL-PAZ, 2019). Coagulantes naturais são produtos mais adaptáveis a realidade de populações isoladas que coagulantes químicos, especialmente se a planta, cujo coagulante for extraído, for cultivada na região da comunidade-alvo. A disponibilidade, bem como a biodegradabilidade, e o baixo custo tornam os coagulantes naturais opções viáveis para clarificação da água. No entanto, o processo de coagulação pode se tornar inviável por necessitar de equipamentos específicos para realização das misturas e consumir energia elétrica.

Em um estudo recente, Medeiros et al. (2020) relataram a eficiência de pré-filtros dinâmicos de pedregulho para clarificação de água afluentes aos filtros domiciliares. Os autores destacaram que os sistemas de pré-filtração são ainda mais eficientes para redução de partículas quando acrescidos de uma camada de manta não tecida no topo do pedregulho. O pré-tratamento, semelhante ao que ocorre em filtros convencionais, elimina a demanda diária por produtos e energia elétrica, principais desvantagens dos coagulantes. No entanto, esses sistemas necessitam de manutenções periódicas, especialmente quando utilizados afluentes com picos elevados de turbidez.

O pré-tratamento por sedimentação, apesar de ter sido considerado efetivo em campo para a redução de turbidez (EARWAKER, 2006), ainda não foi avaliado em estudos laboratoriais. A facilidade de execução é a principal vantagem desta técnica, no entanto, pode ser ineficiente para pequenas partículas devido ao longo tempo requerido para sedimentação. É notória a necessidade de estudos que avaliem diferentes estratégias de pré-tratamento acessíveis e coerentes com a realidade de tratamento domiciliares, especialmente ao utilizar afluentes com variações sazonais em sua qualidade, como as águas superficiais.

Tabela 7 - Revisão sistemática a respeito de técnicas de pré- e pós-tratamento de FLDs (1991-2020)

Pré-tratamento

Coagulação	CAWST (2012); Souza Freitas e Sabogal-Paz (2019); Curry, Bloch e Hem (2020)
Pré-filtração	CAWST (2007); Medeiros et al. (2020)
Sedimentação	Earwaker (2006); CAWST (2009); CAWST (2012)
Pós-tratamento	
SODIS	CAWST (2009); CAWST (2012); Hussain et al. (2015)
Fervura	CAWST (2009); CAWST (2012)
Cloro	Earwaker (2006); CAWST (2007); CAWST (2009); CAWST (2012); Andreoli e Sabogal-Paz (2020)
Outro	CAWST (2009); Frank et al. (2014); Yildiz (2016); Sizirici (2018)

Fonte: a autora

Na literatura (Tabela 7) podem ser identificadas técnicas alternativas de pós-tratamento para FLDs como a radiação ultravioleta (FRANK et al., 2014), a pasteurização solar (SIZIRICI, 2018) e a oxidação por camada de ferro e latão (YILDIZ, 2016). No entanto, SODIS, fervura e cloro são opções de aplicação mais fácil em comunidades isoladas, além de recomendadas pelo CAWST (2012).

Técnicas de pós-tratamento como SODIS e fervura são soluções eficientes (SOBSEY et al., 2008), no entanto podem ser inviáveis quando aplicadas em um volume de água demandado por uma residência. Em contrapartida, o cloro, além de reduzir expressivamente o número de microrganismos viáveis e o risco de veiculação de doenças, fornece o residual para evitar eventos de recontaminação de águas filtradas (STAUBER et al., 2012). Contudo, a demanda diária de produtos químicos pode se tornar inviável para a realidade de comunidade-alvos.

3.7 HIDRODINÂMICA DE FILTROS LENTOS DOMICILIARES

Segundo Levenspiel (1999), os modelos hidráulicos utilizados para representar sistemas em escoamento contínuo são os modelos ideais de mistura completa (CSTR, do inglês *Continuous Stirred Tank Reactor*) e em fluxo pistão (PFR, do inglês *Plug Flow Reactor*). Por serem ideais, estes modelos apresentam equacionamentos matemáticos simplificados. No entanto, em condições reais, como o caso de filtros lentos domiciliares, o regime de escoamento se comporta entre os dois extremos ideais, resultado da perda de eficiência causada pela formação de zonas de recirculação, zonas-mortas, caminhos preferenciais e curtos-circuitos.

Isto indica que quando a água é inserida no FLD, os elementos fluidos podem percorrer diferentes caminhos e demorar tempos distintos para passar por todo o filtro. A distribuição temporal das partículas é chamada de distribuição do tempo de residência (DTR).

A curva DTR é construída em ensaios estímulo-resposta usando traçadores não reativos (*e.g.* corantes e soluções salinas). O ensaio estímulo-resposta consiste em injetar uma concentração conhecida de traçador na entrada do sistema e acompanhar a concentração deste na saída. A introdução do traçador pode ser em degrau, pulso, periódica ou aleatória, sendo a injeção em degrau a mais comum para ensaios hidrodinâmicos em FLDs (MEDEIROS et al., 2020; SABOGAL-PAZ et al., 2020).

A construção das DTRs experimentais dá margem para estudos comparativos do modelo real com os ideais PFR e CSTR. Uma forma de interpretar as curvas é pela análise visual de seu comportamento. Anomalias no escoamento, como o adiantamento da saída do traçador e a formação de caudas, foram as principais características observadas em curvas DTRs de FLDs contínuos (FREITAS, 2017; MACIEL, 2018). Estas anomalias refletem em diferenças entre os valores teóricos e experimentais de tempo de detenção hidráulica. A obtenção de valores experimentais é fundamental para determinar os tempos ideais de coleta das amostras filtradas, de modo que a água afluyente seja correspondente à água efluente, permitindo calcular assim sua eficiência efetiva.

Outra forma de interpretação das curvas DTRs é pelo Índice de Dispersão de Morril (MDI – do inglês *Morril Dispersion Index*), calculado a partir da razão dos tempos de saída do traçador, considerando, respectivamente, os tempos em que 90% e 10% da massa do traçador deixam o filtro. MDI próximos a 1 indicam um comportamento de PFR, enquanto índices próximos a 22 indicam um comportamento de CSTR (TCHOBANOGLIOUS; BURTON; STENSEL, 2003). Na literatura, os valores de MDI para FLDs variaram entre 1,30 e 2,68 (BRADLEY et al., 2011; ELLIOTT et al., 2008; TERIN; SABOGAL-PAZ, 2018), características de escoamento pistonado que são importantes tanto para o desenvolvimento da camada biológica quanto para os processos de remoção microbiológica (SABOGAL-PAZ et al., 2020).

Características de escoamento pistonado também foram observadas por modelagens matemáticas de curvas DTRs experimentais (MEDEIROS et al., 2020; SABOGAL-PAZ et al., 2020; SOUZA FREITAS; SABOGAL-PAZ, 2019; TERIN; SABOGAL-PAZ, 2019). Em particular, Sabogal-Paz et al. (2020) identificaram comportamentos de escoamento em FLDs

com valores de 17 ± 5 reatores de mistura completa em série (N-CSTR, onde $N = 17 \pm 5$), caracterizando escoamento pistonado dados os altos valores de N.

3.8 EXPERIÊNCIAS COM FILTROS LENTOS DOMICILIARES

Como descrito nas Seções 3.6 e 3.7, as características construtivas e operacionais, assim como o regime hidrodinâmico são fatores que influenciam o funcionamento e a eficiência de filtros lentos domiciliares. Por possuir condições multifatoriais de operação (*e.g.*, espessura do leito filtrante, regime de operação, taxa máxima de filtração e qualidade da água afluyente), os valores de remoção em FLDs reportados na literatura são variados. Nessa seção da revisão bibliográfica serão abordados, em particular, os valores usuais de redução de turbidez e de microrganismos em FLDs, bem como seus principais interferentes e potencializadores.

3.8.1 Remoções de turbidez

A Tabela 8 apresenta os valores médios de remoção de turbidez obtidos por FLDs, sendo que a maioria dos trabalhos da literatura reportaram valores superiores a 75% de remoção. Em um estudo em particular, Murphy, Mcbean e Farahbakhsh (2010b) observaram valores de até 98% de remoção de turbidez em filtros domiciliares operados em regime intermitente para o tratamento de água subterrânea (turbidez afluyente de 10,3 NTU) em comunidades do Cambódia. Todavia apesar de os FLDs serem eficientes para turbidez de forma geral, alguns estudos relataram valores baixos de remoção (*i.e.*, $\leq 50\%$), principalmente em condições atreladas ao uso de águas afluyentes com baixa turbidez (*e.g.*, águas subterrâneas preservadas e águas pré-tratadas) (ADEYEMO; KAMIKA; MOMBA, 2015; ANDREOLI; SABOGAL-PAZ, 2020; ARNOLD; ARCHER; BARKDOLL, 2016; MEDEIROS et al., 2020; MWABI; MAMBA; MOMBA, 2013; YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2015).

Tabela 8 – Remoção média de turbidez em FLDs

Turbidez	
	Mwabi, Mamba e Momba (2013); Adeyemo, Kamika e Momba (2015);
$R \leq 50\%$	Young-Rojanschi e Madramootoo (2015); Arnold, Archer e Barkdoll (2016); Andreoli e Sabogal-Paz (2020); Medeiros et al. (2020)

50% < R ≤ 75%	Earwaker (2006); Elliott et al. (2008); Mwabi, Mamba e Momba (2013); Adeyemo, Kamika e Momba (2015); Young-Rojanschi e Madramootoo (2015); Napotnik, Baker e Jellison (2017); Calixto et al. (2020)
75% < R ≤ 90%	Stauber et al. (2006); Murphy, Mcbean e Farahbakhsh (2010b); Jenkins, Tiwari e Darby (2011); Mahlangu, Mamba e Momba (2012); Mwabi, Mamba e Momba (2012); Kennedy et al. (2013); Lynn et al. (2013); Mwabi, Mamba e Momba (2013); Frank et al. (2014); Young-Rojanschi e Madramootoo (2014); Mahaffy et al. (2015); Tundia, Ahammed e George (2016); Yildiz (2016); Napotnik, Baker e Jellison (2017); Faria Maciel e Sabogal-Paz (2018); Terin e Sabogal-Paz (2018); Souza Freitas e Sabogal-Paz (2019); Calixto et al. (2020)
R > 90%	Buzunis (1995); Murphy, Mcbean e Farahbakhsh (2010a); Murphy, Mcbean e Farahbakhsh (2010b); Ahammed e Davra (2011); Mwabi et al. (2011); Kennedy et al. (2012); Mwabi, Mamba e Momba (2012); Mwabi, Mamba e Momba (2013); Nair, Ahammed e Davra (2014); Young-Rojanschi e Madramootoo (2014); Adeyemo, Kamika e Momba (2015); Hussain et al. (2015); Mahaffy et al. (2015); Tundia, Ahammed e George (2016); Singer, Skinner e Cantwell (2017); Faria Maciel e Sabogal-Paz (2018); Sizirici (2018); Sizirici et al. (2019)

Fonte: a autora

Alguns estudos correlacionaram por análises estatísticas (*e.g.*, correlação de Spearman, correlação de Pearson) a influência de diversas variáveis operacionais nos valores de turbidez das águas filtradas de FLDs. As principais variáveis relatadas na literatura foram a turbidez da água afluyente, o período de pausa, o tempo de operação do FLD, o tempo após a manutenção, a taxa máxima de filtração e as perdas de carga no topo e em todo o leito (FARIA MACIEL; SABOGAL-PAZ, 2018; JENKINS; TIWARI; DARBY, 2011; MEDEIROS et al., 2020; NAPOTNIK; BAKER; JELLISON, 2017). O tamanho dos grãos do leito, a espessura do leito e a carga hidráulica não apresentaram correlação significativa com os valores de turbidez (JENKINS; TIWARI; DARBY, 2011; NAPOTNIK; BAKER; JELLISON, 2017). Apesar de nenhum estudo ter avaliado a influência do regime de operação por análises de correlação, Young-Rojanschi e Madramootoo (2014) observaram que os diferentes regimes de operação podem influenciar o valor de turbidez da água filtrada. Os autores constataram que, por

apresentar uma constância na taxa de filtração, o FLD com operação contínua obteve maior remoção de turbidez (96% versus 87%, respectivamente) e menor valor de turbidez na água filtrada ($0,4 \pm 0,6$ NTU versus $2,5 \pm 0,7$ NTU) que o com operação intermitente.

Mesmo com valores relevantes de remoção de turbidez alcançados por filtros domiciliares em condições multivariadas (Tabela 8), o importante para o consumo é que a água esteja em conformidade com os padrões de potabilidade. A OMS recomenda que a água apresente um valor de turbidez de até 5 NTU (WHO, 2017), enquanto países com padrões de potabilidade mais restritivos, como o Brasil, recomendam que a água apresente até 1 NTU (BRASIL, 2021). Por serem capazes de atingir valores altos de remoção de turbidez, em geral, filtros lentos domiciliares são soluções efetivas para a produção de água própria para consumo em termos de turbidez (AHAMMED; DAVRA, 2011; NAIR; AHAMMED; DAVRA, 2014). No entanto, ainda há uma lacuna na literatura científica no que se refere a avaliação e ao aprimoramento de eficiências de remoção em FLDs contínuos com configuração compacta (*i.e.*, ≤ 25 cm) alimentados com águas de mananciais superficiais.

3.8.2 Reduções de bactérias

A Tabela 9 apresenta os intervalos de redução microbiológica para bactérias do grupo coliformes (*i.e.*, coliformes totais e *E. coli*) obtidas por filtros lentos domiciliares. As eficiências de remoção reportadas variaram de 0,33 a 2,07 log para coliformes totais (DEVI et al., 2008; SIZIRICI et al., 2019) e de 0,72 a 4,80 log para *E. coli* (BAIG et al., 2011; NAPOTNIK; BAKER; JELLISON, 2020). Apesar da diversidade nos valores, as eficiências de redução de *E. coli* mais relatadas foram aquelas compreendidas entre 1e 2 log.

Tabela 9 – Redução média (em log) de bactérias em FLDs

Bactérias	
Coliformes totais	0,22 a 2,07
	Devi et al. (2008); Vanderzwaag et al. (2009); Baig et al. (2011); Lynn et al. (2013); White et al. (2013); Nair, Ahammed e Davra (2014); Hussain et al. (2015); Arnold, Archer e Barkdoll (2016); Yildiz (2016); Sizirici et al. (2019)

<i>Escherichia coli</i>	$\leq 1,00$	Murphy, Mcbean e Farahbakhsh (2010a); Baig et al. (2011); Arnold, Archer e Barkdoll (2016)
	1,00 a < 2,00	Stauber et al. (2006); Elliott et al. (2008); Murphy, Mcbean e Farahbakhsh (2010a); Murphy, Mcbean e Farahbakhsh (2010b); Ahammed e Davra (2011); Baig et al. (2011); Ghebremichael et al. (2012); Mwabi, Mamba e Momba (2012); Lynn et al. (2013); Frank et al. (2014); Young-Rojanschi e Madramootoo (2014); Elliott et al. (2015); Young-Rojanschi e Madramootoo (2015); Sizirici et al. (2019); Andreoli e Sabogal-Paz (2020); Medeiros et al. (2020)
	2,00 a < 3,00	Ahammed e Davra (2011); Mwabi, Mamba e Momba (2012); White et al. (2013); Nair, Ahammed e Davra (2014); Elliott et al. (2015); Young-Rojanschi e Madramootoo (2015); Yildiz (2016); Faria Maciel e Sabogal-Paz (2018); Souza Freitas e Sabogal-Paz (2019); Andreoli e Sabogal-Paz (2020)
	3,00 a 5,00	Mwabi, Mamba e Momba (2012); Young-Rojanschi e Madramootoo (2014); Napotnik, Baker e Jellison (2017); Napotnik, Baker e Jellison (2020)

Fonte: a autora

Assim como em trabalhos que correlacionaram valores de remoção de turbidez com as variáveis operacionais, alguns autores correlacionaram estas variáveis com os valores de redução de *E. coli* em FLDs. Segundo os resultados reportados, as variáveis que influenciaram as reduções bacterianas foram: o tamanho dos grãos do leite, a carga hidráulica, o período de pausa, o tempo de operação do FLD, o tempo após a manutenção, a *E. coli* afluyente e as perdas de carga no topo e em todo o leite (FARIA MACIEL; SABOGAL-PAZ, 2018; JENKINS; TIWARI; DARBY, 2011; MEDEIROS et al., 2020; NAPOTNIK; BAKER; JELLISON, 2017). Novamente, o estudo de Young-Rojanschi e Madramootoo (2014) também observou que os diferentes regimes de operação (*i.e.*, contínuo e intermitente) influenciam os valores de redução de *E. coli*, sendo a operação contínua aquela com o maior potencial de remoção. Nos estudos avaliados, apenas a espessura do leite foi a variável que não apresentou correlação com os

valores de redução de *E. coli*. Napotnik, Baker e Jellison (2017) demonstraram que leitos mais espessos não necessariamente resultam em filtros domiciliares mais eficientes para bactérias.

O resultado de Napotnik, Baker e Jellison (2017) é apoiado por relatos de outros autores (NAIR; AHAMMED; DAVRA, 2014; YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2014), os quais observaram que a maior parte da remoção bacteriana ocorre nos primeiros centímetros do leito de FLDs. As remoções alcançadas em apenas 10 cm de leito variaram de 1,0 a 2,2 log, dependendo das condições multivariadas de operação que permearam os estudos. Tais resultados são um demonstrativo de que o desenvolvimento do *schtmuzdecke* no topo do leito filtrante é crucial na remoção bacteriana em filtros domiciliares. Por consequência, as variáveis mais relevantes para a potencialização da remoção são relacionadas ao desenvolvimento da camada biológica, como o tempo de operação do FLD e o tempo após cada manutenção. Embora esses tempos variem dependendo dos parâmetros operacionais e da qualidade da água afluyente, a maioria dos trabalhos reporta uma redução bacteriana inferior antes do amadurecimento e um aumento significativo nos dias seguintes (AHAMMED; DAVRA, 2011; ARNOLD; ARCHER; BARKDOLL, 2016; BAIG et al., 2011; FARIA MACIEL; SABOGAL-PAZ, 2018; KENNEDY et al., 2013).

3.8.3 Reduções de protozoários

Estudos que reportaram reduções de protozoários em filtros lentos domiciliares ainda são escassos, sendo identificados apenas cinco estudos avaliativos nesse âmbito. Nesses cinco estudos foi destacado o potencial de FLDs em remover cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. (ADEYEMO; KAMIKA; MOMBA, 2015; ANDREOLI; SABOGAL-PAZ, 2020; MEDEIROS et al., 2020; NAPOTNIK; BAKER; JELLISON, 2020; PALMATEER et al., 1999). As reduções de cistos reportadas variaram de 1,15 a > 5,00 log e as reduções de oocistos de 1,40 a 4,10 log.

Palmateer et al. (1999) foram os primeiros autores a avaliar a eficiência de remoção de (oo)cistos de *Giardia* sp. e *Cryptosporidium* sp. em filtros lentos domiciliares. No estudo, os autores operaram um FLD por 29 dias em regime intermitente, alimentando-o com água simulada com adição massiva de protozoários (*i.e.*, 10^5 cistos d^{-1} e 10^6 oocistos d^{-1}). Devido às características morfológicas das formas encistadas (*i.e.*, tamanho), a retenção de cistos de *Giardia* foi superior à de oocistos de *Cryptosporidium* durante todo o experimento. Cistos de *Giardia* foram retidos por completo (*i.e.*, > 5,00 log) desde o primeiro dia de contaminação,

não sendo detectados em nenhuma das amostras de águas filtradas nos 29 dias de experimento. Em contrapartida, ocorreu o transpasse de oocistos de *Cryptosporidium* em dias esporádicos do experimento. Mesmo com a detecção em algumas amostras filtradas, a retenção de oocistos se manteve sempre acima de 3 log, sendo a retenção média de 3,85 log. Após o 22º dia de operação, não foram mais detectados oocistos em amostras filtradas. Apesar de o estudo ter utilizado um valor de contaminação pouco provável em águas tratadas por filtros domiciliares, o resultado de Palmateer et al. (1999) expôs a possível ocorrência de transpasse de oocistos devido à sua capacidade de compressibilidade.

Os estudos de Napotnik, Baker e Jellison (2020), Adeyemo, Kamika e Momba (2015) e Medeiros et al. (2020) avaliaram o potencial de FLDs compactos, com leitos de 10, 15 e 25 cm de espessura respectivamente, na redução de protozoários. Napotnik, Baker e Jellison (2020) e Adeyemo, Kamika e Momba (2015) avaliaram FLDs intermitentes e Medeiros et al. (2020) um FLD contínuo com manta não-tecida no topo do leito. Os dois últimos utilizaram valores de contaminação plausíveis em águas afluentes (*i.e.*, de até 1000 (oo)cistos d⁻¹) e em ambos ocorreu, além do transpasse de oocistos de *Cryptosporidium*, o transpasse de cistos de *Giardia*, demonstrando que a espessura do leito influencia a retenção de cistos.

Andreoli e Sabogal-Paz (2020), por sua vez, observaram que águas superficiais aplicadas semanalmente como técnica de amadurecimento podem intensificar a atividade biológica e influenciar o potencial de retenção de (oo)cistos de protozoários em FLDs operados em regime intermitente e contínuo.

Apesar das descobertas no que tange a redução de protozoários em FLDs, ainda há uma carência de investigações relacionadas a outros aspectos, tais como: o impacto da taxa máxima de filtração na retenção, a avaliação da retenção de (oo)cistos em sistemas amadurecidos (*i.e.*, experimentos de longa duração) e o impacto da espessura do leito filtrante na retenção em FLDs contínuos.

3.9 CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE A REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A falta de acesso à água para consumo ainda é uma situação que atinge milhares de pessoas no Brasil e no mundo. Na Seção 3.2 foram apresentados os dados coletados em cenários mundiais e nacionais sobre a falta de acesso a água, bem como seus principais prejuízos para a saúde pública, a qualidade de vida e a educação. Na Seção 3.3 foram descritos os patógenos que contribuem para a disseminação de doenças de veiculação hídrica, destacando os

microrganismos indicadores de contaminação por bactérias e protozoários. Na Seção 3.4 foram apresentadas abordagens de tratamento descentralizados para minimizar a lacuna de acesso à água para consumo. Dentre as opções, destacou-se o Filtro Lento Domiciliar por sua simplicidade de operação, seu baixo custo e sua eficiência para redução de turbidez e de microrganismos.

A evolução cronológica das principais contribuições no contexto de filtros lentos domiciliares (Seção 3.5), bem como as principais tendências, inovações e lacunas observadas na revisão sistemática (Seção 3.6) embasaram o escopo e as hipóteses desta tese.

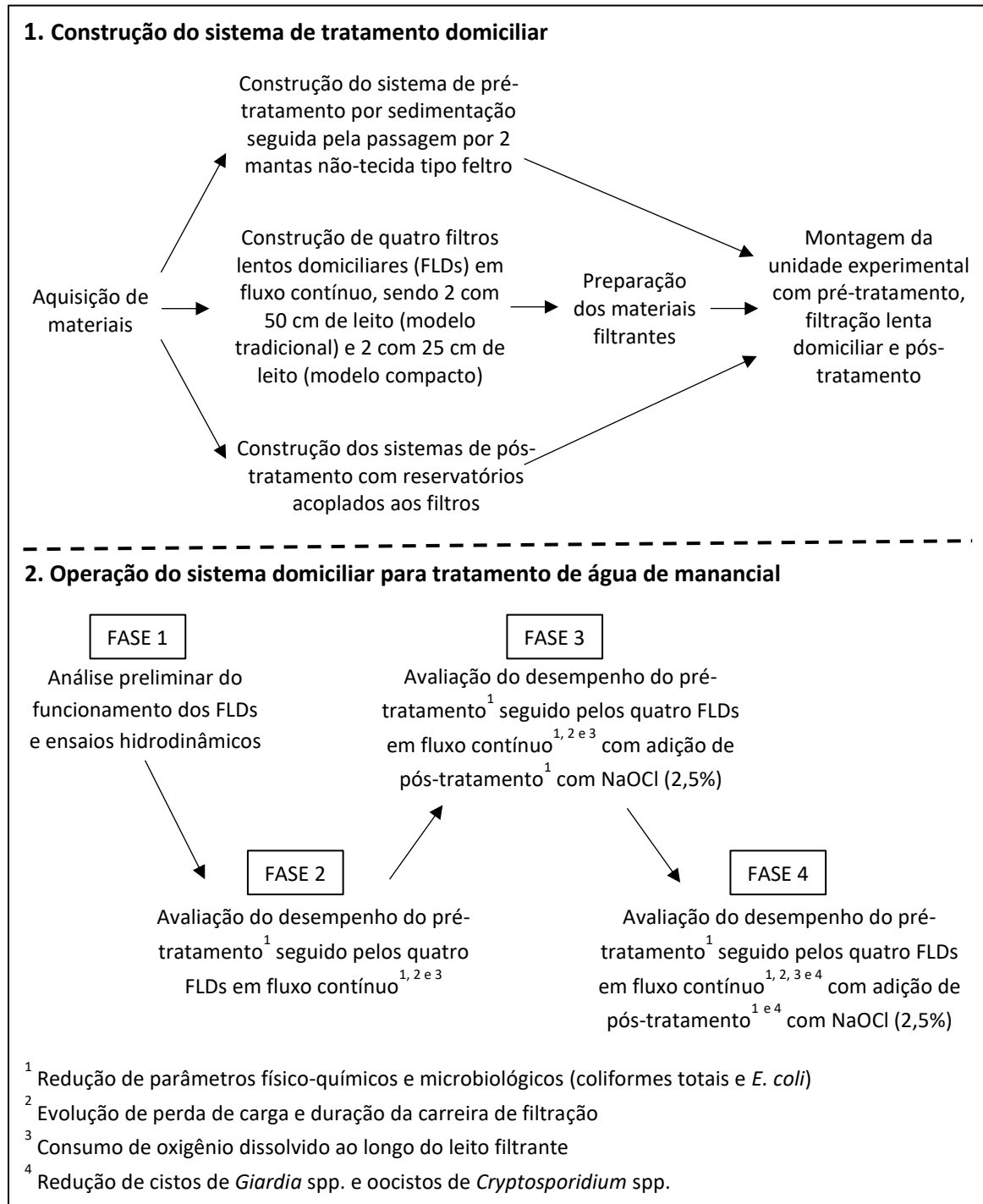
No âmbito de FLDs, as lacunas na literatura científica que esta tese buscou contemplar foram: 1) a proposição de um material alternativo (*i.e.*, PVC Defofo) para a estrutura do FLD para conferir segurança a usuários, 2) o impacto da redução do leito filtrante (*i.e.*, 50 cm para 25 cm) para a eficiência de remoção de turbidez, bactérias e protozoários, 3) a avaliação de sistemas operados em regime contínuo com leitos filtrantes reduzidos (*i.e.*, 25 cm) utilizando água de manancial superficial como afluente, e 4) a avaliação da aplicação do conceito de tratamento em múltiplas barreiras incorporando ao FLD etapas de pré-tratamento por sedimentação, seguida pela filtração em mantas e pós-tratamento com hipoclorito de sódio.

Os resultados da tese permitiram avaliar se filtros lentos domiciliares, com controle de nível e manta não-tecida no topo do leito, operados em regime contínuo mantêm a qualidade e quantidade da água filtrada mesmo ao reduzir o leito filtrante de 50 cm para 25 cm. As descobertas e informações da tese auxiliarão elucidar as lacunas científicas sobre FLDs contínuos, possibilitando a promoção da implantação dessa tecnologia em comunidades-alvo, a qual ainda é um desafio.

4. MATERIAIS E MÉTODO

A Figura 2 apresenta as etapas desenvolvidas nesta tese de doutorado que serão detalhadas ao longo do tópico.

Figura 2 – Etapas desenvolvidas na tese



4.1 CONSTRUÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DOMICILIAR

Nesta tese foi concebido e avaliado um sistema domiciliar, visando o tratamento de água do manancial Rio Monjolinho, por três etapas de purificação: pré-tratamento, filtração lenta e pós-tratamento.

O Rio Monjolinho, situado na bacia hidrográfica do Tietê/Jacaré, contribui com uma parcela do abastecimento da cidade de São Carlos - SP e foi utilizado para esta pesquisa científica. Por possuir contaminação microbiológica e turbidez com variações espaço-temporais, a água do manancial foi previamente pré-tratada por um sistema simples envolvendo 24h de sedimentação e filtragem por duas camadas de manta não-tecidas (tipo feltro). Nesta etapa, buscou-se a redução da turbidez das águas afluentes aos filtros lentos domiciliares, a partir de um pré-tratamento simples de ser desempenhado em uma residência.

A etapa de filtração foi avaliada por quatro filtros lentos domiciliares com operação contínua. Nesta operação, o nível d'água e a taxa de filtração se mantinham constantes ao longo da operação. Diferenças entre os quatro filtros eram quanto a espessura do leito filtrante. Dois apresentavam 50 cm de leito, nomeados modelos tradicionais (FLD-T), e dois apresentavam 25 cm, nomeados modelos compactos (FLD-C). Ambos os modelos buscaram a redução de contaminantes físico-químicos e microbiológicos, ponderando o impacto da redução do leito para o tratamento domiciliar.

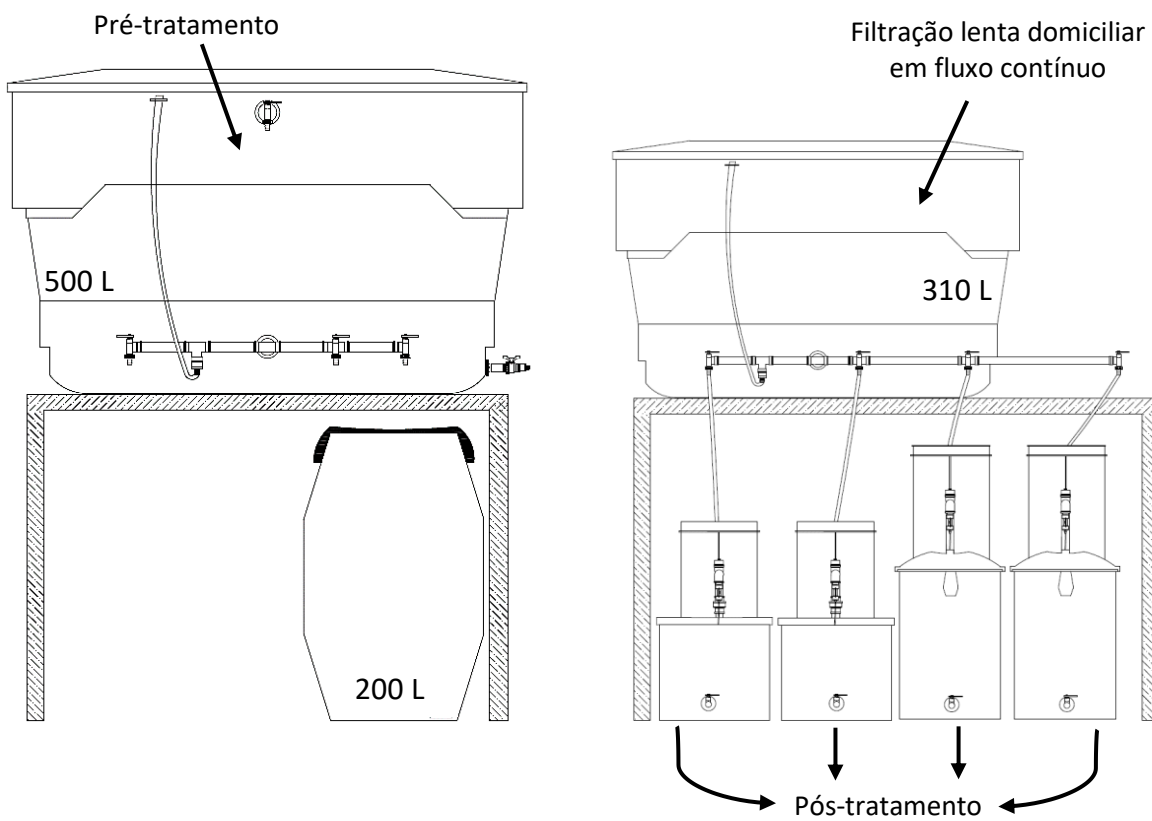
Para garantir a segurança da água tratada, as amostras de águas filtradas foram submetidas a um pós-tratamento com hipoclorito de sódio em um reservatório acoplado ao sistema de filtração. Nesta etapa, buscou-se a redução do risco microbiológico e a adaptação do sistema à realidade domiciliar.

4.1.1 Unidade experimental para o tratamento de água de manancial

O manual construtivo dos componentes do sistema de pré-tratamento, filtração e pós-tratamento se encontra no Apêndice A desta tese. Os materiais utilizados na construção foram doados pelo Amanco e/ou adquiridos em lojas de materiais de construção. Dentre eles estão reservatórios, tubos e conexões em PVC, registros tipo agulha em latão e espigões em aço inox, além de serras, lixas, solução limpadora e cola para PVC, trena, chave inglesa, furadeira, brocas, conjunto serra-copo, canetas e veda-calha na cor branca.

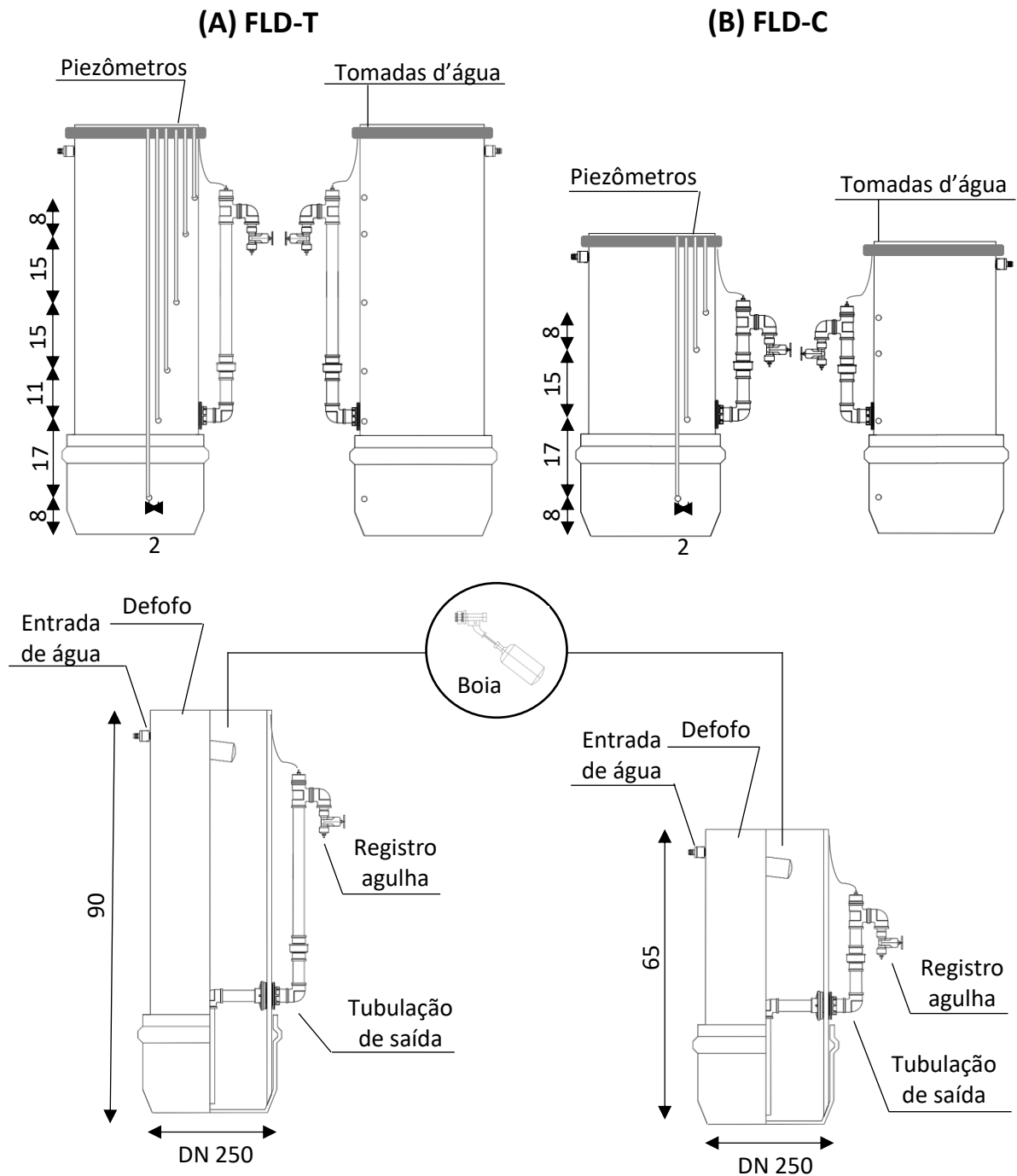
Na Figura 3 está demonstrada a parte estrutural do sistema de tratamento domiciliar, considerando os dois modelos de filtro lento domiciliar em fluxo contínuo e os sistemas de pré-tratamento e pós-tratamento. A Figura 4 ilustra detalhes estruturais dos filtros como piezômetros, tomadas d'água, tubulações de saída posicionadas no interior dos filtros e ferramentas para controle de nível. Vale ressaltar que foram construídos dois filtros no modelo tradicional e dois filtros no modelo compacto. Maiores detalhes sobre a estrutura do sistema são apresentados no Apêndice A.

Figura 3 – Estrutura do sistema de tratamento domiciliar com pré-tratamento, filtração lenta e pós-tratamento



Fonte: a autora

Figura 4 – Detalhes estruturais dos filtros lentos domiciliares no (A) modelo tradicional: FLD-T e no (B) modelo compacto: FLD-C



Fonte: a autora

O pré-tratamento por sedimentação e filtração em mantas foi concebido para ser facilmente implantado em residências. Para isto, o sistema foi projetado sem a inclusão de bombas e/ou energia elétrica, apoiando-se apenas na energia gravitacional. A água decantada no reservatório elevado era transferida para o reservatório apoiado por um registro instalado

localizado em uma posição sem o revolvimento das partículas sedimentadas. A etapa de filtração foi simplificada pela substituição da tampa do reservatório apoiado por duas camadas de manta não-tecida (tipo feltro) presas com o próprio suporte da tampa. A concepção deste pré-tratamento facilita o processo de clarificação da água pelo usuário, pois o único procedimento que necessita ser realizado é a abertura de um registro.

A concepção dos filtros lentos domiciliares foi baseada no modelo proposto pelo CAWST (2012), porém modificando sua estrutura para PVC Defofo, um material plástico utilizado em sistemas de distribuição de água tratada. A seleção deste material ocorreu por conta de sua facilidade de montagem, limpeza, manutenção e transporte, além de sua capacidade de eliminar possíveis indícios de toxicidade do PVC e do concreto. Contudo, apesar de serem distribuídas comercialmente, as tubulações de Defofo são mais caras que as de PVC empregadas em instalações hidráulicas prediais.

A posição da tubulação de saída também foi modificada em relação às tradicionais apresentadas na literatura (FARIA MACIEL; SABOGAL-PAZ, 2018; SOUZA FREITAS; SABOGAL-PAZ, 2019; TERIN; SABOGAL-PAZ, 2018). Neste projeto, a tubulação foi realocada para o interior do filtro, fazendo com que a saída se iniciasse na porção central da última camada de pedregulho. Esta adaptação visou a redução de zonas de estagnação nos filtros para melhoria da eficiência. Além disso, na tubulação de saída foi utilizado um registro de agulha para permitir o ajuste preciso da vazão.

Como demonstrado na Figura 4, as únicas diferenças entre os modelos tradicionais e compactos foram os comprimentos da estrutura de Defofo e da tubulação de saída. As diferenças foram consequência da redução da espessura da camada filtrante de 50 cm (FLD-T) para 25 cm (FLD-C). Para fins científicos, também foram instalados piezômetros e tomadas d'água, em alturas análogas, ao longo do corpo dos filtros. Estes dispositivos permitiram, respectivamente, a medição da perda de carga e do oxigênio dissolvido ao longo de todo o filtro.

O pós-tratamento era realizado em reservatórios localizados logo após os quatro filtros lentos domiciliares. Como as configurações dos filtros foram diferentes, a seleção dos reservatórios variou conforme a altura de saída de cada modelo de filtro. No entanto, os dois reservatórios selecionados tinham capacidade de armazenamento de 50 L de água filtrada. Uma característica importante dos reservatórios de pós-tratamento foi a facilidade de acesso a água filtrada pela tampa.

O custo relativo à construção do sistema domiciliar foi avaliado a partir de levantamentos dos custos unitários dos componentes para construção utilizando planilhas

públicas, tais como a do SINAPI. No caso de ausência nessas planilhas, adotaram-se preços obtidos em pesquisas na Internet e em orçamentos de referência.

4.1.2 Seleção e caracterização dos materiais granulares

Neste estudo foi avaliada a potencialidade de cinco materiais para utilização como meio filtrante. Os materiais foram adquiridos em lojas de construção civil simulando a realidade de comunidades isoladas. Antes da inserção no corpo dos filtros, os materiais passaram por três procedimentos para adequar a granulometria das partículas e garantir a melhor condição para a filtração lenta.

Primeiro, os materiais foram lavados com água subterrânea extraída do poço localizado na Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC/USP). O material foi agitado manualmente em um balde por cerca de 1 min para desprendimento das sujidades. Após cerca de 10 s de decantação, a água de lavagem era descartada. O procedimento manual se repetia até que a água de lavagem ficasse com valores próximos a 15 NTU (visualmente limpa). Após a limpeza, os materiais foram espalhados em lonas plásticas e expostos ao sol para retirada de umidade. Ao finalizar a secagem, os materiais filtrantes foram peneirados em peneira com abertura de 1,5 x 1,5 mm (peneira de fubá). O material que passava pela peneira foi considerado como um potencial meio filtrante. Depois de finalizadas as três etapas, os materiais foram estocados em locais protegidos (*i.e.*, sacos limpos e fechados) para evitar posteriores contaminações.

Amostras de 150 g dos cinco materiais foram submetidas a ensaios granulométricos, segundo metodologia indicada na NBR 11799 (ABNT, 2016a), no laboratório de Mecânica dos Solos do Departamento de Geotecnia. A análise da curva granulométrica permitiu encontrar o D_{10} , D_{60} , o coeficiente de uniformidade (CU) da amostra e a porcentagem de finos (% que passa pela peneira de #150). Os resultados avaliaram a compatibilidade dos materiais com as recomendações de CAWST (2009) para a filtração lenta domiciliar. O material que mais se adequou às recomendações foi selecionado como meio filtrante dos filtros lentos domiciliares.

Assim como o meio filtrante, a camada suporte dos filtros domiciliares também foi preparada a partir de materiais de construção civil. Neste estudo, optou-se por uma camada suporte com três subcamadas, uma a mais que o recomendado por CAWST (2012), para garantir a manutenção do meio filtrante na camada e espessura previstas. As subcamadas continham areia grossa, pedregulho fino e pedregulho grosso. Todos os materiais também passaram por

procedimentos de limpeza semelhantes aos do meio filtrante. Contudo, para adequação da granulometria, a peneira utilizada foi substituída por outras com aberturas de tamanhos maiores (Tabela 10).

Tabela 10 - Seleção dos materiais do meio filtrante e da camada suporte

Tipo de camada		Abertura da peneira (mm)		Material selecionado
		– nome comercial		
Meio filtrante	Areia fina	1,5 x 1,5 - Fubá		Passantes pela peneira de fubá
	Areia grossa	3 x 7 - Arroz	1,5 x 1,5 - Fubá	Retidos entre as peneiras de fubá e de arroz
Camada suporte	Pedregulho fino	5 x 12 - Café		Retidos entre as peneiras de café e de feijão
		5 x 8 - Feijão		
	Pedregulho grosso	11,5 x 11, 5 - Tela plástica	5 x 12 - Café	Retidos entre a peneira de café e a tela plástica

Fonte: a autora

Todos os materiais utilizados na composição do meio filtrante e da camada suporte também foram avaliados perante análises de índice de vazios (NBR 12004 – ABNT (1990) e NBR 12051 - ABNT (1991)), massa específica (NBR 6458 - ABNT (2016b)) e solubilidade em ácido (NBR 11799 - ABNT (2016a)), no laboratório de Mecânica dos Solos do Departamento de Geotecnia. Os resultados serviram como auxiliares para a avaliação dos materiais e também para a determinação do volume de água presente nas camadas filtrantes.

4.1.3 Montagem dos filtros lentos domiciliares

A montagem dos filtros lentos domiciliares foi iniciada pela introdução dos materiais granulares. Primeiramente foram feitas marcações em uma trena metálica com as espessuras de cada subcamada da camada suporte, começando por 7,5 cm de pedregulho grosso, seguido de 5 cm de pedregulho fino e 5 cm de areia grossa. Essa espessura de 17,5 cm da camada suporte foi a mesma para os dois modelos de filtro (FLD-T e FLD-C).

Após demarcado, cerca de 4 L de pedregulho grosso foram inseridos de maneira homogênea ao longo de toda a área superficial do filtro. Com auxílio de um cabo de madeira, a

subcamada era nivelada conforme a marcação na trena, para que esta não interferisse na espessura da subcamada seguinte em nenhuma das regiões do filtro. A inserção do pedregulho fino foi semelhante ao procedimento adotado para o pedregulho grosso, no entanto para esta subcamada foram inseridos 2,7 L, devido ao tamanho de suas partículas.

Antes da introdução dos próximos materiais, foram inseridos volumes de água do poço da EESC-USP aos filtros. Esta etapa visou impedir a formação de bolsões de ar ao longo do meio filtrante e facilitar a estratificação dos materiais. Devido às diferenças estruturais, 14 L de água foram adicionados aos FLDs tradicionais e 9 L aos FLDs compactos.

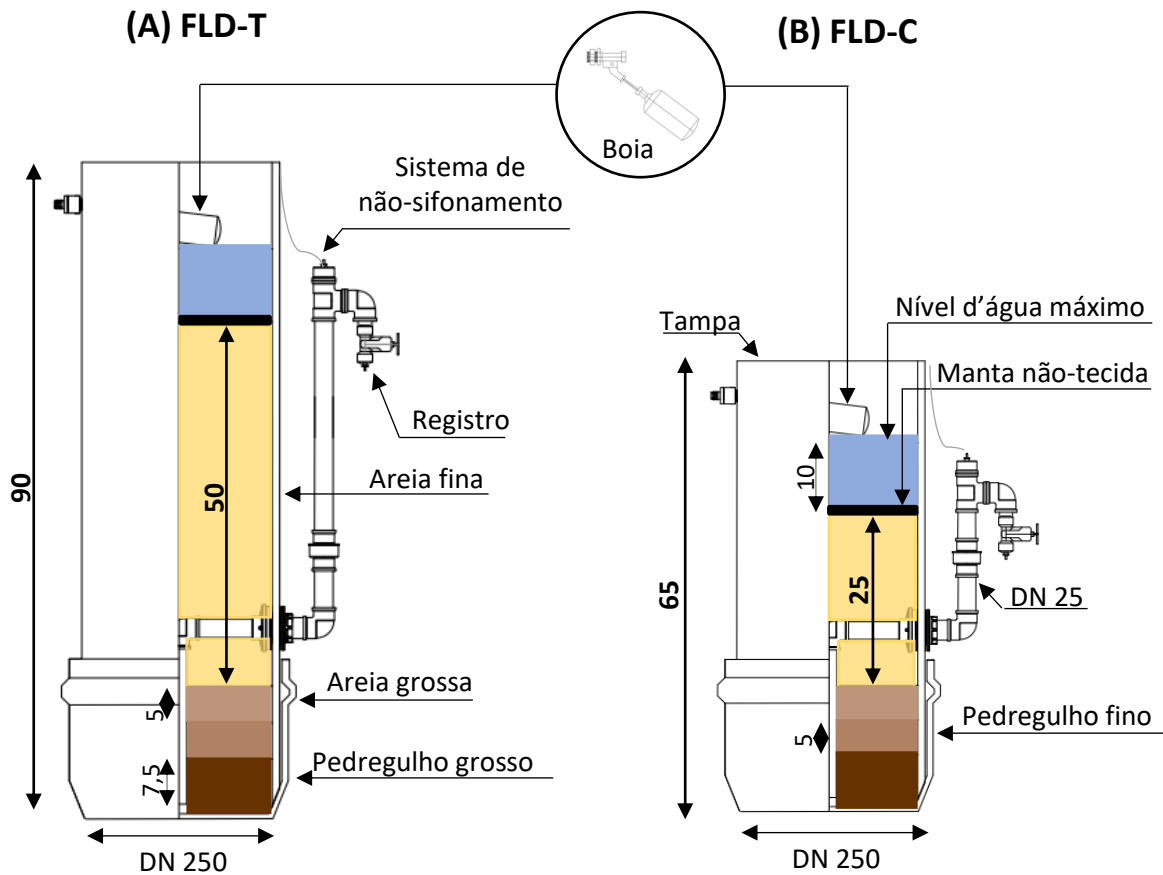
Um volume de 2,8 L de areia grossa foi então adicionado aos filtros respeitando a espessura de 5 cm demarcada na trena metálica. Em seguida, o meio filtrante de areia fina foi adicionado cuidadosamente no corpo dos filtros. Neste processo foram inseridos aproximadamente 27 L de areia fina ao FLD-T e 13,5 L ao FLD-C, resultando em leitos filtrante de 50 cm e 25 cm, respectivamente. Devido à baixa velocidade de sedimentação destas partículas finas, foram aguardadas duas horas para nivelção da camada filtrante a 5 cm abaixo da tubulação de saída.

Por fim, uma manta não tecida (tipo feltro) foi colocada no topo do meio filtrante. Devido a sua tendência à flutuação, a manta foi fixada no topo da camada com um anel de PVC com diâmetro ligeiramente inferior ao diâmetro interno do filtro. A manta foi cortada em formato circular com um diâmetro cerca de 2 cm maior que o do anel de PVC utilizado, para que, ao ser inserida no filtro, ficasse pressionada contra a parede da tubulação e não flutuasse.

Após dispor os materiais filtrantes, foi montado o sistema de controle para manutenção do nível d'água em 10 cm durante toda a operação. O sistema de controle consistia em uma boia de bebedouro, uma luva roscável e um adaptador de redução interno (Apêndice A). Depois de montados, os filtros foram alimentados continuamente com água do poço (EESC/USP) por uma semana para avaliação do funcionamento.

A Figura 5 apresenta as seções transversais dos dois modelos de filtro e suas diferenças de espessura de leito filtrante.

Figura 5 - Seção transversal dos dois modelos de filtro lento domiciliar (A) FLD-T: tradicional e (B) FLD-C: compacto



Fonte: a autora

4.2 OPERAÇÃO DO SISTEMA DOMICILIAR PARA TRATAMENTO DE ÁGUA DE MANANCIAL

A operação foi segmentada em quatro fases. A Fase 1 compreendeu ensaios preliminares de avaliação do funcionamento do sistema e ensaios hidrodinâmicos nos filtros lentos domiciliares (Seção 4.3), enquanto as Fases 2, 3 e 4 envolveram avaliações de diferentes configurações. Na Tabela 11 são apresentados os detalhes que abrangem cada uma das fases de operação.

O sistema domiciliar foi operado por 436 dias continuamente, incluindo finais de semana e feriados, entre os dias 16/maio de 2018 a 26/julho de 2019. Essa operação compreendeu períodos chuvosos em que a água do manancial era turva e períodos secos em que a água era mais límpida. Ressalta-se que o sistema não era reiniciado a cada fase de operação, apenas eram acrescentados o processo de pós-tratamento e novos parâmetros para as

análises. A inserção do pós-tratamento foi tardia pela necessidade de ensaios laboratoriais prévios para definição da dosagem ótima a ser aplicada. Após a compreensão do processo de pós-tratamento, amostras filtradas foram submetidas à ensaios de qualidade analítica com ColorSeed® (TCS Bioscience, Reino Unido) (Seção 4.4.4) para que (oo)cistos de protozoários fossem inseridos e avaliados no sistema. Aguardou-se a consolidação do sistema completo de tratamento e uma condição maturada dos filtros domiciliares para inserir protozoários, uma vez que suas análises são onerosas e requerem um longo tempo experimental.

