

**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS**

MILINA DE OLIVEIRA

**FILTROS LENTOS DOMICILIARES PARA TRATAMENTO DE ÁGUA
DA CHUVA PARA FINS DE CONSUMO**

VERSÃO CORRIGIDA

São Carlos

2021

MILINA DE OLIVEIRA

**FILTROS LENTOS DOMICILIARES PARA TRATAMENTO DE ÁGUA
DA CHUVA PARA FINS DE CONSUMO**

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciências: Engenharia Hidráulica e Saneamento

Orientadora: Profa. Dra. 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).

DO48f de Oliveira , Milina
Filtros lentos domiciliares para tratamento de
água da chuva para fins de consumo. / Milina de
Oliveira ; orientadora Lyda Patricia Sabogal Paz . São
Carlos, 2021.

Dissertação (Mestrado) - 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 domiciliar. 2. Água potável. 3.
Risco microbiológico. 4. Desinfecção. I. Título.

Eduardo Graziosi Silva - CRB - 8/8907

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Bacharel **MILINA DE OLIVEIRA**.

Título da dissertação: " Filtros lentos domiciliares para tratamento de água da chuva para fins de consumo".

Data da defesa: 02/07/2021.

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. **Alisson Carraro Borges**
(Universidade Federal de Viçosa/UFV)

Aprovada

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento:
Prof. Dr. **Eduardo Mario Mendlondo**

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

Dedico este trabalho à:

Meus pais Jucicarmem S. de Oliveira e Ademir Marinho,

Minha irmã Lorena, ao meu sobrinho Eduardo,

E a minha querida avó Florisbela.

AGRADECIMENTOS

À Deus por ter me dado força, saúde e perseverança para chegar até aqui;

À minha família que, mesmo de longe, sempre acreditaram em mim e me apoiaram em todos os sentidos possíveis e inimagináveis. Vocês são a minha base;

À Professora Lyda Patrícia Sabogal Paz, pela confiança, pela orientação e todo suporte dado. Em muitos momentos sendo exemplo de postura e profissionalismo;

Ao Rafael, por ter sido sempre um companheiro e me incentivando em todos os momentos difíceis, com palavras de conforto, apoio e amor;

À Natália, por todo o suporte com os microrganismos e paciência em repassar os protocolos. Sua calma, serenidade e conselhos foram essenciais nessa trajetória;

Ao Lucas, pelo repasse de metodologia de vírus, sempre com bom humor e muita maestria;

Ao Fernando Lindo, pela amizade e companheirismo em algumas rotinas de laboratório. Seu bom humor e coração gigante são contagiantes;

Ao Paulo, Bárbara, Ulisses e Gustavo, por me acolherem assim que cheguei ao laboratório e em São Carlos;

Aos demais membros do grupo de pesquisa Júlia, Kamila, Murilo e Paula;

Aos meus colegas de pós-graduação Tassiana, Karen, José, Mariana, João, por sempre me apoiarem, incentivarem e pelas palavras amigas. Vocês foram fundamentais;

Aos meus amigos de longa data de Campo Grande, Bia, Alexandre e Iris, por sempre se fazerem presente mesmo de longe. Vocês são muito importantes;

À Escola de Engenharia de São Carlos e à Universidade de São Paulo pela infraestrutura fornecida para a realização dessa pesquisa;

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES-PROEX), pela bolsa de mestrado concedida;

À *Global Challenges Research Fund (GCRF) UK Research and Innovation (SAFEWATER; EPSRC Grant Reference EP/P032427/1)* pelo financiamento desta pesquisa.

RESUMO

De Oliveira, M. **Filtros lentos domiciliares para tratamento de água da chuva para fins de consumo**. 2021. 140p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2021.