Tabela 11 – Fases de operação desenvolvidas na tese

Fase	Procedimentos	Duração (dias)
1	Análise preliminar do funcionamento dos FLDs e ensaios hidrodinâmicos	-
2	Avaliação do desempenho do pré-tratamento ¹ e dos quatro FLDs em fluxo contínuo ^{1, 2 e 3}	306
3	Avaliação do desempenho do pré-tratamento ¹ , dos quatro FLDs em fluxo contínuo ^{1, 2 e 3} e do pós-tratamento ¹	24
4	Avaliação do desempenho do pré-tratamento ¹ , dos quatro FLDs em fluxo contínuo ^{1, 2, 3 e 4} e do pós-tratamento ^{1 e 4}	106
Total		436

¹ Redução de parâmetros físico-químicos e microbiológicos (coliformes totais e *E. coli*)

² Evolução de perda de carga e duração da carreira de filtração

³ Consumo de oxigênio dissolvido ao longo do leito filtrante

⁴ Redução de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp.

Fonte: a autora

A água afluenta ao sistema era proveniente do Rio Monjolinho, um dos pontos de captação da Estação de Tratamento de Água da cidade de São Carlos – SP. Inicialmente, as águas superficiais eram bombeadas (marca ALEAS® e modelo HM-5063) para um reservatório elevado de 500 L e mantidas por 24 h para sedimentação. Após esse período, a torneira instalada no reservatório era aberta e a água decantada passada por duas camadas de manta não-tecida tipo feltro (a mesma utilizada nos FLDs). O reservatório apoiado de 200 L armazenava a água pré-tratada, resultado da primeira etapa de tratamento doméstico da água de manancial. O volume remanescente no reservatório de 500 L era descartado e o reservatório novamente preenchido com nova água superficial para reinício do pré-tratamento.

Por uma bomba (marca ALEAS® e modelo HM-5063) instalada no interior do reservatório de 200 L, a água pré-tratada era encaminhada ao reservatório elevado de 310 L responsável pela alimentação dos quatro filtros lentos domiciliares. O reservatório possuía uma

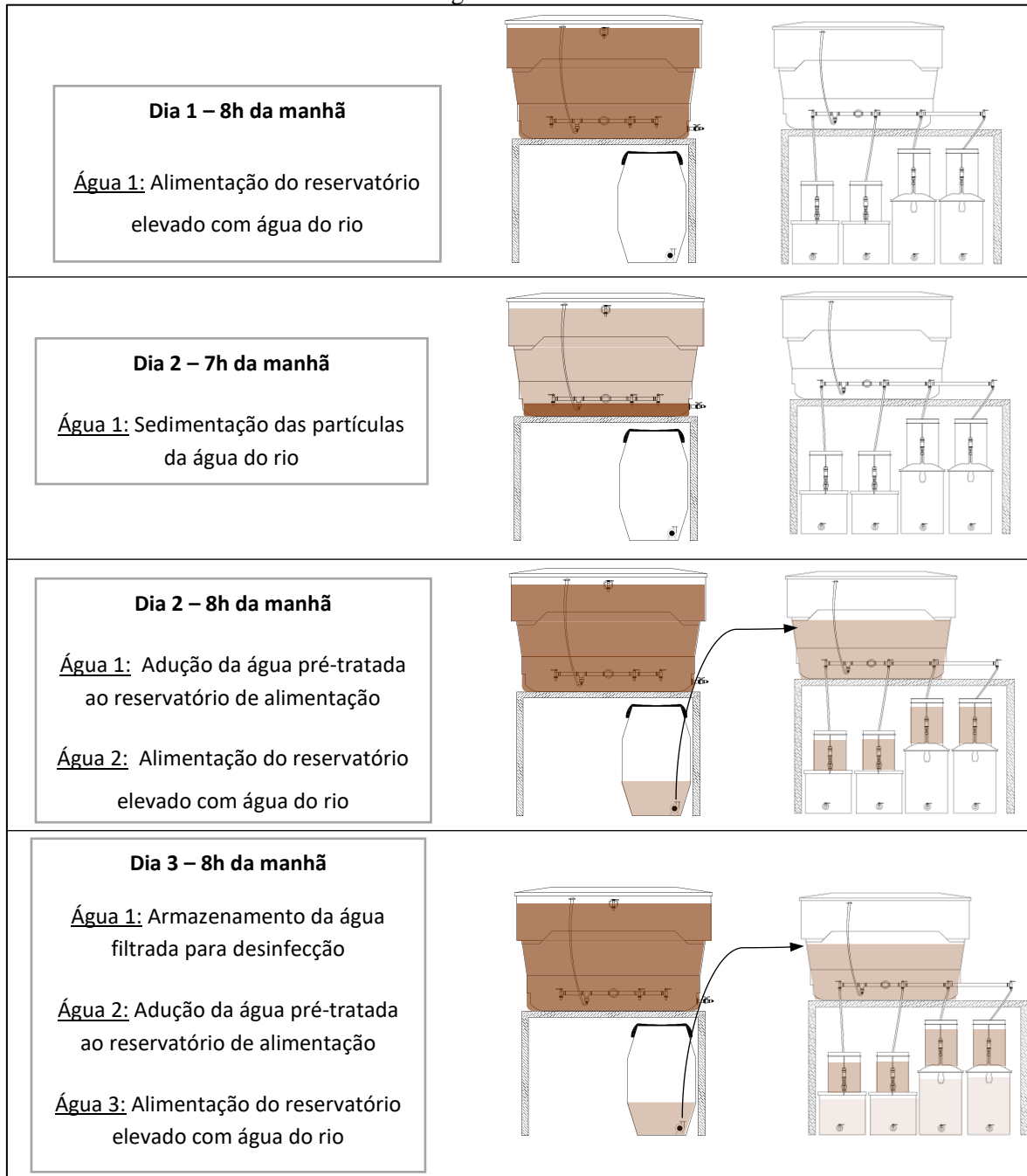
bomba que recirculava a água em seu interior, mantendo a homogeneidade da água de entrada aos filtros. Cada filtro era alimentado por uma torneira-boia controladora de nível máximo, instalada na lateral do corpo do filtro e conectada ao reservatório elevado por mangueira. A configuração permitia que os filtros fossem continuamente alimentados e mantivessem o nível d'água em 10 cm durante toda a operação. A taxa de filtração também foi mantida constante em $0,90 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ por ajustes diários em um registro de agulha na saída dos filtros. Esta taxa corresponde ao volume diário filtrado por cada FLD de 48 L d^{-1} , uma quantidade mínima aceitável para consumo e preparação de alimentos para 6 pessoas ($7,5 \text{ L hab}^{-1} \text{ d}^{-1}$) (HOWARD; BARTRAM, 2003). Ao identificar que o FLD não era capaz de manter essa produção diária, mesmo com o registro totalmente aberto, eram conduzidas atividades de manutenção (Seção 4.5). A água filtrada coletada após o tempo de residência extraído dos ensaios hidrodinâmicos (Seção 4.3) foi o resultado da segunda etapa de tratamento doméstico da água de manancial.

Com o objetivo de fornecer água potável segura, a terceira etapa do tratamento domiciliar foi a desinfecção por hipoclorito de sódio (NaOCl). A desinfecção foi realizada em reservatórios posicionados em frente de cada FLD (diferentes modelos de reservatórios foram utilizados para acomodação sob cada modelo de filtro), misturando um volume de hipoclorito de sódio comercial (10-12% - marca Neon) diluído a 2,5% em 48 L de água filtrada com uma colher por aproximadamente 1 min. A concentração de 2,5% de NaOCl seguiu as informações iguais às descritas no desinfetante fornecido pelo Ministério da Saúde. No entanto, a relação entre dose e tempo de contato foi definida em ensaios laboratoriais em Jarteste para cada modelo de filtro por meio de curvas de demanda, variando a concentração de cloro, visando uma concentração de cloro residual livre mínima de $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ (WHO, 1985). Após decorrido o tempo de contato de 30 min para desinfecção, as amostras eram avaliadas em função do cloro livre e cloro total e, em seguida, neutralizadas com metabissulfito de sódio ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$) a uma proporção de 3:1 de cloro livre.

Após o 330º dia, os FLDs foram sobrecarregados com cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. extraídos de suspensões purificadas (Waterborne® Inc), com certificado no Anexo 1 desta tese. Para minimizar a aderência de (oo)cistos às paredes de reservatórios e tubulações, optou-se por inocular diariamente alíquotas de $5 \mu\text{L}$ *Giardia* spp. e $15 \mu\text{L}$ de *Cryptosporidium* spp. com aproximadamente 10^3 cistos e 10^2 oocistos na zona estacionária de cada FLD. Essa sobrecarga visou a avaliação do desempenho do tratamento de água doméstico simulando fontes com risco de protozoário.

A Figura 6 exibe a representação esquemática temporal de operação do sistema domiciliar. Como descrito, o sistema produzia água tratada após três dias de operação, no entanto, a operação escalonada permitia que houvesse produção de água tratada todos os dias. Maiores detalhes a respeito da operação do sistema domiciliar são apresentados no Apêndice B.

Figura 6 – Representação esquemática temporal de operação do sistema domiciliar para tratamento de água de manancial



Fonte: a autora

4.3 ENSAIOS HIDRODINÂMICOS

Na Fase 1 da tese foram realizados ensaios hidrodinâmicos para caracterizar o escoamento da água ao percorrer os elementos que compõem os quatro filtros domiciliares. Estes ensaios permitiram obter parâmetros hidráulicos importantes para a operação dos FLDs, como o tempo de coleta das amostras filtradas pelo tempo de residência.

4.3.1 Coleta de dados

Os escoamentos dos quatro filtros lentos domiciliares em fluxo contínuo foram caracterizados, em triplicata, por ensaios estímulo-resposta com a injeção do traçador NaCl em forma de degrau. A solução traçadora foi preparada diretamente no reservatório de alimentação dos filtros a uma concentração de cloreto de sódio de 100 mg L^{-1} . Para que a concentração da solução se mantivesse constante ao longo de todo o ensaio hidrodinâmico, como determinado pela injeção degrau, utilizou-se uma bomba submersível (marca ALEAS® e modelo HM-5063) apenas com a função de homogeneização no interior do reservatório de alimentação.

Antes de iniciar o ensaio, uma sonda de condutividade era posicionada na saída dos filtros em um compartimento que mantinha constante o volume de medição (Figura 7). A sonda era conectada a um computador por meio de uma interface USB (*Go!Link*) com o software *Logger Lite* (Vernier Software & Technology, EUA), responsável por coletar medidas de condutividade em intervalos de tempo. Este software também era programado para converter medidas de condutividade em concentração de NaCl, a partir de uma calibração prévia em dois pontos conhecidos: água efluente dos FLDs ($\text{NaCl} = 0 \text{ mg L}^{-1}$) e solução traçadora preparada no reservatório ($\text{NaCl} = 100 \text{ mg L}^{-1}$).

Figura 7 – Compartimento para disposição da sonda de condutividade durante o ensaio hidrodinâmico



Após os ajustes preliminares, os ensaios hidrodinâmicos foram iniciados de forma idêntica à operação regular dos filtros (taxa de filtração constante de $0,90 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e nível d'água constante de 10 cm). No software *Logger Lite* foi acompanhada a construção da curva de concentração de saída do traçador (em mg L^{-1}) ao longo do tempo, também nomeada de curva C. O ensaio se encerrou quando a concentração de saída era constante e próxima a 100 mg L^{-1} .

4.3.2 Tratamento dos dados

Os dados hidrodinâmicos foram tratados no software Origin 8.6® seguindo os procedimentos indicados por Levenspiel (1999). Como exposto na Tabela 12, o tratamento dos dados incluiu a normalização da curva C, a diferenciação da curva F e a obtenção da curva DTR (distribuição do tempo de residência). Desta curva DTR foram obtidas duas importantes variáveis: o tempo médio de residência e a variância. O tempo médio de residência determinou o tempo em que as amostras seriam coletadas e a variância serviu como parâmetro de entrada à modelagem do escoamento.

Tabela 12 - Definição de variáveis para o ensaio hidrodinâmico.

Variável	Sigla	Definição
Normalização da curva C	$F(t)$	$\frac{C_i}{C_{máx}}$
Distribuição do tempo de residência (DTR)	$E(t)$	$\frac{dF(t)}{dt}$
Tempo médio de residência	$\bar{\theta}_h$	$\int_0^{\infty} t \cdot E(t) dt$
Tempo de residência adimensional	θ	$\frac{t}{\bar{\theta}_h}$
DTR em função do tempo de residência adimensional	E_{θ}	$\bar{\theta}_h \cdot E(t)$
Variância da curva DTR	σ^2	$\int_0^{\infty} (t - \bar{\theta}_h)^2 \cdot E(t) dt$
Variância adimensional na curva DTR	σ_{θ}^2	$\frac{\sigma^2}{(\bar{\theta}_h)^2}$

Nota: C é a concentração do traçador e t é o tempo. Fonte: Levenspiel (1999).

A partir da curva E_{θ} foi avaliada a proximidade do escoamento aos dois extremos de idealidade (pistonado e mistura completa) com base em três modelos teóricos uni-paramétricos: dispersão longitudinal de pequena intensidade, dispersão longitudinal de grande intensidade e

tanques de mistura completa em série (N-CSTR) (Tabela 13). A análise da correlação entre os modelos matemáticos e os dados experimentais foi verificada por correlação de Spearman, visto que todos os conjuntos de dados foram não lineares e com distribuição não normal.

Tabela 13 - Modelos hidrodinâmicos baseados em escoamentos ideais de mistura completa e pistonado

Modelo uni-paramétrico	Parâmetro	Equação
N-CSTR em série	$N = \frac{1}{\sigma_{\theta}^2}$	$E_{\theta} = \frac{N(N \cdot \theta)^{N-1}}{(N-1)!} \cdot e^{(-N\theta)}$
Dispersão longitudinal de pequena intensidade	$\frac{D}{uL} = \frac{\sigma_{\theta}^2}{2}$	$E_{\theta} = \frac{1}{2\sqrt{\pi\left(\frac{D}{uL}\right)}} e^{\left[-\frac{(1-\theta)^2}{4\left(\frac{D}{uL}\right)}\right]}$
Dispersão longitudinal de grande intensidade	$\sigma_{\theta}^2 = 2\left(\frac{D}{uL}\right) + 8\left(\frac{D}{uL}\right)^2$	$E_{\theta} = \frac{1}{2\sqrt{\pi\left(\frac{D}{uL}\right)}} e^{\left[-\frac{(1-\theta)^2}{4\theta\left(\frac{D}{uL}\right)}\right]}$

Nota: N é o número de reatores de mistura completa em série, $\frac{D}{uL}$ é o número de dispersão, σ_{θ}^2 é a variância adimensional na curva DTR, $\bar{\theta}_h$ é o tempo médio de residência, θ é o tempo de residência adimensional. Fonte: Levenspiel (1999).

Ademais, o formato da curva C permitiu apontar anomalias nos padrões de escoamento dos filtros, como zonas de recirculação e caminhos preferencias. Interpretações das curvas F também foram avaliadas pelo Índice de Dispersão de Morril (MDI), dado pela razão entre os tempos em que 90% e 10% do traçador deixavam o filtro (Equação 1). Valores de MDI próximos a 1 indicam regime de escoamento pistonado e valores próximos a 22 indicam regime de escoamento de mistura completa (TCHOBANOGLOUS; BURTON; STENSEL, 2003).

$$MDI = \frac{t(M_{90\%})}{t(M_{10\%})} \quad \text{Equação 1}$$

Em que: MDI é o Índice de Dispersão de Morril, $t(M_{90\%})$ e $t(M_{10\%})$ são os tempos em que 90% e 10% do traçador deixaram o filtro, respectivamente.

4.4 COLETA E ANÁLISE DAS AMOSTRAS

As amostras de água bruta, pré-tratada, filtrada e desinfetada das Fases 2, 3 e 4 foram coletadas em frascos plásticos e analisadas em função de diversos parâmetros de qualidade da

água. A coleta das amostras do manancial ocorria logo após sua captação, a das amostras pré-tratadas ocorria logo após a passagem pelas mantas, a das filtradas após os tempos de residência associados a cada modelo, obtidos em ensaios hidrodinâmicos, e das desinfetadas após a interrupção da reação de cloro com metabissulfito de sódio. Ressalta-se que as medições de cloro livre e total ocorriam antes da adição do metabissulfito. As coletas das amostras para análise de protozoários ocorriam de maneira específica e são detalhadas na Seção 4.4.4.

4.4.1 Análises físico-químicas e microbiológicas

As amostras de água do manancial, pré-tratada, filtrada e desinfetada foram analisadas rotineiramente, conforme Tabela 14, para a avaliação do desempenho do sistema de tratamento domiciliar. Para isso, foram utilizados os procedimentos fornecidos em APHA; AWWA; WEF (2012), com exceção de (oo)cistos de protozoários (FRANCO et al., 2016).

Tabela 14 - Análises físico-químicas e microbiológicas realizadas na pesquisa com método, equipamento e frequência de monitoramento.

Variável	Método e/ou equipamento	Frequência
Absorbância ($\lambda = 254$ nm)	Espectrofotômetro DR 5000	Semanal
Alcalinidade total e parcial	Método titulométrico 2320 B	Semanal
Carbono orgânico total	Método 5310	Semanal
Condutividade elétrica	Método 2510 B Condutivímetro Digimed DM-32	Semanal
Cor aparente	Colorímetro Digimed® DM-COR	Diária ¹
Cor verdadeira		Semanal
Cloro livre	Método 8021 HACH®	3 x semana
Cloro total		
Oxigênio dissolvido	Oxímetro Modelo DO 5519	Semanal
pH	Método potenciométrico. pHmetro Digimed® DM- 20	Semanal
Distribuição de partículas	Zetâmetro Malvern®	Mensal
Potencial zeta		
Temperatura	Termômetro de mercúrio	Diária ¹
Turbidez	Turbidímetro HACH® 2100 N	Diária ¹
Coliformes totais <i>Escherichia coli</i>	Método membrana filtrante com Chromocult® (9222)	2 x semana
Cistos de <i>Giardia</i> Oocistos de <i>Cryptosporidium</i>	Método de concentração por filtração em membranas com Tween aquecido	Pontual

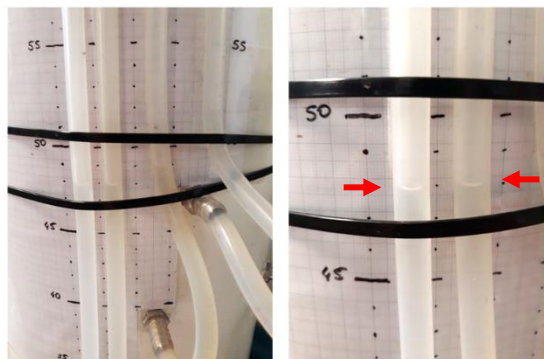
¹ Frequência diária não incluiu finais de semana e feriados. Fonte: a autora

Além das análises citadas, também foram avaliadas diariamente as vazões de saída dos filtros por medidas volumétricas e as temperaturas (ambiente e da zona estacionária dos filtros) por termômetros eletrônicos.

4.4.2 Análises de perda de carga

Os quatro filtros eram equipados com tomadas piezométricas (Figura 4) para leitura diária da perda de carga e investigação das regiões com maior retenção de impurezas. Para aferir a linha de energia correspondente a cada tomada piezométrica, foram dispostas marcações de medidas em papel milimetrado plastificado em torno da estrutura dos filtros (Figura 8).

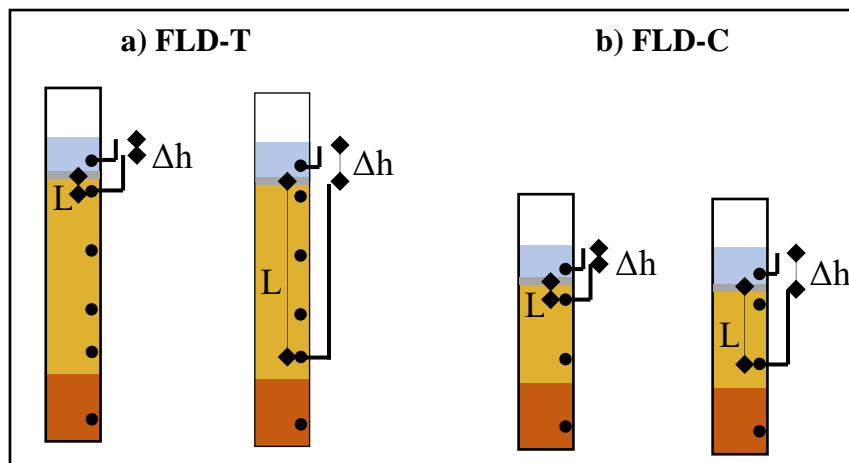
Figura 8 – Medidas piezométricas com o uso de papel milimetrado



Fonte: a autora

A razão entre a diferença de duas linhas de energia (Δh) e a espessura de leito filtrante correspondente (L) forneceu as medidas de perda de carga diária ($\Delta h L^{-1}$). A Figura 9 apresenta como eram extraídas cada uma das variáveis nos filtros FLD-T e FLD-C. Para fins comparativos, as tomadas piezométricas foram posicionadas em alturas semelhantes nos quatro filtros. As medidas de perda de carga foram avaliadas ao longo do tempo e entre os modelos de filtros, para avaliação do avanço da retenção de impurezas.

Figura 9 – Representação esquemática para aferição de perda de carga nos (a) filtros tradicionais: FLD-T e (b) filtros compactos: FLD-C

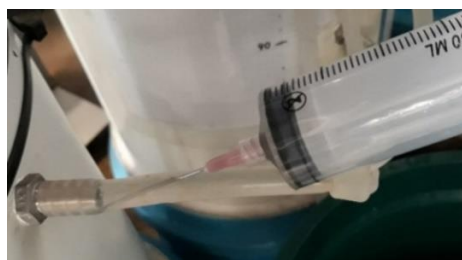


Fonte: a autora

4.4.3 Análises de oxigênio dissolvido

Os pontos de coleta para análise de oxigênio dissolvido localizavam-se em alturas idênticas às das tomadas piezométricas, porém a direita do tubo de saída (Figura 4). A coleta das amostras foi realizada por meio de seringas. Esta forma de coleta foi selecionada ao considerar o trabalho de Maciel (2018), que constatou a dificuldade em coletar amostras em superfície livre na tomada d'água nos primeiros centímetros de leito devido ao acúmulo de impurezas.

Figura 10 – Coleta de amostra por uma seringa para análise de oxigênio dissolvido



Fonte: a autora

O líquido retido na mangueira de silicone era descartado para coletar-se, em seguida, uma amostra nova de 30 mL. Tomava-se o cuidado para que na retirada da amostra não fosse introduzido oxigênio na seringa e, conseqüentemente, perturbasse o conteúdo coletado. A

agulha acoplada a seringa era então posicionada no fundo de um frasco e seu conteúdo lentamente transferido. As análises de oxigênio dissolvido foram feitas por um oxímetro em uma frequência de monitoramento semanal. Com os resultados, foram construídos perfis de consumo de oxigênio dissolvido ao longo do leito dos dois modelos de filtro. Nos perfis foram avaliados os decaimentos temporal e espacial, destacando fases com maior consumo e, conseqüentemente, maior atividade microbológica.

4.4.4 Análises de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp.

Antes de inocular (oo)cistos de protozoários no 330° dia de operação do sistema domiciliar de tratamento, amostras de água filtrada foram submetidas a um ensaio de qualidade analítica para verificar se a qualidade destas amostras influenciaria na recuperação dos protozoários. Para isso, optou-se por suspensões comerciais ColorSeed™ (TCS Bioscience), as quais apresentavam valores médios de 100 cistos de *Giardia* spp. e 100 oocistos de *Cryptosporidium* spp. (Anexo 1).

O ensaio de qualidade foi iniciado pela inoculação dos protozoários em quatro amostras de 1 L de água filtrada cada, conforme as instruções fornecidas pelo fabricante. Uma quinta amostra de 1 L foi inserida no ensaio para servir como controle. Em seguida, as cinco amostras foram concentradas por filtração com membranas de ésteres mistos de celulose (Ø 47 mm e porosidade nominal de 3 µm, Millipore®), de acordo com os procedimentos de Franco et al. (2016). A detecção de protozoários foi realizada pelo teste de imunofluorescência (IFA) usando o kit Merifluor® (Meridian Bioscience Diagnostics) e confirmada pelo corante cromogênico DAPI (4',6'-diamidino-2-phenylindol), seguindo os protocolos dos fabricantes e o Método 1623.1 (USEPA, 2012). As amostras foram examinadas usando um microscópio de epifluorescência (Olympus® BX51). Nesta etapa, foram considerados apenas organismos compatíveis com as definições da USEPA (2012) em termos de tamanho, morfologia, forma e fluorescência. Por fim, o número de organismos após o ensaio foi contabilizado e a recuperação calculada (Equação 2). Detalhes sobre os procedimentos de inoculação, concentração, detecção e contagem desenvolvidos no ensaio de qualidade analítica estão no Apêndice C.

$$R = \left(\frac{\sum_{i=1}^{i=n} P \times F}{NP} \right) \times 100\%$$

Equação 2

Em que:

R = recuperação do método em porcentagem;

P = número de (oo)cistos identificados em cada poço de microscopia contendo alíquotas do sedimento;

NP = número médio de protozoários inoculados nas águas filtradas; e

F = fator de correção calculado pela razão entre o volume da amostra concentrada e a alíquota em estudo.

Para ser considerado analiticamente adequado, o protocolo descrito deve atender aos critérios de recuperação e coeficiente de variação (desvio padrão relativo à média em porcentagem) fornecidos pelo Método 1623.1 (USEPA, 2012). A média de recuperação deve estar entre 8 e 100% para cistos de *Giardia* spp. e 32 e 100% para oocistos de *Cryptosporidium* spp. Já o coeficiente de variação deve ser menor que 97% para *Giardia* spp. e menor que 46% para *Cryptosporidium* spp. Após a constatação de regularidade do método analítico, os (oo)cistos foram inoculados no sistema de tratamento domiciliar (Seção 4.2).

Amostras de água filtrada e água tratada foram então avaliadas em relação a cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. em seis ocasiões: 344º, 365º, 379º, 388º, 423º e 431º dia de operação. Nestes dias, a produção diária dos FLDs foi fracionada em duas amostras de 24 L, das quais apenas uma foi desinfetada por hipoclorito de sódio, respeitando a relação dosagem e tempo de contato. Os resultados foram utilizados para avaliar o desempenho do filtro individualmente, assim com a sua combinação com a desinfecção. Em seguida, as amostras foram armazenadas em frascos plásticos de 5 L previamente umedecidos com solução eluidora de Tween® 80 a 0,1%, para evitar a perda de (oo)cistos por adesão às paredes dos frascos.

Os procedimentos de concentração, detecção e contagem descritos para o ensaio de qualidade foram os mesmos aplicados às amostras filtradas e desinfetadas. No entanto, para estas amostras foi modificada a inoculação e inserido o método de quantificação de viabilidade (Apêndice C).

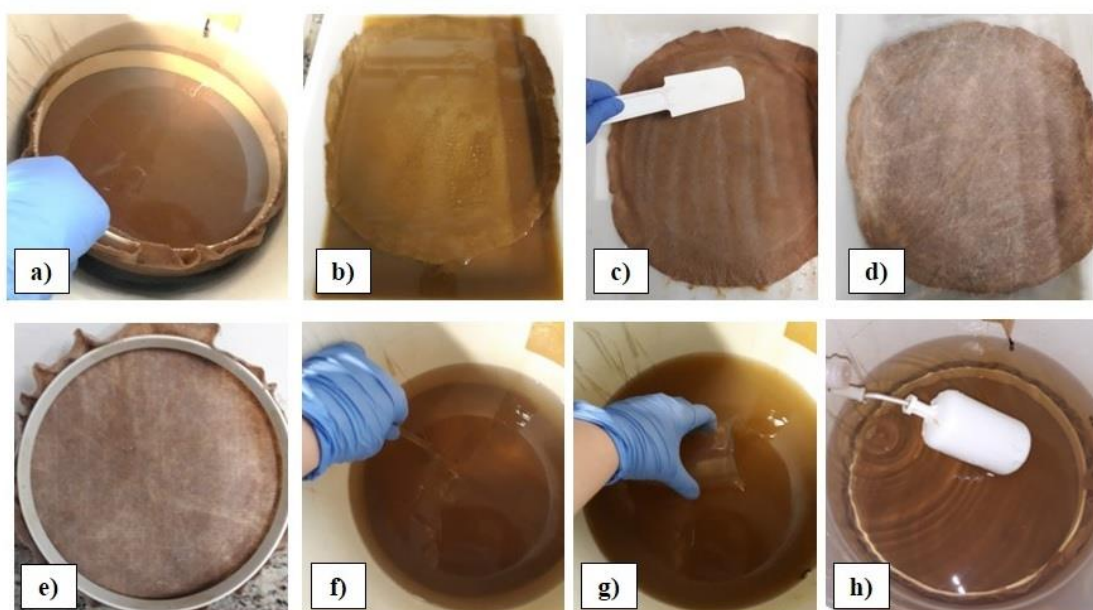
O inóculo por cepas comerciais utilizado (Waterborne® Inc) apresenta um número de organismos variável, o que demandou uma contagem regular de seus valores. Os valores médios de contagem dos organismos no inóculo foram importantes por serem considerados parâmetros de entrada do sistema. Como mencionado na Seção 4.2, cerca de 10^3 cistos e 10^2 oocistos eram inoculados diariamente na zona estacionária dos FLDs.

A etapa que quantifica a viabilidade dos (oo)cistos foi inserida no protocolo para avaliar a interferência do desinfetante sobre os organismos. Nesta etapa, optou-se pela penetração do corante vital iodeto de propídio (IP), como proposto no método de Boni (2016). Apesar da medida com IP avaliar somente a danificação na permeabilidade da parede celular dos protozoários, Boni (2016) e Silva e Sabogal-Paz (2020) observaram vantagens particulares deste em relação aos corantes azul de tripano e *Live/Dead Cell Assay*®, respectivamente.

4.5 MANUTENÇÃO DOS FILTROS E AVALIAÇÃO DO SCHMUTZDECKE

Manutenções foram conduzidas quando os FLDs não eram capazes de manter a produção de 48 L d^{-1} ($33,3 \text{ mL min}^{-1}$), mesmo com o registro agulha de saída totalmente aberto. Para retomar a capacidade de produção, foram desempenhados os procedimentos de limpeza ilustrados na Figura 11.

Figura 11 – Etapas de limpeza dos filtros lentos domiciliares



Fonte: a autora. Notas: a) remoção da manta; b), c), d) e e) limpeza e raspagem da manta não-tecida; f) e g) descompactação e limpeza do topo do leito filtrante; h) sistema após a manutenção

Inicialmente, os registros de entrada e de saída eram fechados e a manta não-tecida removida cuidadosamente, evitando que materiais retidos na mesma não se desprendessem (Figura 11a). Em seguida, a manta era raspada com uma espátula e lavada com água deionizada até a eliminação das impurezas que a deixavam escura (Figura 11 b, c, d, e). Ainda sem retirar

a água da zona estacionária, a camada superior da areia era descompactada seguindo as recomendações de CAWST (2012). Para a descompactação, utilizou-se um bastão de vidro para revolver apenas 1 cm do topo da areia (Figura 11 f). Após a agitação, aguardou-se cerca de 30 s para que a areia retornasse ao leito e a água da zona estacionária pudesse ser retirada (Figura 11 g). O procedimento de agitação do topo da areia foi repetido até que a água estacionária estivesse visualmente limpa. Por fim, a manta limpa era reposicionada no topo da camada de areia, a vazão reajustada e uma nova carreira de filtração iniciada (Figura 11 h).

As amostras de *schmutzdecke* coletadas nas mantas e nos primeiros milímetros da areia foram avaliadas no final da operação dos FLDs. O material raspado na manutenção final foi quantificado, em triplicata, por sólidos suspensos voláteis (APHA; AWWA; WEF, 2012) para estimativa da biomassa e concentrado por tripla centrifugação (1000xG) para visualização dos microrganismos. Cada centrifugação durou 1 minuto e entre cada processo ocorreu o descarte do sobrenadante e a adição de água destilada para limpeza e concentração do material. Gotas das amostras concentradas foram analisadas por microscopia de campo claro em um microscópio (Olympus® BX51). Diversas imagens ampliadas em 10x a 800x foram obtidas para identificação dos microrganismos atuantes em cada uma das amostras. Essa etapa contou com a colaboração da bióloga e pós-doutoranda Dr^a Natália de Melo Nasser Fava. A identificação e a predominância dos principais microrganismos foram ponderadas em função do tipo de amostra e do modelo de filtro.

As mantas não-tecidas também foram analisadas em função de fotomicrografias de Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) antes e após a operação dos filtros. Para visualizar como as partículas e os microrganismos foram aderidos às fibras das mantas, antes dos procedimentos de raspagem e limpeza, foram recortadas amostras de 3 cm de diâmetro das mantas. Além de preservadas, as amostras também foram secadas a temperatura ambiente para evitar intempéries causadas pela umidade (SABOGAL-PAZ et al., 2020). As fotomicrografias foram capturadas pelo microscópio eletrônico de varredura (Zeiss® LEO 440) da Central de Análises Químicas Instrumentais do Instituto de Química de São Carlos (CAQI/IQSC/USP).

4.6 ANÁLISES DE RISCO

A qualidade das águas tratadas pelo sistema domiciliar (*i.e.*, pré-tratamento, FLD tradicional ou compacto e pós-tratamento) foi avaliada por análises de risco, seguindo a metodologia proposta por WHO e UNICEF (2012). Na análise foram quantificados os riscos

dos seguintes microrganismos nas águas tratadas: coliformes totais, *E. coli*, cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp.

Como exposto na Tabela 15, a análise de risco incluiu dados sobre a qualidade microbiológica das águas tratadas, o consumo humano médio, a dose-resposta e o risco de diarreia devido a infecção do microrganismo. Esses dados de entrada foram coletados na literatura particular de cada patógeno ou extraídos no próprio tratamento domiciliar. A partir dos dados de entrada, foram obtidas as duas variáveis de interesse: riscos de infecção e riscos de diarreia causados por cada microrganismo.

Tabela 15 – Definição das variáveis para a análise de risco

Variáveis	Sigla	Definição
Qualidade da água tratada (Org L ⁻¹)	Q	Dado obtido após o tratamento
Consumo (L d ⁻¹)	C	Razzolini et al. (2016)
Exposição (Org ingeridos d ⁻¹)	E	$E = Q.C$
Dose-resposta (Prob de infecção org ⁻¹)	D	Haas et al. (1996, 2000) e Rose, Haas e Regli (1991)
Risco de infecção (ano ⁻¹)	R _i	$R_i = E.D.365$
Risco de diarreia devido a infecção	R _{di}	Havelaar e Melse (2003)
Risco de diarreia (ano ⁻¹)	R _d	$R_d = R_i.R_{di}$

Fonte: a autora, adaptado de WHO e UNICEF (2012)

Assim como no trabalho de Sato et al. (2013), a análise de risco considerou apenas o consumo direto da água, excluindo o consumo indireto durante o preparo de alimentos. O consumo direto da população brasileira na região sudeste foi estimado por Razzolini et al. (2016) considerando as diferenças de consumo por peso e idade. Apenas a categorização de consumo por faixa etária foi incluída na tese para elucidar o impacto da tecnologia de tratamento sob diferentes populações (*i.e.*, $0,44 \pm 0,92$ L d⁻¹ para crianças e $1,50 \pm 0,80$ L d⁻¹ para adultos). Nesse caso, o grupo de crianças (< 5 anos) representou a população sensível a infecções diarreicas, enquanto o grupo de adultos (> 21 anos) representou a população em geral. Tal análise permitiu comparar os riscos da água tratada pelo sistema domiciliar nas duas faixas etárias, ponderando também informações a respeito de cada um dos patógenos.

4.7 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Os testes estatísticos, incluindo testes de hipótese e análises bivariadas, foram conduzidos com o apoio do software gratuito PAST 3.25 (*PA*laeontological *S*Tatistics), desenvolvido por Hammer et al. (2001).

4.7.1 Testes de hipótese

Os testes de hipótese compararam conjuntos de dados em pares para determinar se houve diferença significativa entre eles (*e.g.*, comparação da eficiência de redução de turbidez entre FLD-T e FLD-C). Inicialmente, os conjuntos de dados obtidos foram avaliados quanto a sua normalidade pelo teste de Shapiro-Wilk. Em seguida, os dados foram analisados quanto a sua dependência (*i.e.*, pareados ou não pareados).

Os conjuntos com distribuição normal (teste de Shapiro-Wilk $p > 0,05$) independentes foram comparados pelo teste paramétrico de t-Student (nível de confiança de 95%) e os normais dependentes pelo teste paramétrico de t-Student pareado (nível de confiança de 95%). Já os conjuntos com distribuição não-normal (teste de Shapiro-Wilk $p < 0,05$) independentes foram comparados pelo teste não-paramétrico de Mann-Whitney U (nível de confiança de 95%) e os não-normais dependentes pelo teste não-paramétrico de Wilcoxon (nível de confiança de 95%). Para todos os testes foi considerada significativa a diferença entre as médias (testes paramétricos) e entre as medianas (testes não-paramétricos) quando o p-valor apresentado era menor que 0,05.

4.7.2 Análises bivariadas

As análises bivariadas investigaram a correlação entre as medidas de desempenho das etapas de tratamento (*e.g.*, pré-tratamento, FLD-T e FLD-C) e suas variáveis auxiliares, avaliando se havia uma relação de causa e efeito entre elas. As medidas de desempenho incluíram as eficiências de redução de turbidez, coliformes totais e *E. coli*. Enquanto as variáveis auxiliares incluíram tempo de operação, tempo após a última limpeza (manutenção) e parâmetros de entrada como turbidez, coliformes totais e *E. coli* da água afluente. A correlação de Spearman foi aplicada para análises bivariadas, visto que todos os conjuntos de dados apresentavam distribuição não normal. Uma correlação significativa foi definida como aquele

cujo ambos $p < 0,05$ (intervalo de confiança de 95%) e $|r_s| > r_s$ crítico. Ressalta-se que o valor de r_s crítico é tabelado e depende do número de associações (n) e do intervalo de confiança (LARSON; FARBER, 2012).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A organização deste capítulo foi guiada de acordo com os objetivos específicos da tese. A Figura 12 ilustra a relação entre as seções deste capítulo e os respectivos objetivos contemplados.

Figura 12 – Relação entre as seções apresentadas em resultados e discussão e os objetivos específicos



Fonte: a autora

5.1 CONSTRUÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DOMICILIAR

5.1.1 Caracterização granulométrica dos materiais filtrantes

Antes da caracterização granulométrica foram contabilizados os volumes de água utilizados para a lavagem de cinco materiais filtrantes analisados como potenciais leitos filtrantes: duas variações de areias finas, uma de areia média e duas de areias grossas (denominadas assim pelo estabelecimento de compra). O consumo de água para a lavagem dos materiais variou entre 19,5 L e 52,0 L por kg de material (Tabela 16). Demonstrando que, apesar da facilidade de aquisição da areia de construção civil, usá-la como leito filtrante pode ser inconveniente quando considerado o elevado volume de água consumido para sua limpeza, principalmente em comunidades-alvo com escassez de recursos hídricos.

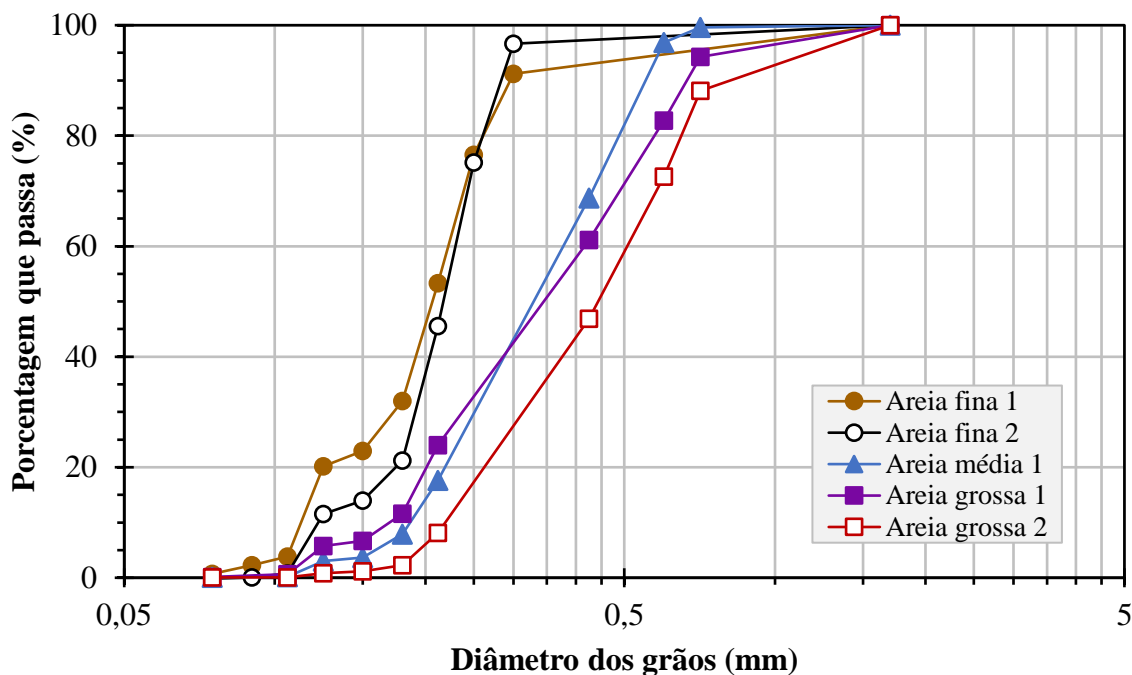
Tabela 16 – Consumo de água para lavagem dos materiais filtrantes

Material	Consumo de água (L kg ⁻¹ de material)	Turbidez da água de lavagem (NTU)	
		Inicial	Final
Areia fina	52,0	274	7,41
	52,0	279	5,45
Areia média	19,5	158	9,80
Areia grossa	32,5	518	6,83
	39,0	129	3,14

Fonte: a autora

Após as etapas prévias de limpeza, secagem e peneiramento, os cinco materiais filtrantes foram submetidos a ensaios de distribuição granulométrica. As curvas granulométricas (Figura 13) forneceram informações sobre o tamanho efetivo dos grãos (D_{10}), o coeficiente de uniformidade (CU) e a porcentagem de finos (grãos que passaram da peneira de #150) de cada um dos materiais, as quais estão expostas na Tabela 17.

Figura 13 - Curvas granulométricas dos materiais filtrantes originados de construção civil.



Fonte: a autora

Tabela 17 – Coeficientes granulométricos dos materiais filtrantes e valores recomendados pelo CAWST (2009)

Material	Tipo	Tamanho efetivo dos grãos – D_{10} (mm)	Coefficiente de uniformidade - CU	Porcentagem de finos* (%)
Areia fina	1	0,11	1,97	3,8
	2	0,12	1,88	0,8
Areia média		0,17	2,27	0,2
Areia grossa	1	0,17	2,46	0,6
	2	0,22	2,31	0,1
Valores recomendados pelo CAWST (2009)		0,15 – 0,20	1,5 – 2,5	< 4

Fonte: a autora. Nota: *% que passa pela peneira de #150

Entre os cinco materiais filtrantes avaliados, dois (*i.e.*, areia média e areia grossa 1) foram compatíveis com as recomendações do CAWST (2009) para leitos de FLDs. No entanto, a areia grossa 1 apresentou valores de coeficientes granulométricos mais próximos aos limites máximos recomendados que os da areia média. Para estabelecer a escolha da areia média como leito filtrante, também foi examinada a porcentagem de grãos menores que 1,0 mm de ambas

as areias (Tabela 18), a qual é outro fator de importância na filtração lenta (DI BERNARDO; SABOGAL-PAZ, 2008). A areia média apresentou 99,6% dos grãos < 1,0 mm, enquanto que a areia grossa 1 apresentou 98,3%. Por apresentar uma maior porcentagem, optou-se pela areia média como leito filtrante, enquanto a areia grossa 1 foi aproveitada como primeira subcamada da camada suporte.

Tabela 18 - Distribuição das partículas para avaliação do tamanho máximo dos grãos.

# ASTM	Abertura da peneira (mm)	Porcentagem que passa pela peneira (%)	
		Areia média 1	Areia grossa 1
12	1,7	99,8	99,4
14	1,4	99,7	99,1
16	1,2	99,7	99,1
18	1,0	99,6	98,3
20	0,9	99,6	97,2
25	0,7	98,3	89,6

Fonte: a autora

Apesar de ser classificada como “areia média” pelo estabelecimento fornecedor, após o processo de preparo (*i.e.*, lavagem, secagem e peneiramento), constatou-se que seu material granular apresentava granulometria fina. Em consequência disto, optou-se por renomear esse material. Assim, quando referenciada nos leitos filtrantes, a “areia média” passa a ser referida como “areia fina”, enquanto a “areia grossa 1” é simplesmente referenciada como “areia grossa”.

5.1.2 Determinação dos índices físicos dos materiais filtrantes

As areias com granulometria fina e grossa, assim como os pedregulhos fino e grosso (outros dois componentes das subcamadas da camada suporte), foram caracterizados quanto à massa específica, ao índice de vazios, à porosidade e à solubilidade em ácido (Tabela 19).

Tabela 19 - Índices físicos dos materiais filtrantes usados nos filtros lentos domiciliares.

Camada	Material	γ_s (g cm ⁻³)	e		ε		sol (%)
			min	máx	min	máx	
Leito filtrante	Areia fina	2,67	0,50	0,70	0,33	0,41	0,17
Camada suporte	Areia grossa	2,64	0,74	0,91	0,43	0,48	0,20
	Pedregulho fino	2,69	0,77	0,82	0,43	0,45	0,03
	Pedregulho grosso	2,64	0,69	0,73	0,41	0,42	0,00

Fonte: a autora. Notas: γ_s - massa específica, e - índice de vazios, ε - porosidade, sol - solubilidade em ácido

Os valores de massa específica dos quatro materiais granulares estão compreendidos no intervalo de 2,6 a 3,0 g cm⁻³, valores correspondentes a materiais originados do granito, uma rocha composta principalmente de sílica (ENGELHARDT, 2012). Como consequência, a areia fina do leito filtrante apresenta massa específica equivalente à de areias silicadas (2,65 a 2,70 g cm⁻³) (ENGELHARDT, 2012). Os valores de massa específica dos materiais serviram como variáveis de entrada para os cálculos de índices de vazios e valores de porosidade.

Os valores de porosidade determinaram os volumes de água presentes nos materiais granulares. Em particular, a porosidade média do leito filtrante foi de 37% (*i.e.*, máximo de 33% e mínimo de 41%), valor inferior aos reportados pela literatura de FLDs (ELLIOTT et al., 2006, 2008; JENKINS; TIWARI; DARBY, 2011; OUTHWAITE; CAMPOS, 2010; TERIN; SABOGAL-PAZ, 2018; TUNDIA; AHAMMED; GEORGE, 2016; YILDIZ, 2016). O FLD desenvolvido por Tundia, Ahammed e George (2016) foi o que mais se assemelhou ao desta tese, pois utilizou um leito filtrante de areia fina com porosidade de 39%.

A solubilidade dos materiais granulares em ácido determina a capacidade de solubilidade dos materiais quando submetidos a condições adversas. As solubilidades observadas mantiveram-se abaixo dos limites estabelecidos pela NBR 11799 (ABNT, 2016a), ou seja, 10% para materiais com diâmetro superior a 9,5 mm (*i.e.*, pedregulho grosso) e 5% para materiais inferiores a 9,5 mm (*i.e.*, areia fina, areia grossa e pedregulho fino).

De modo geral, os resultados granulométricos e as características físicas discutidas demonstraram a viabilidade de utilização de materiais granulares de construção civil na composição do leito filtrante e da camada suporte de filtros domiciliares, o que os tornam alternativas acessíveis para comunidades com escassez de recurso.

5.1.3 Distribuição do volume de vazios

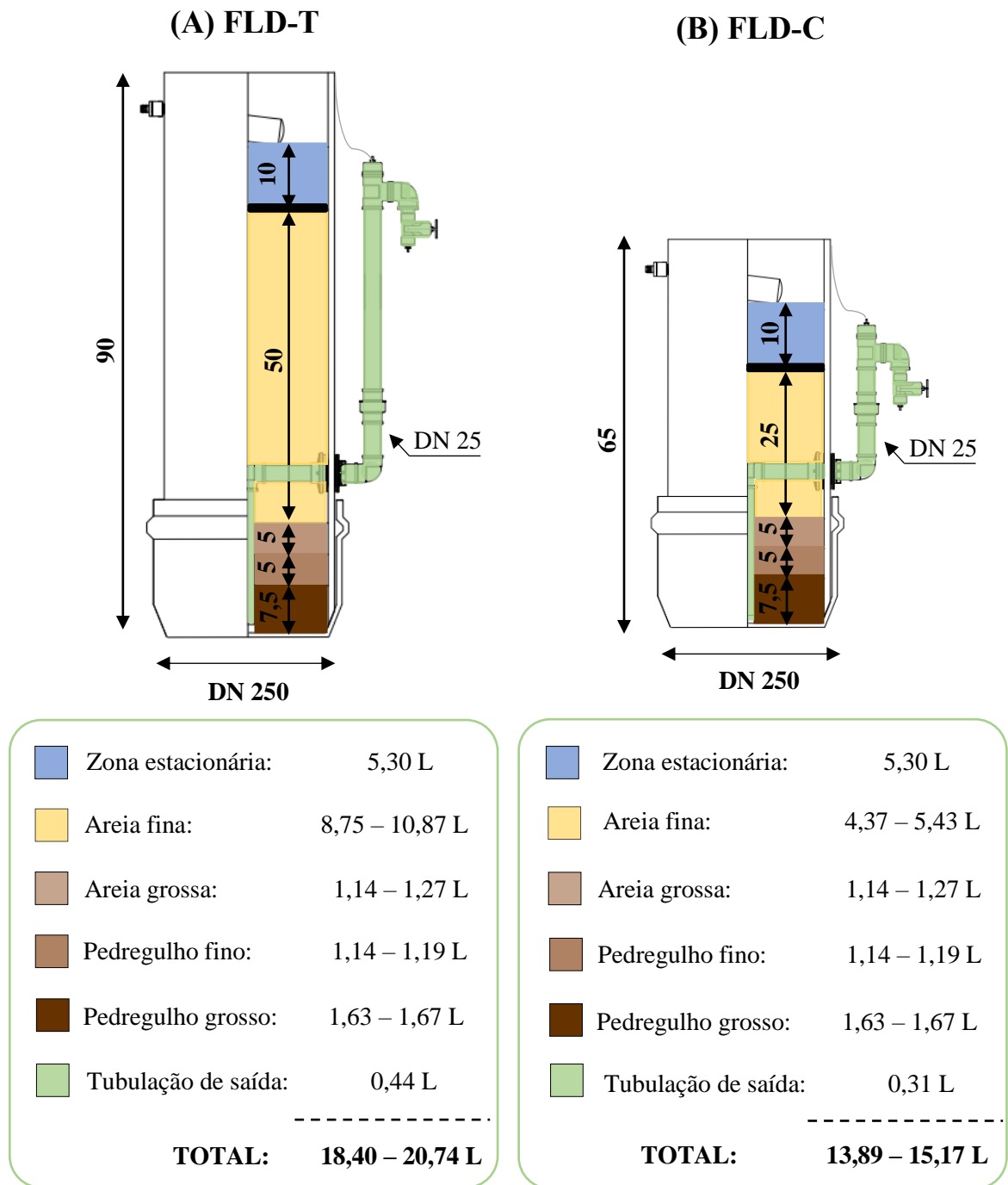
Os volumes de vazios (*i.e.*, volumes de água presentes nos materiais granulares) foram determinados pela relação entre o volume ocupado por cada material e sua porosidade (Tabela 19), enquanto que os volumes de vazios na zona estacionária e na tubulação de saída foram simplesmente equivalentes à geometria de cada um dos componentes (*i.e.*, porosidade = 1,0). Com base nesses cálculos, foi determinado o volume de água relativo a cada um dos compartimentos do FLD-T e do FLD-C considerando, quando aplicável, a porosidade mínima e a porosidade máxima.

A Figura 14 apresenta os volumes de água determinados em cada um dos compartimentos dos filtros, assim como os volumes totais das unidades. O FLD-T é preenchido com 18,40 L a 20,74 L de água (valor médio de 19,57 L) e o FLD-C com 13,89 L a 15,17 L (valor médio de 14,53 L). A diferença de volume entre os dois refere-se à capacidade de armazenamento no leito filtrante e na tubulação de saída, ambas relacionadas à diminuição do tamanho da unidade de tratamento.

Estudos como os do CAWST (2012) e de Jenkins, Tiwari e Darby (2011) utilizaram FLDs com capacidade semelhante aos desta tese (12,00 L e 19,50 L, respectivamente), porém, com diferentes valores de área superficial, de espessura das camadas e de porosidade dos materiais granulares. O FLD do CAWST (2012), apesar de ter capacidade semelhante à do FLD-C, possui espessura de leito filtrante de 53,4 cm, valor similar ao do FLD-T, demonstrando que mudanças na geometria e na porosidade influenciam a capacidade da unidade e, conseqüentemente, a disponibilidade de água filtrada aos usuários.

A determinação do volume da unidade também é particularmente importante em FLDs operados em regime contínuo, pois auxilia na avaliação hidrodinâmica da unidade e na determinação do tempo de residência (*i.e.*, tempo de coleta das amostras para análise da eficiência dos FLDs).

Figura 14 - Distribuição dos volumes de vazios no interior dos filtros lentos domiciliares baseado nos valores de porosidade mínima e máxima



Fonte: a autora

5.1.4 Observações da experiência de construção do sistema de tratamento domiciliar

A construção estrutural do sistema de tratamento domiciliar (*i.e.*, sistema de pré-tratamento, sistema de alimentação contínua, quatro filtros domiciliares e quatro sistemas de

pós-tratamento) foi considerada simples e demandou três dias de trabalho de três pessoas. A simplicidade foi vinculada à facilidade de aquisição dos materiais na região de São Carlos/SP, enquanto o curto tempo de execução foi atrelado à experiência de mão de obra dos construtores em manusear materiais e equipamentos para serviços hidráulico-sanitários (*e.g.*, furadeira com broca chata, serra circular, entre outros).

Por apresentar especificidades incomuns às encontradas em lojas de construção civil, o CAP Defofo DN 250, disposto na porção inferior da estrutura dos FLDs, foi o material de maior dificuldade de aquisição entre os utilizados na construção. Além disso, os dois itens de material Defofo (*i.e.*, o tubo DN 250 e o CAP DN 250) – componentes da estrutura dos FLDs – apresentaram uma maior complexidade de manuseio aos construtores, pois ambos são estruturas rígidas com paredes espessas (11 cm). O revestimento de fibra de vidro do CAP também demanda o cuidado do usuário, principalmente em situações de contato das mãos às fibras do CAP.

O preparo dos materiais granulares, incluindo a lavagem, a secagem e o peneiramento, é uma etapa da construção do sistema que demanda um tempo considerável e um esforço braçal dos construtores. Para o preenchimento de um filtro domiciliar, foram utilizados de 17,5 a 35 kg de areia fina (valor dependente do modelo e da espessura do leito), 25 kg de areia grossa, 11 kg de pedregulho fino e 4 kg de pedregulho. A areia grossa e o pedregulho fino foram os dois materiais com menor aproveitamento após o preparo (11,1% e 24,6%, respectivamente), pois possuíam um baixo índice de grãos nas granulometrias desejadas.

O preparo dos materiais para um filtro domiciliar exigiu, no mínimo, treze horas de trabalho de duas pessoas, sendo quatro horas para a lavagem, seis horas para a secagem (considerando um dia ensolarado) e três horas para o peneiramento. Em dias nublados e chuvosos, o preparo dos materiais granulares demandou até três dias de trabalho.

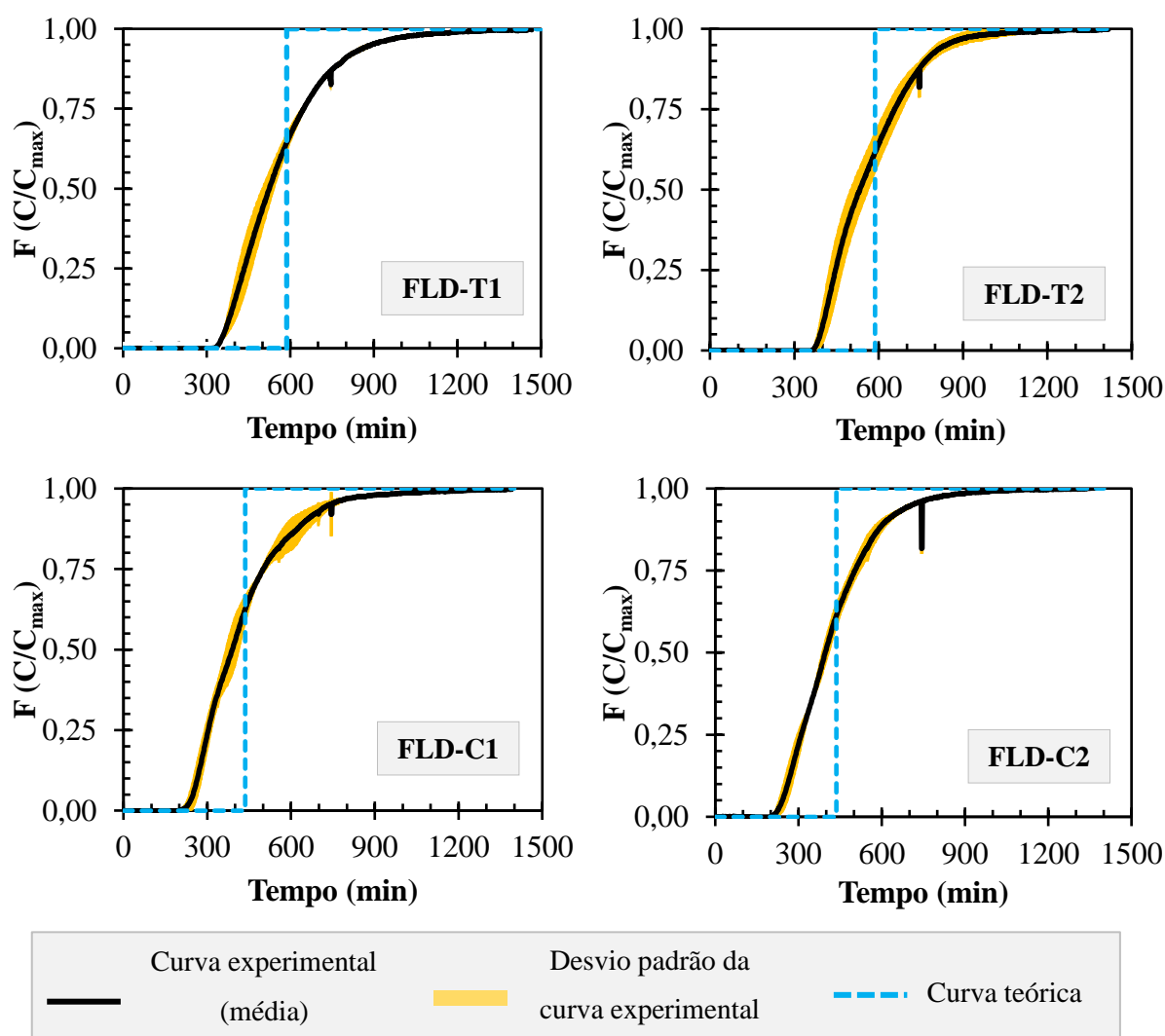
Considerando a experiência relatada, constata-se que a construção do sistema de tratamento domiciliar proposto é praticável em comunidades isoladas. A facilidade de aquisição e manuseio dos componentes do sistema provê autonomia ao usuário na construção de seu próprio sistema de tratamento domiciliar, além de facilitar a reposição de peças danificadas durante a operação. No entanto, apesar de praticável, é importante a sensibilização e a capacitação do beneficiário durante todo o processo, bem como o acompanhamento técnico para o esclarecimento de dúvidas.

5.2 ENSAIOS HIDRODINÂMICOS

5.2.1 Investigação de anomalias no escoamento

Um dos objetivos dos ensaios hidrodinâmicos foi investigar a ocorrência de anomalias no escoamento (*i.e.*, caminhos preferenciais, zonas mortas, efeito de parede, entre outros) dos quatro filtros domiciliares estudados: os dois tradicionais (FLD-T) e os dois compactos (FLD-C). Para tanto, foi realizada uma comparação visual do comportamento das curvas experimentais de saída do traçador com o comportamento das curvas teóricas de ensaios estímulo-resposta com injeção em degrau (Figura 15). A determinação dos tempos de residência para a construção das curvas teóricas foi estimada pela relação entre a produção diária (48 L d⁻¹) e o volume médio de vazios de cada modelo de filtro (*i.e.*, 19,57 L para os FLD-T e 14,53 L para os FLD-C). O tempo teórico calculado é de 587 min para os filtros tradicionais e 436 min para os filtros compactos.

Figura 15 – Curva F (curva normalizada de concentração do traçador *versus* tempo) média dos filtros tradicionais (FLD-T1 e FLD-T2) e dos filtros compactos (FLD-C1 e FLD-C2)



Fonte: a autora

A análise gráfica apresentada na Figura 15 possibilitou comparar o comportamento de saída do traçador junto à água filtrada ao comportamento teórico. Nos dois modelos de filtros, a saída do traçador iniciou antes do tempo de residência teórico, demonstrando que ocorreu o adiantamento da saída do traçador por possíveis caminhos preferenciais no perfil do escoamento. Como consequência, a concentração máxima de traçador (*i.e.*, $F = 1$) foi atingida em um tempo superior ao tempo teórico dos dois modelos, formando uma cauda no final das curvas experimentais.

A ocorrência do adiantamento do traçador é explicada pelo próprio *design* dos filtros. Segundo Maciel (2018), algumas regiões dos FLDs são mais susceptíveis à difusão do cloreto de sódio, sendo responsáveis pelo adiantamento do traçador, como a zona estacionária e a tubulação de saída. Essas duas regiões correspondem a parcelas significativas nos dois modelos estudados, sendo 29% do volume total do FLD-T e 38,6% do volume total do FLD-C. Já o longo decaimento da curva resposta (*i.e.*, a cauda) é explicado pelo fenômeno de difusão nos poros do leito filtrante com a formação de gradiente de concentração, discutido por Jimenez et al. (1988).

Por apresentar dispersões das curvas experimentais em relação às teóricas, os filtros domiciliares são classificados como sistemas com regime de escoamento real, ou seja, um escoamento com características entre os regimes ideais de mistura completa e pistonado, assim como constatado nos FLDs de Medeiros et al. (2020), Souza Freitas e Sabogal-Paz (2019) e Terin e Sabogal-Paz (2018). Para identificar os regimes ideais com os quais os escoamentos dos modelos FLD-T e FLD-C mais se assemelham, os efeitos de dispersão causados pelas duas anomalias (*i.e.*, o adiantamento da saída do traçador e a formação da cauda) foram avaliados pelos valores de Índice de Dispersão de Morril (MDI) apresentados na Tabela 20.

Tabela 20 - Índice de Dispersão de Morril obtido após os ensaios de traçador com os filtros tradicionais (FLD-T) e compactos (FLD-C)

Modelo de filtro	Réplica	MDI – Índice de dispersão de Morril
FLD-T	1	$2,03 \pm 0,09$
	2	$1,87 \pm 0,04$
FLD-C	1	$2,44 \pm 0,21$
	2	$2,33 \pm 0,13$

Fonte: a autora

Os resultados da Tabela 20 indicam que os modelos tradicionais e os modelos compactos possuem regimes de escoamento mais próximos ao comportamento de um reator ideal em pistão (*i.e.*, MDI = 1) do que ao comportamento de um reator de mistura completa (*i.e.*, MDI = 22), de acordo com Tchobanoglous, Burton e Stensel (2003). Os valores de MDI dos modelos tradicionais são inferiores aos dos modelos compactos, demonstrando sua maior proximidade ao reator em pistão e a influência da espessura do leito no regime de escoamento de filtros domiciliares. O resultado de regime de escoamento pistonado para os modelos estudados é um aspecto positivo para o funcionamento dos filtros domiciliares, visto que se trata de um fator relevante para o desenvolvimento da camada biológica e para os processos de remoção microbiológica (SABOGAL-PAZ et al., 2020).

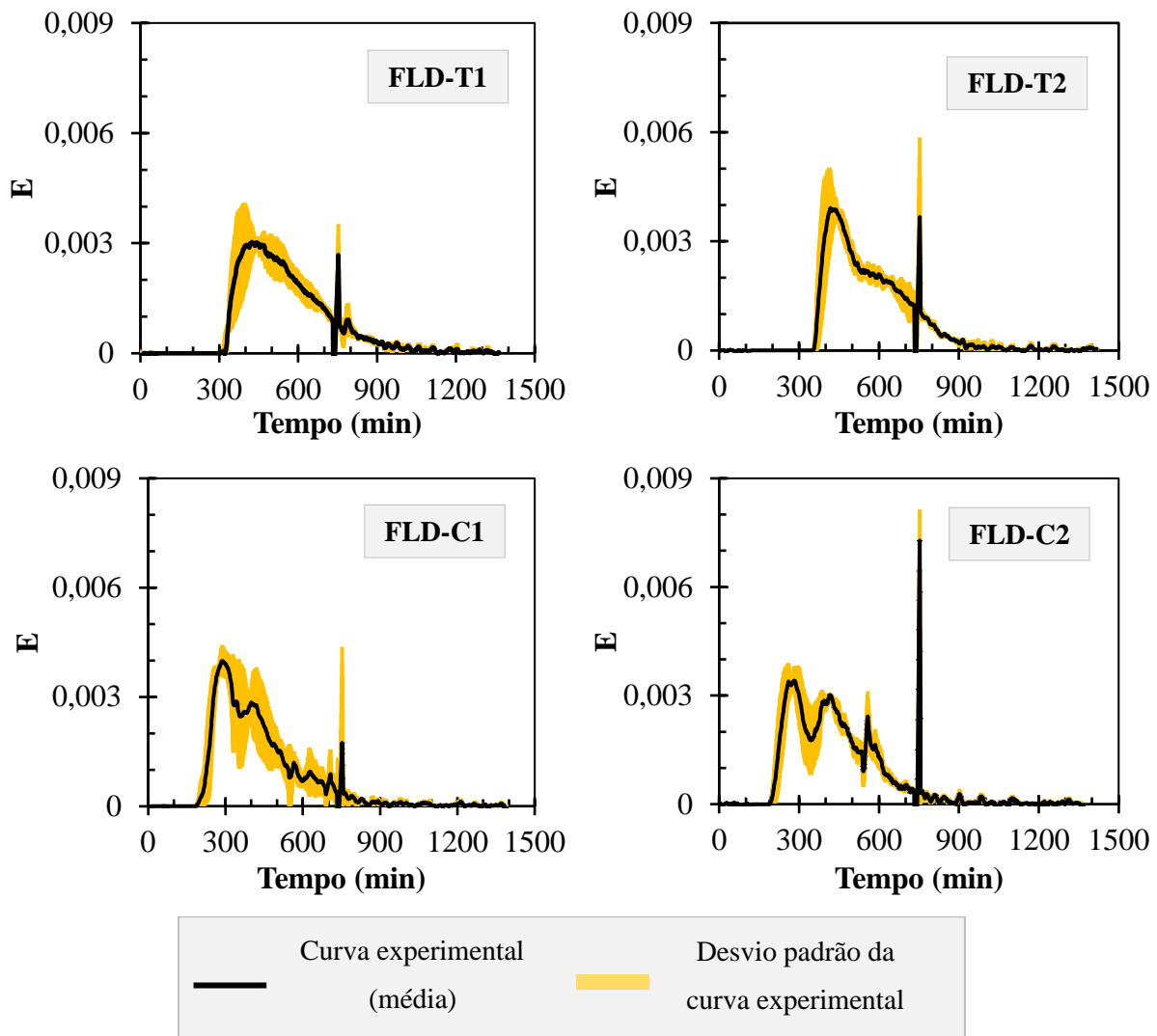
Os valores de MDI apresentados na Tabela 20 para os modelos de FLD-T e FLD-C são próximos aos relatados na literatura de filtros contínuos, no entanto, pequenas diferenças podem ser notadas. Observa-se que Terin e Sabogal-Paz (2018) obtiveram valor de MDI de $2,68 \pm 0,09$ e Maciel (2018) de $1,78 \pm 0,06$ em FLDs estruturalmente idênticos entre si, porém operados com distintas taxas de filtração ($1,22$ e $0,68 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, respectivamente). A influência da taxa de filtração no valor de MDI, constatada nos estudos de Terin e Sabogal-Paz (2018) e Maciel (2018), também explica a diferença entre os valores da literatura e os determinados para os modelos de FLD-T e FLD-C ($0,90 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$).

5.2.2 Determinação de curvas DTR e tempo médio de residência

O segundo objetivo dos ensaios hidrodinâmicos foi a obtenção das curvas DTR para determinar os tempos médios de residência de elemento fluido nos modelos de FLD-T e FLD-C. Para esta etapa, foram realizados procedimentos matemáticos de diferenciação das curvas F para obter as curvas DTR, as quais são apresentadas como curvas médias na Figura 16.

Nota-se que nas curvas DTR (Figura 16) de ambos os modelos ocorreram picos atípicos ao comportamento e próximos ao tempo experimental de 750 min, os quais podem estar associados a limitações de medição da sonda de condutividade. Neste mesmo tempo, também foram observadas quedas inesperadas nas concentrações de saída de traçador nas curvas F (Figura 15). Apesar de serem discrepantes ao comportamento das curvas, as quedas das curvas F e os picos das curvas DTR estão correlacionados. No tempo experimental de 750 min ocorreu uma mudança na concavidade e a formação de um ponto crítico inesperado da curva F que, ao ser diferenciada, ocasionou um pico na curva DTR.

Figura 16 – Curva de distribuição do tempo de residência – DTR (curva E versus tempo) média dos filtros tradicionais (FLD-T1 e FLD-T2) e dos filtros compactos (FLD-C1 e FLD-C2)



Fonte: a autora

A Tabela 21 apresenta os tempos médios de residência determinados para os quatro filtros lentos domiciliares. Como esperado, os modelos tradicionais e compactos obtiveram tempos de residência estatisticamente diferentes entre si ($p = 0,005$, Teste de Mann-Whitney), enquanto as réplicas foram estatisticamente iguais (FLD-T: $p = 0,76$ e FLD-C: $p = 0,74$, teste t pareado). Assim como constatado na Seção 5.2.1, os valores de tempo de residência – tempo experimental – também demonstram um pequeno adiantamento em relação ao tempo teórico (*i.e.*, FLD-T: 436 min e FLD-C: 587 min). Essa observação foi particularmente importante para determinação exata do tempo de coleta das amostras filtradas para a análise de eficiência dos modelos.

Tabela 21 - Tempo médio de residência dos filtros tradicionais (FLD-T) e compactos (FLD-C)

Modelo de filtro	Réplica	Tempo médio de residência - \bar{t} (min)
FLD-T	1	560 ± 17
	2	566 ± 30
FLD-C	1	426 ± 7
	2	427 ± 6

Fonte: a autora

5.2.3 Modelagem do escoamento

Os ensaios hidrodinâmicos permitiram a aplicação de modelagem matemática para verificar qual modelo uni-paramétrico de escoamento apresentava maior similaridade com os dados experimentais dos FLDs tradicionais e compactos. Para tanto, foram considerados três modelos – o de dispersão longitudinal de pequena intensidade, o de dispersão longitudinal de grande intensidade e o de tanques de mistura completa em série (N-CSTR) – e foi aplicado o teste de correlação de Spearman entre as curvas dos modelos teóricos e as curvas E_θ (*i.e.*, curvas E adimensionalizadas). As correlações determinadas são expostas na Tabela 22. Destaca-se que em todas as correlações, o valor de p foi $< 0,05$ e o $r_s > |r_s \text{ crítico}|$.

Tabela 22 - Modelagem do escoamento dos filtros tradicionais (FLD-T) e compactos (FLD-C) baseado em três modelos uni-paramétricos: N-CSTR, pequena dispersão e grande dispersão

Modelo de filtro		N-CSTR		Pequena Dispersão		Grande Dispersão		
		N	Spearman	D uL ⁻¹	Spearman	D uL ⁻¹	Spearman	
FLD-T	1	Média	10	0,81	0,053	0,73	0,045	0,80
		D.P.	1	0,03	0,005	0,02	0,004	0,07
	2	Média	13	0,78	0,038	0,72	0,034	0,84
		D.P.	0	0,03	0,001	0,02	0,000	0,04
FLD-C	1	Média	6	0,76	0,083	0,71	0,066	0,84
		D.P.	1	0,05	0,013	0,03	0,009	0,02
	2	Média	7	0,81	0,070	0,74	0,057	0,85
		D.P.	1	0,02	0,009	0,01	0,006	0,02

Fonte: a autora. Notas: N-CSTR – modelo de tanques de mistura completa em série; N – número de reatores de mistura completa; D uL⁻¹ – grupo adimensional que caracteriza a propagação em todo o reator; Spearman – valor de r_s da correlação de Spearman; D.P – desvio padrão

Na maioria dos casos, o modelo uni-paramétrico que apresentou maior correlação com as curvas experimentais dos filtros tradicionais e compactos foi o de grande dispersão (Tabela 22). A medida uni-paramétrica $D \text{ uL}^{-1}$ do modelo demonstra a ocorrência de uma maior dispersão no modelo compacto que no modelo tradicional, característica anteriormente constatada pelo Índice de Dispersão de Morril.

5.3 DESEMPENHO DO PRÉ-TRATAMENTO

O pré-tratamento foi operado por 436 dias continuamente, incluindo finais de semana e feriados, entre os dias 16/maio de 2018 a 26/julho de 2019. A qualidade da água do manancial superficial (Rio Monjolinho) e da água pré-tratada, assim como a eficiência do pré-tratamento (*i.e.*, sedimentação e filtração em mantas) no período avaliado, são apresentadas na Tabela 23.

Tabela 23 - Qualidade da água do rio e da água pré-tratada e a eficiência do pré-tratamento

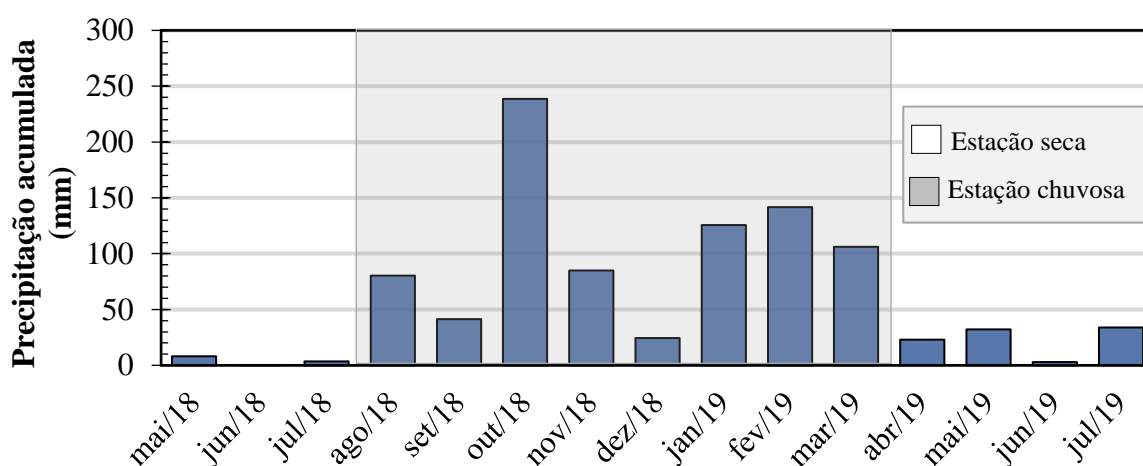
Parâmetro	Água bruta	Água pré-tratada	Remoção (R) ou variação (V)	Valor de p
	Média ± Desvio Padrão			
Turbidez (NTU)	26,5 ± 25,6	13,2 ± 14,6	46 ± 23% (R)	< 0,01
Cor aparente (UH)	79,3 ± 54,9	61,4 ± 43,2	21 ± 19% (R)	< 0,01
Cor verdadeira (UH)	32,6 ± 23,7	31,4 ± 21,8	0,2 ± 26% (R)	0,04
Temperatura (°C)	20 ± 2	20 ± 3	1 ± 9% (V)	0,06
pH	6,93 ± 0,14	7,05 ± 0,10	1,73 ± 2,08% (V)	< 0,01
COD (mg L ⁻¹)	2,47 ± 0,78	2,07 ± 0,87	13 ± 30% (R)	< 0,01
Alcalinidade (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	18,8 ± 2,3	20,2 ± 6,7	8,8 ± 39% (V)	0,94
Absorbância 254 nm	0,111 ± 0,064	0,109 ± 0,061	1,2 ± 21% (R)	0,59
Condutividade (µS cm ⁻¹)	49,11 ± 7,54	48,60 ± 6,70	0,8 ± 4,2% (V)	0,22
Oxigênio dissolvido (mg L ⁻¹)	7,7 ± 0,5	7,8 ± 0,4	2,2 ± 6,5% (V)	0,03
Potencial zeta (mV)	-20,0 ± 3,9	-20,3 ± 1,5	8,7 ± 38% (V)	0,75
Tamanho de partículas (nm)	476,1 ± 269,1	301,3 ± 87,3	29 ± 27% (R)	< 0,01
Colif. totais (UFC 100mL ⁻¹)	9439 ± 5611	5356 ± 4302	0,27 ± 0,31 log (R)	< 0,01
<i>E. coli</i> (UFC 100mL ⁻¹)	953 ± 1295	332 ± 511	0,39 ± 0,35 log (R)	< 0,01

Fonte: a autora. Nota: CODT – carbono orgânico dissolvido, Colif. totais – coliformes totais, valor de p para amostras brutas e pré-tratadas dependentes (não paramétrico: teste de Wilcoxon e paramétrico: teste-t pareado), p < 0,05 marcado em negrito – considerado estatisticamente significativo

Águas de mananciais superficiais estão sujeitas a variações na qualidade devido à sazonalidade e suas consequentes alternâncias de precipitação. A cidade de São Carlos apresenta totais pluviométricos que caracterizam duas estações bem distintas: uma seca e outra

chuvosa (NEVES et al., 2018). Considerando isso, para fins comparativos, o período de operação foi classificado em estação chuvosa e estação de seca, com base nos dados históricos de precipitação coletados pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2020), os quais estão apresentados na Figura 17. Pelos índices pluviométricos, os meses de agosto (80,4 mm) a março (106,2 mm) foram classificados como estação chuvosa, enquanto os meses de abril (23 mm) a julho (34 mm) correspondem a estação de seca. Em particular, dezembro aparenta como um mês atípico o que poderia ser atribuído pelo menor número de medidas realizadas em relação aos outros meses (14 medidas *versus* 24 ± 5 medidas).

Figura 17 – Precipitação mensal na cidade de São Carlos/SP durante o período de operação



Fonte: adaptado de INMET (2020)

Por compreender estações chuvosas e de seca, o período de operação apresentou qualidades variadas para a água do manancial superficial (Tabela 23). Em particular, a turbidez da água bruta variou de 4,91 NTU (7/junho de 2019) a 139 NTU (18/outubro de 2018), com valores médios de $26,5 \pm 25,6$ NTU, sendo que 15% das amostras de água bruta apresentaram turbidez acima de 50 NTU e 77% acima de 10 NTU. As variações sazonais durante o período de operação também afetaram os índices de contaminação microbiológica por coliformes totais e *E. coli*. Na contagem dos dois grupos de bactérias houve uma considerável variação, com um desvio padrão elevado ou até superior ao valor médio. A concentração de coliformes totais variou de 1330 UFC 100mL⁻¹ (4/junho de 2018) a 27000 UFC 100mL⁻¹ (01/julho de 2019), enquanto a de *E. coli* variou de 40 UFC 100mL⁻¹ (10/dezembro de 2018) a 7800 UFC 100mL⁻¹ (24/junho de 2019).

A água do manancial também apresentou cor verdadeira, característica medida após a remoção de turbidez por filtração em membrana (APHA; AWWA; WEF, 2012). O valor médio de $32,6 \pm 23,7$ UH de cor verdadeira indicou a presença de compostos dissolvidos na água bruta, tais como substâncias húmicas e metais solubilizados. O estudo de Maciel (2018) apontou o ferro e o manganês como os dois metais mais abundantes nas águas do Rio Monjolinho, os quais provavelmente foram responsáveis pela cor verdadeira da água.

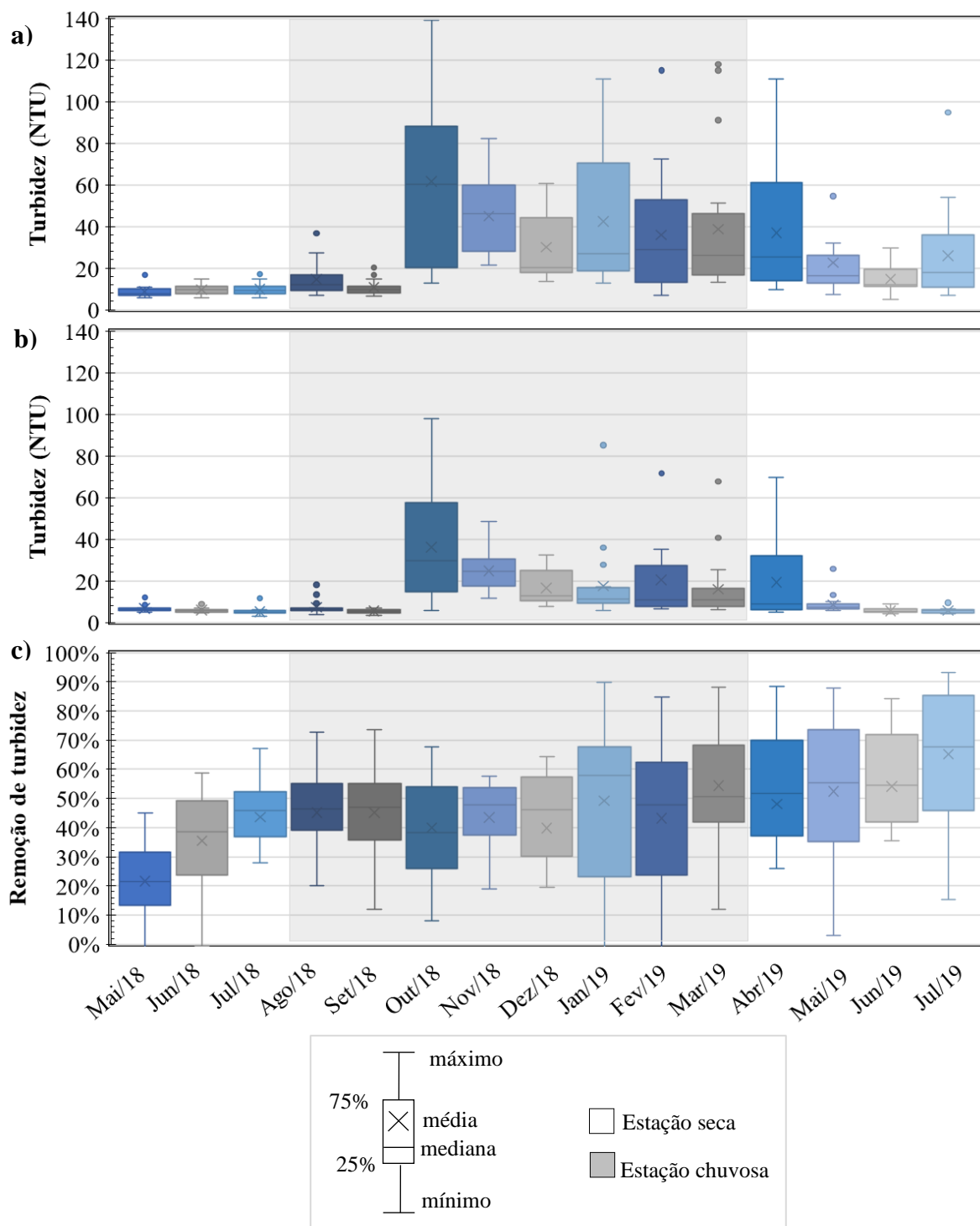
Mesmo sendo oriundas de um manancial superficial, a concentração média de carbono orgânico dissolvido nas amostras brutas foi de $2,47 \pm 0,78$ mg L⁻¹, um valor inferior ao relatado na literatura. Em geral, estudos utilizaram águas afluentes aos FLDs com COT de 6,0 a 12,5 mg L⁻¹, sejam elas de origem natural ou incrementadas por técnicas para amadurecimento (ELLIOTT et al., 2015; LYNN et al., 2013; YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2014). A menor concentração de compostos orgânicos na água do Rio Monjolinho pode ser um desafio para a aceleração do amadurecimento da camada biológica dos FLDs.

De acordo com a Tabela 23, o pré-tratamento por sedimentação e filtração em mantas aplicado foi eficiente, ao nível de significância de 5%, para a remoção de turbidez, de cor aparente, de cor verdadeira, de carbono orgânico dissolvido, do tamanho de partículas e das concentrações bacterianas de coliformes totais e *E. coli* da água bruta. Apesar do pré-tratamento ter sido desenvolvido como um processo físico para a remoção de partículas em suspensão (*i.e.*, turbidez), os microrganismos com tamanho significativamente menores que as partículas, como as bactérias, também foram indiretamente removidos por estarem aderidos às partículas retidas.

Assim como as características da água bruta, as variações sazonais no período de operação também influenciaram a qualidade da água pré-tratada. A Figura 18 apresenta as variações mensais dos valores de turbidez das águas brutas e pré-tratadas, assim como dos valores de eficiências do pré-tratamento.

Em média, o pré-tratamento removeu $46 \pm 23\%$ da turbidez da água bruta e produziu água pré-tratada com turbidez de $13,2 \pm 14,6$ NTU, variando no intervalo de 3,07 NTU (20/julho de 2018) a 98,1 NTU (22/outubro de 2018). Destaca-se que após o pré-tratamento, 35% das amostras apresentaram turbidez acima de 10 NTU e apenas 4% acima de 50 NTU, que é valor máximo recomendado em águas afluentes de FLDs (CAWST, 2009). Essa melhora significativa na qualidade da água após o pré-tratamento é perceptível mensalmente na Figura 18.

Figura 18 – Boxplot mensal dos valores de turbidez da água do Rio Monjolinho (a) e da água pré-tratada (b) e das remoções de turbidez no pré-tratamento (c)



Fonte: a autora. Notas: pontos representam *outliers*

É notável que no período chuvoso, entre os meses de outubro a abril, houve um aumento na turbidez da água bruta. Nesse período de chuva, a turbidez média do rio foi de $33,74 \pm 29,36$ NTU, enquanto que no período de seca (*i.e.*, maio a setembro) a turbidez foi consideravelmente

menor e igual a $18,94 \pm 18,04$ NTU. Por se tratar de um processo físico, o pré-tratamento por sedimentação e filtração em mantas não foi capaz de atenuar as variações sazonais e manter a qualidade da água clarificada durante toda a operação. Em função disto, a qualidade da água pré-tratada também variou conforme as mudanças da água bruta, sendo a média de $17,50 \pm 17,19$ NTU no período de chuva e $8,24 \pm 8,55$ NTU no período de seca. A correlação entre os valores de turbidez do rio e da água pré-tratada foi estabelecida por análises estatísticas ($n = 271$; r_s crítico = 0,119, $|r_s| = 0,727$, $p < 0,05$).

Também foi constatada uma correlação entre a eficiência de remoção de turbidez e o tempo de operação ($n = 262$, $|r_s$ crítico = 0,121, $r_s = 0,365$, $p < 0,05$). A diferença expressiva entre a turbidez do rio nos meses de maio a julho dos anos de 2018 ($9,55 \pm 2,61$ NTU) e 2019 ($21,18 \pm 16,06$ NTU) pode ser uma explicação para essa correlação. Neste caso, presume-se que o aumento da turbidez do rio influenciou o valor da eficiência e, conseqüentemente, favoreceu uma correlação com o tempo que, não necessariamente, indica uma melhoria do processo ao longo do tempo. A correlação entre a turbidez do rio e a eficiência de remoção ($n = 262$, r_s crítico = 0,121, $|r_s| = 0,461$, $p < 0,05$) corrobora essa hipótese. Outra explicação que pode justificar essa correlação é dada pelo uso contínuo das mantas durante toda a operação. Esse uso contínuo aumentou o entupimento dos poros e, conseqüentemente, pode ter favorecido o aprisionamento dos sólidos em suspensão.

Quando comparada aos resultados reportados na literatura (MEDEIROS et al., 2020; SOUZA FREITAS; SABOGAL-PAZ, 2019), a eficiência do pré-tratamento por sedimentação e filtração em mantas apresentou um menor valor de remoção. Todavia, seus benefícios são claros, nas dimensões de custo, simplicidade e manutenção. Tecnologias de pré-tratamento a FLDs por coagulação reportaram eficiências de remoção de até $92,7 \pm 2,81\%$ de turbidez (SOUZA FREITAS; SABOGAL-PAZ, 2019). No entanto, sua aplicação requer a utilização de energia elétrica e disponibilidade de produtos coagulantes, sejam eles químicos ou naturais. Já tecnologias por pré-filtração dinâmica reportaram até $50,7 \pm 12,2\%$ de turbidez e $0,55 \pm 0,32$ log *E. coli*, as quais podem ser aumentadas para $53,6 \pm 11,7\%$ e $0,76 \pm 0,36$ log, respectivamente, quando adicionadas mantas não-tecidas no topo dos filtros (MEDEIROS et al., 2020). Apesar de não ser dependente de produtos e energia, a pré-filtração dinâmica apresenta maior complexidade operacional (*i.e.*, abertura da válvula de fundo), principalmente nas atividades de manutenção, o que demanda uma maior atenção do usuário final. Enquanto que no pré-tratamento por sedimentação e filtração em mantas, há apenas a limpeza dos reservatórios e lavagem das mantas quando necessário.

É importante ressaltar que os valores de turbidez obtidos após o pré-tratamento por sedimentação e filtração em mantas foram satisfatórios e adequados para águas afluentes de filtros domiciliares, considerando que em apenas 4% dos dias foi produzida água pré-tratada com turbidez acima do máximo recomendado de 50 NTU (CAWST, 2009). O pré-tratamento poderia sobrecarregar FLDs implantados em países com padrões de potabilidade mais restritivos, como o Brasil, pois em 35% dos dias ocorreu produção de água pré-tratada com turbidez acima de 10 NTU (SABOGAL-PAZ et al., 2020).

5.4 DESEMPENHO DOS FILTROS LENTOS DOMICILIARES

5.4.1 Análises físico-químicas e microbiológicas

Os quatro filtros lentos domiciliares (*i.e.*, duas réplicas do FLD-T e duas do FLD-C) foram operados por 436 dias, tendo como afluente as águas pré-tratadas do Rio Monjolinho (Seção 5.3), e avaliados em relação ao desempenho e à qualidade das águas filtradas. A princípio, foi avaliada a similaridade da qualidade das águas filtradas produzidas entre as réplicas de cada modelo (Tabela 24).

Tabela 24 – Análise estatística para comparação das réplicas dos modelos tradicionais (FLD-T) e compactos (FLD-C) em relação à qualidade da água filtrada

Parâmetros	Valor de p	
	FLD-T	FLD-C
Turbidez (NTU)	0,62	0,07
Cor aparente (UH)	0,45	0,32
Cor verdadeira (UH)	0,12	0,73
Temperatura (°C)	0,41	0,03
pH	0,12	0,73
Carbono orgânico dissolvido (mg L ⁻¹)	0,83	0,34
Alcalinidade (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	0,40	0,69
Absorbância 254 nm	0,33	0,71
Condutividade (µS cm ⁻¹)	< 0,01	0,35
Oxigênio dissolvido (mg L ⁻¹)	0,64	0,78
Potencial zeta (-mV)	0,83	0,37
Tamanho de partículas (nm)	0,55	0,70
Coliformes totais (UFC 100mL ⁻¹)	0,16	0,04
<i>Escherichia coli</i> (UFC 100mL ⁻¹)	0,16	0,84
Cistos de <i>Giardia</i> (cistos 48L ⁻¹)	N/A	0,32

Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> (oocistos 48L ⁻¹)	0,15	0,34
--	------	------

Fonte: a autora. Notas: valor de p calculado para dados pareados (não paramétrico: teste de Wilcoxon e paramétrico: teste-t pareado), $p < 0,05$ – considerado estatisticamente significativo, N/A – não aplicável devido à insuficiência de amostras positivas

Diversos parâmetros de qualidade apresentaram valores estatisticamente semelhantes entre as duplicatas. No entanto, a condutividade elétrica, a temperatura e a contagem de coliformes totais foram divergentes. Apesar de importantes, a condutividade elétrica e a temperatura são parâmetros auxiliares para a caracterização da água filtrada, portanto sua variação não necessariamente implica alterações na eficiência dos modelos. Em contrapartida, a diferença do número de coliformes totais, identificada nas águas filtradas pelos modelos compactos, demonstra que os filtros podem ser susceptíveis a variações nas eficiências, mesmo quando construídos e operados nas mesmas condições.

Mesmo com as divergências, as réplicas simularam condições experimentais que podem ocorrer nas comunidades-alvo. Por isso, optou-se por avaliar o impacto da redução do leito filtrante pelos valores médios. Assim, quando mencionados os parâmetros de qualidade das águas filtradas e de eficiências de remoção dos modelos tradicional e compacto, esses referem-se aos valores médios diários das duplicatas.

Os parâmetros de qualidade das águas pré-tratadas e filtradas e os valores médios de eficiência do modelo tradicional e do compacto estão apresentados na Tabela 25.

Tabela 25 – Parâmetros de qualidade da água pré-tratada e das águas filtradas e os valores médios de eficiência do modelo tradicional (FLD-T) e do modelo compacto (FLD-C)

Parâmetro	Água pré-tratada	Água filtrada	Remoção (R) ou variação (V)	Valor de p	
	Média ± Desvio padrão			Pré-tratada e filtrada	Filtrada: FLD-T e FLD-C
Turbidez (NTU)					
FLD-T	13,2 ± 14,6	3,13 ± 4,77	73 ± 20 % (R)	< 0,01	0,93
FLD-C					
Cor aparente (UH)					
FLD-T	61,4 ± 43,6	16,1 ± 23,6	75 ± 22 % (R)	< 0,01	0,39
FLD-C					
Cor verdadeira (UH)					
FLD-T	31,4 ± 21,8	13,0 ± 19,0	64 ± 27 % (R)	< 0,01	0,72
FLD-C					
Temperatura (°C)					
FLD-T	20 ± 3	21 ± 3	6 ± 11 % (V)	< 0,01	0,63

FLD-C		21 ± 3	6 ± 3 % (V)	< 0,01	
pH					
FLD-T	7,05 ± 0,10	7,18 ± 0,09	1,8 ± 1,6 % (V)	< 0,01	0,37
FLD-C		7,16 ± 0,10	1,6 ± 1,5 % (V)	< 0,01	
Carbono orgânico dissolvido (mg L⁻¹)					
FLD-T	2,07 ± 0,87	1,85 ± 0,50	2 ± 31 % (R)	0,03	0,35
FLD-C		1,95 ± 0,55	3 ± 35 % (R)	0,42	
Alcalinidade (mgCaCO₃ L⁻¹)					
FLD-T	20,2 ± 6,7	18,1 ± 1,6	4 ± 25 % (V)	0,03	0,20
FLD-C		18,5 ± 1,8	1 ± 27 % (V)	0,30	
Absorbância 254 nm					
FLD-T	0,109 ± 0,061	0,054 ± 0,050	52 ± 21 % (R)	< 0,01	0,74
FLD-C		0,054 ± 0,045	51 ± 20 % (R)	< 0,01	
Condutividade elétrica (µS cm⁻¹)					
FLD-T	48,60 ± 6,70	47,99 ± 6,77	1,1 ± 5,5 % (V)	0,27	0,78
FLD-C		48,36 ± 6,99	0,4 ± 6,1 % (V)	0,93	
Oxigênio dissolvido (mg L⁻¹)					
FLD-T	7,8 ± 0,4	8,2 ± 0,4	4,6 ± 5,1 % (V)	< 0,01	0,34
FLD-C		8,1 ± 0,4	3,7 ± 5,3 % (V)	< 0,01	
Potencial zeta (-mV)					
FLD-T	17,2 ± 11,4	20,1 ± 4,4	1 ± 23 % (V)	0,64	0,45
FLD-C		18,8 ± 3,8	8 ± 17 % (V)	0,39	
Tamanho de partículas (nm)					
FLD-T	301,3 ± 87,3	284,1 ± 123,4	4 ± 44 % (R)	0,14	0,19
FLD-C		256,0 ± 125,7	9 ± 46 % (R)	0,04	
<i>Escherichia coli</i> (UFC 100 mL⁻¹)					
FLD-T	332 ± 511	4 ± 9	2,06 ± 0,60 log (R)	< 0,01	0,40
FLD-C		5 ± 11	1,99 ± 0,66 log (R)	< 0,01	
Coliformes totais (UFC 100 mL⁻¹)					
FLD-T	5356 ± 4302	42 ± 140	2,38 ± 0,62 log (R)	< 0,01	0,85
FLD-C		44 ± 148	2,34 ± 0,61 log (R)	< 0,01	

Fonte: a autora. Notas: valor de p para amostras pré-tratadas e filtradas dependentes (não paramétrico: teste de Wilcoxon e paramétrico: teste-t pareado), valor de p calculado para amostras filtradas independentes (não paramétrico: teste de Mann-Whitney e paramétrico: teste-t), N/A – não aplicável. Cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* não apresentados.

De acordo com os testes estatísticos, não houve diferença significativa ($p > 0,05$) entre a qualidade da água filtrada pelo FLD-T e pelo FLD-C para os parâmetros avaliados durante o período de operação. Os resultados indicam que o desempenho dos filtros contínuos é mantido mesmo com o leito filtrante reduzido (*i.e.*, 25 cm), destacando o predomínio do tratamento da água por ação superficial, assim como ocorre na filtração lenta convencional.

De maneira semelhante, Napotnik, Baker e Jellison (2017) também constataram que a diminuição da espessura do leito não impacta na qualidade da água produzida por FLDs com regime de operação intermitente. No entanto, a estratégia de alimentação em fluxo contínuo da presente tese também possibilitou a manutenção da produção diária, mesmo no modelo compacto, o que é uma das maiores limitações de filtros compactos intermitentes. O resultado foi alcançado ao aliar diferentes descobertas da literatura como a superior eficiência de sistemas contínuos (YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2014), a manutenção da taxa de filtração por dispositivos de controle de nível (SMITH, 2013) e o uso de manta não-tecida no topo como uma etapa extra para retenção de partículas e microrganismos (FARIA MACIEL; SABOGAL-PAZ, 2018). Ao combinar essas principais descobertas, foi possível desenvolver um FLD que mantém a qualidade da água filtrada e que não impacta a produção diária fornecida ao usuário.

Durante o período de operação, os modelos tradicional e compacto produziram água filtrada com qualidade semelhante ($p = 0,93$, teste de Mann-Whitney) e obtiveram um valor médio de remoção de turbidez de $73 \pm 20\%$. Apesar disso, as remoções foram inferiores às observadas em estudos com águas afluentes com valores de turbidez similares (*i.e.*, 89,4% a 96,8%) (FARIA MACIEL; SABOGAL-PAZ, 2018; MWABI; MAMBA; MOMBA, 2013; NAPOTNIK; BAKER; JELLISON, 2017; YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2014). Possíveis explicações para a maior remoção de turbidez na literatura podem estar atribuídas às menores taxas de filtração aplicadas em filtros contínuos com espessura de leito semelhante ao do FLD-T (FARIA MACIEL; SABOGAL-PAZ, 2018; YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2014) e às menores produções diárias de filtros intermitentes com espessuras de leito próximas às aplicadas no FLD-C (MWABI; MAMBA; MOMBA, 2013; NAPOTNIK; BAKER; JELLISON, 2017). Portanto, fatores como o regime de operação, a produção diária e a taxa de filtração demonstram desempenhar papéis importantes para os valores de eficiências de remoção de turbidez. A análise das variáveis operacionais que influenciaram a qualidade da água filtrada em termos de turbidez foi destacada na Seção 5.4.3.

Os valores médios de cor aparente das águas filtradas do FLD-T e do FLD-C ultrapassaram o limite máximo de 15 UH recomendado para águas potáveis (BRASIL, 2021) devido à presença considerável de cor verdadeira nas amostras. Esses altos valores de cor verdadeira, além de estarem fortemente correlacionados com a qualidade da água do Rio Monjolinho (FLD-T: $n = 55$; r_s crítico = 0,346, $|r_s| = 0,690$, $p < 0,01$; FLD-C $n = 55$; r_s crítico = 0,346, $|r_s| = 0,681$, $p < 0,01$), demonstram a dificuldade de remoção de substâncias húmicas em

sistemas de filtração lenta (ELLIS; WOOD, 1985). Apesar disso, 63% e 59% das amostras do FLD-T e do FLD-C, respectivamente, estavam em conformidade com a portaria de portabilidade em relação à cor aparente. Em um FLD com espessura de leito similar ao modelo tradicional e operado continuamente a uma taxa de $1,22 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, Souza Freitas e Sabogal-Paz (2019) também observaram uma produção de águas filtradas com valores de cor aparente acima do recomendado, apesar de obterem uma remoção de 46,9% (*i.e.*, água afluyente de $35,9 \pm 5,3$ UH e água filtrada de $19,1 \pm 2,23$ UH).

As temperaturas das amostras pré-tratadas e filtradas variaram de 14°C a 27°C , conforme as condições climáticas do dia de operação. Devido às variações de temperatura ambiente ao longo do dia, as águas pré-tratadas coletadas às 8:00 apresentaram temperaturas estatisticamente diferente das amostras filtradas coletadas às 15:10 e às 17:30 do FLD-C e do FLD-T, respectivamente ($p < 0,05$, Teste de Kruskal-Wallis). No dia 11 de junho de 2019 foram observadas diferenças de até 5°C entre as temperaturas das águas pré-tratadas e filtradas (*i.e.*, 16°C versus 21°C). As variações térmicas ocasionadas se correlacionam com as eficiências de remoção de coliformes totais (FLD-T: $n = 83$; r_s crítico = 0,216, $|r_s| = 0,350$, $p < 0,05$; FLD-C $n = 83$; r_s crítico = 0,216, $|r_s| = 0,272$, $p < 0,05$) e de *E. coli* (FLD-T: $n = 83$; r_s crítico = 0,216, $|r_s| = 0,242$, $p < 0,05$; FLD-C $n = 83$; r_s crítico = 0,272, $|r_s| = 0,318$, $p < 0,05$) em ambos os modelos. Constata-se, portanto, que estações e dias mais quentes propiciaram uma maior atividade metabólica e uma consequente maior remoção de microrganismos nos FLDs (ARNOLD; ARCHER; BARKDOLL, 2016). O impacto de outras variáveis operacionais na redução de bactérias é detalhado na Seção 5.4.4.

Após a filtração, foram observados pequenos aumentos nos valores de pH e condutividade elétrica. Murphy, Mcbean e Farahbakhsh (2010) notaram uma alteração semelhante e atribuíram o aumento de pH à lixiviação de carbonato de cálcio das paredes de concreto do filtro. Em filtros construídos em PVC, como no caso dos modelos FLD-T e FLD-C, o aumento do pH é atribuído mais à lixiviação do leito filtrante do que das paredes do filtro (YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2015). No entanto, também acredita-se que esse aumento do pH possa ser um resultado da degradação de ácidos orgânicos e ácidos fúlvicos pela atividade microbiana e/ou da formação de carbonatos. Apesar do aumento, os valores de pH nas águas filtradas de ambos os filtros permaneceram em conformidade com o padrão brasileiro de 6,0 a 9,0 durante todo o período de operação (BRASIL, 2021).

As remoções de COD obtidas pelos modelos FLD-T e FLD-C foram inferiores aos valores de 5% a 27% relatados para FLDs (KENNEDY et al., 2012; LYNN et al., 2013;

MAHLANGU; MAMBA; MOMBA, 2012; YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2014). Essa diferença pode ser atribuída ao baixo valor de COD da água do Rio Monjolinho e da água pré-tratada em comparação aos valores de 5,8 a 11,6 mg L⁻¹ das águas afluentes utilizadas nos estudos. Diante disso, foi observada uma forte correlação entre os valores de COD da água pré-tratada e suas remoções no FLD-T (n = 52; r_s crítico = 0,356, |r_s| = 0,537, p < 0,01) e FLD-C (n = 52; r_s crítico = 0,356, |r_s| = 0,592, p < 0,01). Em contrapartida, o tempo de operação (FLD-T: n = 52; r_s crítico = 0,356, |r_s| = 0,199, p = 0,16 e FLD-C: n = 52; r_s crítico = 0,356, |r_s| = 0,195, p = 0,17) e o tempo após a manutenção (FLD-T: n = 52; r_s crítico = 0,356, |r_s| = 0,060, p = 0,68 e FLD-C: n = 52; r_s crítico = 0,356, |r_s| = 0,014, p = 0,92) não se correlacionaram com as remoções de COD em nenhum dos modelos, demonstrando que não ocorreu um aumento na eficiência de remoção com o desenvolvimento do *schmutzdecke* provavelmente devido à baixa concentração no afluente.