A água da chuva pode ser fonte alternativa de água, porém questões como os potenciais riscos à saúde associados a poluentes que podem entrar em contato pela atmosfera, superfície de coleta e contaminantes microbiológicos, inviabilizando a utilização desse recurso para fins potáveis. De forma a reduzir o risco associado a patógenos, nesses casos, a Organização Mundial da Saúde recomenda o uso de tecnologias descentralizadas de tratamento de água em nível doméstico. O presente estudo analisou a eficiência de dois filtros lentos domiciliares (FLDs), sendo um em fluxo contínuo e o outro em fluxo intermitente para tratar água da chuva com presença de microrganismos (*Escherichia coli* e PhiX-174). O estudo com duração total de 119 dias foi dividido em duas etapas, separadas por um período sem operação dos sistemas de 17 dias. A água da chuva foi captada e armazenada em reservatórios que posteriormente alimentaram os sistemas de filtração, que receberam diariamente indicadores microbiológicos. O FLD-C foi alimentado por gravidade por um reservatório acima do sistema, enquanto o FLD-I foi alimentado por uma bomba com bateladas de 16 L, com boia acoplada, com período de pausa estabelecido de 5h, passando por período da noite e madrugada sem alimentações (14 h), onde ambos os sistemas produziram diariamente 48 L. Para desinfecção foi utilizado hipoclorito de sódio, com tempo de contato de 30 min na água filtrada pelos FLDs. A qualidade da água filtrada e desinfetada foram avaliadas quanto a parâmetros físico-químicos e microbiológicos em consonância com a legislação nacional (Portaria GM MS nº888/2021) e diretrizes da Organização Mundial da Saúde (WHO, 2017). De forma geral os dois FLDs foram capazes de melhorar a qualidade da água da chuva. Nitrito, nitrato e turbidez enquadraram - se nos limites estipulados pela legislação. A turbidez manteve-se <1 NTU e fenômeno como a lixiviação do meio filtrante pôde ser observado pelo aumento da turbidez em alguns momentos do estudo. A remoção de *E. coli* foi de 2,62 log para FLD-C e 1,93 log para FLD-I na primeira etapa e não apresentaram diferença estatística entre si. Para segunda etapa as médias de remoção foram de 3,62log e 2,28 log para FLD-C e FLD-I, respectivamente. Para Phix - 174, a média de remoção atingida na primeira etapa foi de 1,09 e 0,71 log para FLD-C e FLD-I, respectivamente. A segunda etapa as remoções ficaram em 1,24 e 0,98 log para FLD-C e FLD-I. A desinfecção demonstrou melhora na qualidade da água filtrada, 83,33% das amostras desinfetadas obtiveram ausência de *E. coli*, provenientes do FLD-C. FLD-I obteve ausência em apenas 50% das amostras desinfetadas, com média de 1 UFC/100 mL, apresentando baixo risco microbiológico conforme indicado por WHO (2017). Quanto a Phi X-174, todas as amostras desinfetadas apresentaram ausência do microrganismo, tanto para FLD-C quanto para FLD-I. O período sem operação de 17 dias não interferiu negativamente no desempenho dos FLDs, demonstrando que os sistemas podem ficar sem operação por esse tempo.

Palavras – chave: Tratamento descentralizado de água, água potável, risco microbiológico, desinfecção.

ABSTRACT

De Oliveira, M. **Household slow filters for rainwater treatment for consumption purposes.** 2021. 140p. Dissertation (Master's) - São Carlos School of Engineering, University of São Paulo, São Carlos, 2021.