As medidas de absorvância no comprimento de onda de 254 nm (UV254) indicaram uma remoção de matéria orgânica de 52 ± 20% no FLD-T e de 51 ± 20% no FLD-C, resultados acima do valor de 36% reportado por Lynn et al. (2013) em um FLD com regime de operação intermitente.

Os valores de oxigênio dissolvido aumentaram cerca de 4% em ambas as amostras de águas filtradas. Young-Rojanschi e Madramootoo (2014) também notaram esse aumento, no entanto, os autores observaram primeiramente um consumo de OD na região do *schmutzdecke* e ao longo do leito filtrante seguido por uma reaeração no tubo de saída. Portanto, o aumento das medidas de OD nas águas filtradas pode ser uma consequência da reaeração e não um indicador de ausência de atividade microbiana. Os perfis de consumo de OD ao longo do leito filtrante dos modelos tradicional e compacto são detalhados na Seção 5.4.6.

O tamanho médio das partículas na água pré-tratada e nas águas filtradas manteve-se próximo a 0,3 µm. Como as partículas nas amostras filtradas apresentaram tamanhos médios inferiores a 1 µm, estima-se que o mecanismo de remoção por difusão (*i.e.*, movimento Browniano) tenha desempenhado um papel importante na filtração (PARSONS; JEFFERSON, 2006). Ressalta-se que, após a inoculação de protozoários no 330º dia de operação, foi observado um aumento de 24% no tamanho médio das partículas (*i.e.*, de 278,6 ± 48,9 nm para 369,2 ± 152,1 nm), assim como constatado por Medeiros et al. (2020).

Os modelos tradicional e compacto alcançaram uma redução máxima de *E. coli* de 3,62 log e reduções médias de 2,06 ± 0,60 log e 1,99 ± 0,66 log, respectivamente. A eficiência média do FLD-T foi próxima à relatada para filtros contínuos com espessuras de leito semelhantes

(FARIA MACIEL; SABOGAL-PAZ, 2018; SOUZA FREITAS; SABOGAL-PAZ, 2019), no entanto a eficiência média do FLD-C foi superior à observada em filtros com espessuras de leito reduzidas (MEDEIROS et al., 2020) e semelhante às eficiências de filtros com leitos tradicionais (FARIA MACIEL; SABOGAL-PAZ, 2018; SOUZA FREITAS; SABOGAL-PAZ, 2019).

Contrastando com os resultados obtidos, Young-Rojanschi e Madramootoo (2014) observaram uma melhoria no desempenho de FLDs contínuos para a redução de *E. coli* ao aumentar a profundidade do leito. Segundo os autores, a zona mais eficaz para a redução de *E. coli* foi nos primeiros 5 cm de leito, correspondentes ao *schmutzdecke*, seguida pelas zonas de 5-30 cm e de 30-55 cm. No estudo mencionado, a primeira zona reduziu *E. coli* em 2,2 log, a segunda em 1,0 log e a terceira em 0,5 log. Diante disso, era esperado que o FLD-T fosse mais eficiente para *E. coli* do que o FLD-C devido ao leito filtrante mais profundo. No entanto, foi constatada a similaridade entre os modelos, mesmo com a expressiva diferença de espessura do leito. Presume-se que a adição da manta não-tecida no topo dos leitos dos filtros tenha sido um dos diferenciais para manter o desempenho. Como evidenciado em detalhes na Seção 5.5, a manta serviu como meio suporte para a formação de um *schmutzdecke* mais robusto na parte superior, o que permitiu que a retenção de bactérias fosse semelhante às obtidas por uma profundidade adicional de 25 cm de leito.

Os modelos FLD-T e FLD-C obtiveram reduções médias de coliformes totais de $2,38 \pm 0,62$ log e $2,34 \pm 0,61$ log, respectivamente. Apesar de os valores médios estarem acima do intervalo de 0,22 a 2,07 log relatado nos artigos científicos selecionados pela revisão sistemática (Seção 3.8.2), Maciel (2018), em sua tese, reportou uma remoção de coliformes totais superior (*i.e.*, $2,82 \pm 0,58$ log) em um filtro operado a uma taxa de $0,68 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Nos experimentos da presente tese, a profundidade do leito filtrante não afetou a remoção de coliformes totais, assim como mostrado por Bellamy, Hendricks e Logsdon (1985) em filtros lentos convencionais.

Embora os valores de remoção de coliformes totais obtidos tenham sido semelhantes aos de *E. coli*, as amostras filtradas apresentaram contaminações de coliformes totais superiores às de *E. coli* em cerca de 10 vezes para ambos os modelos (Tabela 25). A ausência de *E. coli* foi alcançada por 48% e 43% das amostras dos FLD-T e FLD-C, respectivamente. Essa presença de bactérias em um número expressivo de amostras filtradas reforçam a necessidade de uma etapa de desinfecção após a filtração, independente da espessura do leito. Análises

aprofundadas sobre o efeito das variáveis operacionais na remoção de bactérias são apresentadas na Seção 5.4.4.

Além de análises globais, o impacto da espessura do leito filtrante também foi analisado considerando o desempenho durante as estações seca e chuvosa. Neste caso, optou-se por avaliar a qualidade das águas filtradas por duas abordagens investigativas: i) o efeito do modelo em cada uma das estações (*i.e.*, a comparação da qualidade entre os modelos em cada estação) e ii) o efeito da estação em cada um dos modelos (*i.e.*, a comparação da qualidade de um mesmo modelo entre as duas estações). As análises estatísticas a respeito dos efeitos do modelo e da sazonalidade na qualidade da água filtrada estão apresentadas na Tabela 26.

Tabela 26 - Análise estatística para avaliar o efeito do modelo de filtro e o efeito da sazonalidade na qualidade da água filtrada

Parâmetro	Efeito do modelo		Efeito sazonal	
	Estação seca	Estação chuvosa	FLD-T	FLD-C
Turbidez (NTU)	0,68	0,70	0,02	0,12
Cor aparente (UH)	0,99	0,14	0,24	0,76
Cor verdadeira (UH)	0,97	0,77	0,77	0,81
Temperatura (°C)	0,42	0,88	0,13	0,05
pH	0,54	0,72	0,04	0,07
COD (mg L ⁻¹)	0,49	0,48	0,03	0,05
Alcalinidade (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	0,63	0,54	0,91	0,82
Absorbância 254 nm	0,91	0,51	0,42	0,50
Condutividade (µS cm ⁻¹)	0,49	0,71	0,07	0,08
Oxigênio dissolvido (mg L ⁻¹)	0,51	0,51	< 0,01	< 0,01
Potencial zeta (-mV)	0,74	0,38	0,83	0,47
Tamanho de partículas (nm)	0,44	0,94	0,58	0,23
<i>Escherichia coli</i> (UFC 100mL ⁻¹)	0,74	0,39	0,07	0,16
Coliformes totais (UFC 100mL ⁻¹)	0,76	0,71	< 0,01	< 0,01

Fonte: a autora. Notas: FLD-T – modelo tradicional, FLD-C – modelo compacto, valor de p calculado para amostras filtradas independentes (não paramétrico: teste de Mann-Whitney e paramétrico: teste-t), p < 0,05 – considerado estatisticamente significativo. Cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* não foram avaliados.

Durante a mesma estação, os dois modelos produziram água filtrada com qualidade estatisticamente semelhante (p > 0,05). O resultado indica que não há um efeito do modelo, ou seja, não houve influência da espessura do leito filtrante no desempenho dos filtros, mesmo em períodos de maior turbidez afluyente (*i.e.*, na estação chuvosa). No entanto, a sazonalidade influenciou o desempenho dos dois modelos (p < 0,05). Diante disso, constata-se que a

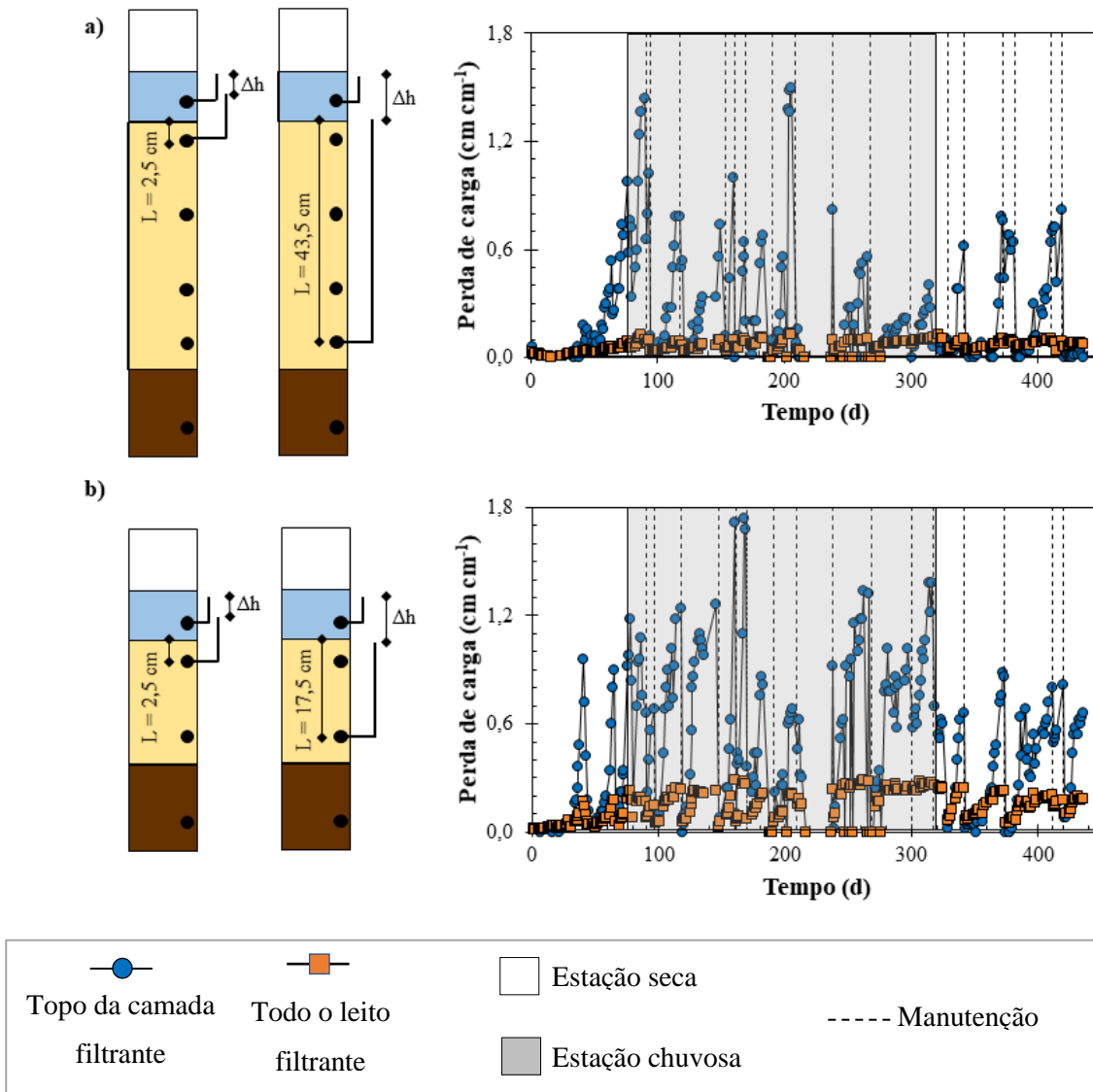
variabilidade da qualidade da água do rio durante o período de operação foi de maior relevância para a qualidade da água filtrada do que a profundidade do leito filtrante. Os parâmetros de maior relevância como turbidez, bactérias e oxigênio dissolvido são discutidos nas Seções 5.4.3, 5.4.4 e 5.4.6.

5.4.2 Avaliação da perda de carga

O avanço das carreiras de filtração e a definição das regiões dos filtros com maior retenção de impurezas foram analisados pelas medidas de perda de carga. Para fins comparativos, a perda de carga foi expressa como a diferença entre dois piezômetros (Δh) dividida pela espessura do meio filtrante correspondente (L). As medidas de perda de carga no topo e em todo o leito filtrante dos modelos FLD-T e FLD-C são apresentadas na Figura 19.

As medidas de perda de carga serviram como variáveis auxiliares para a determinação da carreira de filtração. No entanto, como se tratam de filtros contínuos com controle de nível, a variável decisiva para determinar o fim da carreira foi a vazão de saída (FARIA MACIEL; SABOGAL-PAZ, 2018). Neste estudo, as manutenções foram conduzidas quando os FLDs não eram capazes de manter a produção diária de 48 L d^{-1} , mesmo com o registro agulha de saída totalmente aberto. As atividades de manutenção, apresentadas na Figura 19, foram realizadas quando pelo menos um filtro de cada réplica do modelo não era capaz de manter a produção.

Figura 19 - Perda de carga no topo do leito (Δh L⁻¹ entre o primeiro e o segundo piezômetro) e em todo o leito filtrante (Δh L⁻¹ entre o primeiro e o penúltimo piezômetro) em filtro lento domiciliar (a) tradicional e (b) compacto



Fonte: a autora

Ambos os modelos operaram por pelo menos 91 dias até a primeira manutenção, ou seja, quando o leito filtrante iniciou a operação completamente limpo (*i.e.*, a duração máxima da carreira de filtração). Durante os 436 dias de operação foram conduzidas quinze manutenções em cada modelo de filtro. As carreiras de filtração do modelo tradicional variaram de 7 a 94 dias, com um valor médio de 28 ± 20 dias, enquanto as do modelo compacto variaram de 9 a 97 dias, com um valor médio de 29 ± 21 dias. Ao desconsiderar a primeira manutenção, os valores médios caem para 23 ± 10 dias para o modelo tradicional e 24 ± 11 dias para o compacto. Não foi observada diferença significativa para as durações das carreiras de filtração

dos modelos FLD-T e FLD-C ($p = 0,85$, teste de Mann-Whitney), demonstrando que leitos filtrantes mais espessos não necessariamente produzem carreiras de filtração mais longas.

Durante a estação chuvosa a necessidade de manutenção foi mais frequente que na estação seca (*i.e.*, onze manutenções na estação chuvosa *versus* quatro na estação seca em ambos os modelos), devido à maior turbidez da água afluyente. Apesar disso, as diferenças nas durações das carreiras de filtração não foram significativas entre as estações ($p = 0,86$, teste de Mann-Whitney). Na estação chuvosa as carreiras variaram de 7 a 36 dias no FLD-T e de 9 a 47 dias no FLD-C, enquanto que na estação de seca as carreiras variaram de 12 a 41 dias no FLD-T e 11 a 47 dias no FLD-C.

As carreiras de filtração obtidas no estudo foram inferiores aos valores médios de 59 a 84 dias reportados na literatura de filtros domiciliares contínuos (FARIA MACIEL; SABOGAL-PAZ, 2018; MEDEIROS et al., 2020; SOUZA FREITAS; SABOGAL-PAZ, 2019). Fatores como a taxa de filtração, o tamanho efetivo dos grãos de areia, a profundidade do leito filtrante e a qualidade da água afluyente podem explicar as variações nas carreiras de filtração. Todavia, é evidente que o uso de mananciais superficiais como afluentes de filtros domiciliares contínuos reflete diretamente na duração da carreira de filtração e na necessidade frequente de manutenções. Isso é um desafio pois demanda uma maior atenção do usuário, principalmente pelo risco microbiológico atrelado às atividades de manutenção.

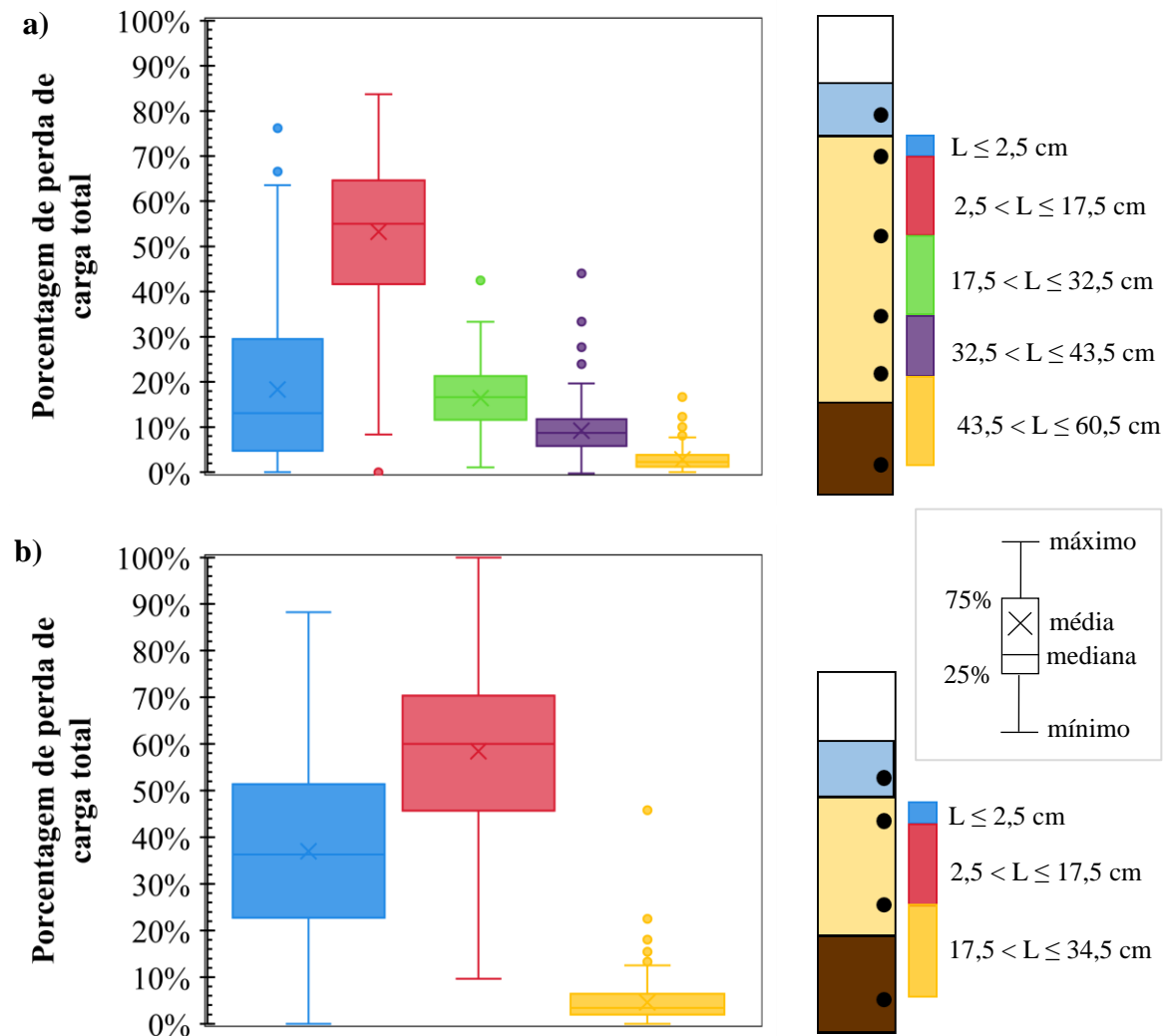
Como apresentado na Figura 19, para os dois modelos de filtro, as medidas de perda de carga no topo do leito (*i.e.*, $L = 2,5$ cm) foram maiores que as de perda de carga em todo o leito filtrante (*i.e.*, $L = 43,5$ cm para FLD-T e $L = 17,5$ cm para FLD-C), indicando uma maior retenção de impurezas nos primeiros centímetros do leito filtrante, independente da espessura total. Essa ação de superfície observada pelos valores de perda de carga era uma característica esperada em sistemas com mecanismos de filtração lenta, como os FLDs. A granulometria da areia utilizada nesses sistemas é geralmente mais fina que a utilizada em filtrações rápidas, o que proporciona, predominantemente, uma retenção de impurezas (*i.e.*, sólidos suspensos e microrganismos) no topo da camada filtrante (DI BERNARDO; SABOGAL-PAZ, 2008).

Além da análise comparativa entre as medidas de perda de carga no topo e em todo o leito filtrante, também foi analisada a porcentagem de perda de carga em cada região dos modelos de filtro a fim de observar a retenção de impurezas ao longo do leito filtrante. A Figura 20 apresenta os gráficos em *box-plot* da porcentagem de perda de carga em cada região. Destaca-se que os piezômetros não foram posicionados exatamente no final de cada leito filtrante (*i.e.*, 50 cm no FLD-T e 25 cm no FLD-C), dado que foram posicionados em

localizações plausíveis para a avaliação da capacidade de retenção em porções equivalentes dos filtros.

A retenção de impurezas ao longo do leito filtrante apresentou o mesmo comportamento nos dois modelos (Figura 20). A porção intermediária dos leitos (*i.e.*, $2,5 < L \leq 17,5$ cm) foi a principal responsável pela retenção de impurezas, seguida pela porção superior de areia fina (*i.e.*, $L \leq 2,5$ cm). Juntos, os primeiros 17,5 cm de leito, foram responsáveis por $71 \pm 14\%$ da perda de carga no FLD-T e $95 \pm 5\%$ no FLD-C. Como tratam-se de valores percentuais, já era esperado que a retenção no leito do modelo compacto fosse próxima a 100%. No entanto, no FLD-T também ocorreu a retenção de partículas nos últimos centímetros do leito (*i.e.*, $17,5 < L \leq 43,5$ cm), demonstrando que leitos mais espessos podem ter uma maior capacidade de retenção. Apesar de os resultados de perda de carga indicarem essa diferença na retenção, não houve diferença estatisticamente significativa entre o desempenho dos dois modelos (Tabela 25).

Figura 20 – Porcentagem de perda de carga em cada região do filtro lento domiciliar (a) tradicional e (b) compacto

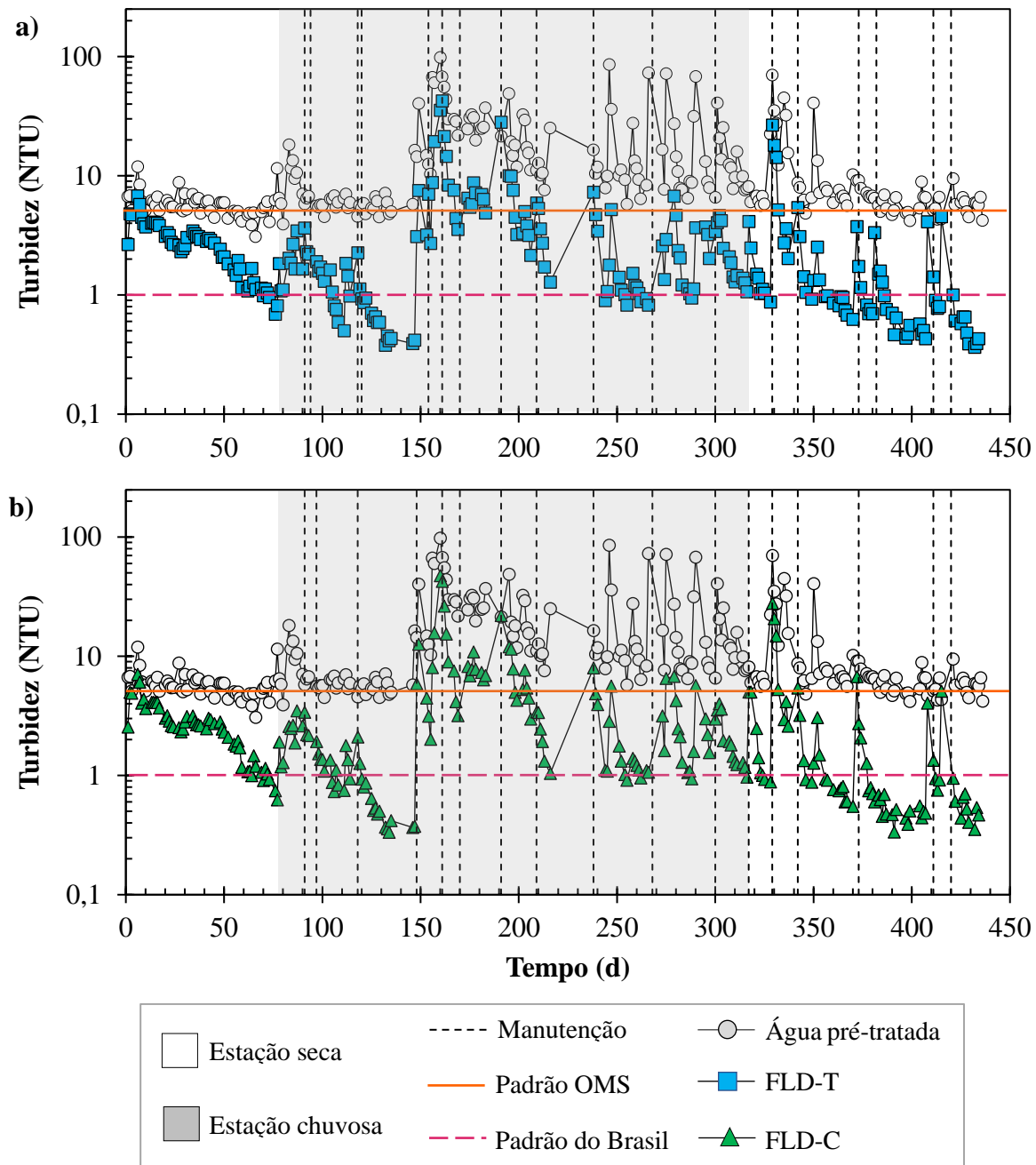


Fonte: a autora. Nota: pontos representam *outliers*.

5.4.3 Avaliação da remoção de turbidez

Os valores de turbidez da água pré-tratada e das águas filtradas pelos modelos tradicional e compacto ao longo de toda a operação são apresentados na Figura 21.

Figura 21 – Valores de turbidez da água pré-tratada do Rio Monjolinho e valores médios de turbidez da água filtrada do a) modelo tradicional e b) modelo compacto



Fonte: a autora

O comportamento das curvas de turbidez das águas filtradas do FLD-T e do FLD-C foi semelhante ao longo da operação, resultando em uma remoção média de turbidez de $73 \pm 20\%$ em ambos os modelos. O valor médio de turbidez remanescente foi de $3,13 \pm 4,77$ NTU para o FLD-T e de $3,30 \pm 5,24$ NTU para o FLD-C, de forma que não houve uma diferença significativa entre as qualidades das águas filtradas ($p = 0,93$, teste de Mann-Whitney). Destaca-

se que os altos valores de desvio padrão de turbidez observados nas amostras filtradas são consequência da variação temporal da qualidade da água pré-tratada do Rio Monjolinho, cujo valor médio foi de $13,2 \pm 14,6$ NTU (Figura 21).

A turbidez da água filtrada do FLD-T variou entre 0,33 NTU (26/setembro de 2018, dia 134) a 47,5 NTU (22/outubro de 2018, dia 160), sendo 87% das amostras abaixo de 5 NTU (WHO, 2017) e 27% abaixo de 1 NTU (BRASIL, 2021). Enquanto que a turbidez da água filtrada de FLD-C variou de 0,36 NTU (22/julho de 2019, dia 432) a 42,4 NTU (23/outubro de 2018, dia 161), sendo 84% dos valores abaixo de 5 NTU (WHO, 2017) e 29% abaixo de 1 NTU (BRASIL, 2021).

Como observado nos resultados, os dois modelos de filtro produziram água com turbidez dentro do recomendado pela OMS em boa parte das amostras, o que demonstra que ambos podem ser soluções adequadas para o tratamento de águas de mananciais superficiais em comunidades-alvo a nível global. Em concordância com esse resultado, Pompei et al. (2019) também notaram a capacidade de produção de água filtrada com turbidez < 5 NTU em FLDs operados em fluxo contínuo e alimentados com águas de mananciais superficiais. Apesar do resultado positivo, ambos os modelos produziram água com qualidade insuficiente para implantações em países com padrão de potabilidade mais restritivos, como o caso do Brasil. Nestes países, o usuário teria acesso a uma água para consumo de aparência mais turva que a habitual, o que poderia ser um parâmetro-chave para a não aceitação e o consequente abandono da tecnologia de tratamento.

A influência de diversas variáveis operacionais nos valores remanescentes de turbidez foi avaliada por análises bivariadas de correlação de Spearman (Tabela 27).

Tabela 27 – Correlação de Spearman entre os valores remanescente de turbidez e as variáveis operacionais de interesse

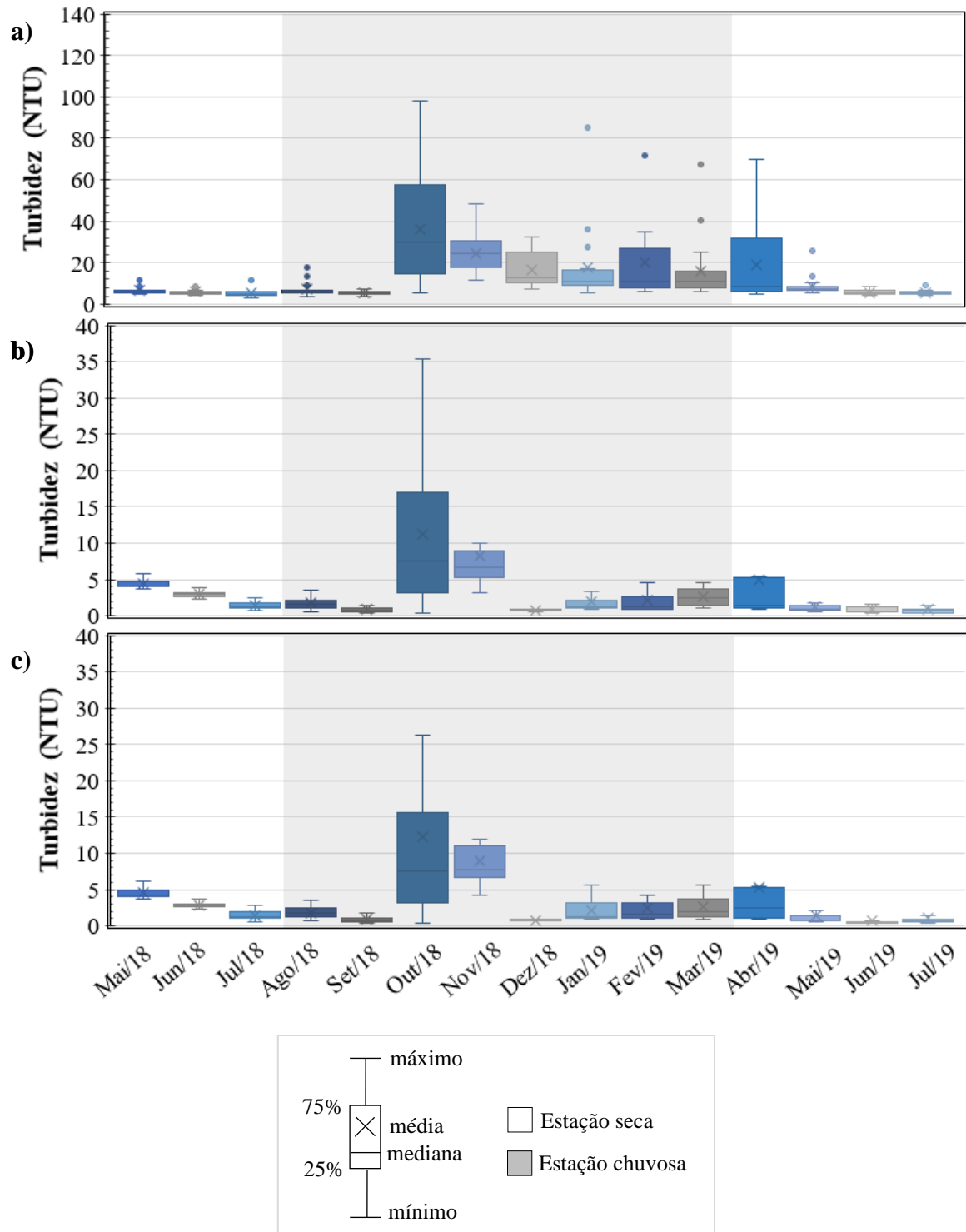
Modelo de filtro		Tempo de operação (d)	Tempo após a manutenção (d)	Perda de carga: $\Delta h L^{-1}$			Turbidez afluente (NTU)
				$0 < L \leq 2,5$ cm	$2,5 < L \leq 17,5$ cm	$17,5 < L \leq 43,5$ cm	
FLD-T	p	< 0,001	0,001	0,197	< 0,001	< 0,001	< 0,001
	$ r_s $	0,346	0,212	0,081	0,195	0,188	0,494
FLD-C	p	< 0,001	< 0,001	0,002	< 0,001	N/A	< 0,001
	$ r_s $	0,349	0,228	0,195	0,218	N/A	0,534

Fonte: a autora. Notas: tempo de operação – 436 dias, L – espessura do leito, FLD-T – modelo tradicional, FLD-C – modelo compacto, $|r_s|$ – módulo do coeficiente de correlação de Spearman, N/A – não aplicável, correlação significativa (*i.e.*, $p < 0,05$ e $|r_s| > |r_{\text{crítico}}|$) em negrito

A maioria das variáveis operacionais se correlacionou com os valores de turbidez nas águas filtradas (*i.e.*, turbidez remanescente), com exceção da perda de carga nos primeiros 2,5 cm de leito filtrante do modelo tradicional. A variável que apresentou maior coeficiente de correlação, dado pelo valor de $|r_s|$, foi a turbidez da água afluyente, o que confirma, por análises bivariadas, que a qualidade da água afluyente é um parâmetro operacional importante para filtros contínuos, assim como constatado por Napotnik, Baker e Jellison (2017) para filtros intermitentes.

Diante disso, foram analisadas as variações mensais de turbidez das águas filtradas, destacando aquelas causadas pela sazonalidade (Figura 22). Para fins comparativos, a Tabela 28 apresenta informações sobre a qualidade das águas afluentes e filtradas em cada estação.

Figura 22 – Boxplot mensal dos valores de turbidez das (a) águas pré-tratadas e das águas filtradas do (b) modelo tradicional – FLD-T e (c) modelo compacto – FLD-C



Fonte: a autora. Nota: pontos representam *outliers*.

Tabela 28 – Valores de turbidez das águas pré-tratadas e filtradas pelos modelos tradicional (FLD-T) e compacto (FLD-C) nas estações seca e chuvosa

		Estação seca			Estação chuvosa		
		Pré-tratada	FLD-T	FLD-C	Pré-tratada	FLD-T	FLD-C
	Média ±	8,24 ±	2,32 ±	2,36 ±	17,5 ±	3,91 ±	4,21 ±
Turbidez	D. P.	8,55	3,10	3,35	17,2	5,86	6,46
(NTU)	Mínima	3,07	0,36	0,34	3,52	0,38	0,33
	Máxima	69,8	26,6	27,8	98,1	42,4	47,5
% de	< 1 NTU*	0%	35%	40%	0%	19%	17%
amostras	< 5 NTU**	20%	93%	91%	6%	74%	77%

Fonte: a autora. Nota: FLD-T – modelo tradicional, FLD-C – modelo compacto, D.P. – desvio padrão, * padrão brasileiro (BRASIL, 2021), ** padrão da OMS (WHO, 2017)

Em geral, as amostras filtradas apresentaram valores médios de turbidez em conformidade com o padrão da OMS de 5 NTU (WHO, 2017), com exceção dos meses de maio, outubro e novembro de 2018 e abril de 2019 (Figura 22). Por marcar o início da operação, o mês de maio foi um período de baixa eficiência devido ao desenvolvimento da camada biológica. De forma análoga, Ahammed e Davra (2011) relataram um aumento de 16% na remoção de turbidez (inicial de 80% e final de 96%) em um FLD intermitente após 56 dias de operação.

Outubro de 2018 foi o mês com a maior pluviosidade acumulada durante o período de operação (Figura 17). Nesse mês, a qualidade da água do rio piorou e os níveis de turbidez da água pré-tratada elevaram-se de $5,54 \pm 0,92$ NTU a $36,2 \pm 25,7$ NTU, em comparação com os valores de setembro do mesmo ano (Figura 22). Os valores elevados de turbidez nas águas pré-tratadas em outubro afetaram, por sua vez, a qualidade das águas filtradas (FLD-T: $n = 17$; r_s crítico = 0,618, $|r_s| = 0,918$, $p < 0,01$, FLD-C: $n = 17$; r_s crítico = 0,618, $|r_s| = 0,897$, $p < 0,01$). Considerando os resultados de novembro, estima-se que o elevado valor de turbidez das águas filtradas tenha sido um reflexo da alta pluviosidade de outubro, dado que a turbidez obtida foi superior as de janeiro, fevereiro e março de 2019, mesmo com índice pluviométrico inferior. Diante disso, é notório que meses como outubro e novembro de 2018 reforçam a necessidade de um pré-tratamento mais eficiente para filtros lentos domiciliares que visam tratar mananciais superficiais.

O mês de abril marcou o início da estação seca, devido a pluviosidade acumulada inferior às relatadas na estação chuvosa (*i.e.*, 23 mm). Apesar disto, as águas pré-tratadas do rio Monjolinho ainda apresentavam valores de turbidez de $19,2 \pm 18,0$ NTU, decorrentes de acúmulos de partículas carregadas por chuvas intensas nos meses anteriores. A qualidade da água pré-tratada no mês de abril refletiu em maiores valores de turbidez nas águas filtradas, mesmo sendo um mês com uma menor sobrecarga pluviométrica.

Os valores de turbidez das águas filtradas também se correlacionaram com o tempo de operação (Tabela 28), assim como constatado por Faria Maciel e Sabogal-Paz (2018). Os dois modelos alcançaram menores valores de turbidez ao longo do tempo, como consequência do processo de amadurecimento (MWABI; MAMBA; MOMBA, 2012). Como observado na Figura 21, no início da operação, os filtros demoraram quase 70 dias para produzir água com 1,0 NTU, sendo que, ao final, esse valor foi atingido em dois dias após a manutenção. Como esperado, o tempo após a manutenção também se correlacionou com a turbidez das águas filtradas, visto que a qualidade da água filtrada melhorou durante a carreira de filtração. Essa melhoria de qualidade também foi observada por Jenkins, Tiwari e Darby (2011).

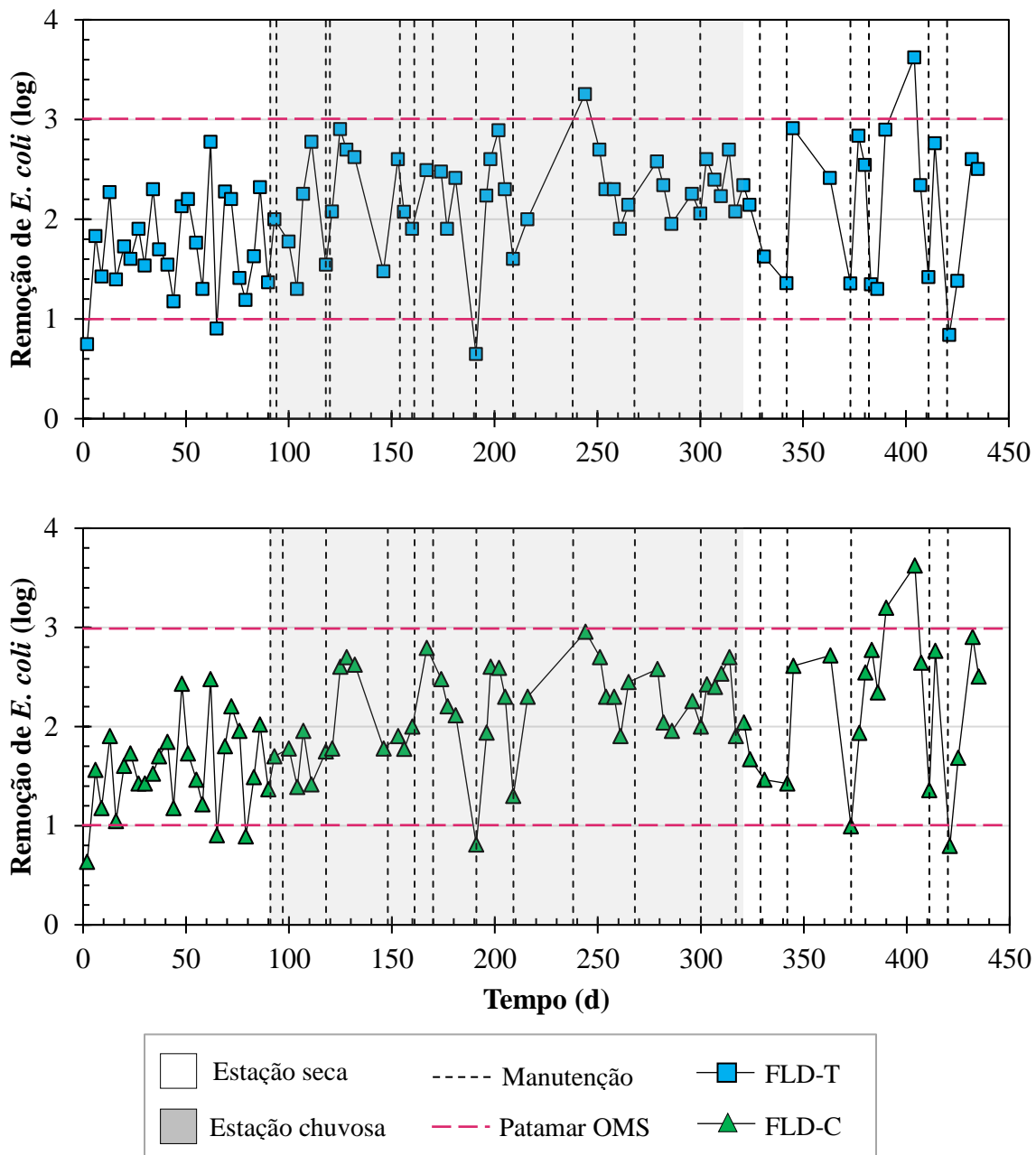
As medidas de perda de carga se correlacionaram com os valores de turbidez das águas filtradas, com exceção dos primeiros 2,5 cm do modelo tradicional. Ressalta-se que a perda de carga na última porção do leito filtrante do modelo tradicional (*i.e.*, $17,5 < L \leq 43,5$ cm) também se correlacionou com os valores de turbidez, o que indica que o aumento do leito filtrante se correlaciona com níveis inferiores de turbidez. Apesar disto, o aumento do leito não afetou significativamente a qualidade da água filtrada ($p = 0,93$, teste de Mann-Whitney).

5.4.4 Avaliação da remoção de bactérias

A redução de *E. coli* ao longo do tempo nos modelos tradicional e compacto é mostrada na Figura 23. As reduções médias dos modelos foram estatisticamente semelhantes ($p = 0,43$, teste t de Student), sendo $2,06 \pm 0,60$ log no FLD-T e $1,99 \pm 0,66$ log no FLD-C. No geral, os filtros apresentaram reduções entre 1,00 e 3,00 log, assim como o estabelecido pela WHO (2017) para a tecnologia de FLD. Apesar disso, foram observadas reduções inferiores a 1,00 log em 4 amostras do FLD-T e em 6 amostras do FLD-C, que ocorreram em períodos iniciais da operação e também logo após atividades de manutenção, dois momentos da operação em que o desenvolvimento da camada biológica estava comprometido (AHAMMED; DAVRA, 2011; ARNOLD; ARCHER; BARKDOLL, 2016; BAIG et al., 2011; FARIA MACIEL;

SABOGAL-PAZ, 2018; KENNEDY et al., 2013). Reduções superiores a 3,00 log foram alcançadas em 2 amostras do FLD-T e em 3 amostras do FLD-C.

Figura 23 – Redução de *E. coli* em função do tempo de operação no (a) modelo tradicional e no (b) modelo compacto



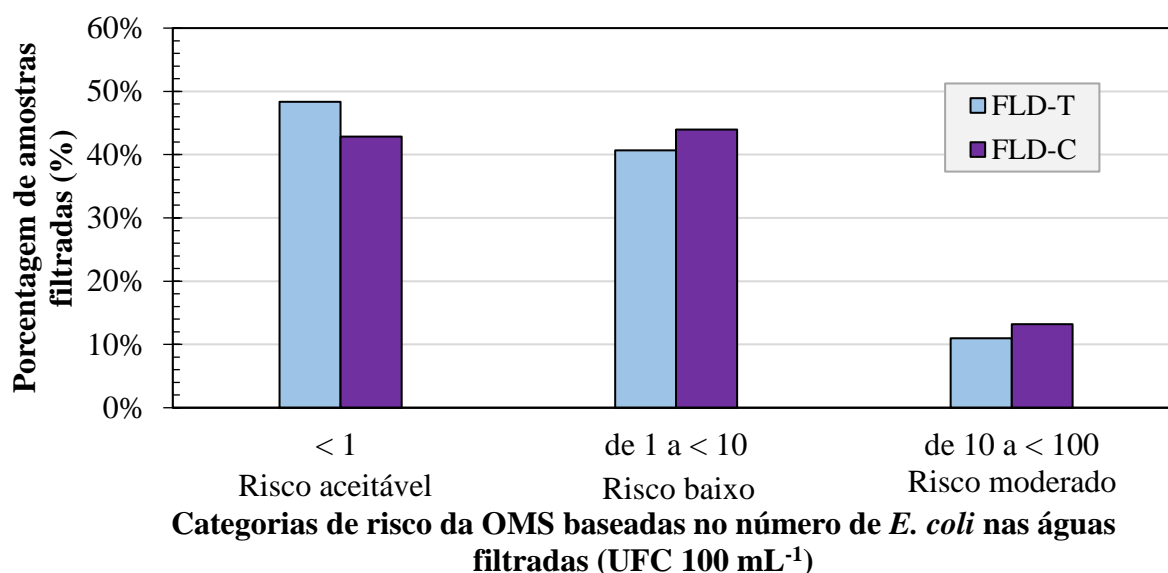
Fonte: a autora

As reduções de 1,0 a 3,0 log atingidas pelos modelos tradicional e compacto também estão em conformidade com os valores reportados na literatura de FLDs (ELLIOTT et al., 2008; MEDEIROS et al., 2020; MWABI; MAMBA; MOMBA, 2013; SOUZA FREITAS;

SABOGAL-PAZ, 2019; YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2014). No entanto, Faria Maciel e Sabogal-Paz (2018) obtiveram remoções superiores às do presente estudo (*i.e.*, $2,29 \pm 0,74$ log) ao utilizar contaminações simuladas de $4,0 \times 10^3 \pm 4,2 \times 10^3$ UFC 100mL^{-1} em FLDs contínuos com controle de nível e manta não tecida no topo do leito. Enquanto Medeiros et al., (2020) relatou reduções inferiores às deste estudo (*i.e.*, $1,02 \pm 0,49$ log) em FLDs contínuos com leito reduzido de 25 cm. Apesar disso, as diferenças nas remoções são plausíveis devido às condições multivariadas particulares de cada estudo, como taxa de filtração aplicada, qualidade da água afluyente, entre outros.

Mesmo com valores relevantes de remoção de *E. coli* alcançados pelos dois modelos, a característica essencial para o consumo é que as águas estejam em conformidade com os padrões de potabilidade, isto é, apresentem ausência do microrganismo indicador de contaminação fecal (BRASIL, 2021). Para tanto, as qualidades bacterianas das duas águas filtradas foram classificadas em categorias de risco, seguindo as diretrizes da WHO (2004) (Figura 24).

Figura 24 - Porcentagem de amostras de águas filtradas de FLD-T e FLD-C classificadas em categoria de risco pela Organização Mundial da Saúde (WHO, 2004).



Fonte: a autora

Como mostra a Figura 24, as qualidades das águas filtradas pelos modelos tradicional e compacto são similares em termos de *E. coli*, no entanto, as do modelo tradicional são aquelas que apresentaram uma qualidade ligeiramente superior. Destaca-se que em 11% e 13% das

amostras dos FLD-T e FLD-C, respectivamente, houve risco moderado em relação a *E. coli* (*i.e.*, de 10 a < 100 UFC 100mL^{-1}), enquanto a ausência bacteriana foi observada em 48% e 43% das amostras do modelo tradicional e compacto, respectivamente. A presença do indicador na maioria das amostras filtradas dos dois modelos reforça a necessidade de uma etapa de desinfecção após a filtração pelos filtros domiciliares, independente da espessura do leito.

A influência das variáveis operacionais nos valores de redução de *E. coli* nos FLDs foi avaliada por análises bivariadas de correlação de Spearman (Tabela 29).

Tabela 29 – Correlação de Spearman entre os valores de remoção de *E. coli* e as variáveis operacionais de interesse

Modelo de filtro	Tempo de operação (d)	Tempo após a manutenção (d)	Perda de carga: $\Delta h L^{-1}$			<i>E. coli</i> afluyente (UFC 100mL^{-1})	
			$0 < L \leq 2,5$ cm	$2,5 < L \leq 17,5$ cm	$17,5 < L \leq 43,5$ cm		
FLD-T	p	0,015	0,912	0,795	0,004	0,914	< 0,001
	$ r_s $	0,258	0,012	0,029	0,299	0,012	0,532
FLD-C	p	< 0,001	0,865	0,147	0,008	N/A	< 0,001
	$ r_s $	0,431	0,018	0,159	0,279	N/A	0,481

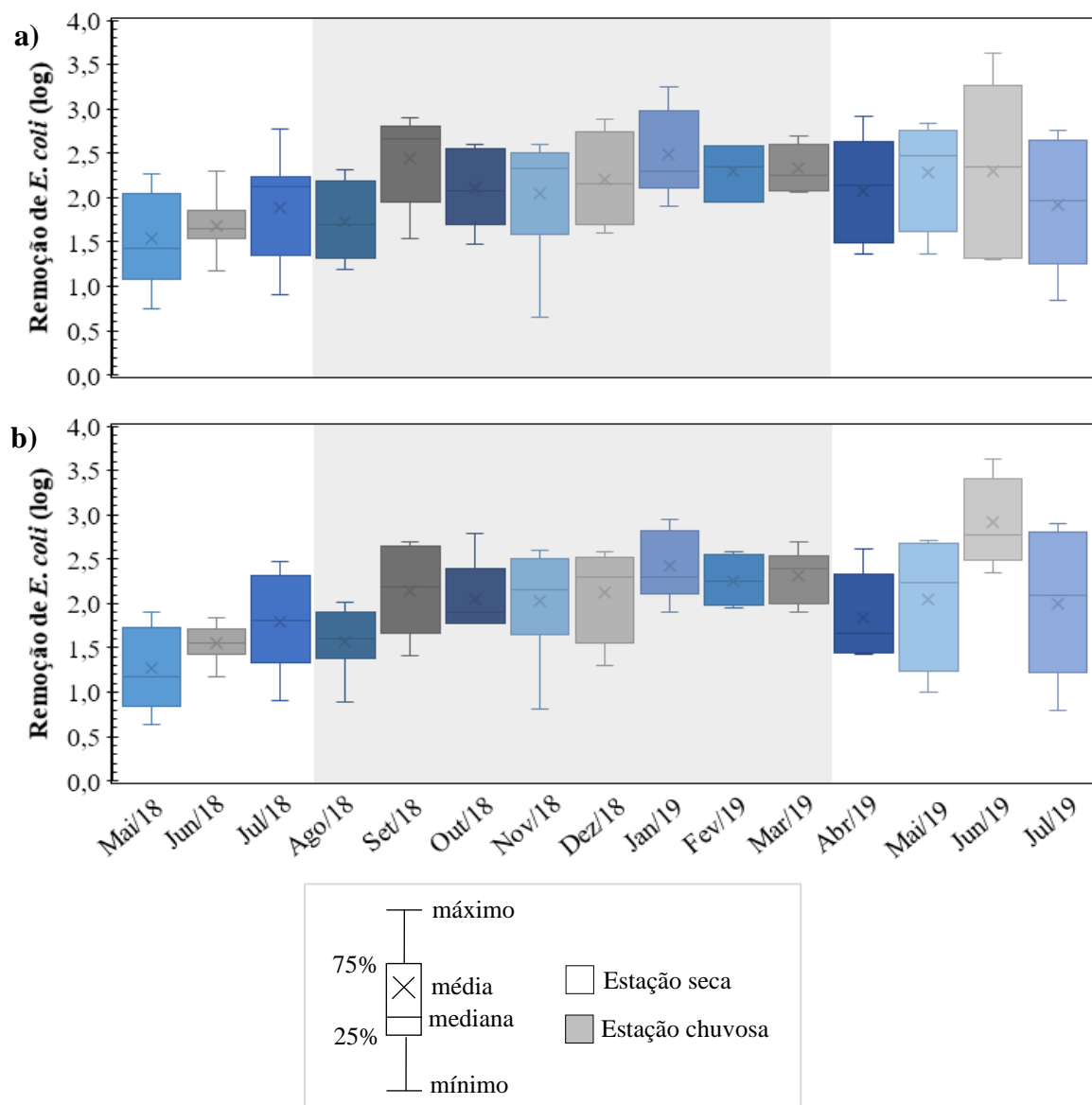
Fonte: a autora. Notas: tempo de operação – 436 dias, L – espessura do leito, FLD-T – modelo tradicional, FLD-C – modelo compacto, $|r_s|$ – módulo do coeficiente de correlação de Spearman, N/A – não aplicável, correlação significativa (*i.e.*, $p < 0,05$ e $|r_s| > |r_{\text{crítico}}|$) em negrito

Os valores de redução de *E. coli* em ambos os modelos se correlacionaram com o tempo de operação, com a perda de carga na segunda porção dos leitos ($2,5 < L \leq 17,5$ cm) e com a *E. coli* na água afluyente, sendo esta última variável a de maior correlação.