Rainwater can be an alternative source of water, but issues such as the potential health risks associated with pollutants that may meet the atmosphere, the rainwater collector or pollutants and microbial contaminants makes it impossible to use this as resource for drinking without previous treatment. To reduce the risk associated with pathogens, in these cases, the World Health Organization recommends the use of decentralized water treatment technologies at domestic level. The present study analyzed the efficiency of two household slow filters (FLDs), one in continuous flow and the other in intermittent flow to treat rainwater with the presence of microorganisms (*Escherichia coli* and PhiX-174). The study with a total duration of 119 days was divided in two stages, separated by a period without operation of the systems for 17 days. The rainwater was captured and stored in reservoirs that later fed the filtration systems, which received microbiological indicators daily. The FLD-C was fed by gravity through a reservoir above the system, while the FLD-I was powered by a 16 L batch pump, with an attached float, with an established break period of 5 hours, passing through the night and early morning without feeding (14 h), where both systems produced 48 L daily. For disinfection, sodium hypochlorite was used, with a contact time of 30 min in the water filtered by the FLDs. The quality of filtered and disinfected water was assessed for physical-chemical and microbiological parameters according to national legislation (Ordinance No. 888/2021 from Brazilian Ministry of Health) and guidelines of the World Health Organization (WHO, 2017). In general, the two FLDs were able to improve the quality of rainwater. Nitrite, nitrate, and turbidity fall within the limits stipulated by the legislation. Turbidity remained <1 NTU and a phenomenon such as the leaching of the filter medium could be observed due to the increase in turbidity in some moments of the study. The removal of *E. coli* was 2.62 log for FLD-C and 1.93 log for FLD-I in the first stage and showed no statistical difference between them. For the second stage, the removal averages were 3.62 log and 2.28 log for FLD-C and FLD-I, respectively. For PhiX - 174, the average removal achieved in the first stage was 1.09 and 0.71 log for FLD-C and FLD-I, respectively. In the second stage, removals were 1.24 and 0.98 log for FLD-C and FLD-I. The disinfection showed improvement in the quality of the filtered water, 83.33% of the disinfected samples obtained the absence of *E. coli*, coming from the FLD-C. FLD-I was absent in only 50% of the disinfected samples, with an average of 1 CFU / 100 mL, presenting a low microbiological risk as indicated by WHO (2017). As for Phi X-174, all disinfected samples showed absence of the microorganism, both for FLD-C and for FLD-I. The 17-day non-operation period did not negatively interfere with the performance of the FLDs, demonstrating that the systems may be out of operation for that time.

Keywords: Water decentralized treatment, drinking water, microbiological risk, disinfection

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização dos sistemas estudados.	59
Figura 2. Sistema de captação de água da chuva.....	61
Figura 3. Configuração do meio suporte e meio filtrante dos filtros lentos domiciliares (medidas em cm).....	62
Figura 4. Alimentação do filtro lento domiciliar de areia em fluxo contínuo.....	67
Figura 5. Alimentação do filtro lento domiciliar em areia em fluxo intermitente.....	68
Figura 6. Processo de floculação com leite para concentração de fagos em água da chuva. ...	73
Figura 7. Processo de retirada da amostra concentrada de fagos em água da chuva.....	73
Figura 8. Lavagem das mantas para caracterização da camada biológica.....	76
Figura 9. Amostras provenientes da lavagem da manta e camada superficial de areia dos filtros lentos domiciliares.....	77
Figura 10. Ordem e testes aplicados para análises estatísticas.....	78
Figura 11. Curvas granulométricas para areia fina e grossa.....	79
Figura 12. Ensaio hidrodinâmico em FLD - C.	86
Figura 13. Ensaio hidrodinâmico em filtro intermitente.	87
Figura 14. Comportamento da turbidez no FLD-C e FLD-I nas etapas 1 e 2.	96
Figura 15. Comportamento da cor aparente na água filtrada pelos FLDs.....	98
Figura 16. COD na água filtrada pelos FLDs.....	100
Figura 17. Comportamento de A) nitrito e B) nitrato na água bruta da chuva e na água filtrada pelos FLDs.....	103
Figura 18. Comportamento de sílica na água bruta da chuva e na água filtrada pelos FLDs.	106
Figura 19. Comportamento do oxigênio dissolvido nos FLDs A) filtro lento domiciliar de fluxo contínuo e B) filtro lento domiciliar de fluxo intermitente.	107
Figura 20. Variação de <i>E. coli</i> na água filtrada pelos FLDs.....	110
Figura 21. Log de recuperação de PhiX-174 para água bruta e água filtrada.	114
Figura 22. Curva de demanda de cloro em ensaios de jar-test realizados com água da chuva bruta.....	116
Figura 23. Cloro residual nas amostras cloradas (A) filtro lento domiciliar contínuo e (B) filtro lento domiciliar intermitente.	117

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Características da água da chuva	39
Tabela 2. Modelos teóricos uniparamétricos	47
Tabela 3 - Precipitação em São Carlos/SP no período de captação de água da chuva.....	60
Tabela 4. Análises realizadas nas águas de entrada e águas filtradas.....	69
Tabela 5. Massa específica da areia fina	80
Tabela 6. Massa específica da areia grossa	81
Tabela 7. Massa específica do Pedregulho fino	81
Tabela 8. Solubilidade em ácido dos materiais de preenchimento dos FLDs	82
Tabela 9. Índice de vazios mínimo e máximo dos materiais de enchimento dos FLDs.....	83
Tabela 10. Porosidade dos materiais utilizados nos FLDs.	84
Tabela 11. Volume de vazios para FLD-C e FLD-I.	84
Tabela 12. Resultados de ensaio de traçador para o FLD-C.	86
Tabela 13. MDI e mMDI do FLD-I.....	88
Tabela 14. Metais analisados na água da chuva em mg/L.....	89
Tabela 15. Parâmetros de qualidade da água da chuva colhida.....	90
Tabela 16. Parâmetros gerais físicos e químicos dos FLDs na primeira etapa do experimento.	91
Tabela 17. Parâmetros gerais físico-químicos dos FLDs na segunda etapa do experimento...	93
Tabela 18. p-valor para testes estatísticos aplicados.	94
Tabela 19. p - valor para testes aplicados para comparações dos filtros entre etapas.	95
Tabela 20. Valores de entrada e remoção para E. coli nos FLDs por etapas.	111
Tabela 21. Valores de recuperação para Phi X - 174.	113
Tabela 22. Remoção de PhiX-174 na água filtrada pelos FLDs.	115
Tabela 23. Qualidade da água após desinfecção.	118
Tabela 24. Sólidos totais e suspensos da manta e areia dos FLDs.	121
Tabela 25. Microrganismos identificados em campo claro na manta e areia dos FLDs.	122

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

σ^2	variância adimensional
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
APHA	American Public Health Association
CAWST	Centre for Affordable Water and Sanitation Technology
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
COT	Carbono Orgânico Total.
CSTR	<i>Continuous Stirred Tank Reactor</i>
CU	Coefficiente de Uniformidade
D/uL	Número de dispersão
D10	Tamanho Efetivo
DNA	Ácido desoxirribonucleico
DTR	Distribuição de Tempo de Residência
E	Índice de vazios no solo
<i>E.coli</i> ,	<i>Escherichia coli</i>
EESC	Escola de Engenharia de São Carlos
$E\theta$	Tempo de residência hidráulica
EPAEUA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
FLD - C	Filtro lento domiciliar contínuo
FLD - I	Filtro lento domiciliar intermitente
FLDs	Filtros lentos domiciliares
FUNASA	Fundação Nacional da Saúde
GD	Grande Dispersão
GDWQ	Guidelines for Drinking-water Quality.
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LATAR	Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso de Águas
Log	Logaritmo de base 10
MDI	índice de dispersão de Morrill
mMDI	Índice de Dispersão de Morrill modificado
M_s	Massa de sólidos determinada ao final do ensaio;
NaCl	Cloreto de Sódio
NaClO	Hipoclorito de Sódio
NBR	Norma Técnica brasileira
NE	não especificado
NTU	Unidade Nefelométrica de Turbidez
OD	Oxigênio Dissolvido
OMS	Organização Mundial da Saúde
ONU	Organização das Nações Unidas
Pb	Chumbo
PD	dispersão pequena
PFR	<i>Plug Flow Reactor</i>