Os resultados de correlação demonstraram que as flutuações naturais na qualidade da água do rio em relação a *E. coli* influenciaram a qualidade da água pré-tratada que, por sua vez, afetaram as eficiências de redução (Tabela 29). Por causa dessas variações e das sucessivas manutenções, não foi possível visualizar claramente na Figura 23 o amadurecimento da camada biológica, dado nos dois modelos de filtro pelo aumento progressivo das eficiências (ELLIOTT et al., 2008). No entanto, o amadurecimento da camada biológica pôde ser verificado pela correlação entre o tempo de operação e a redução de *E. coli* (Tabela 29). Essa análise indicou um aumento da eficiência ao longo da operação, mesmo com as variações naturais e as atividades de manutenção. Na Figura 25 são apresentados os valores mensais de redução de *E.*

coli para elucidar a melhora progressiva em ambos os modelos constatada pelas análises estatísticas.

Figura 25 - Boxplot mensal dos valores de remoção de *E. coli* no (a) modelo tradicional – FLD-T e (b) modelo compacto – FLD-C



Fonte: a autora.

Apesar das variações nos valores de eficiência, as melhorias progressivas do desempenho também foram observadas na qualidade das águas filtradas. A partir do 174º dia de operação, os FLDs passaram a produzir água com ausência do indicador bacteriano fecal (*i.e.*, $< 1,0 \text{ UFC } 100\text{mL}^{-1}$) e esse padrão foi mantido até o final da operação, com exceção de dias com picos de *E. coli* na água pré-tratada e dias após a manutenção.

Como observado na Figura 25, a redução de *E. coli* durante a estação chuvosa foi ligeiramente superior à redução durante a estação seca no modelo tradicional ($2,60 \pm 0,63$ log versus $1,95 \pm 0,66$ log) e no modelo compacto ($2,08 \pm 0,50$ log versus $1,90 \pm 0,68$ log). Mesmo não havendo diferença significativa entre as estações (FLD-T: $p = 0,07$, FLD-C: $p = 0,16$, teste t de Student), a menor eficiência durante a estação seca ocorreu por englobar os valores de redução correspondentes aos meses iniciais de operação (*i.e.*, maio e junho de 2018).

Como esperado, as atividades de manutenção afetaram negativamente o desempenho dos filtros em relação a *E. coli*. Em particular, no dia 421, as manutenções reduziram em cerca de 2,0 log o desempenho do modelo tradicional (2,76 log para 0,79 log) e do modelo compacto (2,76 log para 0,84 log). Todavia, o tempo após as manutenções não se correlacionou com a redução de *E. coli* em nenhum dos modelos. Portanto, acredita-se que tenha ocorrido um acúmulo de microrganismos, não só no topo do leite (*i.e.*, $\leq 2,5$ cm) como também na segunda porção (*i.e.*, $2,5 < L \leq 17,5$ cm), assim como relatado por Young-Rojanschi e Madramootoo (2014) e constatado pelas análises de correlação (Tabela 29). Essa hipótese pode ter proporcionado condições para uma recuperação mais rápida da eficiência ao longo do tempo. De maneira semelhante, Napotnik, Baker e Jellison (2017) não encontraram uma correlação entre a redução de *E. coli* e o tempo após a manutenção em um estudo de longa duração, como a deste estudo.

5.4.5 Avaliação de redução de protozoários

A princípio foi avaliada a qualidade analítica do método de concentração por filtração em membrana utilizando cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. provenientes da suspensão comercial ColorSeed™. A Tabela 30 apresenta o percentual médio de recuperação de cistos e de oocistos em amostras de água filtrada submetidas ao método.

Tabela 30 – Recuperação de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. provenientes da suspensão ColorSeed™ em amostras de água filtrada submetidas ao método de concentração por filtração em membrana

	Cistos de <i>Giardia</i> spp.	Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp.	
	N = 1	13	48
	N = 2	8	28
Amostra	N = 3	3	35
	N = 4	10	25
Recuperação (%)	8,1 ± 4,3	33,8 ± 10,1	
Coeficiente de variação (%)	52,5	29,9	
Critério de aceitação da USEPA (2012)			
Recuperação (%)	8 – 100	32 – 100	
Coeficiente de variação (%)	≤ 97	≤ 46	

Fonte: a autora. Nota: não foram identificados cistos e oocistos na amostra referente ao branco.

Os ensaios de controle de qualidade com a suspensão ColorSeed™ indicam valores de recuperação e de coeficiente de variação (*i.e.*, desvio padrão relativo a média) para cistos e oocistos dentro do recomendado pela USEPA (2012). No entanto, destaca-se que as recuperações foram próximas aos mínimos exigidos de 8% para *Giardia* e 32% para *Cryptosporidium*, assim como observado por Sammarro Silva e Sabogal-Paz (2020). Os baixos valores de recuperação demonstram as perdas inerentes ao processo, o que evidencia a problemática envolvida na técnica de detecção de protozoários. Essas perdas elevadas podem diminuir a confiabilidade das análises, tornando-as muitas vezes subestimadas. Todavia, mesmo com as intempéries do processo, as análises de cistos e oocistos fornecem um indicativo da qualidade da água analisada, bem como da eficiência do tratamento.

Após a constatação da regularidade do método analítico, contaminações de 1001 ± 847 cistos e de 264 ± 129 oocistos foram inoculadas na zona estacionária dos filtros por 106 dias consecutivos (*i.e.*, do 330° ao 436° dia de operação). As reduções de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. nos modelos tradicional e compacto são apresentadas na Tabela 31.

Tabela 31 – Redução de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* no modelo tradicional (FLD-T) e no modelo compacto (FLD-C)

	Dia	Inoculação (5 µL d ⁻¹)	FLD-T		FLD-C	
			Cistos 48 L ⁻¹	Remoção (log)	Cistos 48 L ⁻¹	Remoção (log)
Cistos de <i>Giardia</i> spp.	344	1001 ± 847	ND	> 3	ND	> 3
	365		ND	> 3	ND	> 3
	379		ND	> 3	ND	> 3
	388		ND	> 3	13	1,90
	423		ND	> 3	ND	> 3
	431		ND	> 3	ND	> 3
	Média			Ausência	> 3	2
Desvio padrão				5	0,45	
	Dia	Inoculação (15 µL d ⁻¹)	FLD-T		FLD-C	
			Oocistos 48 L ⁻¹	Remoção (log)	Oocistos 48 L ⁻¹	Remoção (log)
Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp.	344	264 ± 129	19	1,14	20	1,12
	365		15	1,24	53	0,70
	379		10	1,42	13	1,32
	388		15	1,25	23	1,06
	423		18	1,17	25	1,02
	431		14	1,28	13	1,32
	Média			15	1,25	24
Desvio padrão		3	0,10	15	0,23	

Fonte: a autora. Notas: FLD-T – modelo tradicional, FLD-C – modelo compacto, ND – não detectado.

Como mostra a Tabela 31, o modelo tradicional apresentou valores superiores de remoção para ambos os protozoários, incluindo a remoção completa de cistos de *Giardia* spp., durante os 106 dias de inoculação. Em resumo, a remoção de cistos foi superior a 3 log no FLD-T e de 2,82 ± 0,45 log no FLD-C (1,90 a > 3 log), enquanto que a remoção de oocistos foi de 1,25 ± 0,10 log no FLD-T (1,14 a 1,42 log) e de 1,09 ± 0,23 log no FLD-C (0,70 a 1,32 log). Os valores superiores de remoções de cistos de *Giardia* spp. do que de oocistos de *Cryptosporidium* spp., observados nos modelos tradicional e compacto, eram esperados devido ao menor tamanho de oocistos (*i.e.*, 4-7 µm *versus* 8-12 µm de cistos) e sua capacidade de compreensibilidade pelo leito filtrante (ADEYEMO; KAMIKA; MOMBA, 2015; ANDREOLI; SABOGAL-PAZ, 2020; MEDEIROS et al., 2020; PALMATEER et al., 1999; USEPA, 2012).

Assim como relatado na literatura, a espessura do leito filtrante foi um fator relevante para a retenção de cistos de *Giardia*. Palmateer et al. (1999) também observaram a remoção completa de cistos em um FLD com espessura de leito semelhante à do FLD-T, enquanto que Medeiros et al. (2020) notaram o transpasse de cistos em um FLD com leito filtrante reduzido

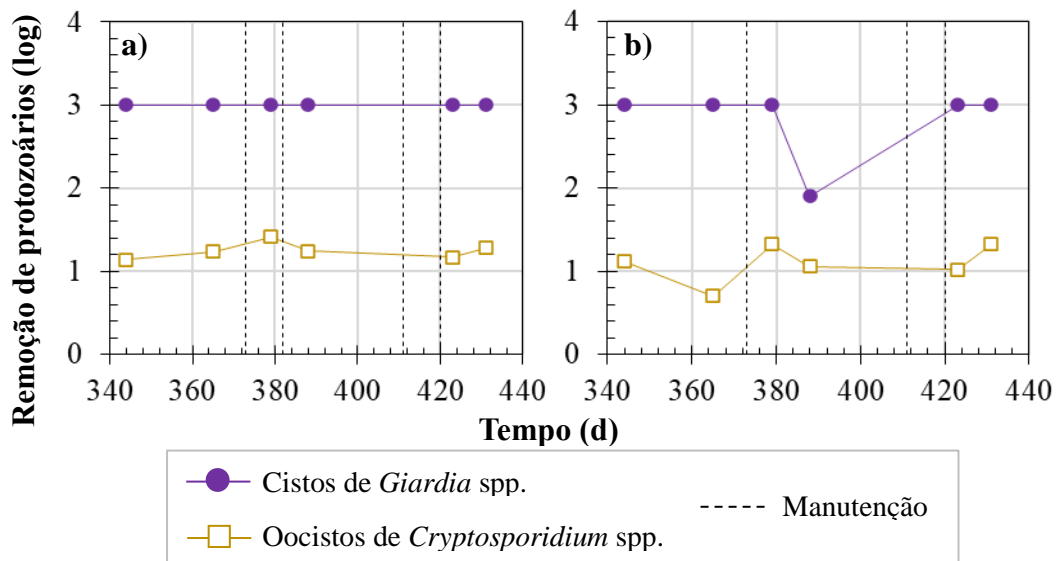
de 25 cm. Apesar da relevância para a retenção de cistos, leitos filtrantes mais espessos não forneceram uma melhora significativa na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* ($p = 0,15$, teste t de Student), pois em ambos os modelos ocorreu o transpasse do parasito em questão. Estudos como os de Adeyemo, Kamika e Momba (2015), Medeiros et al. (2020) e Palmateer et al. (1999) também observaram o transpasse de oocistos em FLDs com 15, 25 e 50 cm, respectivamente.

Em particular, Andreoli e Sabogal-Paz (2020) observaram o transpasse de cistos e oocistos em um FLD contínuo, idêntico em termos construtivos e operacionais, ao FLD-T, também utilizando contaminações simuladas de (oo)cistos de protozoários, porém operando com águas subterrâneas (*i.e.*, pobres em nutrientes). Essa diferença na qualidade da água afluyente também demonstra que a alimentação por águas superficiais favorece o desenvolvimento de uma camada biológica com maior diversidade de microrganismos e mais propícia a retenção de cistos de *Giardia*, inclusive para manter a remoção completa durante toda a análise. Análises detalhadas a respeito dos *schmutzdeckes* desenvolvidos nos modelos tradicional e compacto são apresentadas na Seção 5.5.

De modo geral, os valores de remoção de (oo)cistos obtidos por ambos os modelos estão em conformidade com os intervalos reportados na literatura de FLDs, sendo estes de 0,98 a > 5 log para cistos e de 0,41 a 4,10 log para oocistos (ADEYEMO; KAMIKA; MOMBA, 2015; ANDREOLI; SABOGAL-PAZ, 2020; MEDEIROS et al., 2020; NAPOTNIK; BAKER; JELLISON, 2020; PALMATEER et al., 1999)

Particularidades a respeito do impacto das manutenções e do tempo de operação nos valores de redução de (oo)cistos são apresentadas na Figura 26.

Figura 26 - Redução de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* ao longo da operação no (a) modelo tradicional (FLD-T) e (b) no modelo compacto (FLD-C)



Fonte: a autora

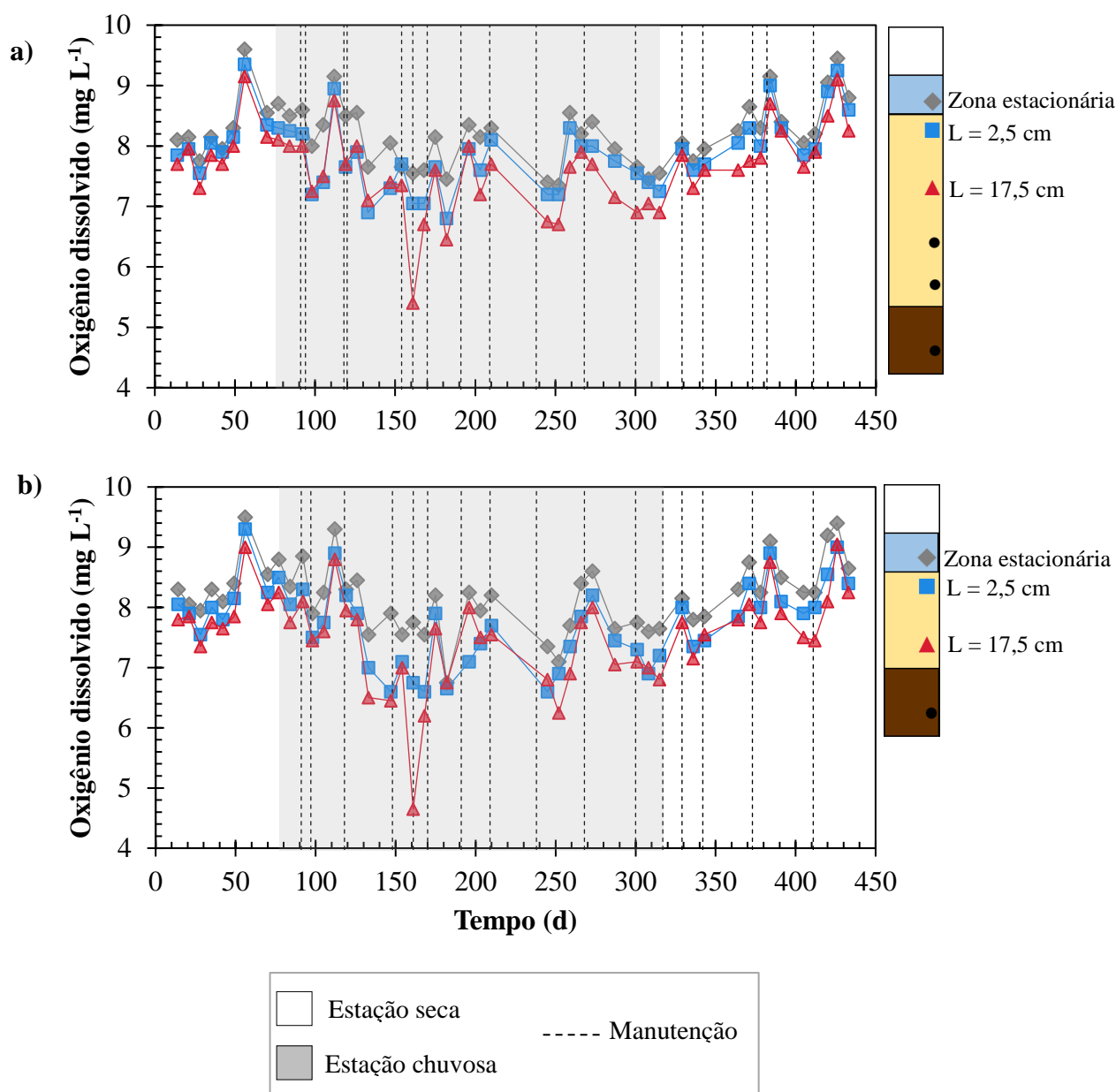
Como as avaliações de protozoários foram conduzidas em condições amadurecidas dos FLDs, as eficiências dos dois modelos não se correlacionaram com o tempo de operação (FLD-T: $n = 6$; r_s crítico = 0,886, $|r_s| = 0,377$, $p < 0,05$, FLD-C: $n = 6$; r_s crítico = 0,886, $|r_s| = 0,232$, $p < 0,05$) e com o tempo após a manutenção (FLD-T: $n = 6$; r_s crítico = 0,886, $|r_s| = 0,696$, $p < 0,05$, FLD-C: $n = 6$; r_s crítico = 0,058, $|r_s| = 0,232$, $p < 0,05$). Os resultados demonstram que não houve melhoria da eficiência ao longo da operação, tampouco as atividades de manutenção impactaram. Destaca-se que as análises estatísticas foram realizadas apenas com os resultados de redução de oocistos de *Cryptosporidium* dada a ausência de cistos em 11 de 12 análises (Tabela 31). Todavia, análises complementares em diferentes condições de amadurecimento ainda são necessárias para melhor elucidar o comportamento das remoções de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em filtros domiciliares alimentados com águas superficiais.

5.4.6 Avaliação do consumo de oxigênio dissolvido

Os valores de OD das amostras da zona estacionária e dos 2,5 cm e 17,5 cm de profundidade do leito filtrante em ambos os modelos são apresentados na Figura 27. A análise temporal de OD foi executada até a profundidade de 17,5 cm do leito para verificar a possível existência de camada biológica em profundidades superiores a 2,5 cm. Essa verificação foi

realizada pois, anteriormente, foram observados valores de perda de carga significativos na segunda porção do leito ($2,5 < L \leq 17,5$ cm).

Figura 27 – Valores de oxigênio dissolvido na zona estacionária e nos 2,5 cm e 17,5 cm de profundidade do leito filtrante do (a) modelo tradicional e do (b) modelo compacto



Fonte: a autora

Como mostra a Figura 27, as amostras da zona estacionária (*i.e.*, 5 cm acima do leito) apresentaram valores de OD significativamente superiores aos das amostras retiradas no interior do leito filtrante de ambos os modelos ($p < 0,05$, teste de Mann-Whitney). Entre a zona estacionária e o primeiro ponto de amostragem (*i.e.*, $L = 2,5$ cm) ocorreu uma redução nos

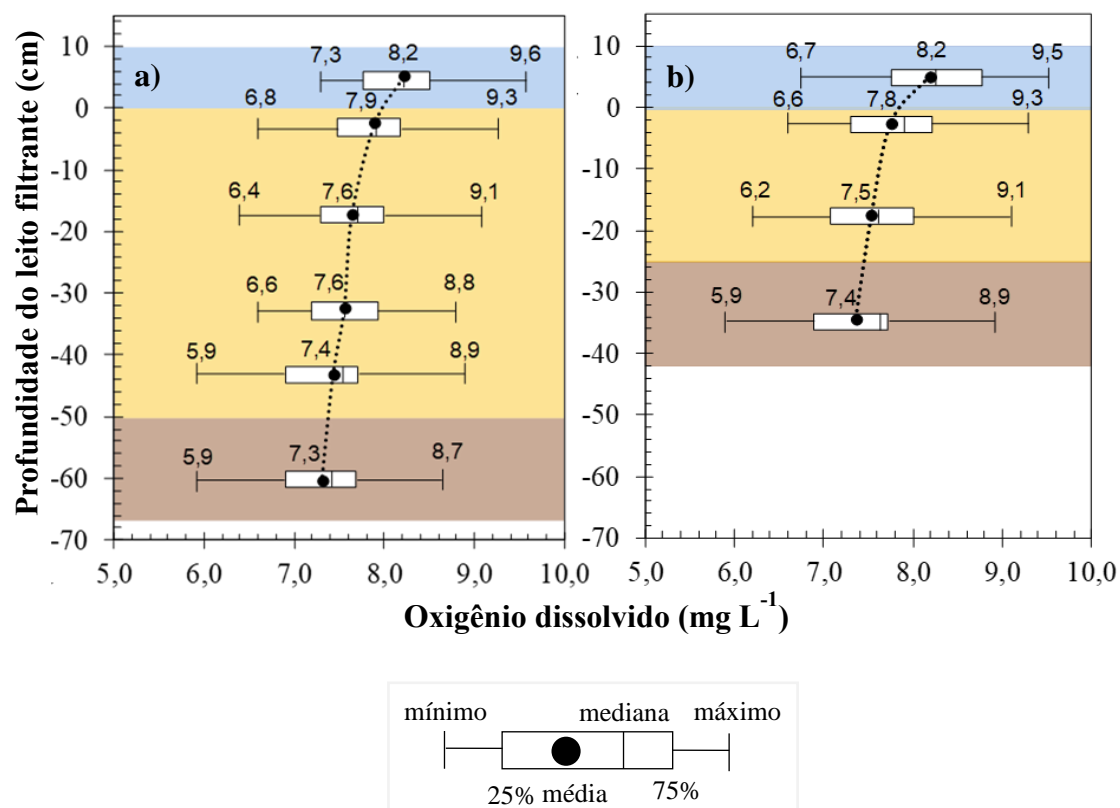
valores de OD de $0,32 \pm 0,23 \text{ mg L}^{-1}$ no FLD-T e de $0,43 \pm 0,25 \text{ mg L}^{-1}$ no FLD-C. O consumo expressivo observado no topo do leito filtrante pode ser um indicativo de que em ambos os modelos foi desenvolvido um *schmutzdecke* com metabolismo aeróbio ativo (BUZUNIS, 1995; YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2014), assim como esperado em FLDs alimentados por águas de mananciais superficiais e operados continuamente por um longo período.

Na segunda porção do leito de ambos os modelos também foi observado um consumo de OD. O modelo tradicional apresentou um consumo de $0,26 \pm 0,29 \text{ mg L}^{-1}$ e o compacto de $0,22 \pm 0,37 \text{ mg L}^{-1}$, indicando que também ocorreu atividade biológica em maiores profundidades dos leitos. Todavia, as comunidades microbianas em cada compartimento dos FLDs tendem a variar. Wang et al. (2014) notaram a predominância de arqueia *Nitrosopumilus* e bactéria *Nitrospira* no topo do leito e de bactéria *Triobacillus* nas camadas inferiores, além da presença de bactérias proteolíticas em toda a profundidade dos FLDs. Detalhes sobre as características quantitativas e qualitativas dos *schmutzdeckes* dos modelos tradicional e compacto são apresentados na Seção 5.5.

Ao contrário do esperado, não ocorreu uma diminuição nos valores de OD na região do *schmutzdecke* (i.e., $L = 2,5 \text{ cm}$) com o avanço das carreiras de filtração e consequente amadurecimento dos FLDs (FLD-T: $n = 48$; r_s crítico = $0,285$, $|r_s| = 0,204$, $p < 0,05$ e FLD-C: $n = 48$; r_s crítico = $0,285$, $|r_s| = 0,093$, $p < 0,05$). Observa-se, no entanto, que as flutuações temporais de OD na região do *schmutzdecke* se correlacionaram fortemente com a temperatura (FLD-T: $n = 44$; r_s crítico = $0,386$, $|r_s| = 0,708$, $p < 0,01$ e FLD-C: $n = 44$; r_s crítico = $0,386$, $|r_s| = 0,634$, $p < 0,01$). Essas flutuações temporais, por sua vez, podem ter sido um reflexo do OD de saturação relacionado à temperatura ambiente de cada dia de operação, dado que águas mais frias retêm maior quantidade de oxigênio. Segundo Fiorucci e Benedetti-Filho (2005), a quantidade de oxigênio que se dissolve a 0°C ($14,2 \text{ mg L}^{-1}$) é superior ao dobro da dissolvida a 35°C ($7,0 \text{ mg L}^{-1}$). Diante disso, foi observada uma diferença significativa nos valores de OD do *schmutzdecke* entre as estações em ambos os modelos (FLD-T: $p < 0,05$, teste de Mann-Whitney e FLD-C: $p < 0,05$, teste t de Student).

Os perfis de OD ao longo de todo o leito filtrante dos modelos tradicional e compacto estão na Figura 28.

Figura 28 – Perfil de oxigênio dissolvido ao longo do leito filtrante do (a) modelo tradicional e do (b) modelo compacto.



Fonte: a autora. Nota: as barras de desvio padrão referem-se aos desvios temporais e a profundidade em 0 cm representa o topo do leito filtrante.

Em ambos os modelos ocorreram diminuições progressivas de OD ao longo do todo o leito filtrante, sendo as mais expressivas aquelas até a profundidade de 17,5 cm. A tendência dos perfis convergiu com as medidas observadas por Young-Rojanschi e Madramootoo (2014), embora os autores tenham encontrado maiores consumos de OD na *schmutzdecke* devido ao acréscimo de esgoto à água afluyente e ao maior tempo de contato entre a água e o leito do filtro, dado pela taxa de filtração de $0,24 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Outro ponto importante que pode ser destacado na Figura 28 é que a concentração de OD não atingiu valores próximos a 0 mg L^{-1} em nenhum ponto.

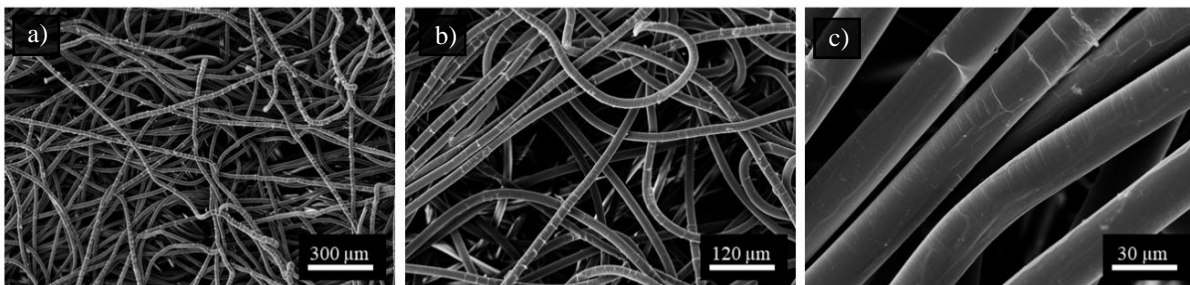
5.5 AVALIAÇÃO DO *SCHMUTZDECKE*

Os *schmutzdeckes* desenvolvidos nos dois modelos de filtro lento domiciliar foram avaliados por meio de: 1) fotomicrografias de microscopia eletrônica de varredura (MEV) das mantas não-tecidas para análise visual, 2) quantificação de sólidos suspensos totais e voláteis para análise das parcelas inorgânicas e orgânicas, e 3) microscopia de campo claro para identificação dos microrganismos presentes.

5.5.1 Microscopia eletrônica de varredura

A Figura 29 apresenta fotomicrografias de MEV da manta não-tecida antes de ser utilizada nos filtros domiciliares tradicionais e compactos. Sob os diferentes aumentos, observa-se que a manta originalmente apresenta fibras emaranhadas, sem nenhuma impureza depositada com uma área superficial considerável para a retenção. Como mostra a Figura 29 c, a manta não-tecida é composta por estruturas tubulares com cerca de 25 μm de diâmetro.

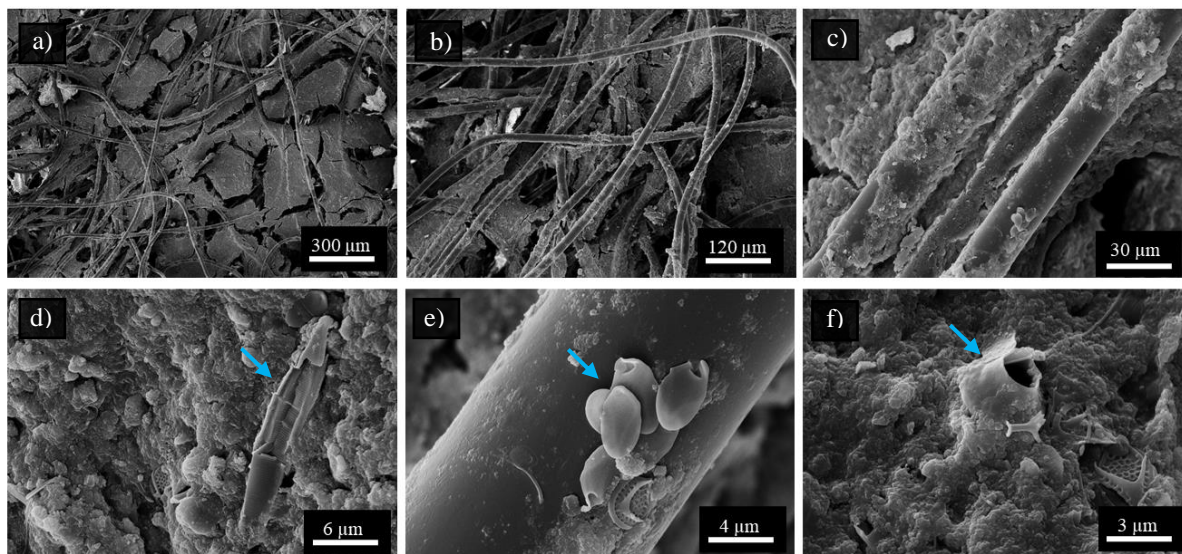
Figura 29 – Fotomicrografias de microscopia eletrônica de varredura da manta não-tecida tipo feltro antes do uso nos filtros lentos domiciliares



Fonte: a autora

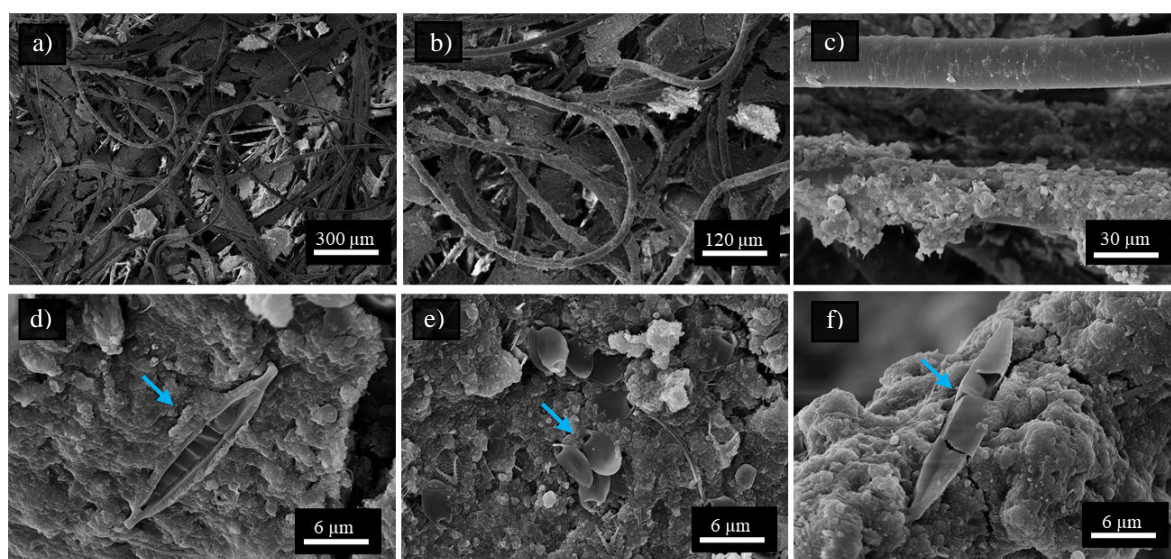
As Figuras 30 e 31 apresentam fotomicrografias de MEV das mantas após a utilização no FLD-T e no FLD-C por 436 dias, respectivamente.

Figura 30 – Fotomicrografias de microscopia eletrônica de varredura da manta não-tecida tipo feltro após o uso no filtro lento domiciliar tradicional (FLD-T)



Fonte: a autora. Nota: setas indicam microrganismos

Figura 31 – Fotomicrografias de microscopia eletrônica de varredura da manta não-tecida tipo feltro após o uso no filtro lento domiciliar compacto (FLD-C)



Fonte: a autora. Nota: setas indicam microrganismos

Como observado nas fotomicrografias, em ambas as mantas houve uma densa deposição de partículas e microrganismos sobre e entre as fibras após a operação. A semelhança das imagens de MEV entre os modelos tradicional e compacto era esperada, pois as mantas eram a primeira etapa de purificação da água pré-tratada do Rio Monjolinho no interior dos filtros, o que independia da espessura do leito filtrante subsequente.

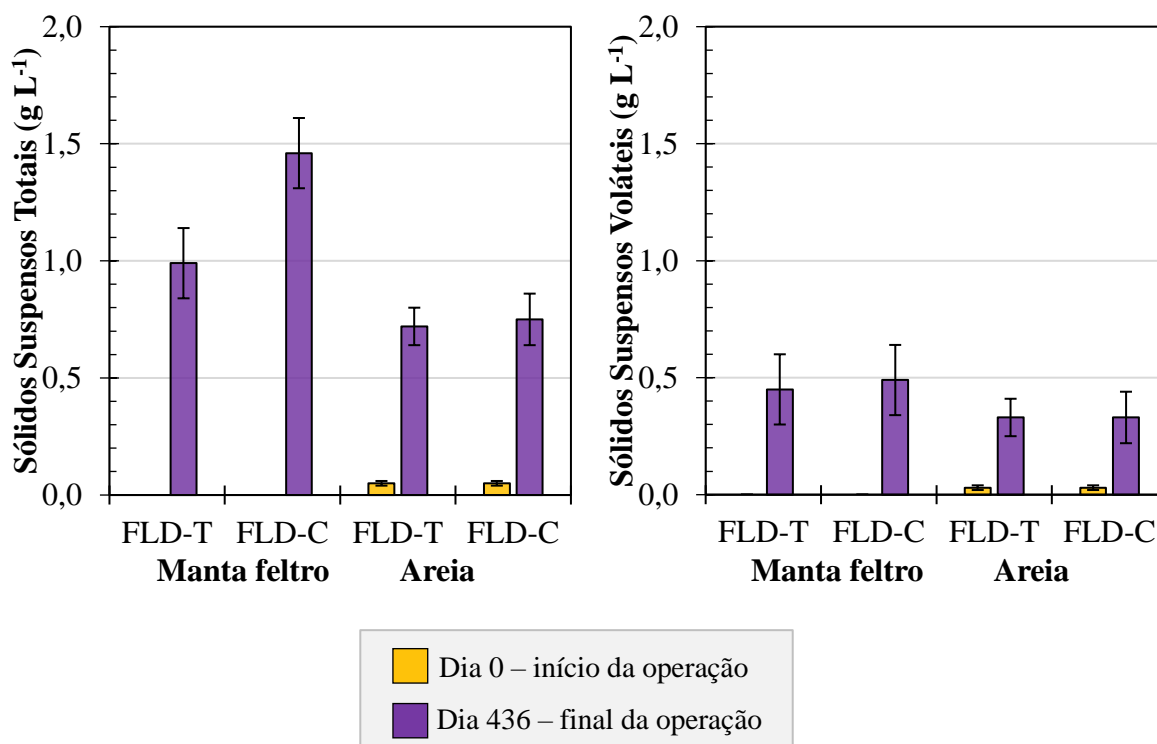
Apesar de não avaliado por técnicas específicas, estima-se que o material aderido às fibras era composto por precipitados de sílica e materiais orgânicos (MACIEL, 2018; SABOGAL-PAZ et al., 2020). Nas imagens das mantas foram identificadas estruturas semelhantes às algas *Mallomonas tonsuratal* (Figura 30 e, Figura 31 e) e *Nitzschia* spp. (Figura 30 d, Figura 31 d,f). Estudos como os de Maciel (2018) e Medeiros et al. (2020) também analisaram mantas não-tecidas apoiadas em leitos filtrantes de FLDs por MEV e identificaram estruturas semelhantes às de cistos de *Giardia*, de oocistos de *Cryptosporidium* e de bactérias dos tipos bacilo e cocus.

Diante das imagens em MEV, foi notória a capacidade de as mantas servirem como meio suporte para a aderência de partículas e microrganismos em FLDs. Além de apoiarem o desenvolvimento do *schmutzdecke*, as mantas foram substanciais neste estudo para a diminuição da sobrecarga no leito filtrante, permitindo que este fosse reduzido pela metade sem causar impactos na qualidade da água filtrada.

5.5.2 Sólidos suspensos totais e voláteis

A Figura 32 exhibe as concentrações de sólidos suspensos totais (SST) e voláteis (SSV) dos materiais depositados na manta e no topo da areia dos FLDs. Destaca-se que os sólidos foram quantificados nas águas de lavagem de cada uma das amostras no início (dia 0) e no fim da operação (dia 436).

Figura 32 – Sólidos suspensos totais e voláteis retidos nas amostras de manta e de areia dos FLDs



Fonte: a autora. Notas: FLD-T – filtro lento domiciliar tradicional, FLD-C – filtro lento domiciliar compacto

Não foram quantificados os sólidos suspensos totais e voláteis nas amostras das mantas no início da operação, visto que todas eram novas e não apresentavam nenhum material depositado. Em contrapartida, os SST e SSV quantificados nas amostras de areia no dia 0 foram de $0,05 \pm 0,01 \text{ g L}^{-1}$ e $0,03 \pm 0,01 \text{ g L}^{-1}$, respectivamente. A presença de sólidos nas amostras de areia demonstra que os procedimentos de lavagem adotados não foram capazes de retirar todas as impurezas, sendo que sua composição era de 60% de origem orgânica. Dados os baixos valores obtidos, acredita-se que as concentrações iniciais de sólidos não tenham influenciado na capacidade de operação dos filtros.

Como esperado, após 436 dias de operação, as concentrações de sólidos totais e voláteis nas amostras de manta e de areia aumentaram consideravelmente em ambos os modelos de FLD (Figura 32). No final da operação, a concentração de SST foi estatisticamente diferente entre as amostras de manta do FLD-T e do FLD-C ($p < 0,05$, teste-t). O FLD-C também apresentou diferenças significativas de concentração de SST entre as amostras de manta e de areia ($p < 0,05$, teste de Mann-Whitney). No entanto, no 436º dia, não foram observadas diferenças significativas nas concentrações de SSV entre os modelos de filtro e entre os tipos de amostra (*i.e.*, manta e areia) ($p = 0,08$, teste de Kruskal-Wallis).

Os resultados demonstram que a retenção de sólidos foi expressiva tanto na manta-não tecida quanto no topo da areia nos dois modelos de filtro, o que comprova a importância de ambas para o tratamento de águas superficiais a nível domiciliar por FLDs, independente da espessura de seu leito filtrante.

A diferença estatística observada nos valores de SST foi causada pela retenção de sólidos totais na manta do FLD-C. Apesar disto, acredita-se que o resultado tenha sido arbitrário, visto que ambos os modelos receberam água afluyente com a mesma qualidade.

A relação $SSV \cdot SST^{-1}$ expressa a porcentagem orgânica dos sólidos retidos no *schmutzdecke* da manta e da areia de ambos os modelos. No FLD-T, a parcela orgânica na manta e na areia foi de $45 \pm 12\%$ e $47 \pm 16\%$, respectivamente, enquanto no FLD-C, essa parcela foi de $33 \pm 7\%$ e $43 \pm 14\%$, respectivamente. Como observado, o *schmutzdecke* desenvolvido em ambos os modelos foi composto majoritariamente por partículas inorgânicas, assim como constatado por Lamon (2020) em FLDs alimentados com águas do Rio Monjolinho. Apesar disso, os *schmutzdeckes* também apresentaram uma parcela considerável de origem orgânica, a qual é composta basicamente por microrganismos e substâncias poliméricas extracelulares (RANJAN; PREM, 2018).

Diante das análises de sólidos, foi demonstrando o desenvolvimento de um *schmutzdecke* robusto com substâncias inorgânicas e orgânicas tanto na manta não-tecida quanto no topo dos leitos filtrantes dos modelos tradicional e compacto. Essa caracterização do *schmutzdecke* é particularmente importante para justificar as melhorias das eficiências de remoção de turbidez e microrganismos nos períodos de amadurecimento e nas carreiras de filtração dos FLDs.

5.5.3 Avaliação dos microrganismos do *schmutzdecke*

A microscopia de campo claro permitiu visualizar os microrganismos presentes no *schmutzdecke* das mantas e das areias dos FLDs tradicional e compacto. Os microrganismos identificados são apresentados na Tabela 32.

Tabela 32 – Microrganismos visualizados por microscopia de campo claro em amostras de manta e de areia dos filtros lentos domiciliares

Microrganismo	FLD-T		FLD-C	
	Manta	Areia	Manta	Areia
Algas				
<i>Ankistrodesmus</i> spp.		X		

<i>Apatococcus</i> spp.			X	
<i>Aulacoseira</i> spp.	X	X	X	X
<i>Chlorella</i> spp.	X	X	X	X
<i>Chrysamoeba</i> spp.			X	
<i>Closterium</i> spp.	X		X	X
<i>Coelastrum</i> spp.			X	
<i>Cosmarium</i> spp.			X	
<i>Desmodesmus</i> spp.		X	X	X
<i>Eremosphaera</i> spp.				X
<i>Euglena</i> spp.	X	X	X	X
<i>Gomphonema</i> spp.				X
<i>Melosira</i> spp.	X			
<i>Monoraphidium</i> spp.	X	X		
<i>Navícula</i> spp.	X	X	X	X
<i>Nitzschia</i> spp.		X	X	X
<i>Pediastrum</i> spp.	X	X		X
<i>Phacus</i> spp.	X	X	X	X
<i>Pleurosigma</i> spp.		X	X	X
<i>Scenedesmus</i> spp.	X	X	X	X
<i>Staurastrum</i> spp.	X	X		X
<i>Synedra</i> spp.	X	X	X	X
<i>Tabellaria</i> spp.	X		X	
<i>Tetrastrum</i> spp.			X	
<i>Trachelomonas</i> spp.		X	X	X
<i>Ulothrix</i> spp.			X	
Helmintos				
Nematódeo (larva)	X		X	X
Nematódeo (ovo)			X	
Protozoários				
<i>Coleps</i> spp.			X	X
<i>Corythion</i> spp.	X	X	X	X
<i>Cyclotella</i> spp.		X	X	X
Heliozoa	X	X	X	X
Protozoário ciliado			X	
<i>Vorticella</i> spp.	X	X	X	X
Outros				
Micro crustáceo	X	X	X	X
Rotífero	X	X	X	

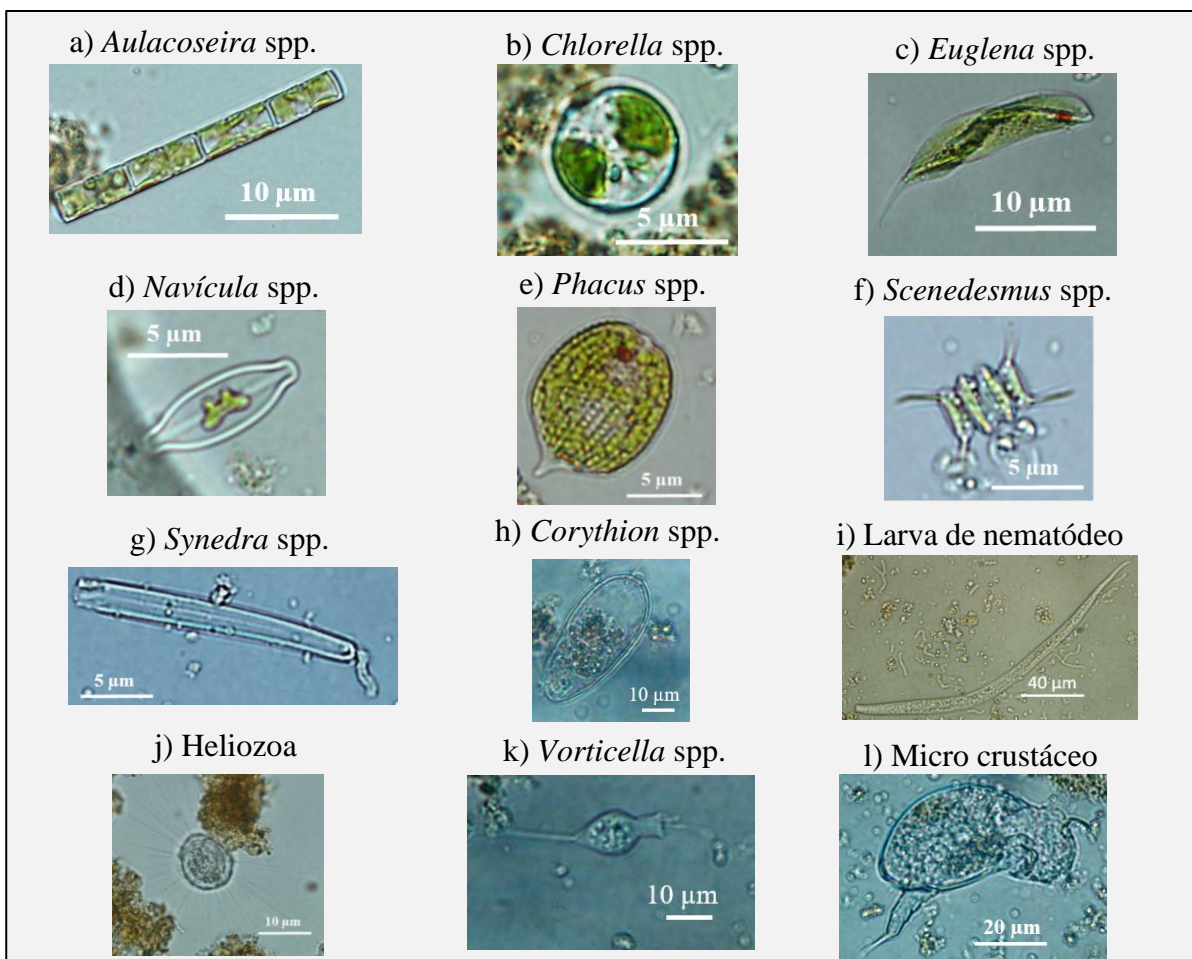
Fonte: a autora. Notas: FLD-T – filtro lento domiciliar tradicional, FLD-C – filtro lento domiciliar compacto. Destaca-se que os microrganismos foram identificados pela bióloga e Dr^a Natália de Melo Nasser Fava

Como observado na Tabela 32, o *schmutzdecke* do modelo compacto apresentou uma maior diversidade de organismos que o do modelo tradicional (34 *versus* 25, respectivamente), mesmo quando consideradas, separadamente, as amostras de manta (27 *versus* 19,

respectivamente) e as de areia (23 *versus* 21, respectivamente). Apesar da discrepância em diversidade, não foram percebidas diferenças visuais nos *schmutzdeckes* do FLD-T e do FLD-C em termos de densidade. Em todas as amostras, as algas foram os organismos predominantes, tanto em diversidade de gêneros e espécies quanto em densidade. Helmintos, protozoários, rotíferos e micro crustáceos também foram observados em menores proporções.

A Figura 33 apresenta alguns exemplares visualizados nos *schmutzdeckes* que foram identificados nas amostras de manta e de areia em ambos os modelos de FLDs, com exceção da larva de nematódeo, que foi encontrada na manta do FLD-T e na manta e areia do FLD-C. Todos os grupos de organismos identificados com suas respectivas imagens foram organizados em ordem alfabética e apresentados no Apêndice D.

Figura 33 – Exemplares de microrganismos visualizados em amostras de manta e de areia em filtros lentos domiciliares



Fonte: a autora

A qualidade microbiológica da água do Rio Monjolinho, assim como as características de operação dos filtros, é responsável pela presença desses microrganismos nos *schmutzdeckes* dos FLDs (Tabela 32). As algas foram predominantes nos *schmutzdeckes* por serem colonizadores primários e base da cadeia alimentar (NAKAMOTO et al., 2014), além de serem de fácil retenção em sistemas de filtração lenta, principalmente as algas filamentosas (e.g., *Aulocoseira* spp.), flageladas (i.e., *Euglena* spp.) e diatomáceas (i.e., *Pleurosigma* spp.) (HAIG, 2014).

Os ovos de helmintos identificados nos *schmutzdeckes* são organismos comuns em sistemas de filtração lenta por apresentarem tamanhos – 20 a 80 µm (IZDORI; SEMIAO; PERONA, 2017) superiores aos vazios intersticiais da areia fina (KERAITA et al., 2008; LLOYD, 1974). A presença de larvas de helmintos, por sua vez, é considerada um indicativo de amadurecimento do *schmutzdecke* quando há detritos (LLOYD, 1974), conforme previsto após 436 dias de operação.

Protozoários (e.g., *Vorticella* spp.) e rotíferos também foram abundantes no *schmutzdecke*, assim como constatado por Lloyd (1974) em filtros lentos de areia. A presença desses microrganismos possui um papel fundamental na ecologia do biofilme, dado que são responsáveis pela predação de microrganismos menores, como algas, bactérias e protozoários em suas formas encistadas (e.g., cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium*) (BICHAJ et al., 2014; HAIG, 2014; SIQUEIRA-CASTRO et al., 2016; WOTTON, 2002). Ao reduzir a carga microbiana, a predação também proporciona a retenção dos microrganismos no meio filtrante (WOTTON, 2002), o que apoia a redução significativa de bactérias e (oo)cistos de protozoários observadas nos FLDs da tese.

Segundo Haig (2014), os crustáceos foram um grupo de organismos pouco presente em filtros lentos alimentados por águas superficiais de um afluente em Glasgow. Esses organismos normalmente se alimentam de material depositado na superfície do filtro (LODGE, 1979), o que indiretamente auxilia na retenção de partículas em ambos os compartimentos dos FLDs. Os micro crustáceos, como mencionado, estavam presentes em todas as amostras analisadas, demonstrando a interferência da qualidade das águas do rio no desenvolvimento do biofilme.

As comunidades de fitoplâncton e zooplâncton presentes nos FLDs indicam o desenvolvimento de uma camada biológica densa e diversa tanto na superfície da manta quanto na da areia. Apesar de semelhantes entre si (Tabela 32), as ecologias dos FLDs podem ser influenciadas pela qualidade da água afluente, pela variação sazonal e pelo tempo de amadurecimento. Desse modo, a investigação da ecologia associada aos resultados de eficiência

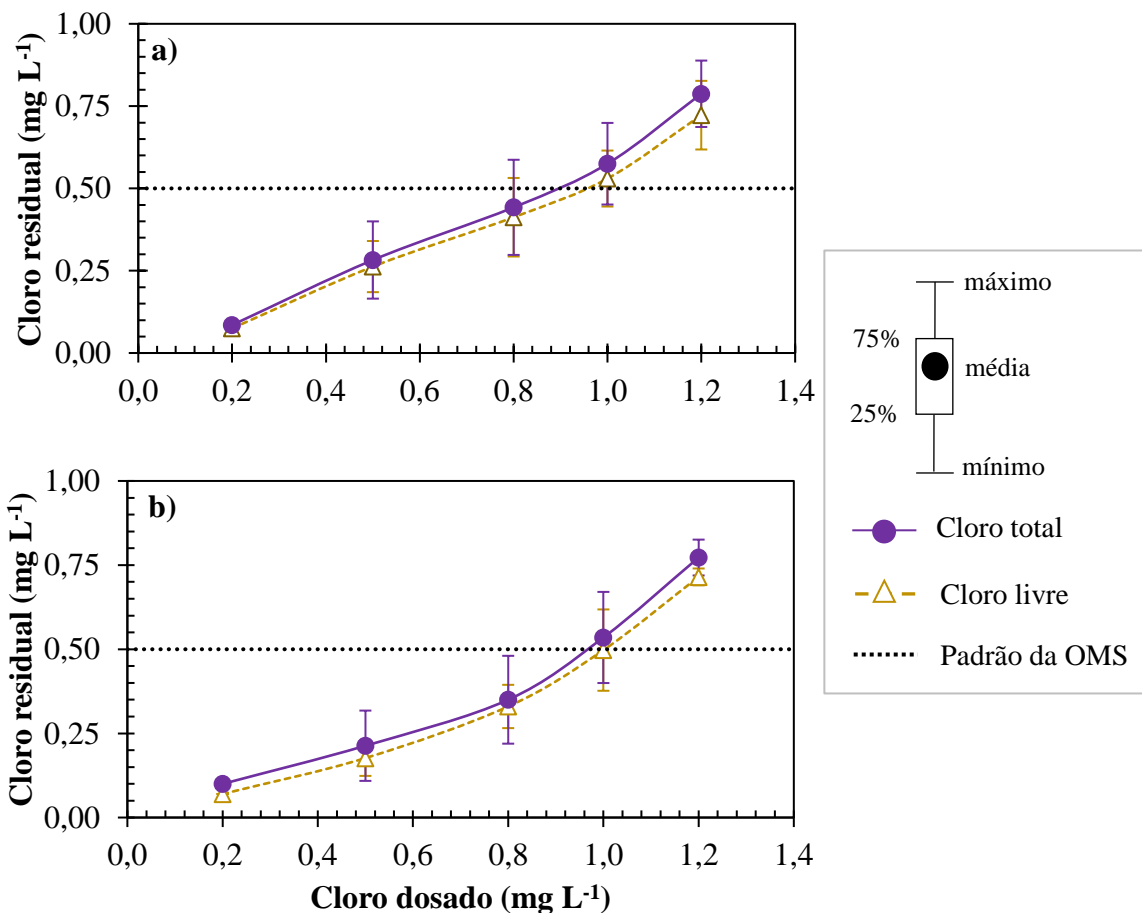
fornece informações relevantes a respeito do funcionamento dos filtros domiciliares, principalmente do mecanismo biológico.