PFU	Unidades Formadoras de Placa
POU	Point of use
PROSAB	Programa de Pesquisas em Saneamento Básico
PVC	Policloreto de Vinila.
RNA	Ribonucleic acid
SNIS	Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento
TCU	<i>True color units</i>
THM	Trihalometanos
TSB	Triptona de Soja
UFC	Unidades Formadoras de Colônia
UH	Unidade de Hazen (mg/L de Pt-Co)
UNICEF	Fundo das Nações Unidas para a Infância
USEPA	United States Environmental Protection Agency
USP	Universidade de São Paulo
WHO	World Health Organization
ρ_d	Massa específica aparente seca
ρ_s	Massa específica dos grãos do solo
ρ_w	Massa específica da água em uma determinada temperatura T
ε	Porosidade

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA	31
2 OBJETIVOS	35
2.1 Objetivo geral	35
2.2 Objetivos específicos	35
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	37
3.1. Acesso à água segura no Brasil e no mundo	37
3.2. Água da chuva	38
3.3. Filtros lentos domiciliares	42
3.3.1. Operação dos FLDs em fluxo contínuo e intermitente	44
3.4. Caracterização do escoamento	46
3.5. Indicadores microbiológicos	48
3.5.1. <i>Escherichia coli</i>	49
3.5.2. Vírus	51
3.5 Desinfecção	54
3.5.1. Cloro.....	55
4 MATERIAL E MÉTODOS	59
4.1. Captação de água da chuva	59
4.1.2. Caracterização da água da chuva	61
4.2. Configuração dos filtros lentos em escala domiciliar	61
4.3. Material de preenchimento dos FLDs	62
4.3.1. Lavagem do material de preenchimento dos FLDs.....	62
4.3.2. Caracterização do meio filtrante	63
4.3.3. Inserção do material filtrante e meio suporte nos Filtros lentos domiciliares.....	64
4.3.4. Volume de vazios	64
4.4. Ensaio hidrodinâmico	64
4.4.1. Ensaio hidrodinâmicos nos filtros lentos domiciliares de escoamento contínuo	65

4.4.2. Ensaio hidrodinâmicos nos filtros lentos domiciliares de escoamento intermitente	65
4.5. Operação, alimentação e coleta das amostras	66
4.6. Análise de desempenho dos FLD	69
4.7. Ensaio microbiológicos	70
4.7.1. Bacteriófago PhiX-174.....	70
4.7.1.2. Metodologia de concentração e recuperação de Phi-X 174 em amostras de água da chuva	72
4.7.2 Bactéria - <i>E. coli</i>	74
4.8. Desinfecção	74
4.8.1. Ensaio de bancada	75
4.8.2. Desinfecção da água filtrada	75
4.9. Caracterização da camada biológica.....	76
4.11. Análise estatística	77
5.1. Caracterização do meio filtrante	79
5.1.1. Distribuição granulométrica.....	79
5.1.2. Massa específica e solubilidade em ácido.....	80
5.1.3. Índice de vazios e porosidade.....	82
5.1.5. Volume de vazios	84
5.2 Caracterização do escoamento nos filtros lentos domiciliares.....	85
5.2.1 Caracterização do escoamento do filtro de fluxo contínuo	85
5.2.2 Caracterização do escoamento do filtro de fluxo intermitente.....	87
5.3. Caracterização da água da chuva.....	88
5.4. Qualidade da água filtrada	91
5.4.1. Visão geral dos parâmetros físico-químicos	91
5.4.2. Parâmetros físico-químicos	96
5.4.2.1. Turbidez	96
5.4.2.2. Cor e matéria orgânica	97

5.4.2.3. Nitrito e nitrato	102
5.4.2.4. Sílica.....	105
5.4.2.5. Oxigênio dissolvido	107
5.4.2.6. Demais parâmetros de qualidade da água	108
5.4.3. Parâmetros microbiológicos.....	110
5.4.3.1. <i>E. coli</i>	110
5.4.3.2. Phi X-174	112
5.5. Desinfecção	116
5.5.1 Desempenho da desinfecção	118
5.6. Caracterização de camada microbiológica.....	120
5.6.1. Sólidos totais e sólidos suspensos	121
5.6.2. Microscopia.....	121
6. CONCLUSÕES.....	125
REFERÊNCIAS	127

1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

A demanda de água aumenta de acordo com o crescimento populacional, econômico e industrial (AHMED et al., 2010). Juntamente com programas que visam a conservação da água, os governos buscam alternativas para essa crescente demanda, aumentando nas últimas décadas a busca por fontes alternativas de água (SÁNCHEZ et al., 2015).

A água da chuva vem sendo considerada uma alternativa por alguns países (UBA & AGHOGHO, 2000; EVANS et al., 2007; DESPINS et al., 2009), como por exemplo na Austrália em que a utilização de água da chuva e a disseminação de tanques de armazenamento vem crescendo e sendo introduzida medidas regulamentárias para incentivar a utilização e instalação desses tanques de água da chuva (AHMED et al., 2010). No Brasil o Governo Federal em 2011, instituiu programa Água Para Todos com o intuito de fornecer água por meio de cisternas que armazenam água da chuva.

A utilização de água da chuva atua como fonte alternativa, por ser um recurso acessível a todos. Sua captação pode ser realizada em telhados de construções, superfícies pavimentadas, terrenos naturais, entre outras alternativas, melhorando e auxiliando na obtenção de água às populações que residem em comunidades isoladas, rurais e populações não favorecidas ou com acesso limitado aos sistemas de abastecimento de água tratada e segura (REYNEKE et al., 2019).

A questão mais significativa elencada em relação à utilização desse recurso para consumo humano, são os potenciais riscos à saúde associados a poluentes que podem entrar em contato com a água da chuva pela atmosfera e superfície de coleta, bem como microrganismos patogênicos (SIMMONS et al. 2001; AHMED et al. 2008).

A água da chuva pode apresentar qualidade microbiana incompatível com os padrões de qualidade para consumo humano requeridos em normas e legislações (AHMED et al., 2011; REYNEKE et al., 2019). Vários microrganismos podem estar presentes na superfície de coleta, proveniente de fezes de aves, insetos, pequenos mamíferos, répteis e detritos orgânicos (AHMED et al., 2010; UBA & AGHOGHO 2000; SIMMONS et al. 2001; LYE, 2007; AHMED et al. 2008). Sazakli et al., (2007) encontraram indicadores bacterianos como *E. coli* e enterococos em 80,3 e 40,9% respectivamente, em amostras de água da chuva.

Em muitos lugares a água da chuva passa ser a única fonte de água para essas populações, mesmo sendo tão importante para essas regiões não existe, até o momento, em âmbito federal legislação vigente que apresente diretrizes para esse tipo de fonte de água. Entretanto, alguns estados e municípios possuem legislações específicas, como os municípios

de Recife, São Paulo, Curitiba, Rio de Janeiro e os estados do Paraná, Goiás, Maranhão, Paraíba, entre outros, normatizam apenas o uso da água da chuva para fins não potáveis (SILVA e BORJA; 2017).

A legislação brasileira dispõe de normas de qualidade da água para consumo humano, como a portaria GM/MS nº888 de maio de 2011, delimita sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, porém entre os padrões microbiológicos não estão inclusos os indicadores de vírus (p.ex. PhiX-174). Os vírus não são considerados como indicadores de contaminação nas análises microbiológicas de rotina de qualidade da água, o procedimento padrão faz uso de bactérias. (MEHNERT, 2001; CARDUCCI et al., 2003).

De forma a reduzir o risco associado a patógenos, nesses casos, a Organização Mundial da Saúde recomenda o uso de tecnologias descentralizadas de tratamento de água em nível doméstico (WHO, 2012). Essas tecnologias de tratamento de uso no local são conhecidas como *Point-of-Use* (POU). O intuito da POU é que o usuário trate a sua própria água e garanta a qualidade e segurança desse bem consumível (SOBSEY et al., 2008).