5.6 DESEMPENHO DO PÓS-TRATAMENTO COM HIPOCLORITO DE SÓDIO

5.6.1 Desempenho em laboratório

Os comportamentos das concentrações de cloro residual livre e total, definidos em ensaios laboratoriais com águas filtradas dos modelos tradicional e compacto, são apresentados na Figura 34. Destaca-se que em todos os ensaios o tempo de contato foi de 30 min, assim como o recomendado pela WHO (1985).

Figura 34 – Comportamento das concentrações de cloro residual livre e de cloro residual total após um tempo de contato de 30 minutos utilizando águas filtradas pelo filtro lento domiciliar (a) tradicional e (b) compacto



Fonte: a autora. Características da água filtrada do FLD-T: turbidez = $3,37 \pm 1,26$ NTU, cor aparente = $13,0 \pm 7,2$ UH e pH = $6,96 \pm 0,26$. Características da água filtrada do FLD-C: turbidez = $3,30 \pm 1,03$ NTU, cor aparente = $13,4 \pm 7,4$ UH e pH = $6,70 \pm 0,36$

Como mostra a Figura 34, as concentrações residuais de cloro aumentaram com o aumento das dosagens, demonstrando que no intervalo de dosagem avaliado não houve consumo do cloro pela oxidação da matéria orgânica e inorgânica, tampouco pela oxidação das cloraminas (DANIEL, 2001). Esse comportamento em ambos os modelos indica as baixas concentrações de matéria orgânica e inorgânica e de compostos nitrogenados nas águas filtradas. Devido a esse comportamento, acredita-se que os pontos mínimos de cloração (*i.e.*, o *breakpoint*) para as águas filtradas sejam abaixo de $0,2 \text{ mg L}^{-1}$, uma dosagem consideravelmente baixa para reprodução em ensaios laboratoriais.

O Ministério da Saúde recomenda o uso de duas gotas (aproximadamente $100 \mu\text{L}$) de cloro a 2,5% (m/v) a cada litro de água (BRASIL, 2011), o equivalente a uma dosagem de $1,25 \text{ mg L}^{-1}$. No entanto, como mostra a Figura 34, uma dose de $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ foi suficiente para manter o cloro residual livre médio acima de $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ (WHO, 1985). Além disso, a dosagem selecionada trata-se da dosagem máxima recomendada pela FUNASA (2014) para tratamentos descentralizados, já que concentrações de cloro superiores podem conferir mudanças organolépticas de sabor e odor na água de consumo. Tais mudanças influenciam a não aceitação desse pós-tratamento, principalmente em comunidades isoladas com características culturais particulares, como os povos indígenas (WALDNER et al., 2017) e comunidades isoladas, como observado em uma comunidade de Bangladesh, na qual os moradores notaram um gosto desagradável em águas de consumo com um cloro residual livre de $0,70 \text{ mg L}^{-1}$ (CRIDER et al., 2018). Nessa comunidade, a dosagem de cloro aplicada foi limitada a $1,16 \text{ mg L}^{-1}$, um valor também abaixo do recomendado pelo Ministério da Saúde (BRASIL, 2011).

Desta forma, considerando os requisitos do público-alvo de FLDs, o ponto ótimo para a desinfecção das águas filtradas de ambos os modelos foi a uma dosagem de $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ de hipoclorito de sódio ($1,87 \text{ mL}$ de NaOCl 2,5%) durante um tempo de contato de 30 min.

5.6.2 Avaliação da redução de bactérias

Apesar do ponto ótimo para a desinfecção ser a dosagem de $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ de hipoclorito de sódio por 30 min, essa relação entre dosagem e tempo de contato obtida em escala laboratorial não foi suficiente para reduzir o número de bactérias em escala domiciliar. Por isso, mesmo com as alterações de sabor e odor na água desinfetada, optou-se por dosar $2,0 \text{ mg L}^{-1}$ ($3,74 \text{ mL}$ de NaOCl 2,5%) mantendo o tempo de contato de 30 min, assim como recomendado

pela WHO (2017) para a desinfecção domiciliar com cloro para águas com valores de turbidez inferiores a 10 NTU.

Os valores de bactérias *E. coli* e coliformes totais presentes nas águas filtradas pelos modelos tradicional e compacto e nas águas desinfetadas com hipoclorito de sódio (60 mg min L⁻¹) são apresentados na Tabela 33.

Tabela 33 – Valores de *E. coli* e coliformes totais nas águas filtradas e nas águas desinfetadas com hipoclorito de sódio (60 mg min L⁻¹) e os valores médios de inativação

Parâmetro	Água filtrada	Água desinfetada	Inativação	Valor de p	
	Média ± Desvio Padrão				
<i>Escherichia coli</i> (UFC 100 mL⁻¹)					
FLD-T	6 ± 10	Ausência	0,52 ± 0,64 log	< 0,01	0,36
FLD-C	6 ± 12	Ausência	0,36 ± 0,74 log	< 0,01	
Coliformes totais (UFC 100 mL⁻¹)					
FLD-T	27 ± 29	7 ± 6	0,51 ± 0,45 log	< 0,01	0,33
FLD-C	28 ± 38	6 ± 6	0,63 ± 0,44 log	< 0,01	

Fonte: a autora. Nota: FLD-T – modelo tradicional, FLD-C – modelo compacto, valor de p para amostras filtradas e desinfetadas dependentes (não paramétrico: teste de Wilcoxon e paramétrico: teste-t pareado), valor de p calculado para valores de inativação independentes (não paramétrico: teste de Mann-Whitney e paramétrico: teste-t), p < 0,05 – considerado estatisticamente significativo.

Como mostra a Tabela 33, a desinfecção com hipoclorito de sódio a 60 mg min L⁻¹ foi eficaz na redução de bactérias *E. coli* e coliformes totais presentes nas amostras de água filtrada pelos modelos tradicional e compacto (p < 0,01, teste de Wilcoxon). Além disso, os valores de inativação em águas filtradas pelo FLD-T foram semelhantes aos valores em águas filtradas pelo FLD-C tanto para *E. coli* (p = 0,36, teste de Mann-Whitney) quanto para coliformes totais (p = 0,33, teste de t de Student). O resultado demonstra que, após a etapa de desinfecção, a qualidade da água produzida pelo sistema com o filtro lento domiciliar tradicional se mantém estatisticamente igual ao sistema com o filtro lento domiciliar compacto. A análise completa das eficiências dos sistemas domiciliares, incluindo pré-tratamento, filtração lenta e pós-tratamento, é apresentada na Seção 5.7.

Os valores de inativação de *E. coli* e de coliformes totais na etapa de desinfecção foram consideravelmente baixos, no entanto coerentes dadas as qualidades das águas filtradas. A ausência de *E. coli* foi observada em todas as amostras desinfetadas dos dois modelos, inclusive em períodos vulneráveis de picos bacterianos na água afluyente e após atividades de manutenção. O mesmo foi alcançado por Andreoli e Sabogal-Paz (2020) ao desinfetar águas filtradas por FLDs contínuos com hipoclorito de sódio (dosagem e tempo de contato não fornecidos).

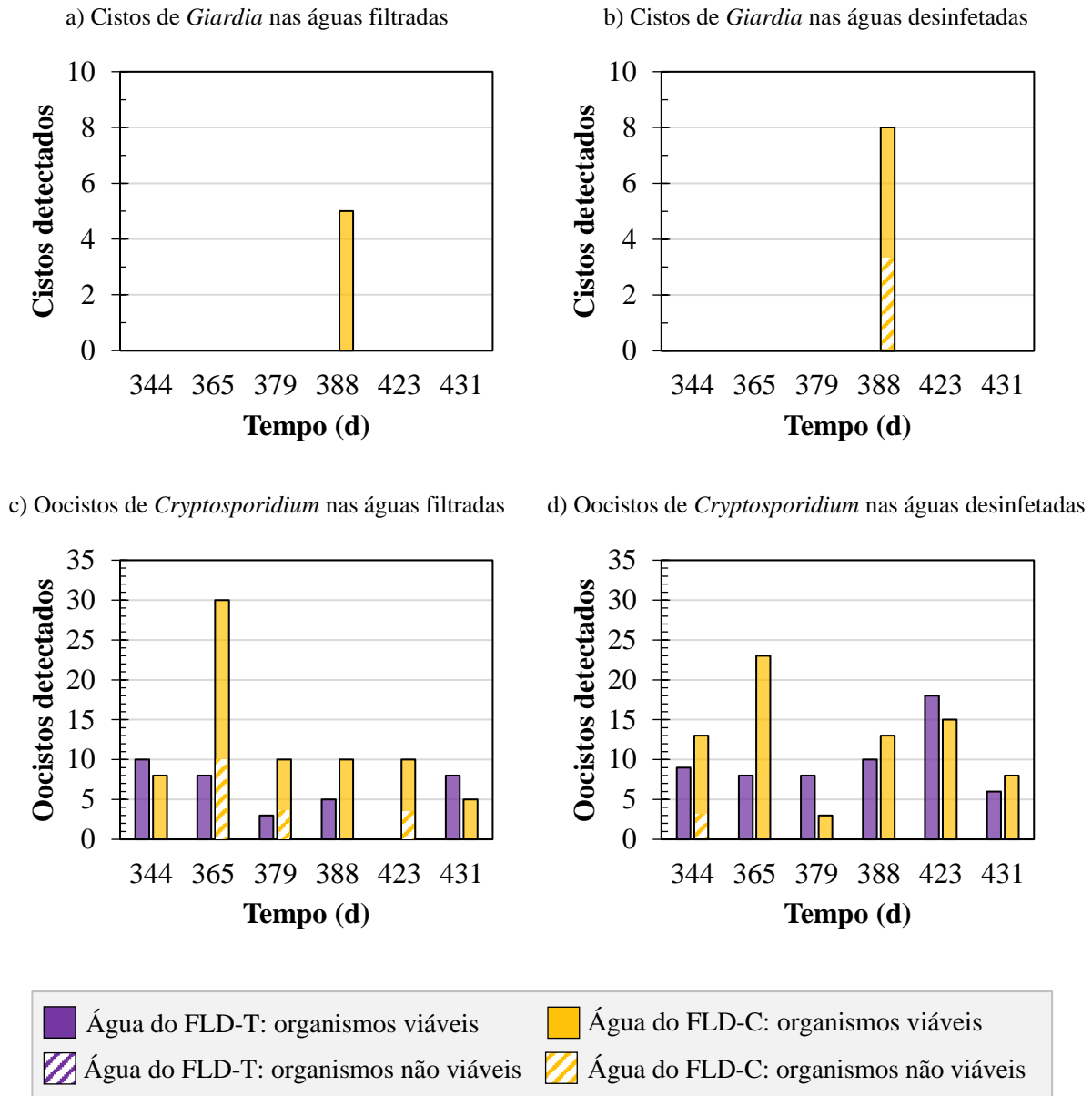
Mesmo com a ausência de *E. coli* em todas as amostras desinfetadas, a dosagem de 2,0 mg L⁻¹ de hipoclorito de sódio não foi suficiente para inativar completamente os coliformes totais (FLD-T: 7 ± 6 UFC 100 mL⁻¹ e FLD-C: 6 ± 6 UFC 100 mL⁻¹), de acordo com o recomendado pelo padrão de potabilidade brasileiro (BRASIL, 2021) e mundial (WHO, 2017). Acredita-se que o material suspenso ainda presente nas águas filtradas (turbidez ~ 3 NTU) tenha sido o responsável pelo resultado, visto que estes podem servir como proteção aos patógenos à ação do desinfetante. Uma dosagem superior a 2,0 mg L⁻¹ poderia suprir o déficit, no entanto afetaria ainda mais as questões organolépticas.

Em contrapartida, a inativação completa de *E. coli* e coliformes totais foi relatada na literatura ao aplicar outras técnicas de pós-tratamento aos FLDs. Em particular, Sizirici (2018) obteve a ausência bacteriana após a pasteurização solar a 75°C, enquanto Hussain et al. (2015) alcançaram a ausência de coliformes totais por SODIS durante 6 h de exposição em dias ensolarados. Diante disso, ainda é notória a necessidade de busca por novas configurações ou tecnologias de pós-tratamento a FLDs para a redução de bactérias.

5.6.3 Avaliação da redução de protozoários

A viabilidade dos cistos de *Giardia* spp. e dos oocistos de *Cryptosporidium* spp. detectados nas amostras filtradas e desinfetadas é apresentada na Figura 35. Para evitar análises superestimadas, a inativação dos protozoários foi avaliada pela viabilidade dos organismos antes da desinfecção (*i.e.*, amostras apenas filtradas) e após a desinfecção (*i.e.*, amostras filtradas e desinfetadas), visto que suspensões comerciais podem conter organismos não viáveis.

Figura 35 – Viabilidade de cistos de *Giardia* e de oocistos de *Cryptosporidium* detectados nas águas filtradas dos modelos tradicional (FLD-T) e compacto (FLD-C) e nas águas desinfetadas com hipoclorito de sódio (60 mg min L^{-1})



Fonte: a autora

Como mencionado na Seção 5.4.5, não foram detectados cistos de *Giardia* nas amostras filtradas do FLD-T, por isso apenas os oocistos de *Cryptosporidium* foram avaliados quanto a inativação com hipoclorito de sódio neste modelo de filtro.

De modo geral, a desinfecção com hipoclorito de sódio a 60 mg min L^{-1} não influenciou a viabilidade dos (oo)cistos de protozoários, com exceção do dia 344 para os oocistos de *Cryptosporidium* e do dia 388 para os cistos de *Giardia*, sendo ambos detectados nas águas filtradas do FLD-C. Nesses dois dias, as viabilidades dos (oo)cistos nas amostras filtradas foram

de 100%, no entanto, após a desinfecção, a viabilidade dos oocistos reduziu a 77% e a dos cistos a 63%, o que indica uma inativação média durante a operação de $0,04 \pm 0,10$ log para oocistos de *Cryptosporidium* e de $0,06 \pm 0,14$ log para cistos de *Giardia*.

Como observado, os cistos de *Giardia* foram mais sensíveis ao cloro do que os oocistos de *Cryptosporidium*, no entanto os valores de inativação obtidos para ambos os protozoários foram consideravelmente baixos quando comparados aos patamares de 3 a 5 log para *Giardia* e de até 1 log para *Cryptosporidium* fornecidos pela WHO (2017). Essa resistência das formas encistadas de protozoários à desinfecção com cloro foi relatada anteriormente por Adeyemo et al. (2019). Segundo os autores, em situações controladas de temperatura e agitação, a desinfecção com cloro a 60 mg min L^{-1} pode reduzir completamente a viabilidade de cistos de *Giardia*, no entanto, é insuficiente para oocistos de *Cryptosporidium*, uma vez que estes requerem um CT (*i.e.*, concentração de cloro e tempo de contato) superior a $600 \text{ mg min L}^{-1}$.

Apesar do resultado relatado por Adeyemo et al. (2019), a desinfecção com cloro a 60 mg min L^{-1} aplicada neste estudo não foi suficiente para a inativação completa de cistos de *Giardia*, tampouco para oocistos de *Cryptosporidium*. Essa diferença foi provavelmente causada pela qualidade da água, visto que Adeyemo et al. (2019) avaliaram a influência do cloro na viabilidade de protozoários em água destilada.

Com um resultado contrário, Andreoli e Sabogal-Paz (2020) observaram uma maior resistência de cistos do que de oocistos à desinfecção de águas filtradas por FLDs com hipoclorito de sódio. Os autores destacam que o resultado pode estar atrelado a subestimação da eficiência do tratamento, pois os organismos não viáveis ainda podem ser negativos a penetração de iodeto de propídio (IP), indicando uma falsa viabilidade (ROUSSEAU et al., 2018). A fragilidade da técnica de viabilidade pelo corante IP destacada na literatura reforça a necessidade de pesquisas que busquem por melhorias.

Assim como observado para a redução de bactérias, também é notória a necessidade de investigações de novas configurações ou tecnologias de pós-tratamento em FLDs para a redução de protozoários, principalmente por esses serem organismos mais resistentes às técnicas de desinfecção do que as bactérias.

5.6.4 Análises físico-químicas

A qualidade das águas filtradas e das águas desinfetadas com hipoclorito de sódio (60 mg min L^{-1}) em relação aos parâmetros físico-químicos são apresentadas na Tabela 34.

Tabela 34 – Parâmetros físico-químicos das águas filtradas e das águas desinfetadas com hipoclorito de sódio (60 mg min L⁻¹) e os valores médios de inativação

Parâmetro	Água filtrada	Água desinfetada	Variação	Valor de p	
	Média ± Desvio Padrão			Filtrada e desinfetada	Variação: FLD-T e FLD-C
Turbidez (NTU)					
FLD-T	3,12 ± 6,10	3,01 ± 5,50	1 ± 19 %	0,13	0,71
FLD-C	2,76 ± 5,08	2,75 ± 5,49	1 ± 17 %	0,21	
Cor aparente (UH)					
FLD-T	16,8 ± 35,8	12,5 ± 25,2	30 ± 29 %	< 0,01	0,74
FLD-C	12,6 ± 22,3	11,3 ± 23,5	33 ± 34 %	< 0,01	
Cor verdadeira (UH)					
FLD-T	11,0 ± 23,9	8,2 ± 16,1	32 ± 40 %	< 0,01	0,70
FLD-C	9,0 ± 16,2	7,7 ± 16,1	38 ± 30 %	< 0,01	
Absorbância 254 nm					
FLD-T	0,043 ± 0,058	0,036 ± 0,041	11 ± 12 %	< 0,01	0,12
FLD-C	0,039 ± 0,042	0,033 ± 0,041	17 ± 11 %	< 0,01	
Temperatura (°C)					
FLD-T	20 ± 2	19 ± 2	6 ± 6 %	< 0,01	0,43
FLD-C	21 ± 2	19 ± 2	7 ± 6 %	< 0,01	
pH					
FLD-T	7,14 ± 0,13	6,95 ± 0,15	3 ± 1 %	< 0,01	0,36
FLD-C	7,11 ± 0,14	6,96 ± 0,16	2 ± 1 %	< 0,01	
Alcalinidade (mgCaCO₃ L⁻¹)					
FLD-T	17,3 ± 1,4	15,5 ± 1,5	10 ± 6 %	< 0,01	0,95
FLD-C	17,6 ± 1,4	15,7 ± 1,5	11 ± 6 %	< 0,01	
Carbono orgânico dissolvido (mg L⁻¹)					
FLD-T	2,05 ± 0,31	2,14 ± 0,23	6 ± 11 %	0,24	0,04
FLD-C	2,12 ± 0,32	2,06 ± 0,26	2 ± 11 %	0,06	
Condutividade elétrica (µS cm⁻¹)					
FLD-T	45,12 ± 6,98	67,14 ± 9,92	- 49 ± 10 %	< 0,01	0,55
FLD-C	45,62 ± 6,72	66,93 ± 9,25	- 47 ± 9 %	< 0,01	
Oxigênio dissolvido (mg L⁻¹)					
FLD-T	8,3 ± 0,3	8,1 ± 0,3	3 ± 3 %	0,08	0,51
FLD-C	8,2 ± 0,3	8,0 ± 0,3	2 ± 3 %	0,03	
Potencial zeta (-mV)					
FLD-T	20,3 ± 8,0	22,3 ± 2,2	- 20 ± 37 %	0,46	0,84
FLD-C	18,9 ± 2,8	21,7 ± 7,5	- 14 ± 31 %	0,54	
Tamanho de partícula (nm)					
FLD-T	286,5 ± 33,3	278,1 ± 31,1	3 ± 2 %	0,21	0,04
FLD-C	236,9 ± 8,4	244,1 ± 6,7	- 3 ± 4 %	0,06	

Fonte: a autora. Nota: FLD-T – modelo tradicional, FLD-C – modelo compacto, valor de p para amostras filtradas e desinfetadas dependentes (não paramétrico: teste de Wilcoxon e paramétrico: teste-t pareado), valor de p calculado para valores de variação independentes (não paramétrico: teste de Mann-Whitney e paramétrico: teste-t), p < 0,05 – considerado estatisticamente significativo.

A desinfecção com hipoclorito de sódio a 60 mg min L^{-1} influenciou a qualidade das águas em relação a cor aparente, cor verdadeira, absorvância UV254, temperatura, pH, alcalinidade, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido (esse último apenas para o FLD-C) ($p < 0,05$, teste de Wilcoxon ou teste-t pareado).

Os valores de cor aparente, de cor verdadeira e de absorvância UV254 das águas filtradas pelos modelos tradicional e compacto foram reduzidos após a desinfecção com cloro devido a oxidação de compostos inorgânicos e orgânicos (DANIEL, 2001). A reação química de matéria orgânica com cloro requer a atenção principalmente em amostras com elevada concentração de substâncias húmicas devido a formação de subprodutos indesejáveis (e.g., trihalometanos).

Após a desinfecção, ambas as amostras tratadas apresentaram valores médios de cor aparente abaixo de 15 UH, conforme recomendado pelo padrão de potabilidade brasileiro para águas de consumo (BRASIL, 2021). Esse limite foi ultrapassado apenas em dias com picos de cor aparente na água afluyente e após as atividades de manutenção, demonstrando que a desinfecção com cloro a 60 mg min L^{-1} foi capaz de equalizar a qualidade da água tratada, mesmo com pequenas variações temporais da água afluyente.

As alterações significativas nos valores de pH, alcalinidade, condutividade elétrica e OD das amostras após a desinfecção são uma consequência da reação do cloro na água. Apesar das alterações na desinfecção, os valores de pH das amostras permaneceram entre 6,0 e 9,0, intervalo recomendado pela legislação brasileira para águas de consumo (BRASIL, 2021).

Ao contrário dos outros parâmetros de qualidade, a temperatura das amostras filtradas e desinfetadas foi estatisticamente diferente ($p < 0,05$, teste de Wilcoxon) devido à condição climática no horário da coleta, não sendo considerada um efeito da desinfecção. As águas filtradas de FLD-C e FLD-T eram coletadas às 15:10 e às 17:30, respectivamente, enquanto as águas desinfetadas eram coletadas às 8:00 do dia seguinte. As variações térmicas ocasionadas se correlacionaram apenas com as eficiências de inativação de coliformes totais em águas filtradas pelo FLD-T ($n = 24$; r_s crítico = 0,407, $|r_s| = 0,409$, $p < 0,05$). Por não se correlacionarem com a inativação de coliformes totais em águas filtradas pelo FLD-C e com as inativações de *E. coli* em águas de ambos os modelos, os valores da temperatura não implicaram um aumento nítido da velocidade de reação e da ação desinfetante do cloro, assim como consolidado em literatura (CHICK, 1908).

As concentrações residuais de cloro livre foram iguais em ambas as águas desinfetadas ($1,2 \pm 0,4 \text{ mg L}^{-1}$), enquanto as de cloro total foram de $1,3 \pm 0,5 \text{ mg L}^{-1}$ no sistema com FLD-

T e de $1,2 \pm 0,4 \text{ mg L}^{-1}$ no sistema com FLD-C. Em todos os dias da operação, a concentração de cloro livre residual permaneceu dentro do intervalo de 0,5 a $5,0 \text{ mg L}^{-1}$, conforme recomendado pela WHO (2017). Apesar disso, as características organolépticas das águas tratadas, causadas pela adição de cloro, demandam investigações adicionais que considerem particularidades culturais de comunidades-alvo a serem atendidas pelo sistema de tratamento domiciliar.

5.7 DESEMPENHO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DOMICILIAR

Os parâmetros de qualidade das águas bruta (Rio Monjolinho) e tratadas e os valores médios de eficiência dos sistemas domiciliares com FLD-T e com FLD-C são apresentados na Tabela 35.

Tabela 35 – Parâmetros de qualidade da água bruta (Rio Monjolinho) e das águas tratadas e os valores médios de eficiência dos sistemas domiciliares com o modelo tradicional (FLD-T) e com o modelo compacto (FLD-C)

Parâmetro	Água bruta	Água tratada	Remoção (R) ou variação (V)	Valor de p	
	Média \pm Desvio Padrão			Bruta e tratada	Variação: FLD-T e FLD-C
Turbidez (NTU)					
FLD-T	$26,5 \pm 25,6$	$3,01 \pm 5,50$	$87 \pm 15 \%$ (R)	< 0,01	0,24
FLD-C		$2,75 \pm 5,49$	$89 \pm 15 \%$ (R)		
Cor aparente (UH)					
FLD-T	$79,3 \pm 54,9$	$12,5 \pm 25,2$	$87 \pm 19 \%$ (R)	< 0,01	0,30
FLD-C		$11,3 \pm 23,5$	$88 \pm 19 \%$ (R)		
Cor verdadeira (UH)					
FLD-T	$32,6 \pm 23,7$	$8,2 \pm 16,1$	$80 \pm 22 \%$ (R)	< 0,01	0,67
FLD-C		$7,7 \pm 16,1$	$82 \pm 22 \%$ (R)		
Absorbância 254 nm					
FLD-T	$0,111 \pm 0,064$	$0,036 \pm 0,041$	$65 \pm 14 \%$ (V)	< 0,01	0,35
FLD-C		$0,033 \pm 0,041$	$68 \pm 14 \%$ (V)		
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)					
FLD-T	20 ± 2	19 ± 2	$3 \pm 9 \%$ (V)	0,02	0,75
FLD-C		19 ± 2	$3 \pm 8 \%$ (V)		
pH					
FLD-T	$6,93 \pm 0,14$	$6,95 \pm 0,15$	$-1 \pm 2 \%$ (V)	0,10	0,83
FLD-C		$6,96 \pm 0,16$	$-1 \pm 1 \%$ (V)		
Alcalinidade ($\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$)					
FLD-T	$18,8 \pm 2,3$	$15,5 \pm 1,5$	$14 \pm 9 \%$ (V)	< 0,01	0,70
FLD-C		$15,7 \pm 1,5$	$13 \pm 9 \%$ (V)		
Carbono orgânico dissolvido (mg L^{-1})					
FLD-T	$2,47 \pm 0,78$	$2,14 \pm 0,23$	$21 \pm 12 \%$ (R)	< 0,01	0,50

FLD-C		2,06 ± 0,26	24 ± 13 % (R)	< 0,01	
Condutividade elétrica (µS cm⁻¹)					
FLD-T	49,11 ± 7,54	67,14 ± 9,92	- 44 ± 15 % (R)	< 0,01	0,94
FLD-C		66,93 ± 9,25	- 44 ± 14 % (R)	< 0,01	
Oxigênio dissolvido (mg L⁻¹)					
FLD-T	7,7 ± 0,5	8,1 ± 0,3	-3 ± 7 % (V)	0,24	0,85
FLD-C		8,0 ± 0,3	-2 ± 7 % (V)	0,33	
Potencial zeta (-mV)					
FLD-T	20,0 ± 3,9	22,3 ± 2,2	- 31 ± 55 % (V)	0,32	0,89
FLD-C		21,7 ± 7,5	- 20 ± 38 % (V)	0,36	
Tamanho de partícula (nm)					
FLD-T	476,1 ± 269,1	278,1 ± 31,1	41 ± 15 % (R)	0,07	0,62
FLD-C		244,1 ± 6,7	47 ± 18 % (R)	0,07	
<i>Escherichia coli</i> (UFC 100 mL⁻¹)					
FLD-T	953 ± 1295	Ausência	> 2,91 ± 0,33 log (R)	N/A	0,99
FLD-C		Ausência	> 2,91 ± 0,31 log (R)	N/A	
Coliformes totais (UFC 100 mL⁻¹)					
FLD-T	9439 ± 5611	7 ± 6	3,32 ± 0,45 log (R)	< 0,01	0,30
FLD-C		6 ± 6	3,46 ± 0,53 log (R)	< 0,01	
Cistos de <i>Giardia</i> (cistos 48 L⁻¹)*					
FLD-T	1001 ± 847	Ausência	> 3,00 log (R)	N/A	N/A
FLD-C		2 ± 5	2,82 ± 0,45 log (R)	N/A	
Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> (oocistos 48 L⁻¹)*					
FLD-T	264 ± 129	15 ± 3	1,25 ± 0,10 log (R)	N/A	0,15
FLD-C		24 ± 15	1,09 ± 0,23 log (R)	N/A	

Fonte: a autora. Notas: FLD-T – filtro lento domiciliar modelo tradicional, FLD-C – filtro lento domiciliar modelo compacto, *(oo)cistos inoculados na zona estacionária dos filtros lentos domiciliares, valor de p para amostras brutas e tratadas dependentes (não paramétrico: teste de Wilcoxon e paramétrico: teste-t pareado), valor de p calculado para valores de remoção ou variação independentes (não paramétrico: teste de Mann-Whitney e paramétrico: teste-t), p < 0,05 – considerado estatisticamente significativo e N/A – não aplicável

Como mostra a Tabela 35, o sistema domiciliar com o FLD-T apresentou valores de eficiência estatisticamente iguais ao do sistema com o FLD-C (p < 0,05, teste de Mann-Whitney ou teste-t), reforçando as constatações de que sistemas com FLD de 25 cm de leito filtrante são capazes de tratar águas superficiais da mesma forma que sistemas com FLDs com 50 cm.

De modo geral, os sistemas de tratamento domiciliares, independente da espessura de leito filtrante do FLD, apresentaram remoções superiores a: 87% de turbidez, 80% de cor verdadeira, 3,32 log de coliformes totais, 2,91 log de *E. coli*, 2,82 log de cistos de *Giardia* e 1,09 log de oocistos de *Cryptosporidium*. Esses resultados certificam a capacidade de tratamento de águas superficiais a nível domiciliar com tecnologias acessíveis e capazes de promover a manutenibilidade aos usuários.

Apesar da evidente melhora em qualidade, as águas produzidas pelos sistemas domiciliares ainda apresentaram inconformidades nos valores de qualidade em relação aos

padrões de potabilidade mundial (WHO, 2017) e nacional (BRASIL, 2021). Os valores de turbidez das águas tratadas foram compatíveis apenas com o padrão mundial (< 5 NTU), enquanto a ausência microbiológica nas amostras tratadas foi alcançada apenas para bactérias *E. coli*. A presença de coliformes totais, cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* nas amostras foram incompatíveis com os requisitos de ambos os padrões. Considerando esses resultados, foram calculados os riscos associados ao consumo das águas tratadas em relação a esses três patógenos presentes (Tabela 36). A análise observou o risco de infecções e doenças diarreicas em crianças (< 5 anos) e em adultos (> 21 anos), baseados nos valores médios de organismos em um litro de água tratada.

Tabela 36 – Análises de risco de infecções e de doenças diarreicas baseadas na qualidade média da água tratada pelo sistema domiciliar com pré-tratamento, filtração lenta (espessura de leito tradicional ou compacta) e pós-tratamento

Variáveis	Coliformes totais		Cistos de <i>Giardia</i>	Oocistos de <i>Cryptosporidium</i>	
	FLD-T	FLD-C	FLD-C	FLD-T	FLD-C
Crianças (< 5 anos)					
Qualidade da água tratada (Org L ⁻¹)	70	60	0,04	0,31	0,50
Consumo (L d ⁻¹) (RAZZOLINI et al., 2016)	0,44	0,44	0,44	0,44	0,44
Exposição (Org ingeridos d ⁻¹)	30,8	26,4	0,02	0,14	0,22
Dose-resposta (Prob de infecção org ⁻¹)	$2,59 \cdot 10^{-6(a)}$	$2,59 \cdot 10^{-6(a)}$	$1,98 \cdot 10^{-2(b)}$	$4,67 \cdot 10^{-3(c)}$	$4,67 \cdot 10^{-3(c)}$
Risco de infecção (ano ⁻¹)	0,56%	0,48%	13%	23%	38%
Risco de diarreia devido a infecção	ND	ND	ND	0,70 ^(d)	0,70 ^(d)
Risco de diarreia (ano ⁻¹)	ND	ND	ND	16%	26%
Adultos (> 21 anos)					
Qualidade da água tratada (Org L ⁻¹)	70	60	0,04	0,31	0,50
Consumo (L d ⁻¹) (RAZZOLINI et al., 2016)	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50
Exposição (Org ingeridos d ⁻¹)	105	90	0,06	0,47	0,75
Dose-resposta (Prob de infecção org ⁻¹)	$2,59 \cdot 10^{-6(a)}$	$2,59 \cdot 10^{-6(a)}$	$1,98 \cdot 10^{-2(b)}$	$4,67 \cdot 10^{-3(c)}$	$4,67 \cdot 10^{-3(c)}$
Risco de infecção (ano ⁻¹)	1,92%	1,64%	45%	80%	128%
Risco de diarreia devido a infecção	ND	ND	ND	0,70 ^(d)	0,70 ^(d)
Risco de diarreia (ano ⁻¹)	ND	ND	ND	56%	89%

Fonte: a autora, adaptado de WHO e UNICEF (2012). Notas: FLD-T – filtro lento domiciliar modelo tradicional, FLD-C – filtro lento domiciliar modelo compacto, (a) Haas et al. (2000), (b) Rose, Haas e Regli (1991), (c) Haas et al. (1996), (d) Havelaar e Melse (2003) e ND – Não disponível

Como demonstra Tabela 36, o consumo das águas tratadas pelos sistemas pode provocar infecções e doenças diarreicas, em crianças e adultos, causadas pelos três patógenos. A qualidade da água tratada apresenta um risco anual de infecção de até 1,92% por coliformes

totais, de até 45% por cistos de *Giardia* e de até 128% por oocistos de *Cryptosporidium*. A porcentagem superior a 100% indica que, consumindo diariamente 1,5 L dessa água tratada, um adulto poderia desenvolver pelo menos um quadro anual de infecção por criptosporidiose. Devido a esse quadro infeccioso, o risco de desenvolver uma doença diarreica seria de até 89% (HAVELAAR; MELSE, 2003).

De forma geral, os riscos de infecção e de doenças diarreicas em adultos foram superiores aos riscos em crianças devido ao maior consumo de água (1,5 L *versus* 0,44 L). No entanto, crianças são mais vulneráveis e susceptíveis a doenças do que adultos. Por isso, mesmo com um risco inferior, crianças ainda podem ser mais afetadas, visto que doenças diarreicas ainda são uma das principais causas de mortalidade infantil no mundo (WHO, 2014).

Apesar de as águas tratadas apresentarem uma maior concentração de coliformes totais, as concentrações de (oo)cistos de protozoários são aquelas que requerem uma maior atenção por apresentarem uma maior probabilidade de infectar humanos (*i.e.*, dose-resposta) (HAAS et al., 1996; ROSE; HAAS; REGLI, 1991). No sistema domiciliar, o oocisto de *Cryptosporidium* foi o patógeno mais resistente ao tratamento e o que promoveu maiores riscos de infecção e de doenças diarreicas nas águas tratadas. Apesar da eficiência estatisticamente igual, o sistema com FLD-C produziu água filtrada com uma maior concentração de oocistos e, conseqüentemente, com um maior risco ao consumo do que o sistema com FLD-T. Nessa perspectiva, o leito filtrante mais espesso pode ser usado como um diferencial para incrementar a segurança ao usuário, todavia, considerando a persistência de um alto risco, a alternativa mais adequada consistiria em alterar o pós-tratamento por hipoclorito de sódio por outra tecnologia mais eficiente para a redução de (oo)cistos de protozoários, como a irradiação por ultravioleta.

5.8 CUSTO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DOMICILIAR

Os custos de construção do sistema de tratamento domiciliar, incluindo materiais permanentes e consumíveis, quantificados por cotações em tabelas da SINAPI e por orçamentos on-line são apresentados nas Tabelas 37 e 38. Os itens particulares de cada modelo de filtro foram sinalizados por um “FLD-T” ou “FLD-C” no campo de descrição, enquanto os itens sem nenhum destaque são comuns aos dois modelos. O custo total de um sistema domiciliar semelhante ao da tese, ou seja, um sistema com dois filtros tradicionais e dois compactos, foram sinalizados nas tabelas por “Sistema 4 FLDs”. Os piezômetros e os pontos de tomadas d’água não foram considerados nesta análise de custo pois foram utilizados exclusivamente para fins acadêmicos.

Tabela 37 – Custos dos materiais permanentes para a construção do sistema de tratamento domiciliar

Divisão	Código	Fonte	Descrição	Unid.	Custo unitário (R\$)	Quant.	Total (R\$)	Subtotal (R\$)
Pré-tratamento	001	Orçamento	Caixa d'água 500 L	un	R\$ 182,00	1,00	R\$ 182,00	R\$ 612,54
	002	Orçamento	Bombona de 200 L com suporte de metal	un	R\$ 200,23	1,00	R\$ 200,23	
	003	Orçamento	Adaptador auto ajustável 25mmx¾"	un	R\$ 8,30	3,00	R\$ 24,90	
	89402	SINAPI/SP	Tubo PVC marrom DN 25	m	R\$ 8,20	1,00	R\$ 8,20	
	89396	SINAPI/SP	Tê com bucha de latão 25mmx ½"	un	R\$ 17,14	3,00	R\$ 51,42	
	90373	SINAPI/SP	Joelho 90° com bucha de latão 25mmx ½"	un	R\$ 12,34	2,00	R\$ 24,68	
	94489	SINAPI/SP	Registro esfera DN 25	un	R\$ 26,13	1,00	R\$ 26,13	
	89385	SINAPI/SP	Luva soldável com rosca DN 25	un	R\$ 6,57	1,00	R\$ 6,57	
	004	Orçamento	Luva roscável ½"	un	R\$ 1,60	1,00	R\$ 1,60	
	005	Orçamento	Adaptador de redução interno ½"	un	R\$ 1,70	2,00	R\$ 3,40	
	006	Orçamento	Torneira metálica ½"	un	R\$ 19,90	4,00	R\$ 79,60	
	007	Orçamento	Abraçadeira metálica ½"	un	R\$ 1,50	1,00	R\$ 1,50	
	008	Orçamento	Abraçadeira plástica 20 cm	un	R\$ 0,23	1,00	R\$ 0,23	
009	Orçamento	Mangueira cristal ½"	m	R\$ 3,20	0,65	R\$ 2,08		
Sistema de alimentação	011	Orçamento	Caixa d'água 310 L	un	R\$ 140,00	1,00	R\$ 140,00	R\$ 358,37
	003	Orçamento	Adaptador auto ajustável 25mmx¾"	un	R\$ 8,30	1,00	R\$ 8,30	
	89402	SINAPI/SP	Tubo PVC marrom DN 25	m	R\$ 8,20	1,40	R\$ 11,48	
	89395	SINAPI/SP	Tê marrom DN 25	un	R\$ 11,16	1,00	R\$ 11,16	
	89396	SINAPI/SP	Tê com bucha de latão 25mmx½"	un	R\$ 17,14	3,00	R\$ 51,42	
	89410	SINAPI/SP	Joelho marrom 90° DN 25	un	R\$ 7,22	2,00	R\$ 14,44	
	89381	SINAPI/SP	Luva com bucha de latão 25mmx½"	un	R\$ 10,62	2,00	R\$ 21,24	
	006	Orçamento	Torneira metálica ½"	un	R\$ 19,90	4,00	R\$ 79,60	
012	Orçamento	Mangueira preta ½"	m	R\$ 3,50	2,70	R\$ 9,45		

	007	Orçamento	Abraçadeira metálica ½"	un	R\$ 1,50	5,00	R\$ 7,50	
	005	Orçamento	Adaptador de redução interno ½"	un	R\$ 1,70	1,00	R\$ 1,70	
	013	Orçamento	Mangueira cristal ½"	m	R\$ 3,20	0,65	R\$ 2,08	
	014	Orçamento	Tubulação de PVC DeFoFo DN 250 – FLD-T	m	R\$ 205,53	0,875	R\$ 179,84	
	014	Orçamento	Tubulação de PVC DeFoFo DN 250 – FLD-C	m	R\$ 205,53	0,625	R\$ 128,46	
	I4179	SEINFRA/CE	CAP DN 250 para DeFoFo	un	R\$ 349,12	1,00	R\$ 349,12	
	89402	SINAPI/SP	Tubo PVC marrom DN 25	m	R\$ 8,20	0,868	R\$ 7,12	
	89402	SINAPI/SP	Tubo PVC marrom DN 25	m	R\$ 8,20	0,623	R\$ 5,11	
	89408	SINAPI/SP	Joelho marrom 90° DN 25	un	R\$ 5,37	2,00	R\$ 10,74	
	003	Orçamento	Adaptador auto ajustável 25mmx¾"	un	R\$ 8,30	1,00	R\$ 8,30	
	015	Orçamento	Borracha de vedação	un	R\$ 9,14	1,00	R\$ 9,14	
	89385	SINAPI/SP	Luva soldável com rosca DN 25	un	R\$ 6,57	1,00	R\$ 6,57	
	89382	SINAPI/SP	União soldável DN 25	un	R\$ 12,33	1,00	R\$ 12,33	FLD-T: R\$ 675,28
	89395	SINAPI/SP	Tê marrom DN 25	un	R\$ 11,16	1,00	R\$ 11,16	FLD-C: R\$ 621,89
Filtro lento domiciliar	016	Orçamento	CAP marrom DN 25	un	R\$ 1,49	1,00	R\$ 1,49	
	90373	SINAPI/SP	Joelho 90° com bucha de latão 25mmx ½"	un	R\$ 12,34	1,00	R\$ 12,34	
	017	Orçamento	Válvula tipo agulha ½"x¼"	un	R\$ 18,33	1,00	R\$ 18,33	
	018	Orçamento	Espigão de aço inox ¼"x¼"	un	R\$ 14,50	2,00	R\$ 29,00	
	019	Orçamento	Mangueira de silicone 10mm interno x 6 mm externo	m	R\$ 13,37	0,10	R\$ 1,34	
	020	Orçamento	Boia de bebedouro	un	R\$ 6,90	1,00	R\$ 6,90	
	004	Orçamento	Luva roscável ½"	un	R\$ 1,60	1,00	R\$ 1,60	
	005	Orçamento	Adaptador de redução interno ½"	un	R\$ 1,70	1,00	R\$ 1,70	
	021	Orçamento	Tampa para balde comum	un	R\$ 8,26	1,00	R\$ 8,26	
	026	Orçamento	Reservatório (64 cm comp, 44 cm larg e 27 cm alt) – FLD-T	un	R\$ 81,97	1,00	R\$ 81,97	
	027	Orçamento	Reservatório (Ø 42 cm, 61 cm alt) – FLD-C	un	R\$ 49,90	1,00	R\$ 49,90	FLD-T: R\$ 126,93
Pós-tratamento	003	Orçamento	Adaptador auto ajustável 25mmx¾"	un	R\$ 8,30	1,00	R\$ 8,30	FLD-C: R\$ 94,86
	89402	SINAPI/SP	Tubo PVC marrom DN 25	m	R\$ 8,20	0,08	R\$ 0,66	

89385	SINAPI/SP	Luva soldável com rosca DN 25	un	R\$ 6,57	1,00	R\$ 6,57	
94489	SINAPI/SP	Registro esfera DN 25	un	R\$ 26,13	1,00	R\$ 26,13	
004	Orçamento	Luva roscável ½”	un	R\$ 1,60	1,00	R\$ 1,60	
005	Orçamento	Adaptador de redução interno ½”	un	R\$ 1,70	1,00	R\$ 1,70	
						TOTAL	Sistema com FLD-T: R\$ 1773,12 (\$ 307,83) Sistema com FLD-C: R\$ 1687,66 (\$ 292,99) Sistema 4 FLDs: R\$ 4008,83 (\$ 695,97)

Fonte: a autora. Nota: Cotação realizada em 3 de novembro de 2020 (1 dólar – R\$ 5,76)

Tabela 38 - Custos anuais dos materiais consumíveis para o sistema de tratamento domiciliar

Divisão	Código	Fonte	Descrição	Unid.	Custo unitário (R\$)	Quant.	Total (RS)	Subtotal (RS)
Pré-tratamento	010	Orçamento	Manta não-tecida tipo feltro	m ²	R\$ 28,90	1,00	R\$ 28,90	R\$ 28,90
Filtro lento domiciliar	010	Orçamento	Manta não-tecida tipo feltro	m ²	R\$ 28,90	0,50	R\$ 14,45	FLD-T: R\$ 45,84 FLD-C: R\$ 43,06
	022	Orçamento	Areia com granulometria média – FLD-T	saco	R\$ 3,19	1,75	R\$ 5,58	
	022	Orçamento	Areia com granulometria média – FLD-C	saco	R\$ 3,19	0,88	R\$ 2,80	
	023	Orçamento	Areia com granulometria grossa	saco	R\$ 3,29	1,25	R\$ 4,11	
	024	Orçamento	Pedregulho com granulometria fina N=0	saco	R\$ 19,90	0,55	R\$ 10,95	
	025	Orçamento	Pedregulho com granulometria grossa N=1	saco	R\$ 53,75	0,20	R\$ 10,75	
Pós-tratamento	028	Orçamento	Hipoclorito de sódio 2,5% (dose de 2,0 mg L ⁻¹)	L	R\$ 6,31	1,37	R\$ 8,64	R\$ 8,64
						TOTAL	Sistema com FLD-T: R\$ 83,38 (\$ 14,47) Sistema com FLD-C: R\$ 80,60 (\$ 13,99) Sistema 4 FLDs: R\$ 241,26 (\$ 41,88)	

Fonte: a autora. Nota: Cotação realizada em 3 de novembro de 2020 (1 dólar – R\$ 5,76)

O custo permanente do sistema domiciliar de tratamento da tese, incluindo o sistema de pré-tratamento, o sistema de alimentação, quatro FLDs (dois tradicionais e dois compactos) e quatro sistemas de pós-tratamento (dois tradicionais e dois compactos), foi orçado em R\$ 4008,83 (Tabela 37). Enquanto o custo permanente dos sistemas de tratamento (incluindo pré-tratamento e pós-tratamento) foi orçado em R\$ 1773,12 com um FLD-T e em R\$ 1687,66 com um FLD-C (Tabela 37). Apesar disso, é notório que os custos dos dois sistemas individuais podem ser consideravelmente reduzidos, visto que os sistemas de pré-tratamento e de alimentação consideraram a operação de quatro FLDs e não de apenas um FLD, como esperado em uma residência.

No contexto de comunidades isoladas, usuários podem substituir alguns itens do sistema adequando-o à demanda diária de uma residência (*i.e.*, 48 L d⁻¹) e, conseqüentemente, reduzir os custos permanentes. A caixa d'água de 500 L e a bombona de 200 L do pré-tratamento podem ser substituídas por uma caixa d'água de 100 L e um balde plástico de 50 L, respectivamente, enquanto a caixa d'água de 310 L do sistema de alimentação pode ser substituída por uma de 100 L. Além dessas mudanças estruturais, o sistema domiciliar individual também requer uma menor quantidade de acessórios (*e.g.*, PVC 25 mm, joelho 90°, registro). Assim, ao reavaliar os orçamentos, observou-se que essas substituições reduziram os custos do sistema com FLD-T para R\$ 1340,72 e do sistema com FLD-C para R\$ 1255,76, ou seja, uma economia de cerca de 25%.

Considerando um cenário ideal com profissionais capacitados e com disponibilidade de equipamentos e itens para a construção, o custo permanente desses sistemas domiciliares para o tratamento de águas superficiais pode variar de U\$ 218 a U\$ 232 (cotação do dólar em 03 de novembro de 2020). O FLD de concreto proposto por CAWST (2012), por sua vez, tem seus custos estimados em U\$ 60, quase um terço do valor dos sistemas da tese, por não incluir as barreiras de segurança de pré- e pós-tratamento, além da estrutura de PVC DeFoFo. No Brasil, uma família com renda mensal de um salário mínimo (R\$ 1045,00 em 2020) pode ter até 10% da sua renda anual comprometida devido a esse tratamento de água domiciliar. Nesses casos, a criação de subsídios por políticas públicas é substancial para o abastecimento de água em comunidades isoladas e vulneráveis.

De modo geral, a diferença entre os custos de um sistema com FLD-T em relação aos custos de um sistema com FLD-C não é substancial (Tabela 37). No entanto, destaca-se que as vantagens do sistema compacto não são relacionadas ao menor custo, mas à praticidade de

alocação em uma cozinha, à facilidade de locomoção e aos riscos e danos reduzidos em casos de acidentes.

Além dos custos dos materiais permanentes, também foram estimados os custos dos materiais consumíveis para um ano de operação dos sistemas de tratamento (Tabela 38). Optou-se pelo orçamento anual devido ao bom funcionamento do sistema e a dispensabilidade de troca das mantas durante o período de operação da tese (*i.e.*, 436 dias). Diante disso, o custo anual estimado para a operação do sistema com quatro FLDs foi de R\$ 241,26, enquanto o do sistema com um único filtro foi de R\$ 83,38 e de R\$ 80,60 para o FLD-T e FLD-C, respectivamente. No entanto, esses custos também podem ser reduzidos, visto que os materiais granulares não precisam, necessariamente, de substituições anuais. Estudos como os de Earwaker e Webster (2009) demonstraram a necessidade de troca das areias apenas a cada 5 anos de operação.

Considerando os custos dos materiais permanentes e consumíveis dos sistemas, foi estimado o custo do litro de água tratada por cada sistema de tratamento domiciliar (Tabela 39).

Tabela 39 – Custos totais para a concepção e operação dos sistemas de tratamento domiciliar com quatro FLDs (dois FLD-T e dois FLD-C), com um FLD-T e com um FLD-C

Ano	Custos (R\$)			Volume de água tratada (m ³ ano ⁻¹)	Custo da água tratada (R\$ L ⁻¹)
	Permanentes	Consumíveis	Totais		
Sistema com quatro FLDs					
1	4008,83	241,26	4250,09		0,0606
2	-	77,91	77,91		0,0011
3	-	77,91	77,91	70,08	0,0011
4	-	77,91	77,91		0,0011
5	-	241,26	241,26		0,0034
Sistema com um FLD-T					
1	1340,72	83,38	1424,10		0,0813
2	-	44,77	44,77		0,0026
3	-	44,77	44,77	17,52	0,0026
4	-	44,77	44,77		0,0026
5	-	83,38	83,38		0,0048
Sistema com um FLD-C					
1	1255,76	80,60	1336,36		0,0763
2	-	44,77	44,77		0,0026
3	-	44,77	44,77	17,52	0,0026
4	-	44,77	44,77		0,0026
5	-	80,60	80,60		0,0046

Fonte: a autora. Notas: FLD-T – filtro lento domiciliar tradicional, FLD-C – filtro lento domiciliar compacto, os consumíveis do segundo ano consideraram apenas as mantas e o hipoclorito de sódio.

Como observado na Tabela 39 no primeiro ano, o custo do litro de água tratada será superior aos dos anos posteriores devido aos custos de implantação (materiais permanentes) e de operação (materiais consumíveis). No segundo, terceiro e quarto ano, o custo será inferior pois o sistema dependerá apenas da compra das mantas não-tecidas e do hipoclorito de sódio como consumíveis. No quinto ano o custo voltará a aumentar pois exigirá a troca dos materiais granulares, além da reposição das mantas e do hipoclorito de sódio.