Diante da alternativa da passagem da água da chuva em um filtro antes do consumo, um recurso ainda pouco explorado quanto ao tratamento de água da chuva e suas potencialidades, são os filtros lentos domiciliares (FLDs), também chamados de biofiltros, inspirados do tradicional filtro lento convencional (FLC). O FLD é retratado como um método simples e econômico para a eliminação de uma variedade de poluentes, onde a formação de uma camada biológica (*schmutzdecke*) é necessária para obter a maior eficiência do sistema (SABOGAL- PAZ et al., 2020).

A filtração lenta proporcionada pelos FLDs tem a capacidade de remover mecanicamente patógenos e partículas maiores, mas a remoção de bactérias e vírus depende dos processos biológicos que ocorrem nas primeiras camadas (YOUNG-ROJANSCHI & MADRAMOOTO, 2014).

Os FLDs podem ser operados em escoamento contínuo ou intermitente. O fluxo contínuo é caracterizado pela alimentação contínua do sistema, muitas vezes por meio de um reservatório instalado acima do filtro para realizar a alimentação por gravidade, com taxas baixas de filtração de até $9,6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (FARIA MACIEL e SABOGAL-PAZ, 2018). O sistema intermitente é caracterizado pela alimentação em bateladas, realizadas geralmente de forma manual, com períodos de pausa de 1 a 48 horas e com taxas maiores de até $29 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (ELLIOT et al., 2006).

Young-Rojanschi e Mandramootoo (2014) demonstraram em seu estudo a comparação entre o fluxo contínuo e o fluxo intermitente em filtros lentos domiciliares. Os sistemas com fluxo contínuo obtiveram resultados significativamente melhores do que os sistemas operados em fluxo intermitente, com remoção de 3,76 log de *E. coli*, comparados à remoção de apenas 1,67 log dos sistemas intermitentes. Outro parâmetro analisado foi a turbidez, a porcentagem de remoção obtida foi de 96 e 83% para filtros contínuos e intermitentes, respectivamente.

Mesmo sendo um sistema eficiente, o FLD requer um pós-tratamento (*i.e.*, desinfecção) antes do consumo, principalmente durante o tempo de amadurecimento dos FLDs, conhecido como o período de formação da camada biológica (CAWST, 2010).

A prática mais comum utilizada para desinfecção é a cloração. O cloro pode ser aplicado podendo inativar a maioria dos microrganismos sendo um composto de baixo custo e de fácil acesso. Uma limitação encontrada em relação à cloração está atrelada à resistência de alguns microrganismos a baixas doses de cloro (HELMREICH & HORN, 2008). Um exemplo é a classe de adenovírus excretados em grande quantidade por indivíduos infectados e podem ocorrer em rios, lagos, ambientes marinhos, águas residuais e em fontes de água para consumo humano (VIEIRA et al., 2012; GRIFFIN et al., 2003; WHO, 2008)

A contaminação viral de forma geral interfere no ambiente global e pode causar problemas na saúde pública (ALM et al., 2003), os vírus têm capacidade de resistir na água e solo por longos períodos (KATAYAMA et al., 2002), o que torna essencial a pesquisa de como evitar que esses vírus cheguem à água de consumo humano e buscar alternativas para seu tratamento.

Neste contexto, visando atender as necessidades e a realidade de regiões semiáridas, comunidades isoladas e rurais, a presente pesquisa teve como intuito avaliar o FLD para o tratamento de água da chuva, buscando estudar o desempenho na geração de água potável, atendendo à legislação vigente no Brasil, portaria GM/MS n°888 de março de 2021 e, também, recomendações da WHO (2017) e literatura relacionada a FLDs, para analisar a eficiência dos FLDs quando indicador viral presente na água afluente ao filtro.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar o desempenho dos filtros lentos domiciliares ao tratar água da chuva com presença de microrganismos (*Escherichia coli* e PhiX-174).