Independentemente do ano de operação, o custo do litro da água tratada pelo sistema com quatro FLDs será inferior ao do sistema com apenas um FLD. Após o primeiro ano, 4 L de água tratada custarão, em média, 1 centavo nos sistemas individuais, ao passo que, em sistemas conjuntos com 4 FLDs, 1 centavo será o custo de 9 L de água tratada. O resultado demonstra que iniciativas entre domicílios podem ser interessantes para diminuir o custo do tratamento de água. Nesses cenários, pequenos centros de distribuição em comunidades isoladas podem ser particularmente vantajosos.

6. CONSIDERAÇÕES SOBRE AS HIPÓTESES

Hipótese 1: Filtros lentos domiciliares, operados em regime contínuo e equipados com controle de nível e manta não-tecida no topo do leito filtrante, mantêm a qualidade e a quantidade da água filtrada mesmo ao reduzir a espessura do leito de 50 cm para 25 cm. Neste trabalho, definiu-se qualidade pelos valores de turbidez, bactérias (coliformes totais e *E. coli*) e protozoários (cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp.).

Considerações sobre a Hipótese 1: Verdadeira – a redução da espessura do leito filtrante em 50% (*i.e.*, 50 cm para 25 cm) não impactou significativamente a qualidade e a quantidade de água filtrada em FLDs operados em regime contínuo e equipados com controle de nível e manta não-tecida, comprovando a premissa da Hipótese 1. Durante 436 dias de operação, a qualidade da água filtrada produzida pelo modelo tradicional (50 cm de leito) foi estaticamente igual à água produzida pelo modelo compacto (25 cm de leito) em termos de turbidez ($p = 0,93$), coliformes totais ($p = 0,85$), *E. coli* ($p = 0,40$) e oocistos de *Cryptosporidium* ($p = 0,15$). A semelhança estatística na qualidade da água filtrada foi mantida mesmo com águas afluentes com um maior aporte de partículas (*i.e.*, durante a estação chuvosa). No entanto, destaca-se que a insuficiência de amostras positivas para cistos de *Giardia* impossibilitou a realização de análises estatísticas.

Hipótese 2: Sistemas domiciliares constituídos pelos filtros lentos domiciliares, submetidos às mesmas condições de pré-tratamento (sedimentação por 24 h seguida por filtração em mantas) e pós-tratamento (hipoclorito de sódio), são capazes de tratar águas superficiais de acordo com os padrões de potabilidade mundial (WHO, 2017) e nacional (BRASIL, 2021).

Considerações sobre a Hipótese 2: Falsa – o tratamento em múltiplas barreiras mostrou-se eficiente no que tange a remoção de turbidez, bactérias e protozoários, no entanto, insuficiente aos padrões de potabilidade mundial e nacional. O pré-tratamento foi eficiente em reduzir a turbidez das águas do Rio Monjolinho a valores adequados ao processo de filtração lenta domiciliar. Após a filtração lenta, foram obtidas águas com turbidez satisfatória para o padrão mundial, porém insuficiente para o padrão nacional. Por fim, a redução completa do risco microbiológico (*i.e.*, ausência de bactérias e protozoários), conforme recomendado pelos dois padrões de potabilidade, não foi alcançada no pós-tratamento com hipoclorito de sódio. Para que o sistema proposto alcance os padrões de potabilidade, recomenda-se a busca por

técnicas de otimização (*e.g.*, aprimoramento do pré-tratamento) e a substituição do pós-tratamento por tecnologias mais eficientes (*e.g.*, irradiação ultravioleta). Ressalta-se que modificações realizadas devem considerar as características locais e a transferência da tecnologia para o público-alvo.

7. CONCLUSÕES

As conclusões a seguir foram mapeadas de acordo com os objetivos específicos definidos nesta tese:

1. Os componentes da estrutura dos FLDs em material PVC Defofo apresentaram uma alta complexidade de manuseio aos construtores devido às paredes espessas (11 mm), além de uma maior dificuldade de aquisição por apresentarem especificidades incomuns às encontradas em lojas de construção civil. A estrutura em PVC Defofo também foi responsável por aumentar o custo do FLD em, pelo menos, 76%. Apesar dos pontos relatados, o material alternativo é seguro para sistemas de abastecimento e pode se tornar viável a populações vulneráveis, ao considerar doações e subsídios de órgãos governamentais. Considerando um cenário ideal com profissionais capacitados e com disponibilidade de equipamentos e itens para a construção, o custo permanente dos sistemas domiciliares para o tratamento de águas superficiais (*i.e.*, sistema de pré-tratamento, sistema de alimentação contínua, filtro lento domiciliar e sistema de pós-tratamento) variou de U\$ 213 a U\$ 218 (dezembro/2020), dependendo da espessura do leito filtrante.

2. Os FLDs foram classificados como sistemas com regime de escoamento real, apresentando uma maior proximidade com o comportamento de um reator ideal em pistão. Os valores de MDI dos modelos tradicionais foram inferiores aos dos modelos compactos, demonstrando sua maior proximidade com o reator em pistão e a influência da espessura do leito no regime de escoamento de filtros domiciliares. Essa proximidade com o regime de escoamento pistonado foi particularmente importante para o funcionamento dos filtros domiciliares, especialmente para o desenvolvimento da camada biológica e para os processos de remoção microbiológica.

3. O pré-tratamento por sedimentação e filtração em mantas foi a primeira etapa do sistema domiciliar para o tratamento das águas do Rio Monjolinho. Essa etapa foi responsável por remover $46 \pm 23\%$ da turbidez da água bruta e produzir água pré-tratada com turbidez de $13,2 \pm 14,6$ NTU. Por se tratar de um processo físico, o pré-tratamento não foi capaz de atenuar as variações sazonais de turbidez e de manter a qualidade da água clarificada durante toda a operação. Apesar disso, os valores de turbidez das águas pré-tratadas foram satisfatórios para águas afluentes dos filtros lentos domiciliares, visto que em apenas 4% dos dias foi produzida água pré-tratada com turbidez acima de 50 NTU.

4. A filtração lenta domiciliar foi a segunda etapa do sistema de tratamento. Nessa etapa objetivou-se analisar o impacto da redução do leito filtrante (*i.e.*, 50 cm para 25 cm) em FLDs em regime contínuo. A) Os testes estatísticos indicaram semelhança na qualidade da água filtrada pelo FLD-T e pelo FLD-C em termos de turbidez ($p = 0,93$), coliformes totais ($p = 0,85$), *E. coli* ($p = 0,40$) e oocistos de *Cryptosporidium* ($p = 0,15$). B) O mesmo ocorreu para as carreiras de filtração, as quais foram semelhantes ($p = 0,85$) e próximas a 30 dias, independentemente da espessura do leito filtrante. C) Assim como esperado, em ambos os modelos foram observadas diminuições progressivas de OD ao longo do todo o leito filtrante, sendo as mais expressivas aquelas até a profundidade de 17,5 cm. Tais resultados evidenciaram que a redução do leito filtrante não impacta a qualidade e a quantidade da água filtrada de FLDs contínuos.

5. As eficiências dos FLDs se correlacionaram com diversas variáveis operacionais. Os valores de turbidez nas águas filtradas se correlacionaram com a turbidez afluyente, com o tempo de operação, com o tempo após a manutenção e com as medidas de perda de carga ao longo do leito. Enquanto os valores de redução de *E. coli* se correlacionaram com a *E. coli* afluyente, com o tempo de operação e com as medidas de perda de carga na segunda porção dos leitos ($2,5 < L \leq 17,5$ cm). A qualidade da água afluyente, em termos de turbidez e *E. coli*, foi a variável que apresentou o maior coeficiente de correlação com as eficiências, o que confirmou, por análises bivariadas, a importância da água afluyente para o desempenho de filtros contínuos.

6. Por se tratar de um sistema alimentado por água superficial, a sazonalidade e o regime de chuvas também foram fatores de grande relevância para o desempenho dos FLDs. Durante a estação chuvosa, a qualidade do manancial impactou a qualidade das águas filtradas de ambos os modelos, assim como as frequências de manutenção (*i.e.*, carreira de filtração) e os perfis de consumo de oxigênio dissolvido.

7. As medidas qualitativas (*i.e.*, fotomicrografias em MEV, microscopia em campo claro) e quantitativas (*i.e.*, quantificação de sólidos) indicaram o desenvolvimento de um *schmutzdecke* em ambos os modelos de FLD. Os *schmutzdeckes*, compostos por substâncias inorgânicas e orgânicas, se desenvolveram tanto nas mantas não-tecidas quanto no topo dos leitos filtrantes nos dois modelos. Em todas as amostras, as algas foram os organismos predominantes, tanto em diversidade de gêneros e espécie quanto em densidade. Helmintos, protozoários, rotíferos e micro crustáceos também foram observados em menores proporções. O desenvolvimento dos *schmutzdeckes* justificou as melhorias das eficiências de remoção de

turbidez e microrganismos ao longo dos períodos de amadurecimento e das carreiras de filtração dos FLDs.

8. O pós-tratamento com hipoclorito de sódio foi a terceira etapa do sistema de tratamento domiciliar. Apesar de proporcionar melhor qualidade bacteriana e menor risco de recontaminação pela presença do cloro residual livre, o pós-tratamento com hipoclorito de sódio 2,5% a 60 mg min L^{-1} (dose de $2,0 \text{ mg L}^{-1}$ por 30 min de contato) não foi suficiente para inativar completamente coliformes totais e (oo)cistos de protozoários. Acredita-se que a presença de materiais em suspensão nas águas filtradas e a sua baixa eficiência na inativação de protozoários. Para que o sistema proporcione a ausência microbiológica de bactérias e protozoários, recomenda-se a busca por novas configurações ou tecnologias alternativas para o pós-tratamento.

9. O sistema de tratamento domiciliar proposto, independentemente do modelo de FLD utilizado, apresentou remoções médias superiores a 87% de turbidez, 3,32 log de coliformes totais, 2,91 de *E. coli*, 2,82 log de cistos de *Giardia* e 1,09 log de oocistos de *Cryptosporidium*. Os resultados obtidos certificaram a capacidade de tratamento de águas superficiais a nível domiciliar com tecnologias acessíveis e capazes de promover a manutenibilidade aos usuários. Apesar da evidente melhora na qualidade, as águas produzidas pelo sistema domiciliar ainda apresentaram incompatibilidades de qualidade (*i.e.*, turbidez, bactérias e protozoários) em relação aos padrões de potabilidade mundial e nacional. Diante disso, ainda são necessários estudos que visem a otimização ou a substituição de parte do sistema por técnicas mais robustas e eficientes. Ressalta-se que as modificações devem considerar a realidade de comunidades isoladas nos contextos social, econômico e cultural.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT, (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). **NBR 12004: Solo - Determinação do índice de vazios máximo de solos não coesivos - Método de ensaio**. Brasil, 1990.

ABNT, (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). **NBR 12051: Solo - Determinação do índice de vazios mínimos de solos não coesivos**. Brasil, 1991.

ABNT, (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). **NBR 11799: Material filtrante — Areia, antracito e pedregulho — Especificação**. Brasil, 2016a.

ABNT, (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). **NBR 6458: Grãos de pedregulho retidos na peneira de abertura 4,8 mm — Determinação da massa específica, da massa específica aparente e da absorção de água**. Brasil, 2016b.

ADEYEMO, F. E. et al. Efficiency of chlorine and UV in the inactivation of *Cryptosporidium* and *Giardia* in wastewater. **PLoS ONE**, v. 14, n. 5, p. 1–22, 2019.

ADEYEMO, F. E.; KAMIKA, I.; MOMBA, M. N. B. Comparing the effectiveness of five low-cost home water treatment devices for *Cryptosporidium*, *Giardia* and somatic coliphages removal from water sources. **Desalination and Water Treatment**, v. 56, n. 9, p. 2351–2367, 2015.

AHAMMED, M. M.; DAVRA, K. Performance evaluation of biosand filter modified with iron oxide-coated sand for household treatment of drinking water. **Desalination**, v. 276, n. 1–3, p. 287–293, 2011.

ANDREOLI, F. C.; SABOGAL-PAZ, L. P. Household slow sand filter to treat groundwater with microbiological risks in rural communities. **Water Research**, v. 186, 2020.

ANISUZZAMAN; TSUJI, N. Schistosomiasis and hookworm infection in humans: Disease burden, pathobiology and anthelmintic vaccines. **Parasitology International**, v. 75, n. April 2019, p. 102051, 2020.

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. United States of America: 2012.

ARNOLD, N.; ARCHER, A.; BARKDOLL, B. Bacterial adaptation and performance of household biosand water filters in differing temperatures. **Water Science and Technology: Water Supply**, v. 16, n. 3, p. 794–801, 2016.

BAIG, S. A. et al. Improvement of drinking water quality by using plant biomass through household biosand filter - A decentralized approach. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 11, p. 1842–1848, 2011.

BARTELT, L. A.; SARTOR, R. B. Advances in understanding Giardia: Determinants and mechanisms of chronic sequelae. **F1000Prime Reports**, v. 7, n. May, p. 1–14, 2015.

BELLAMY, W. D.; HENDRICKS, D. W.; LOGSDON, G. S. Slow Sand Filtration: Influences of Selected Process Variables. **Journal / American Water Works Association**, v. 77, n. 12, p. 62–66, 1985.

BERG, M. et al. Arsenic removal from groundwater by household sand filters: Comparative field study, model calculations, and health benefits. **Environmental Science and Technology**, v. 40, n. 17, p. 5567–5573, 2006.

BICHAI, F. et al. Predation and transport of persistent pathogens in GAC and slow sand filters: A threat to drinking water safety? **Water Research**, v. 64, n. 0, p. 296–308, 2014.

BONI, D. M. **Avaliação da Viabilidade de Cistos de Giardia spp. e Oocistos de Cryptosporidium parvum em Água Filtrada Obtida Após Tratamento Convencional com Flotação e Ozonização**. (Dissertação de mestrado), Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, 2016.

BONSERE, W. C. P. et al. Surtos de criptosporidiose pelo mundo: uma revisão sistemática. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v. 073, p. 62–73, 2020.

BRADLEY, I. et al. Iron oxide amended biosand filters for virus removal. **Water Research**, v. 45, n. 15, p. 4501–4510, 2011.

BRASIL. **Cuidados com água para consumo humano** (cartilha). Secretaria de Vigilância em Saúde, Ministério da Saúde p. 1–2, 2011.

BRASIL. Portaria GM/MS N° 888, de 4 de Maio de 2021. **Diário Oficial da União**, Gabinete do Ministro/Ministério da Saúde, Edição 85, Seção 1, Página 127, 2021.

BROWN, C.; NEVES-SILVA, P.; HELLER, L. The human right to water and sanitation: a new perspective for public policies. **Ciencia e Saude Coletiva**, v. 21, n. 3, p. 661–670, 2016.

BUZUNIS, B. J. **Intermittently Operated Slow Sand Filtration: A New Water Treatment Process**. (Master's Degree), Department of Civil Engineering, The University of Calgary, 1995.

CALIXTO, K. G. et al. Ripening of household slow sand filter by adding fish food. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development**, p. 76–85, fev. 2020.

CAWST. Biosand Filter Construction Manual. **Centre for Affordable Water and Sanitation Technology** n. July, p. 1–94, 2007.

CAWST. Biosand filter manual design, construction, installation, operation and maintenance. **Centre for Affordable Water and Sanitation Technology**, n. September, p. 129, 2009.

CAWST. Biosand Filter Construction Manual. **Centre for Affordable Water and Sanitation Technology**, n. August, p. 2, 2012.

CHAN, C. C. V. et al. Investigation of the Effect of Grain Size, Flow Rate and Diffuser Design on the CAWST Biosand Filter Performance. **International Journal for Service Learning in Engineering, Humanitarian Engineering and Social Entrepreneurship**, v. 10, n. 1, p. 1–23, 2015.

CHAPPELL, C. L. et al. Cryptosporidium hominis: Experimental challenge of healthy adults. **American Journal of Tropical Medicine and Hygiene**, v. 75, n. 5, p. 851–857, 2006.

CHICK, H. An investigation of the laws of disinfection. **Journal of Hygiene**, v. 8, n. 1, p. 92–158, 1908.

CRIDER, Y. et al. Can you taste it? Taste detection and acceptability thresholds for chlorine residual in drinking water in Dhaka, Bangladesh. **Science of the Total Environment**, v. 613–614, p. 840–846, 2018.

CURRY, K. D.; BLOCH, C. P.; HEM, V. Impact of rock alum pretreatment on biosand filter performance in Cambodia. **Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development**, v. 10, n. 1, p. 166–170, 2020.

DANIEL, L. A. **Métodos Alternativos de Desinfecção da Água**. São Carlos: Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB, 2001.

DEVI, R. et al. Removal of fluoride, arsenic and coliform bacteria by modified homemade filter media from drinking water. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 7, p. 2269–2274, 2008.

DI BERNARDO, L.; SABOGAL-PAZ, L. P. **Seleção de Tecnologias de Tratamento de Água**. Editora LD ed. São Carlos: 2008.

DRUMOND, S. N. et al. Identificação molecular de *Escherichia coli* diarreio gênica na Bacia Hidrográfica do Rio Xopotó na região do Alto Rio Doce. p. 579–590, 2018.

EARWAKER, P. **Evaluation of Household BioSand Filters in Ethiopia**. Cranfield University, 2006.

EARWAKER, P.; WEBSTER, J. Evaluation of the long-term sustainability of biosand filters in rural Ethiopia. **Water, sanitation and hygiene: sustainable development and multisectoral approaches. Proceedings of the 34th WEDC International Conference**, p. 154–158, 2009.

EDZWALD, J. K.; TOBIASON, J. Chemical principles, source water composition, and watershed protection water. In: AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. (AWWA) (Ed.). **Water quality & treatment**. A handbook on drinking. 6. ed. Mac Graw Hill., 2011.

EFSTRATIOU, A.; ONGERTH, J. E.; KARANIS, P. Waterborne transmission of protozoan parasites: Review of worldwide outbreaks - An update 2011–2016. **Water Research**, v. 114, p. 14–22, 2017.

ELLIOTT, M. A. et al. The operation, flow conditions and microbial reductions of an intermittently operated, household scale slow sand filter. **IWA Publishing**, p. 1–8, 2006.

ELLIOTT, M. A. et al. Reductions of *E. coli*, echovirus type 12 and bacteriophages in an intermittently operated household-scale slow sand filter. **Water Research**, v. 42, n. 10–11, p. 2662–2670, 2008.

ELLIOTT, M. A.; DIGIANO, F. A.; SOBSEY, M. D. Virus attenuation by microbial mechanisms during the idle time of a household slow sand filter. **Water Research**, v. 45, n. 14, p. 4092–4102, 2011.

ELLIOTT, M. et al. Investigation of E. Coli and virus reductions using replicate, bench-scale biosand filter columns and two filter media. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 12, n. 9, p. 10276–10299, 2015.

ELLIS, K. V; WOOD, W. E. Slow Sand Filtration. **Critical Reviews in Environmental Control**, v. 15, n. 4, p. 315–354, 1985.

ENGELHARDT, T. Granular Media Filtration for Water Treatment Applications. **Granular Media Filtration for Water Treatment Applications**, p. 1–61, 2012.

FARIA MACIEL, P. M.; SABOGAL-PAZ, L. P. Household slow sand filters with and without water level control: continuous and intermittent flow efficiencies. **Environmental Technology (United Kingdom)**, p. 1–15, 2018.

FAVA, N. DE M. N. et al. Household slow sand filters in continuous and intermittent flows and their efficiency in microorganism's removal from river water. **Environmental Technology (United Kingdom)**, p. 1–10, 2020.

FELIZARDO, K. R. et al. **Revisão Sistemática da Literatura em Engenharia de Software: Teoria e Prática**. 1. ed. Rio de Janeiro: 2017.

FIGLIORE, M. M.; MINNINGS, K.; FIGLIORE, L. D. Assessment of biosand filter performance in rural communities in southern coastal Nicaragua: an evaluation of 199 households. **Rural and remote health**, v. 10, n. 3, p. 1483, 2010.

FIGLIORE, A. R.; FIGLIORE, E. B. A importância do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos. **Química Nova na Escola**, v. 22, n. 4, p. 10–16, 2005.

FIGLIORE, R. M. B. et al. Avaliação da performance de metodologias de detecção de *Cryptosporidium* spp. e *Giardia* spp. em água destinada ao consumo humano, para o atendimento às demandas da Vigilância em Saúde Ambiental no Brasil. **Epidemiologia e Serviços de Saúde**, v. 21, n. 2, p. 233–242, 2012.

FIGLIORE, R. M. B. et al. *Cryptosporidium* Species and *Giardia* Genotypes Detected in Surface Water Supply of Campinas, Southeast Brazil, by Molecular Methods. **Journal of Veterinary Medicine and Research**, v. 3, n. 3, p. 1–7, 2016.

FRANK, T. E. et al. The effect of increasing grain size in biosand waterfilters in combination with ultraviolet disinfection. **Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development**, v. 4, n. 2, p. 206–213, 2014.

FREITAS, B. L. S. **Filtros lentos em escala domiciliar como alternativa de tratamento de águas com risco microbiológico em comunidades isoladas**. (Dissertação de mestrado), Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, 2017.

FUNASA. Manual De Cloração De Água Em Pequenas Comunidades. **Ministério da Saúde**, v. 1, n. 4, p. 40, 2014.

GELDREICH, E. E. **Microbial Quality of Water Supply in Distribution Systems**. 1. ed. 1996.

GHEBREMICHAEL, K. et al. Comparative treatment performance and hydraulic characteristics of pumice and sand biofilters for point-of-use water treatment. **Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA**, v. 61, n. 4, p. 201–209, 2012.

GHEBREMICHAEL, K.; ERGAS, S.; ALCANTAR, N. Enhancement of the Performance of a Biosand Filter Using Pumice Media and Natural Coagulant Dosing. **World Environmental And Water Resources Congress 2016: Environmental, Sustainability, Groundwater, Hydraulic Fracturing, and Water Distribution Systems Analysis - Papers from Sessions of the Proceedings of the 2016 World Environmental and Water Resources**, p. 256–264, 2016.

HAAS, C. N. et al. Assessing the risk posed by oocysts in drinking water. **Forum for Applied Research and Public Policy**, v. 11, n. 1, p. 59, 1996.

HAAS, C. N. et al. Development of a dose-response relationship for Escherichia coli O157:H7. **International Journal of Food Microbiology**, v. 1748, p. 153–159, 2000.

HAIG, S.J. **Characterising the Functional Ecology of Slow Sand Filters Through Environmental Genomics**. (Doctor Degree), Scholl of Engineering, University of Glasgow, 2014.

HAMMER, O.; HARPER, D. A.; RYAN, P. D. **PAST-palaeontological statistics**. University of Oslo, Noruega, 2001.

HAVELAAR, A. H.; MELSE, J. M. **Quantifying public health risk in the WHO Guidelines for drinking-water quality**. RIVM Re- 334 port 734301022/2003, 2003.

HIGASHI, E. S. **Bioensaios de toxicidade da água do efluente de Biofiltros em areia como ferramenta de avaliação da qualidade da água**. (Dissertação de mestrado), Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, 2016.

HOWARD, G.; BARTRAM, J. Domestic Water Quantity, Service Level and Health. **World Health Organization**, p. 39, 2003.

HUNTER, P. R. Household water treatment in developing countries: Comparing different intervention types using meta-regression. **Environmental Science and Technology**, v. 43, n. 23, p. 8991–8997, 2009.

HUSSAIN, G. et al. Evaluation of Plastic Household Biosand Filter (BSF) In Combination with Solar Disinfection (SODIS) For Water Treatment. **Journal of the Chemical Society of Pakistan**, v. 37, n. 2, 2015.

INMET. Banco de Dados Meteorológicos. Disponível em: <<https://bdmep.inmet.gov.br/>>. 2020.

ITAYA, T.; FURUSE, Y.; JINDAI, K. Does COVID-19 infection impact on the trend of seasonal influenza infection? 11 countries and regions, from 2014 to 2020. **International Journal of Infectious Diseases**, v. 97, p. 78–80, 2020.

IZDORI, F.; SEMIAO, A. J. C.; PERONA, P. Empirical Characterization of Particle Size Distribution Spatial Dynamics for Detection of Helminth Eggs in Waste Stabilization Ponds (WSP). **Proceedings**, v. 2, n. 5, p. 178, 2017.

JENKINS, M. W.; TIWARI, S. K.; DARBY, J. Bacterial, viral and turbidity removal by intermittent slow sand filtration for household use in developing countries: Experimental investigation and modeling. **Water Research**, v. 45, n. 18, p. 6227–6239, 2011.

JIMENEZ, B. et al. Dextran blue colorant as a reliable tracer in submerged filters. **Water Research**, 1988.

KENNEDY, T. J. et al. Hydraulic loading rate effect on removal rates in a BioSand filter: A pilot study of three conditions. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 223, n. 7, p. 4527–4537, 2012.

KENNEDY, T. J. et al. Determining the operational limits of the biosand filter. *Water Science and Technology*: **Water Supply**, v. 13, n. 1, p. 56–65, 2013.

KERAITA, B. et al. Potential of simple filters to improve microbial quality of irrigation water used in urban vegetable farming in Ghana. **Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering**, v. 43, n. 7, p. 749–755, 2008.

LAMON, A. W. **Caracterização de biofilmes em filtros lentos domiciliares operados em fluxo contínuo e intermitente com o uso de microssensores**. (Tese de doutorado), Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, 2020.

LARSON, E. Skin Hygiene and Infection Prevention: More of the Same or Different Approaches? **Clinical Infectious Diseases**, v. 29, n. 5, p. 1287–1294, 1999.

LARSON, R.; FARBER, B. **Elementary statistics**. Boston: 2012.

LEE, D. **Development of a prototype of an individual slow sand filter for intermittent use in the Philippines**. Department of Civil Engineering, University of Calgary, 1991.

LEVENSPIEL, O. **Chemical reaction engineering**. 3. ed. 1999.

LLOYD, B. **The functional microbial ecology of slow sand filters**. University of Surrey, 1974.

LODGE, D. V. **An ecological study of the meiofauna of slow sand filters, with mardicular**. (Doctor Degree), University of London, 1979.

LYNN, T. J. et al. Dynamic performance of biosand filters. **Journal - American Water Works Association**, v. 105, n. 10, p. 71–72, 2013.

MACIEL, P. M. F. **Filtração lenta domiciliar como alternativa de tratamento de água em comunidades isoladas: eficiências com e sem controle de nível da água e aceleração do**

amadurecimento. (Tese de doutorado), Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, 2018.

MAENG, M. et al. Sustainable technology of trickling biosand filter (TBSF) combined with rock media to reduce organic matters for drinking water. **Desalination and Water Treatment**, v. 57, n. 17, p. 7733–7741, 2016.

MAHAFFY, N. C. et al. Effects of physical disturbances on media and performance of household-scale slow sand (BioSand) filters. **Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA**, v. 64, n. 3, p. 250–259, 2015.

MAHLANGU, T. O.; MAMBA, B. B.; MOMBA, M. N. B. A comparative assessment of chemical contaminant removal by three household water treatment filters. **Water SA**, v. 38, n. 1, p. 39–48, 2012.

MANZ, D. H. **New Horizons for Slow Sand Filtration.** Proceeding of the Eleventh Canadian National Conference and Second Policy Forum on Drinking Water. 2004

MANZ, D. H.; BUZUNIS, B.; MORALES, C. **Household Water Supply and Testing Project.** 1993.

MEDEIROS, R. C. et al. Drinking water treatment by multistage filtration on a household scale: Efficiency and challenges. **Water Research**, v. 178, 2020.

MEYER, S. T. O uso de cloro na desinfecção de águas, a formação de trihalometanos e os riscos potenciais à saúde pública. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 10, n. 1, p. 99–110, 1994.

MOHER, D. et al. Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses: The PRISMA statement. **BMJ (Online)**, v. 339, n. 7716, p. 332–336, 2009.

MORATO, E. P. et al. Domestic cats constitute a natural reservoir of human enteropathogenic escherichia coli types. **Zoonoses and Public Health**, v. 56, n. 5, p. 229–237, 2009.

MURPHY, H. M.; MCBEAN, E. A.; FARAHBAKHS, K. Nitrification, denitrification and ammonification in point-of-use biosand filters in rural Cambodia. **Journal of Water and Health**, v. 8, n. 4, p. 803–817, 2010a.

MURPHY, H. M.; MCBEAN, E. A.; FARAHBAKHS, K. A critical evaluation of two point-of-use water treatment technologies: Can they provide water that meets WHO drinking water guidelines? **Journal of Water and Health**, v. 8, n. 4, p. 611–630, 2010b.

MWABI, J. K. et al. Household water treatment systems: A solution to the production of safe drinking water by the low-income communities of Southern Africa. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 36, n. 14–15, p. 1120–1128, 2011.

MWABI, J. K.; MAMBA, B. B.; MOMBA, M. N. B. Removal of Escherichia coli and Faecal Coliforms from Surface Water and Groundwater by Household Water Treatment Devices/Systems: A Sustainable Solution for Improving Water Quality in Rural Communities of the Southern African Development Community Region. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 9, n. 12, p. 139–170, 2012.

MWABI, J. K.; MAMBA, B. B.; MOMBA, M. N. B. Removal of waterborne bacteria from surface water and groundwater by cost-effective household water treatment systems (HWTS): A sustainable solution for improving water quality in rural communities of Africa. **Water SA**, v. 39, n. 4, p. 445–456, 2013.

NAIR, A. T.; AHAMMED, M. M.; DAVRA, K. Influence of operating parameters on the performance of a household slow sand filter. **Water Science and Technology: Water Supply**, v. 14, n. 4, p. 643–649, 2014.

NAKAMOTO, N. et al. Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes. **IWA**, 2014.

NAPOTNIK, J. A.; BAKER, D.; JELLISON, K. L. Effect of Sand Bed Depth and Medium Age on Escherichia coli and Turbidity Removal in Biosand Filters. **Environmental Science and Technology**, v. 51, n. 6, p. 3402–3409, 2017.

NAPOTNIK, J. A.; BAKER, D.; JELLISON, K. L. Influence of sand depth and pause period on microbial removal in traditional and modified biosand filters. **Water Research**, p. 116577, 2020.

NAPOTNIK, J.; JELLISON, K. Transport effects on hydraulic loading rate and microbial removal performance in biosand filters. **Journal of Water and Health**, v. 12, n. 4, p. 686–691, 2014.

NATARO; KAPER. Diarrheagenic Escherichia coli. **Clinical Microbiology Reviews**, v. 11, n. 1, p. 142–201, 1998.

NEVES, G. et al. Variação da temperatura de superfície em diferentes usos do solo na cidade de São Carlos-SP. **GOT - Journal of Geography and Spatial Planning**, v. 13, n. 13, p. 315–336, 2018.

OUTHWAITE, R.; CAMPOS, L. C. Individual Environmental Systems Project Optimisation - Optimisation of Household scale Biosand Filters. p. 81, 2010.

PALMATEER, G. et al. Toxicant and parasite challenge of Manz intermittent slow sand filter. **Environmental Toxicology**, v. 14, n. 2, p. 217–225, 1999.

PARSONS, S.; JEFFERSON, B. **Introduction to Potable Water Treatment Processes**. 2006.

POMPEI, C. M. E. et al. Influence of PPCPs on the performance of intermittently operated slow sand filters for household water purification. **Science of the Total Environment**, v. 581–582, p. 174–185, 2017.

POMPEI, C. M. E. et al. Occurrence of PPCPs in a Brazilian water reservoir and their removal efficiency by ecological filtration. **Chemosphere**, v. 226, p. 210–219, 2019.

PRONK, W. et al. Gravity-driven membrane filtration for water and wastewater treatment: A review. **Water Research**, v. 149, p. 553-565, 2019.

RANJAN, P.; PREM, M. Schmutzdecke- A Filtration Layer of Slow Sand Filter. **International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences**, v. 7, n. 07, p. 637–645, 2018.

RAZZOLINI, M. T. P. et al. Giardia and Cryptosporidium infection risk by simultaneous exposure to drinking water. **Microbial Risk Analysis**, v. 4, p. 1–6, 2016.

ROMERO, D. A. D. et al. Biosand filter as a point-of-use water treatment technology: Influence of turbidity on microorganism removal efficiency. **Water (Switzerland)**, v. 12, n. 8, 2020.

ROSE, J. B.; HAAS, C. N.; REGLI, S. Risk assessment and control of waterborne giardiasis. **American Journal of Public Health**, v. 81, n. 6, p. 709–713, 1991.

ROUSSEAU, A. et al. Assessing viability and infectivity of foodborne and waterborne stages (cysts/oocysts) of *Giardia duodenalis*, *Cryptosporidium* spp., and *Toxoplasma gondii*: A review of methods. **Parasite**, v. 25, 2018.

RYAN, U. et al. It's official – *Cryptosporidium* is a gregarine: What are the implications for the water industry? **Water Research**, v. 105, p. 305–313, 2016.

SABOGAL-PAZ, L. P. et al. Household slow sand filters in intermittent and continuous flows to treat water containing low mineral ion concentrations and Bisphenol A. **Science of the Total Environment**, v. 702, p. 135078, 2020.

SAMMARRO SILVA, K. J.; SABOGAL-PAZ, L. P. *Giardia* spp. cysts and *Cryptosporidium* spp. oocysts in drinking water treatment residues: comparison of recovery methods for quantity assessment. **Environmental Technology (United Kingdom)**, p. 1–10, 2020.

SATO, M. I. Z. et al. Assessing the infection risk of *Giardia* and *Cryptosporidium* in public drinking water delivered by surface water systems in Sao Paulo State, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 442, p. 389–396, 2013.

SILVA, K. J. S.; SABOGAL-PAZ, L. P. Analytical challenges and perspectives of assessing viability of *Giardia muris* cysts and *Cryptosporidium parvum* oocysts by live / dead simultaneous staining. **Environmental Technology**, p. 1–18, 2020.

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.

SIQUEIRA-CASTRO, I. C. V. et al. First report of predation of *Giardia* sp. cysts by ciliated protozoa and confirmation of predation of *Cryptosporidium* spp. oocysts by ciliate species. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 11, p. 11357–11362, 2016.

SIZIRICI, B. Modified biosand filter coupled with a solar water pasteurizer: Decontamination study. **Journal of Water Process Engineering**, v. 23, n. October 2017, p. 277–284, 2018.

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, n. November 2018, p. 110–119, 2019.

SMITH, A. W. **Sandstorm: a biosand filter designed for small-scale enterprises**. 36th WEDC International Conference: Delivering Water, Sanitation and Hygiene Services in an Uncertain Environment. 2013

SNIS. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto**. Brasília: 2018.

SOBSEY, M. D. et al. Point of Use Household Drinking Water Filtration: A Practical, Effective Solution for Providing Sustained Access to Safe Drinking Water in the Developing World. **Environmental Science & Technology**, v. 42, n. 12, p. 4261–4267, 2008.

SOUZA FREITAS, B. L.; SABOGAL-PAZ, L. P. Pretreatment using *Opuntia cochenillifera* followed by household slow sand filters: technological alternatives for supplying isolated communities. **Environmental Technology**, p. 1–30, 2019.

STAUBER, C. E. et al. Characterisation of the biosand filter for *E. coli* reductions from household drinking water under controlled laboratory and field use conditions. **Water Science and Technology**, v. 54, n. 3, p. 1–7, 2006.

STAUBER, C. E. et al. Cluster randomized controlled trial of the plastic BioSand water filter in Cambodia. **Environmental Science and Technology**, v. 46, n. 2, p. 722–728, 2012.

SUSILAWATHI, N. M. et al. Neurocysticercosis cases identified at Sanglah Hospital, Bali, Indonesia from 2014 to 2018. **Acta Tropica**, v. 201, p. 7, 2020.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. **Wastewater engineering treatment and reuse**. 4. ed. Metcalf & Eddy Inc., 2003.

TERIN, U. C.; SABOGAL-PAZ, L. P. *Microcystis aeruginosa* and microcystin-LR removal by household slow sand filters operating in continuous and intermittent flows. **Water Research**, v. 150, p. 29–39, 2018.

TIWARI, S. S. K. et al. Intermittent slow sand filtration for preventing diarrhoea among children in Kenyan households using unimproved water sources: Randomized controlled trial. **Tropical Medicine and International Health**, v. 14, n. 11, p. 1374–1382, 2009.

TUNDIA, K. R.; 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.

UNGER, M.; COLLINS, M. R. Assessing *Escherichia coli* removal in the schmutzdecke of slow-rate biofilters. **Journal / American Water Works Association**, v. 100, n. 12, p. 60–73, 2008.

USEPA. **Method 1623.1: Cryptosporidium and Giardia in Water by Filtration/IMS/FA**, 2012.

VANDERZWAAG, J. C. et al. Evaluation of field testing techniques used in a household water treatment study in Posoltega, Nicaragua. **Water Quality Research Journal of Canada**, v. 44, n. 2, p. 122–131, 2009.

WALDNER, C. L. et al. Self-reported Effects of Water on Health in First Nations Communities in Saskatchewan, Canada: Results From Community-Based Participatory Research. **Environmental Health Insights**, v. 11, n. 298, 2017.

WANG, H. et al. MS2 bacteriophage reduction and microbial communities in biosand filters. **Environmental Science and Technology**, v. 48, n. 12, p. 6702–6709, 2014.

WANG, H. et al. Reduction of MS2 bacteriophage and rotavirus in biosand filters. *Environmental Science: Water Research and Technology*, v. 2, n. 3, p. 483–491, 2016.

WHITE, C. et al. Effect of contaminated filtration sand on performance of household biosand filters. **Proceedings of the 3rd IEEE Global Humanitarian Technology Conference, GHTC 2013**, p. 243–247, 2013.

WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION). **Guidelines for Drinking-water Quality - Vol. 3 Drinking-water Quality Control in Small-Community Supplies**. 3. ed. Geneva: 1985.

WHO. **Guidelines for Drinking-water Quality**. Geneva: 2004.

WHO. **Preventing diarrhoea through better water, sanitation and hygiene**. Geneva: 2014.

WHO. **Guidelines for Drinking-water Quality: fourth edition incorporating the first addendum**. Geneva: 2017.

WHO. **Guidelines for drinking-water quality**. Geneva: 2019.

WHO. **Results of Round I of the WHO International Scheme to Evaluate Household Water Treatment Technologies.** p. 64, 2019.

WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION); UNICEF (UNITED NATIONS INTERNATIONAL CHILDREN'S EMERGENCY FUND). **Evaluating Household Water Treatment Options: health-based targets and microbiological performance specifications.** 2012

WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION); UNICEF (UNITED NATIONS INTERNATIONAL CHILDREN'S EMERGENCY FUND). Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene: 2017 Update and SDG Baseline. **World Health Organization**, p. 66, 2017.

WHO; UNICEF. Report of the Secretary-General on SDG Progress 2019: Special Edition. **United Nations Publications**, p. 1–64, 2019a.

WHO; UNICEF. **Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2017. Special focus on inequalities.** 2019b.

WOTTON, R. S. Water purification using sand. **Hydrobiologia**, v. 469, p. 193–201, 2002.

XIAO, L.; RYAN, U.; FENG, Y. Cryptosporidium. **Biology of Foodborne Parasites.** p. 77–95. 2015

YILDIZ, B. S. Performance assessment of modified biosand filter with an extra disinfection layer. **Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA**, v. 65, n. 3, p. 266–276, 2016.

YOUNG-ROJANSCHI, C.; MADRAMOOTOO, C. Intermittent versus continuous operation of biosand filters. **Water Research**, v. 49, n. 1, p. 1–10, 2014.

YOUNG-ROJANSCHI, C.; MADRAMOOTOO, C. Comparing the performance of biosand filters operated with multiday residence periods. **Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA**, v. 64, n. 2, p. 157–167, 2015.

ZAHEDI, A. et al. Public health significance of zoonotic Cryptosporidium species in wildlife: Critical insights into better drinking water management. **International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife**, v. 5, n. 1, p. 88–109, 2016.





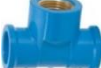







ZHOU, Q. et al. Compliance measurement and observed influencing factors of hand hygiene based on COVID-19 guidelines in China. **AJIC: American Journal of Infection Control**, 2020.


APÊNDICE A – Manual construtivo dos componentes do sistema

1. Construção do sistema de pré-tratamento

Os materiais usados para a construção do pré-tratamento estão na Tabela 40. Vale ressaltar que este sistema foi concebido para a produção de 400 L de água pré-tratada, o dobro do volume requerido por esta tese.

Tabela 40 - Tubulações, conexões e acessórios utilizados na construção do pré-tratamento.

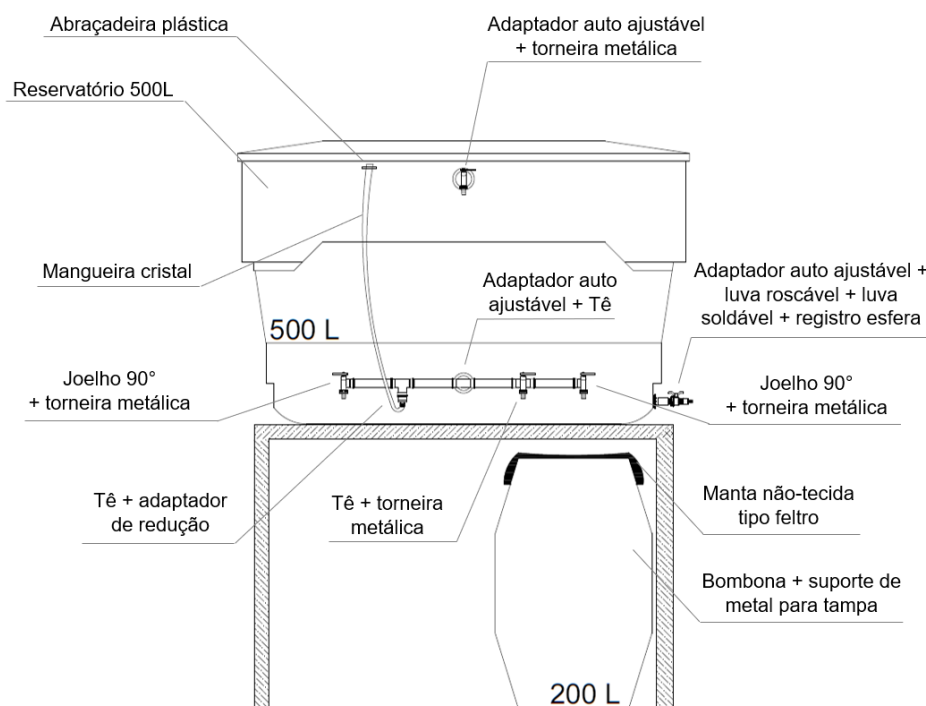
Item		Quantidade	Unidade
Caixa d'água 500 L		1	Unidade
Bombona de 200 L com suporte de metal para encaixe da tampa		1	Unidade
Adaptador auto ajustável 25mmx $\frac{3}{4}$ "		3	Unidade
Tubo PVC marrom DN 25		100	cm
Tê com bucha de latão 25mmx $\frac{1}{2}$ "		3	Unidade
Joelho 90° com bucha de latão 25mmx $\frac{1}{2}$ "		2	Unidade
Registro esfera DN 25		1	Unidade
Luva soldável com rosca DN 25		1	Unidade
Luva roscável $\frac{1}{2}$ "		1	Unidade
Adaptador de redução interno $\frac{1}{2}$ "		2	Unidade
Torneira metálica $\frac{1}{2}$ "		4	Unidade
Abraçadeira metálica $\frac{1}{2}$ "		1	Unidade

Abraçadeira plástica 20 cm		1	Unidade
Mangueira cristal ½"		65	cm
Manta não-tecido tipo feltro		1	m ²

Fonte: a autora

A Figura 36 exemplifica a estrutura do pré-tratamento e o posicionamento de cada elemento apoiados à uma estrutura metálica de 1 m de altura.

Figura 36 – Concepção do pré-tratamento usado para clarificação de água de manancial



Fonte: a autora

Para a montagem do sistema de pré-tratamento seguiu-se os seguintes passos:

- Fez-se três furos com o conjunto serra-copo 25 mm, sendo dois na vista frontal (um a 12 cm da base e outro 8 cm do topo) e um na vista lateral (5 cm da base) no reservatório de 500 L.
- Nos três furos foram colocados adaptadores auto ajustáveis com a parte da rosca para o lado externo. Para a vedação usou-se veda calha branca.



















- Nas roscas dos adaptadores foram encaixados: um registro metálico (adaptador do topo), um tê com bucha de latão (adaptador da base) e uma luva roscável (adaptador da base – lateral). Em todas as roscas usou-se fita veda rosca.
- A luva roscável foi encaixada a uma luva soldável com veda rosca. Um pedaço de 3,8 cm de PVC 25 mm foi utilizado para unir esta luva soldável a um registro esfera. Todos os componentes foram previamente lixados para melhor encaixe entre as peças e colados com cola para PVC.
- A tubulação de saída foi montada separadamente, iniciando por suas extremidades.
- Duas torneiras metálicas foram encaixadas à dois joelhos 90° com veda rosca. Na outra extremidade dos joelhos foram colados dois pedaços de 19 cm de PVC 25 mm. Em ambos foram colados tês, no entanto um deles foi posicionado com a rosca para baixo e outro com a rosca no mesmo sentido da torneira. Novamente foram coladas duas tubulações de 17,5 cm. Por fim, estas foram coladas ao tê acoplado ao adaptador auto ajustável (vista frontal). Todos os componentes desta etapa também foram lixados para melhor encaixe entre as peças.
- No tê posicionado com a rosca para baixo foi encaixado um adaptador de redução interno com veda rosca. Neste adaptador foi fixada uma mangueira cristal por uma abraçadeira metálica.
- A outra extremidade da mangueira cristal foi posicionada verticalmente ao reservatório e fixada por uma abraçadeira plástica a partir de dois furos nos reservatórios. Estes furos foram feitos por uma furadeira com broca 5 mm.
- A tampa do reservatório de 200 L foi substituída por 1 m² de manta não-tecida dobrada ao meio. A manta foi encaixada ao reservatório pelo suporte de metal.

2. Construção do sistema de filtração lenta domiciliar com operação contínua

Os materiais usados na construção de filtros lentos domiciliares tradicionais e compactos estão na Tabela 41. Na Figura 37 está apresentado o posicionamento de cada elemento nas estruturas dos modelos tradicional e compacto. A montagem destes modelos de filtros difere quanto aos tamanhos das tubulações do corpo do filtro e de saída.

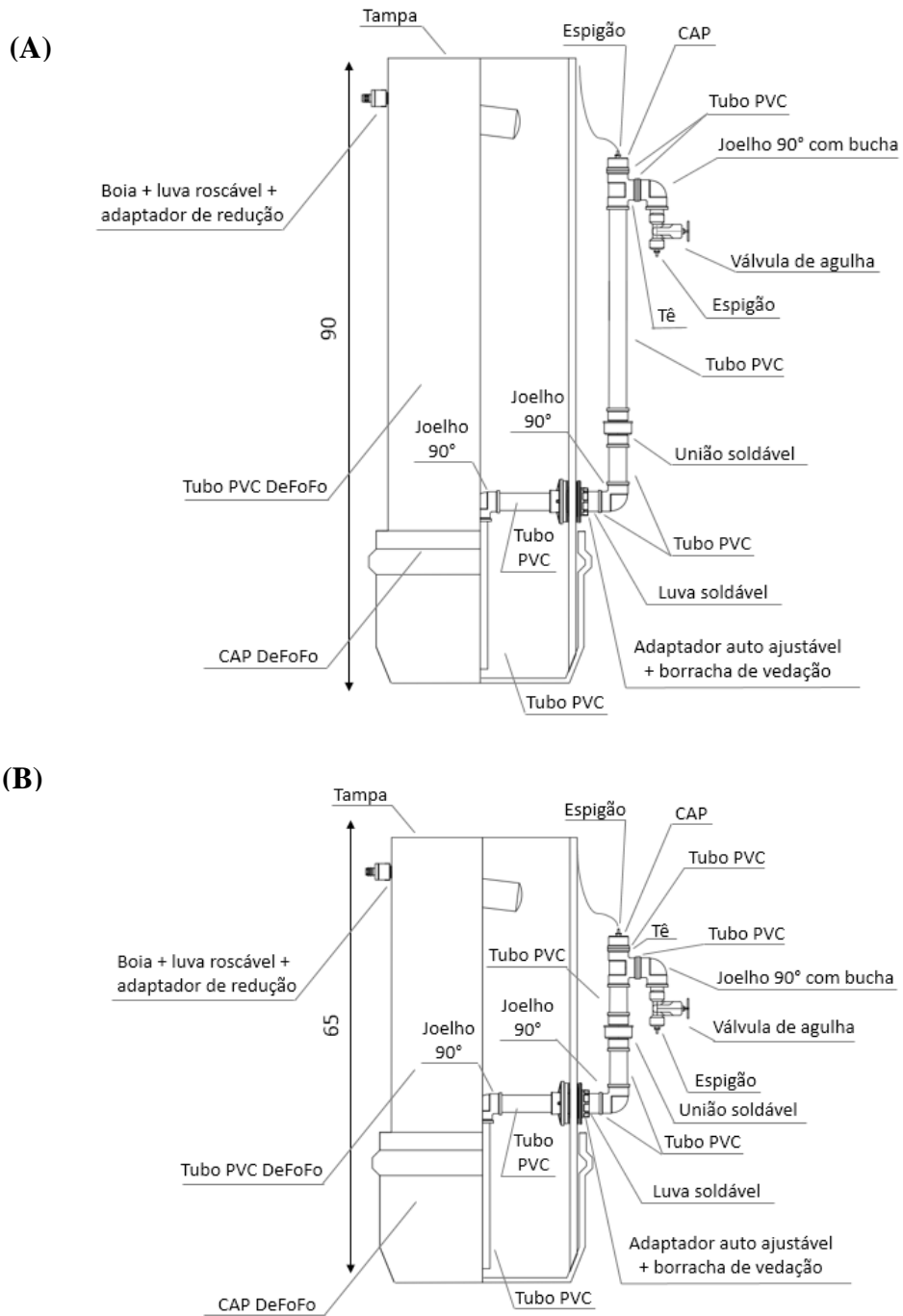
Tabela 41 - Tubulações, conexões e acessórios utilizados na construção de um filtro lento domiciliar.

Unidade do FLD	Item	Quantidade	Unidade
----------------	------	------------	---------

Corpo do filtro	Tubulação de PVC DeFoFo DN 250		87,5 ou 62,5	cm
	CAP DN 250 para DeFoFo		1	Unidade
Tubulação de saída	Tubo PVC marrom DN 25		86,8 ou 62,3	cm
	Joelho marrom 90° DN 25		2	Unidade
	Adaptador auto ajustável 25mmx3/4"		1	Unidade
	Borracha de vedação		1	Unidade
	Luva soldável com rosca DN 25		1	Unidade
	União soldável DN 25		1	Unidade
	Tê marrom DN 25		1	Unidade
	CAP marrom DN 25		1	Unidade
	Joelho 90° com bucha de latão 25mmx 1/2"		1	Unidade
	Válvula tipo agulha 1/2"x1/4"		1	Unidade
	Espigão de aço inox 1/4"x1/4"		2	Unidade
	Mangueira de silicone 10mm interno x 6 mm externo		17	cm
	Controle de nível	Boia de bebedouro		1
Luva roscável 1/2"			1	Unidade
Adaptador de redução interno 1/2"			1	Unidade
Tampa	Tampa para balde comum		1	Unidade

Fonte: a autora

Figura 37 – Concepção dos filtros lentos domiciliares (A) modelo tradicional e (B) modelo compacto



Para a montagem dos filtros lentos domiciliares seguiu-se os passos a seguir:

- Primeiramente foi montado o corpo do filtro iniciando pelo corte da tubulação de PVC DeFoFo. Nesta etapa, posicionou-se o tubo dentro do cap para medir o tamanho do filtro. Observou-se então que a tubulação não atingia o fundo do cap e deveria ser 2,5 cm menor que o tamanho do filtro. Portanto, para filtros nos modelos tradicionais cortou-se tubulações de 87,5 cm e para compactos de 62,5 cm. Nessa etapa, usou-se uma trena, caneta de marcação e serra circular com disco widea para madeira.
- Uma das extremidades da tubulação precisou ser chanfrada manualmente para assegurar um melhor encaixe ao cap. Para isso, prendeu-se a tubulação em uma mesa com um grampo e, com uma lixa, fez-se um chanfro de aproximadamente 45°.
- Para a instalação da boia, fez-se um furo no corpo do filtro a uma distância de 6 cm do topo com uma furadeira e broca chata 13/16". A boia, a luva roscável e o adaptador de redução foram encaixados ao furo depois da inserção dos materiais filtrantes.
- Para a instalação da tubulação de saída, fez-se um furo no corpo do filtro a uma distância de 27 cm da base com um conjunto serra copo 25 mm. Essa altura (27 cm) foi determinada para que o adaptador auto ajustável ficasse ligeiramente acima do cap. Vale ressaltar que este furo estava no sentido contrário ao furo da boia.
- O adaptador foi colocado com a parte da rosca para o lado externo para facilitar o encaixe da tubulação de saída e sua substituição em eventos de danificação. Uma borracha adicional foi colocada na parte de fora do encaixe do adaptador. A vedação foi complementada por veda calha branca.
- A seguir foi montada a parte interna da tubulação de saída do filtro. A qual foi composta pela união de um pedaço de 11,5 cm de PVC, um joelho 90° e outro pedaço de 22,5 cm de PVC. Todos os componentes foram previamente lixados e colados com cola para PVC. A tubulação vertical (22,5 cm) foi assim determinada para que houvesse uma distância de 2 cm com o fundo do filtro.
- Uma luva roscável com veda rosca foi encaixada à rosca do adaptador auto ajustável. Uma tubulação de 3,8 cm foi usada para unir esta luva a um joelho 90° previamente lixado.
- A próxima etapa foi diferente entre os modelos de filtros. A tubulação de saída do modelo tradicional contemplava um pedaço de 18 cm de PVC, uma união soldável e outro pedaço de 23,4 cm. Já a do modelo compacto contemplava um pedaço de 6,9 cm, uma união soldável e outro pedaço de 10 cm. Todos os componentes foram previamente lixados e colados com cola

para PVC. A presença da união soldável possibilita a substituição da tubulação em casos de danificação.

- Um tê marrom previamente lixado foi colado perpendicularmente à tubulação de saída.
- À parte, furou-se um cap com uma broca de 10,5 mm para a passagem de um macho ¼". No espigão foi encaixado um pedaço de 17 cm de mangueira de silicone.
- Em seguida, uniu-se esse cap à extremidade vertical do tê da tubulação de saída com um tubo de 3,8 cm de PVC previamente lixado.
- Na outra extremidade do tê, colou-se um pedaço de 3,8 cm de PVC e um joelho 90° com rosca. Neste foi encaixado um registro tipo agulha com espigão, previamente preparados com veda rosca, e mangueira de silicone.

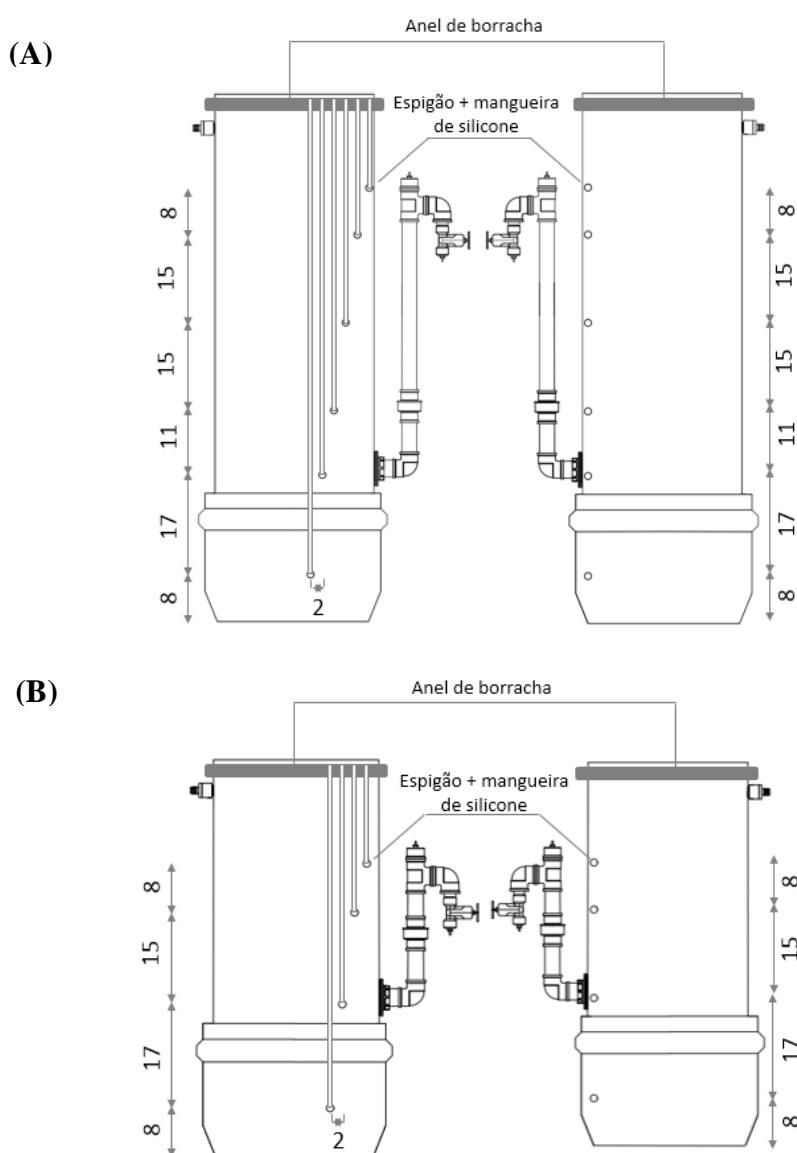
Para fins científicos, também foram instalados piezômetros e pontos de tomada d'água ao longo dos filtros. Os itens e o posicionamento de cada um dos elementos para essa etapa estão na Tabela 42 e Figura 38.

Tabela 42 - Tubulações e acessórios utilizados na construção dos piezômetros e tomada d'água

Item		Quantidade	Unidade
Espigão de aço inox ¼"x¼"		12 ou 8	Unidades
Mangueira de silicone 10mm interno x 6 mm externo		410 ou 205	cm
Anel para vedação de borracha DN 250		1	Unidade

Fonte: a autora

Figura 38 – Posicionamento de piezômetros e tomadas d'água no (A) filtro lento domiciliar tradicional e (B) filtro lento domiciliar compacto



Fonte: a autora








Para a instalação dos piezômetros e pontos de tomada d'água seguiu-se os seguintes passos:

- Os pontos de instalação foram marcados tendo como referência a tubulação de saída e a base dos filtros. Piezômetros e tomadas d'água foram posicionados nas mesmas alturas, no entanto piezômetros à esquerda da tubulação de saída e tomadas d'água à direita. Os pontos piezométricos foram espaçados em 2 cm. Nessa etapa, usou-se trena e caneta de marcação.

- Todas as marcações foram furadas por uma broca 10,5 mm para a passagem de um macho 1/4". Nestes foram encaixados espigões previamente preparados com fita veda rosca.
- À parte, o anel de borracha 250 mm foi perfurado por uma broca 10,5 mm em seis pontos com espaçamento de 2 cm entre eles. Para facilitar este processo, prendeu-se o anel em uma mesa com um grampo.
- Em todos os espigões foram encaixadas mangueiras de silicone. Para as tomadas d'água, utilizou-se mangueiras com tamanho fixo de 10 cm e uma das extremidades presa em um nó. O tamanho das mangueiras permitia o seu posicionamento horizontal em relação aos filtros. Para as tomadas piezométricas, utilizou-se mangueiras verticais com tamanho variável, dependendo da profundidade dos espigões. Cada uma das mangueiras piezométricas foi encaixada aos espigões e às perfurações do anel de borracha.

Os filtros lentos domiciliares foram operados continuamente por gravidade por um sistema de alimentação apoiado à uma estrutura metálica de 1,10 metros (Figura 39). Para isso utilizou-se os itens descritos em Tabela 43.

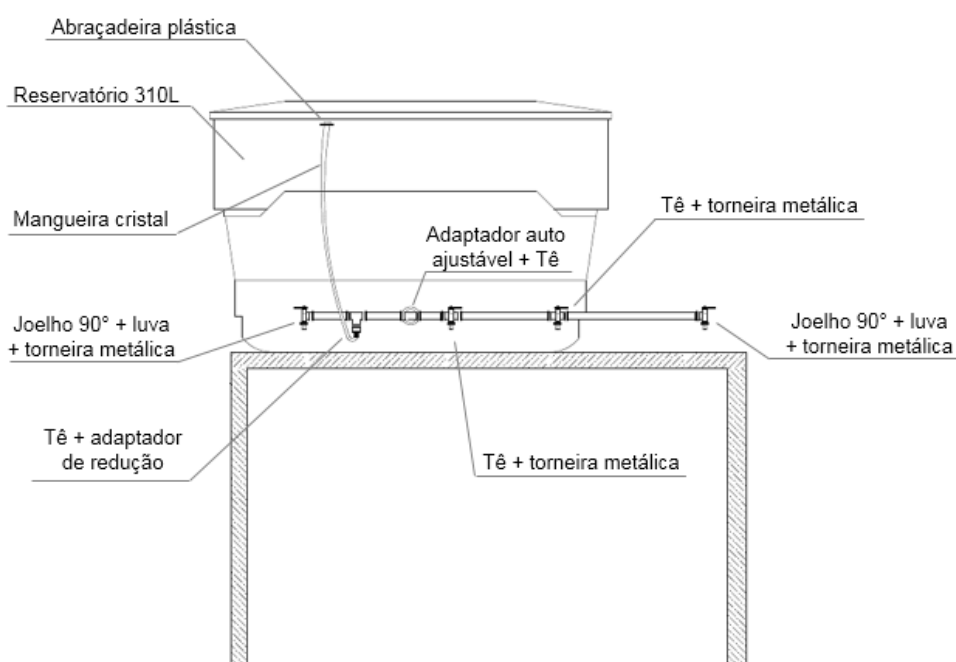
Tabela 43 - Tubulações, conexões e acessórios utilizados na construção do sistema de alimentação.

Item		Quantidade	Unidade
Caixa d'água 310 L		1	Unidade
Adaptador auto ajustável 25mmx3/4"		1	Unidade
Tubo PVC marrom DN 25		140	cm
Tê marrom DN 25		1	Unidade
Tê com bucha de latão 25mmx1/2"		3	Unidades
Joelho marrom 90° DN 25		2	Unidades
Luva com bucha de latão 25mmx1/2"		2	Unidades

Torneira metálica		4	Unidades
Mangueira preta ½"		270	cm
Abraçadeira metálica ½"		5	Unidades
Adaptador de redução interno ½"		1	Unidade
Mangueira cristal ½"		65	cm

Fonte: a autora

Figura 39 – Sistema de alimentação dos filtros lentos domiciliares



Fonte: a autora

Para a montagem do sistema de alimentação, seguiu-se os passos abaixo:


- Com um conjunto serra-copo 25 mm, fez-se um furo a 7 cm da base do reservatório. Neste foi encaixado um adaptador auto ajustável com a parte da rosca para o lado interno. A vedação ao reservatório foi com veda calha branca.
- Uniu-se o adaptador a um tê marrom com um pedaço de 3,8 cm de PVC.
- A tubulação de saída foi montada separadamente iniciando pelas extremidades.








- Duas torneiras metálicas foram encaixadas à duas luvas soldáveis com veda rosca. Estas foram coladas à pedaços de 10 e 56 cm de PVC e em seguida à joelhos de 90° marrons. Nesta etapa utilizou-se a combinação de luvas soldáveis, tubo de PVC e joelho marrom, contudo essa combinação poderia ter sido substituída pelo joelho 90° com bucha de latão 25mmx ½”.
- Na outra extremidade dos joelhos foram colados dois pedaços de 31 cm de PVC. Em ambas tubulações foram colados tês, no entanto um deles foi posicionado com a rosca para baixo e outro com a rosca no mesmo sentido da torneira (neste foi encaixado um registro metálico com veda rosca). Novamente foi colada uma tubulação de 11 cm e outro tê no mesmo sentido do registro. Neste tê também foi encaixado um registro metálico com veda rosca. Todos os componentes desta etapa foram lixados para melhor encaixe das peças.
- Por fim, as duas tubulações foram coladas ao tê acoplado ao adaptador auto ajustável. Tomou-se o cuidado para que todos os registros ficassem posicionados perpendicularmente.
- Nos quatro registros metálicos foram colocadas mangueiras pretas fixadas por abraçadeiras metálicas. Cada uma destas foi encaixada à um filtro lento domiciliar.
- No tê posicionado com a rosca para baixo foi encaixado um adaptador de redução interno com veda rosca. Neste adaptador foi fixada uma mangueira cristal por uma abraçadeira metálica.
- A outra extremidade da mangueira cristal foi posicionada verticalmente ao reservatório e fixada por uma abraçadeira plástica a partir de dois furos nos reservatórios. Estes furos foram feitos por uma parafusadeira com broca 5 mm.

3. Construção dos sistemas de pós-tratamento

Os materiais usados na construção dos sistemas de pós-tratamento estão na Tabela 44. Vale ressaltar que os reservatórios de pós-tratamento foram diferentes para melhor encaixe à cada modelo de filtro.

Tabela 44 - Tubulações, conexões e acessórios utilizados na construção de um sistema de pós-tratamento.

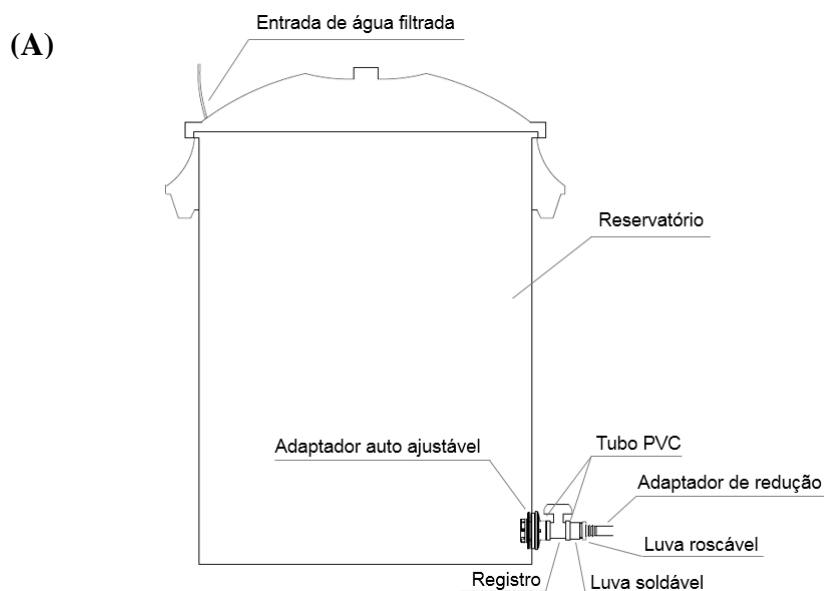
Item		Quantidade	Unidade
Reservatório (Ø 42 cm, 61 cm de altura)		1	Unidade

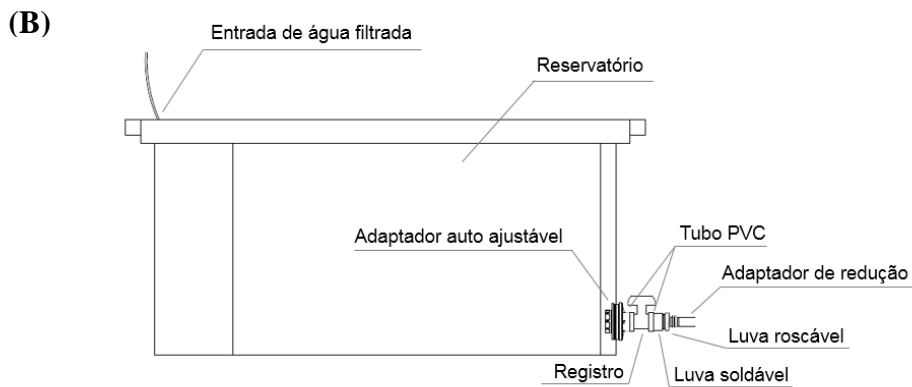
Reservatório (64 cm de comprimento, 44 cm de largura e 27 cm de altura)		1	Unidade
Adaptador auto ajustável 25mmx $\frac{3}{4}$ "		1	Unidade
Tubo PVC marrom DN 25		7,6	cm
Luva soldável com rosca DN 25		1	Unidade
Registro esfera DN 25		1	Unidade
Luva roscável $\frac{1}{2}$ "		1	Unidade
Adaptador de redução interno $\frac{1}{2}$ "		1	Unidade

Fonte: a autora

A Figura 40 exemplifica os sistemas de pós-tratamento, bem como o posicionamento de cada um de seus componentes.

Figura 40 – Sistema de pós-tratamento aos filtros lentos domiciliares (A) modelo tradicional e (B) modelo compacto





Fonte: a autora

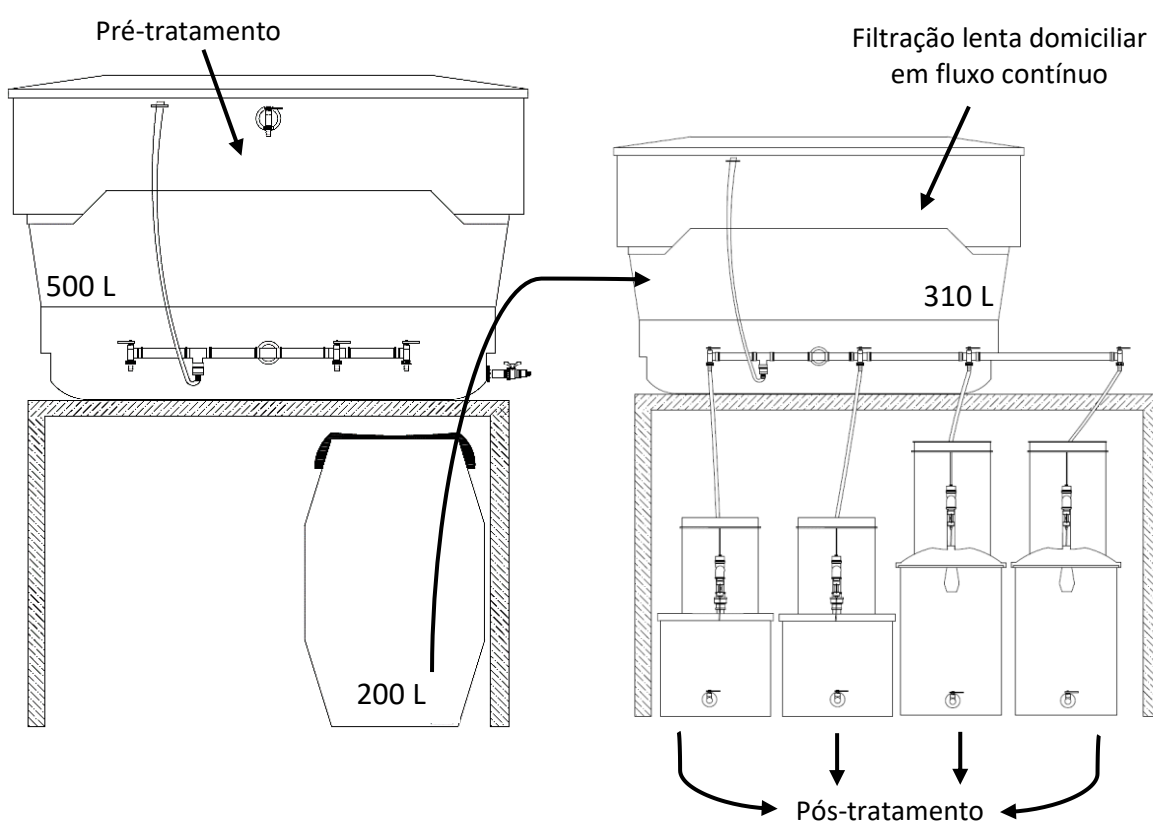
Para a montagem dos sistemas de pós-tratamento, seguiu-se os passos a seguir:

- Iniciou-se pela escolha do reservatório que melhor se encaixava ao modelo de filtro. A partir disto, a montagem foi executada de maneira análoga.
- Fez-se um furo de 10 mm com broca na tampa do reservatório próximo ao registro de saída do filtro (cerca de 15 cm).
- Com um conjunto serra-copo 25 mm, fez-se outro furo no reservatório posicionado a 6 cm da base na vista lateral. Neste foi encaixado um adaptador auto ajustável com a rosca para o lado interno.
- Um pedaço de 3,8 cm uniu o adaptador auto ajustável ao registro esfera. Outro pedaço de 3,8 cm uniu o registro à luva soldável. Todos os componentes desta etapa foram lixados para melhor encaixe das peças.
- Por fim, foi encaixada uma luva roscável e nesta um adaptador de redução. Em todas as roscas foram colocadas fita veda rosca.

APÊNDICE B – Manual de operação do sistema domiciliar

O sistema de tratamento domiciliar, com pré-tratamento, filtração lenta e pós-tratamento, foi operado em São Carlos, no laboratório de Pilotos da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC/USP). Na Figura 41 são apresentados os componentes estruturais desse sistema.

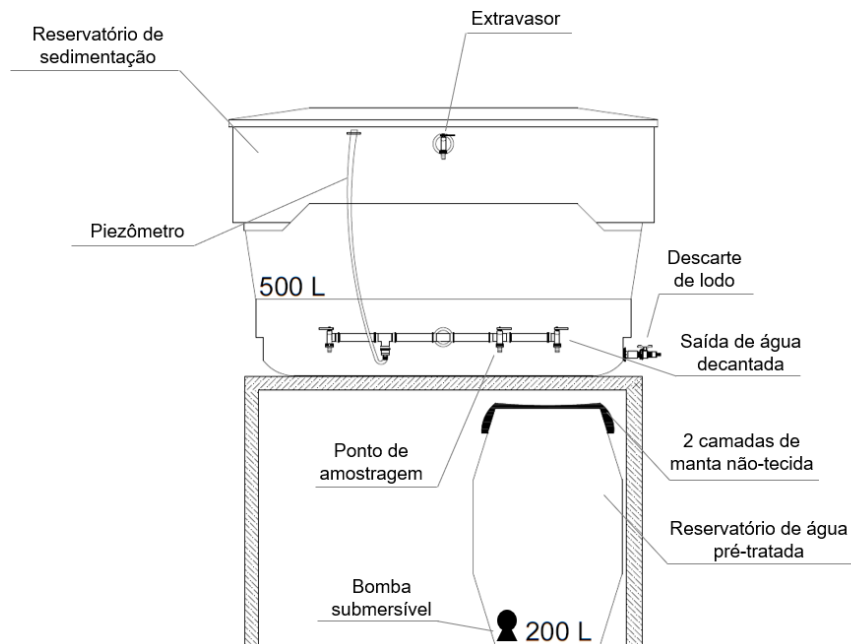
Figura 41 – Sistema de tratamento domiciliar com pré-tratamento, filtração lenta e pós-tratamento



Fonte: a autora

O tratamento domiciliar era iniciado pelo pré-tratamento, como apresentado na Figura 42, seguindo os passos a seguir:

Figura 42 – Sistema de pré-tratamento por sedimentação e filtração em mantas

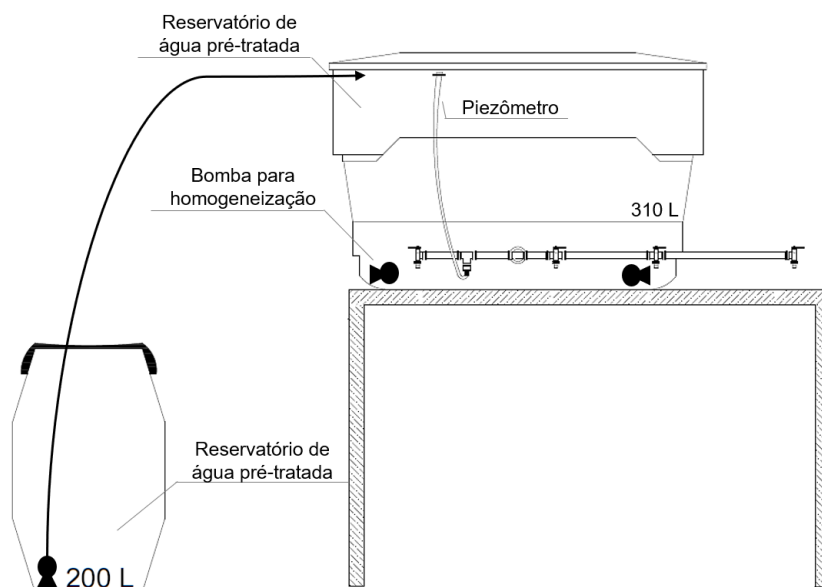


Fonte: a autora

- Cerca de 500 L de água do Rio Monjolinho eram bombeados ao reservatório elevado, utilizando a tomada d'água da adutora localizada no Laboratório de Pilotos.
- No ponto de amostragem eram coletadas amostras de água bruta em frascos de 500 mL.
- Em seguida, aguardava-se ± 24 h para a sedimentação das partículas da água do manancial.
- Decorrido o período de sedimentação, o registro de saída da água decantada era aberto para passagem pelas mantas.
- A água decantada e filtrada por mantas, classificada na tese como água pré-tratada, foi o primeiro resultado do sistema de tratamento domiciliar.
- Após a coleta de cerca de 200 L de água pré-tratada, o reservatório elevado era esvaziado pelo registro lateral e o descarte direcionado a uma canaleta.
- As partículas aderidas às paredes do reservatório de sedimentação eram retiradas pela fricção de uma vassoura. Tomou-se o cuidado para que a vassoura fosse utilizada apenas para essa finalidade.
- O reservatório elevado era novamente preenchido com água do manancial para o reinício do pré-tratamento.

A segunda etapa do tratamento foi a filtração lenta domiciliar em fluxo contínuo. A etapa se iniciava pelo sistema alimentação (Figura 43) pelos passos a seguir:

Figura 43 – Sistema de alimentação dos filtros lentos domiciliares

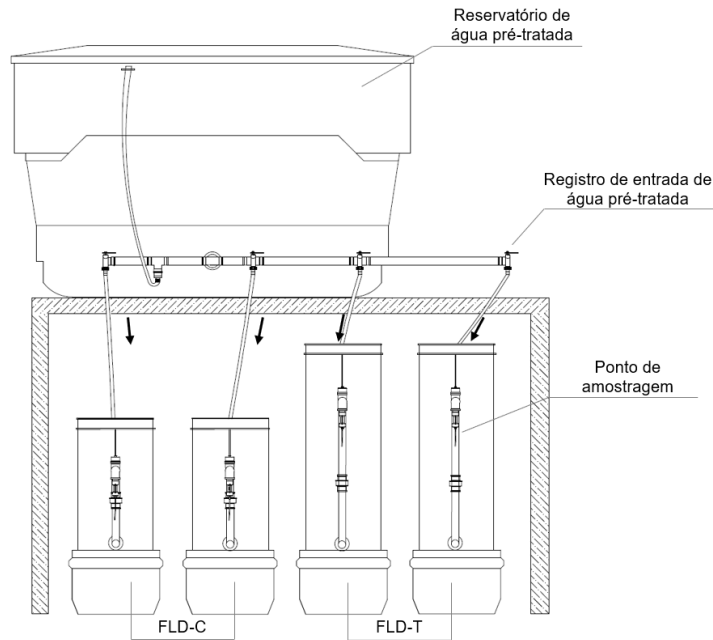


Fonte: a autora

- A água pré-tratada no reservatório apoiado de 200 L era bombeada ao reservatório elevado de 310 L, utilizado para a alimentação dos quatro FLDs.
- As amostras de água pré-tratada eram coletadas, em frascos de 500 mL, por um registro na vista lateral do reservatório de alimentação.
- Durante toda a alimentação, duas bombas submersíveis mantinham a homogeneidade da água afluyente aos quatro FLDs.

Assim, o sistema já estava apto para dar início à filtração lenta domiciliar, conforme os passos a seguir:

Figura 44 – Filtros lentos domiciliares tradicionais (FLD-T) e compactos (FLD-C) operados em regime contínuo



Fonte: a autora

- Inicialmente, ajustava-se a vazão de saída dos quatros filtros para manter a taxa constante em $0,90 \text{ m}^3 \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$ e a produção diária em 48 L d^{-1} . Esse ajuste era realizado por medidas volumétricas em um intervalo de tempo com o auxílio de um cronômetro e uma proveta. A vazão estava correta quando era coletado $33,3 \text{ mL}$ em um minuto.
- Em seguida, eram aferidas as medidas piezométricas ao longo dos leitos filtrantes e as medidas de temperatura ambiente e nas zonas estacionárias.
- Os dois modelos de filtro (tradicional e compacto) eram operados de maneira semelhante, com exceção da coleta de amostras que dependiam do tempo de detenção hidráulica de cada modelo. Baseado nos ensaios hidrodinâmicos realizados, a coleta das amostras filtradas pelo modelo compacto era realizada após 426 min da alimentação às 8:00 da manhã (*i.e.*, às 15:10 do dia da alimentação). Enquanto a coleta das amostras filtradas pelo tradicional era realizada após 560 h da alimentação (*i.e.*, 17:35). Todas as amostras filtradas eram coletadas em frascos de 500 mL nos pontos de amostragem (*i.e.*, saída dos filtros).
- Ao observar que os filtros não eram capazes de manter a produção diária, mesmo com o registro de saída totalmente aberto, as atividades de manutenção eram realizadas. Nessa etapa, os registros de entrada e de saída eram fechados e a manta não-tecida removida cuidadosamente, evitando que materiais retidos na mesma não se desprendessem. Em seguida,

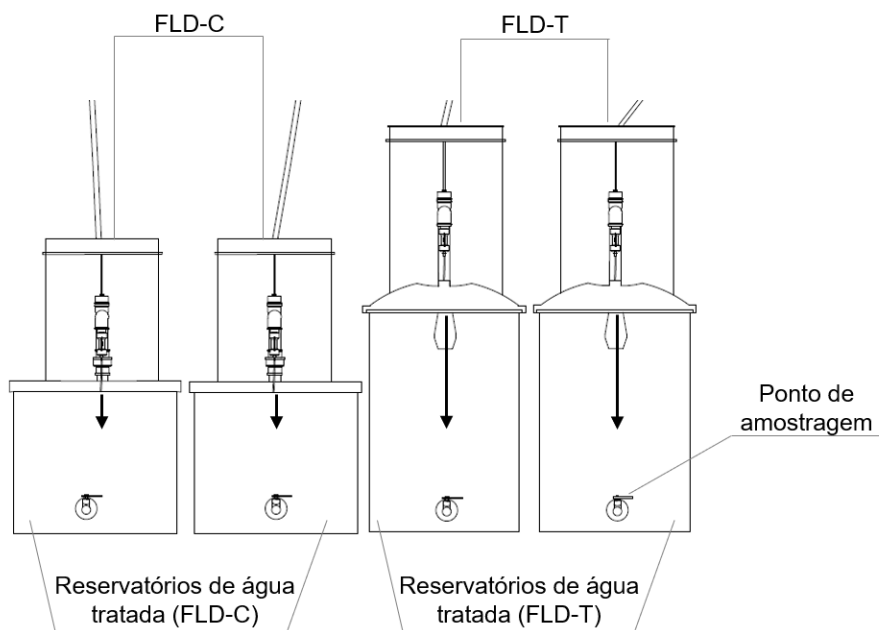
a manta era raspada com uma espátula e lavada com água deionizada até a eliminação das impurezas que a deixavam escura. Ainda sem retirar a água da zona estacionária, a camada superior da areia era descompactada. Para a descompactação, utilizava-se um bastão de vidro para revolver apenas 1 cm do topo da areia. Após a agitação, aguardava-se cerca de 30 s para que a areia retornasse ao leito e a água da zona estacionária pudesse ser retirada. O procedimento de agitação do topo da areia era repetido até que a água estacionária estivesse visualmente limpa. Por fim, a manta limpa era reposicionada no topo da camada de areia, a vazão reajustada e uma nova carreira de filtração iniciada.

- A partir do 330º dia de operação, os (oo)cistos de protozoários começaram a ser inoculados diretamente nas zonas de estacionárias dos filtros. As cepas comerciais de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* eram inseridas após a homogeneização em vortex. As ponteiras utilizadas eram previamente umedecidas com Tween para evitar a aderência dos (oo)cistos.

- Durante todo o processo, as águas filtradas eram destinadas e armazenadas em reservatórios posicionados em frente de cada filtro. A coleta das amostras para análise de protozoários era realizada diretamente nesses reservatórios de água filtrada, visto que o objetivo era avaliar a capacidade de remoção dos filtros e o transpasse de (oo)cistos de protozoários em toda a produção diária.

Com o objetivo de fornecer água potável segura, a terceira etapa do tratamento domiciliar era a desinfecção por hipoclorito de sódio (NaOCl).

Figura 45 – Sistema de pós-tratamento aos quatro filtros lentos domiciliares



Fonte: a autora

- As águas filtradas, armazenadas nos reservatórios, eram desinfetadas com hipoclorito de sódio ($2,0 \text{ mg L}^{-1}$ por 30 min) previamente preparado a 2,5%. Essa relação entre dosagem e tempo de contato foi definida na Seção 5.6.
- Para dosar $2,0 \text{ mg L}^{-1}$, adicionava-se $3,74 \text{ mL}$ de NaOCl em cada reservatório com 48 L de água filtrada. Destaca-se que nos dias de análise de protozoários, apenas 24 L de água filtrada eram desinfetadas, por isso, nesses dias, adicionava-se apenas $1,87 \text{ mL}$ de NaOCl . Tomava-se o cuidado no manuseio do cloro, principalmente por este se tratar de um forte oxidante.
- Posteriormente, essa dosagem de cloro era misturada com uma colher durante aproximadamente 1 min. Essa etapa objetivava a homogeneização do cloro por toda a massa líquida simulando a realidade de um usuário. Em seguida, deixava-se decorrer os 29 min restantes para a desinfecção.
- Nos pontos de amostragem, as amostras desinfetadas eram coletadas em frascos de 500 mL e avaliadas, primeiramente, em função do cloro livre e cloro total. Em seguida, essas amostras eram neutralizadas com metabissulfito de sódio ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$) a uma proporção de 3:1 de cloro livre. Por fim, as amostras desinfetadas eram avaliadas em função dos outros parâmetros de qualidade.

APÊNDICE C – Protocolo para detecção de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp.

**1. Concentração pelo método de filtração em membranas com Tween® 80 aquecido.
Adaptado de Franco et al. (2016)**

O método de concentração por filtração em membranas com Tween® 80 aquecido, adaptado de Franco et al. (2016), está descrito a seguir. Todos os materiais que entraram em contato com a amostra (e.g., béquer, pipeta, bombona) foram previamente umedecidos com solução eluidora de Tween® 80 0,1% (Tween 80 0,1% e Antifoam-a 0,01% em água Milli-Q).

- Uma membrana de ésteres mistos de celulose (Ø 47 mm e porosidade nominal de 3 µm, Millipore®) foi posicionada no sistema porta-filtro.
- A mangueira da bomba foi conectada ao kit de filtro e a bomba de vácuo ligada a uma taxa de fluxo de 4 L min⁻¹ e pressão de 500 mmHg. A amostra é disposta e filtrada até o ponto de gotejamento.
- O volume filtrado foi anotado para controle do procedimento.
- No final da filtração, a membrana foi transferida a uma placa de Petri contendo 5 ml de Tween® 80 à temperatura ambiente.
- A solução de Tween® 80 foi então aquecida a 45°C. Nesta etapa, a temperatura era frequentemente medida por um termômetro inserido na solução. O volume aquecido foi de aproximadamente 20 mL por membrana.
- Os tubos de centrífuga (tubos Falcon de 50 mL) foram separados e identificados. Além disso, também foi separada e identificada uma pipeta plástica de Pasteur para cada amostra para evitar contaminação.
- Usando uma pipeta plástica de Pasteur, o Tween® 80 à temperatura ambiente da placa de Petri, contendo a membrana usada, foi transferido para o respectivo tubo de centrifugação.
- 5 mL da solução Tween® aquecida foi adicionada à placa de Petri para umedecer a membrana. Nesta etapa, a solução Tween® era adicionada no topo da membrana, cobrindo toda a superfície.
- Usando duas alças de plástico do kit Merifluor®, foi executada a raspagem de toda a área da membrana por três minutos. Tomou-se o cuidado para que os movimentos fossem em uma única direção por vez, como, por exemplo, de cima para baixo).

- Usando uma pipeta Pasteur, o conteúdo da placa de Petri foi transferido para o respectivo tubo de centrifugação (Falcon 50 mL).
- O processo de raspagem com Tween aquecido e transferência para o tubo Falcon foi repetido outras duas vezes. Em cada uma delas foi padronizado um movimento.
- Após a raspagem, foi executado duas lavagens adicionais em cada membrana usando 2 ml da solução Tween® aquecido a cada vez. Em cada uma delas fez-se 20 ciclos de sucção e liberação com a pipeta (Pasteur), antes da transferência do líquido no tubo Falcon.
- Se houvesse mais de uma membrana por amostra, os líquidos resultantes das lavagens dessas membranas eram colocados no mesmo tubo.
- Os tubos foram centrifugados a 1500xG por 15 minutos.
- Após a primeira centrifugação, o sobrenadante era descartado com cuidado, usando uma pipeta Pasteur, mantendo 5 ml do líquido no tubo.
- Foi realizada outra centrifugação a 1500xG por 15 minutos.
- Após a segunda centrifugação, o sobrenadante foi descartado até a marcação de 0,5 mL.
- O sedimento de 0,5 mL, também chamado de pellet, foi ressuspensionado usando uma pipeta Pasteur em dez ciclos de sucção e descarte e misturando em vórtice por 10 segundos. O procedimento se repetiu por três vezes.
- Duas alíquotas de 50 µL do sedimento ressuspensionado foram adicionadas em dois poços de lâmina. Tomou-se o cuidado para que toda a superfície do poço fosse coberta.
- As lâminas foram mantidas em repouso por pelo menos 4 horas até secarem completamente.

2. Controle de qualidade analítica com ColorSeed™

A inoculação da suspensão comercial de ColorSeed™ nas amostras filtradas para a realização do ensaio de controle de qualidade analítica, seguiu os procedimentos descritos a seguir:

- 2 mL de solução de Tween® 20 a 0,05% foram adicionados a cada tubo com 1 mL da suspensão comercial ColorSeed™.
- A solução foi homogeneizada durante 20 segundos em vórtice e seu conteúdo despejado na amostra de 1 L de água filtrada.
- 3 mL da água reagente do kit ColorSeed™ foram adicionadas a cada tubo vazio.
- Novamente as amostras foram homogeneizadas por 20 segundos em vórtice e despejadas na amostra de 1 L de água filtrada.
- O procedimento com água reagente foi repetido mais uma vez.

- Em seguida eram concentradas pelo método de filtração em membranas com Tween® 80 aquecido descritos na Seção 1 deste Apêndice.

3. Preparação da lâmina de microscopia

A aplicação do Merifluor®, DAPI e iodeto de propídio (IP) para a preparação da lâmina de microscopia ocorreu conforme as instruções dos fabricantes. Ressalta-se que todos os reagentes estavam em temperatura ambiente.

- Primeiramente, a incubadora era ligada a 37°C.
- Em seguida, duas placas de Petri foram separadas para cada amostra e envoltas com papel alumínio para simular uma câmara escura
- Um pequeno pedaço de papel toalha foi umedecido com uma gota de água deionizada e colocado nas placas de Petri (tampa ou fundo) para simular uma câmara escura e também úmida.
- Cada lâmina foi transferida para uma câmara escura (placa de Petri) e, em cada poço da lâmina, foram adicionados 10 µL de metanol (álcool metílico 99,8%). Após o fechamento da câmara, aguardava-se 10 minutos para que o metanol secasse.
- Após os 10 minutos, na ausência de luz, foi adicionada uma gota do reagente de detecção (tampa azul) e uma gota do contra corante (tampa verde), ambos do kit Merifluor®, em cada poço da lâmina.
- A placa de Petri (fechada) foi colocada na incubadora por 30 minutos a 37°C
- A solução de lavagem do kit Merifluor® (tampa transparente) foi diluída em água ultra-pura (Milli-Q) na proporção de 1:20, ou seja, uma parte da solução de lavagem e 19 partes de água.
- A lâmina foi então retirada da placa de Petri e, na falta de luz, cada poço foi lavado com 50 µL da solução de lavagem preparada. Para facilitar, neste processo, a lâmina foi inclinada cerca de 30° para deixar o excesso de líquido escorrer para fora da lâmina. Em seguida, o excesso era seco com um papel absorvente.
- O passo anterior foi repetido mais duas vezes.
- A lâmina foi retornada à placa de Petri para que fossem adicionadas duas gotas de DAPI a cada poço.
- A placa era novamente fechada com a lâmina e aguardava-se 10 minutos para a secagem do DAPI.

- A lâmina foi novamente retirada da placa de Petri e cada poço lavado com 50 μ L da solução *Hank's Balanced Salt Solution* (HBSS). Nesta etapa, também inclinou-se a lâmina cerca de 30° para retirada do excesso com um papel absorvente.
- O passo anterior foi repetido mais duas vezes.
- Em seguida, foi adicionada a solução de iodeto de propídio (IP) proporcionalmente à quantidade de amostra em cada poço da lâmina. Por exemplo, se houvesse 50 μ L de amostra em cada poço, adicionava-se a mesma quantidade (50 μ L) de IP. Importante ressaltar que se as amostras tivessem com ColorSeedTM não era adicionado o iodeto de propídio.
- A placa era fechada com a lâmina e aguardava-se 5 minutos para a secagem do IP.
- A lâmina foi novamente retirada da placa de Petri e cada poço lavado com 50 μ L da solução *Hank's Balanced Salt Solution* (HBSS). Nesta etapa, também inclinou-se a lâmina cerca de 30° para retirada do excesso com um papel absorvente.
- Foi realizada outra lavagem dos poços, no entanto dessa vez com água ultra-pura (Milli-Q), para se evitar a formação de cristais na lâmina.
- A lâmina era retornada a placa de Petri e uma gota do meio de montagem (tampa cinza) do kit Merifluor® era adicionada em cada poço.
- Por fim era posicionada uma lamínula sobre os poços, a qual era selada com a solução Covergrip® Coverslip.

4. Exame da lâmina por microscopia de fluorescência

Depois de preparadas, as amostras foram analisadas em microscópio de imunofluorescência utilizando o equipamento Olympus® BX51, sob aumentos de 200x e 400x, seguindo instruções do Método 1623.1 (USEPA, 2012).

- Os microrganismos foram visualizados quanto estes emitam fluorescência verde-maça brilhante utilizando o filtro do microscópio para reação de imunofluorescência direta – RID (excitação $\lambda= 450$ a 490 nm e barreira $\lambda= 520$ nm). Estes eram considerados cistos de *Giardia* spp. quando apresentassem formato ovóide com 8 a 18 μ m de comprimento por 5 a 15 μ m de largura, e considerados oocistos de *Cryptosporidium* spp. quando apresentassem formato esférico com 4 a 6 μ m de diâmetro.
- A análise em filtro DAPI (excitação $\lambda= 365$ a 400 nm e barreira $\lambda= 395$ nm) confirmava se o organismo visualizado era um (oo)cisto. Para isto, ele deveria apresentar uma ou mais das seguintes características: a) dois a quatro núcleos com coloração azul claro (DAPI positivo), b)

intensa coloração azul interna (DAPI positivo) e c) ligeira coloração azul interna, sem núcleos distintos e uma borda verde (DAPI negativo).

- A visualização em filtro DIC (microscopia de contraste interferencial diferencial) também foi usada para confirmar os organismos. Nesta etapa foram considerados os seguintes aspectos para confirmação de um (oo)cisto: a) (oo)cisto vazio, b) (oo)cisto com estrutura amorfa, c) oocisto de *Cryptosporidium* spp. com estrutura interna – 1 a 4 esporozoítos por oocistos e cistos de *Giardia* spp. com um tipo de estrutura interna – núcleo e/ou axonemas.

- Os (oo)cistos identificados por RID e confirmados por DAPI e DIC foram também avaliados em filtro IP (excitação $\lambda= 510$ a 550 nm e barreira $\lambda= 590$ nm). Quando havia penetração do reagente iodeto de propídio (coloração vermelho intenso), os (oo)cistos eram classificados como não viáveis. Quando não havia penetração (coloração vermelho claro), os (oo)cistos eram classificados como viáveis.

Referências

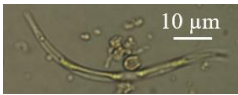
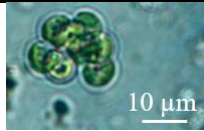
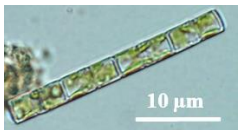
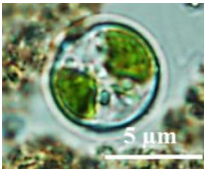
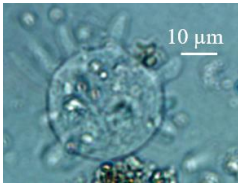
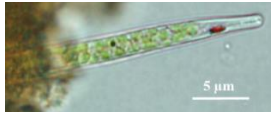
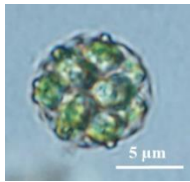
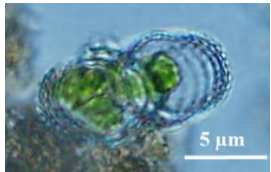


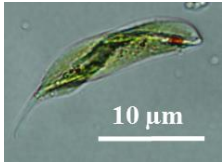
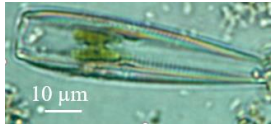
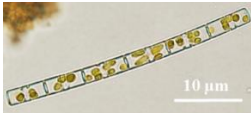

FRANCO, R. M. B. et al. *Cryptosporidium* Species and *Giardia* Genotypes Detected in Surface Water Supply of Campinas, Southeast Brazil, by Molecular Methods. **Journal of Veterinary Medicine and Research**, v. 3, n. 3, p. 1–7, 2016.

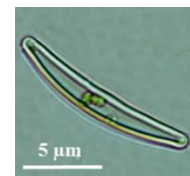
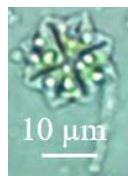
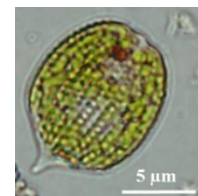
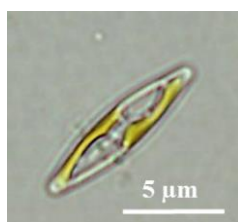
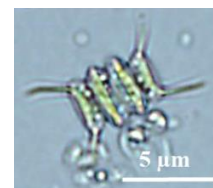
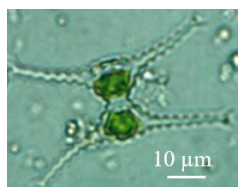
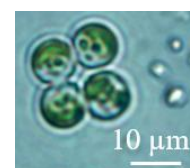
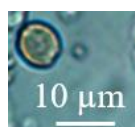
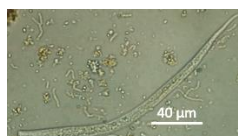
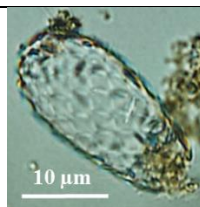
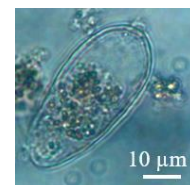
USEPA. **Method 1623.1: *Cryptosporidium* and *Giardia* in Water by Filtration/IMS/FA**, 2012.

APÊNDICE D – Microrganismos visualizados no *schmutzdecke* da manta e da areia dos filtros lentos domiciliares

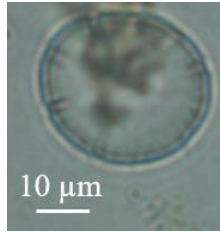
A Tabela 45 apresenta as imagens dos microrganismos visualizados no *schmutzdecke* da manta e da areia dos filtros lentos domiciliares.

Tabela 45 – Microrganismos visualizados nos *schmutzdeckes* dos filtros lentos domiciliares tradicional e compacto

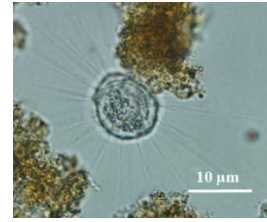
Grupo	Microrganismo			
Algas	<i>Ankistrodesmus</i> spp.		<i>Apatococcus</i> spp.	
	<i>Aulacoseira</i> spp.		<i>Chlorella</i> spp.	
	<i>Chrysamoeba</i> spp.		<i>Closterium</i> spp.	
	<i>Coelastrum</i> spp.		<i>Cosmarium</i> spp.	
	<i>Desmodesmus</i> spp.		<i>Eremosphaera</i> spp.	
	<i>Euglena</i> spp.		<i>Gomphonema</i> spp.	
	<i>Melosira</i> spp.		<i>Monoraphidium</i> spp.	

Navícula spp.*Nitzschia* spp.*Pediastrum* spp.*Phacus* spp.*Pleurosigma*
spp.*Scenedesmus*
spp.*Staurastrum*
spp.*Synedra* spp.*Tabellaria* spp.*Tetrastrum* spp.*Trachelomonas*
spp.*Ulothrix* spp.**Helmintos**Nematódeo
(larva)Nematódeo
(ovo)**Protozoários***Coleps* spp.*Corythion* spp.

Cyclotella spp.



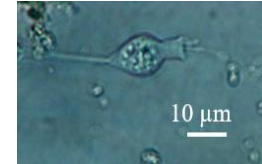
Heliozoa



Protozoário
ciliado



Vorticella spp.

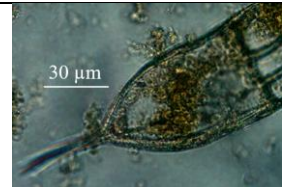


Outros

Micro crustáceo



Rotífero



Fonte: a autora

ANEXO 1



Waterborne™, Inc.
 Clinical and Environmental Parasitology Products * 6045 Hurst Street, New Orleans, LA 70118 USA
 TEL / FAX: 504-895-3338 or Toll-Free: 866-895-3338 * Email: custserv@waterborneinc.com * www.waterborneinc.com

Product Specification and Analysis Report
Giardia lamblia

Product: Suspension of cysts of *Giardia lamblia*, H3 isolate, for use in research.

Source of Cysts: Experimentally infected gerbils.

Species/genus identification method(s): Direct immunofluorescence microscopy with genus-specific monoclonal antibodies; also phase microscopy.

<u>Lot #:</u> 19031	<u>Date shed:</u> 3/11/19
<u>Total number of cysts provided:</u> 5×10^6	<u>Date purified:</u> 3/11/19

Total volume:

4 mL 8 mL other:

Storage solution:

PBS with penicillin, streptomycin, gentamicin, 0.01% Tween 20

5% Formalin/PBS/0.01% Tween 20

other:

Purification Method(s): Cysts are purified from feces by sucrose and Percoll density gradient centrifugation.

Quantitation Method(s): Neubauer hemacytometer counting, using red blood cell method.

Storage Condition(s): 4° Celcius

Expiration Date: Suspensions of live cysts expire 21 days after the date of shipment; formalinized cysts expire 6 months after the date of shipment.

The organisms enclosed in this package are infectious to humans and animals by oral ingestion. The safe handling and disposal of the contents of this package are the responsibility of the recipient.



Waterborne™, Inc.
 Clinical and Environmental Parasitology Products * 6045 Hurst Street, New Orleans, LA 70118 USA
 TEL / FAX: 504-895-3338 or Toll-Free: 866-895-3338 * Email: custserv@waterborneinc.com * www.waterborneinc.com

Product Specification and Analysis Report
Cryptosporidium parvum

Product: Suspension of Oocysts of Cryptosporidium parvum, Iowa isolate, for use in research.

Source of the oocysts: Experimentally infected mice.

Species/genus identification method(s): Direct immunofluorescence microscopy with genus-specific monoclonal antibodies; also phase microscopy.

Lot #: 190311

Date shed: 3/6-3/7/19

Total number of oocysts provided: 5×10^6

Date purified: 3/7/19

Total volume:

4 mL

8 mL each

other:

Storage solution:

PBS with penicillin, streptomycin, gentamicin, Amphotericin B, 0.01% Tween 20

5% Formalin/PBS & 0.01% Tween 20

other:

Purification method(s): Oocysts are purified from feces by sucrose and Percoll density gradient centrifugation.

Quantitation Method: Neubauer hemacytometer counting, using red blood cell method.

Storage Conditions: 4 to 6 degrees Celcius

Expiration date:

The shelf life of live *C. parvum* oocysts is guaranteed up to 2 months after the date of shipment; however, viability and useful life of oocysts for research may continue for a much longer period provided oocysts are stored at refrigerator (4-8 deg. C) temperatures in the presence of antibiotics, including Amphotericin B as fungicide (0.25 ug per ml). Formalinized oocysts are guaranteed for 6 months after date of receipt.