2.2 Objetivos específicos

- Estudar a eficiência dos filtros lentos domiciliares com fluxo contínuo e intermitente e analisar o desempenho ao tratar água da chuva;
- Estudar a eficiência e desempenho dos filtros lentos domiciliares de fluxo contínuo e intermitente na redução de indicadores microbiológicos (*Escherichia coli* e PhiX-174);
- Avaliar desempenho da desinfecção da água filtrada na redução de *Escherichia coli* e PhiX-174;
- Analisar influência de um período sem operação no desempenho dos filtros lentos domiciliares de fluxo contínuo e intermitente.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Acesso à água segura no Brasil e no mundo

A agenda 2030 de ações de desenvolvimento sustentável da Organização das Nações Unidas (ONU) contém 17 objetivos, dentre eles está o de assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todos. A meta é alcançar até 2030 o acesso universal e equitativo à água potável segura para todos, além de reduzir substancialmente o número de pessoas que sofrem com a escassez de água.

Mas para atingir essa meta a realidade mundial ainda está bem longe do desejado e a precariedade de atendimento a serviços essenciais como água, esgoto e higiene ainda é uma realidade no Brasil e no mundo. O relatório do Fundo das Nações Unidas para a Infância (UNICEF) e Organização Mundial da Saúde (WHO), estima que cerca de 2,2 bilhões de pessoas em todo o mundo não tem acesso a serviços de água tratada, ou seja, não possuem fonte de água potável livre de contaminação e disponível quando necessária, desse valor 70 % das pessoas residem em áreas rurais e 1 a cada 3 vive em países menos desenvolvidos (UNICEF; WHO, 2019).

A desigualdade quanto à acessibilidade a esse recurso essencial é demonstrada quando 144 milhões de pessoas bebem água sem nenhum tratamento prévio. Cerca de 25 % dos países no mundo apresentam estimativas diferentes em relação aos grupos de poder aquisitivo maior, a cobertura desses serviços é pelo menos duas vezes maior quando comparado aos grupos mais pobres (UNICEF; WHO, 2019).

Aproximadamente 297 mil crianças menores de 5 anos morrem devido a diarreia associada a água por ano no mundo. A falta de saneamento, destacando o acesso à água potável, é uma questão relacionada à pobreza no mundo e, também, no Brasil. Países que apresentam condições baixas ou inseguras de saneamento sofrem com índices elevados de propagação de doenças como cólera, disenteria, hepatite A e febre tifoide (UHR et al., 2016, UNICEF; WHO, 2019).

Não diferente do restante do mundo no Brasil, quando se trata de desigualdade comparando áreas urbanas e rurais, o déficit de água atinge 67,6 % da população que residem na área rural, em domicílios isolados ou aglomerações (BRASIL, 2019). Fatores como a distância para se ligar à rede, distribuição dispersa, baixa capacidade de pagamento podem ser responsáveis por essa porcentagem elevada. As tecnologias de saneamento empregadas em áreas rurais muitas vezes representam regras ou modelos tecnológicos aplicados em áreas

urbanas o que acaba não refletindo ou atendendo às necessidades dessas áreas (SILVEIRA, 2013).

O Ministério da Saúde em conjunto com a Fundação Nacional da Saúde (FUNASA) evidencia que a limitação ou a falta de acesso à água segura para consumo humano no Brasil obriga às pessoas a buscarem por alternativas, que muitas vezes podem não ser seguras, e expor essa parcela da população aos riscos oriundos do consumo de água contaminada, causando até mesmo o óbito desses indivíduos (TROEGER et al., 2017).

Cerca 32,34 milhões de habitantes não possuem acesso à rede de distribuição de água no Brasil, o que leva à busca por outras formas de abastecimento de água como cisternas, poços, caminhões-pipa, entre outras alternativas (IBGE, 2010). Tratando-se de regiões afetadas quanto à falta de acesso a essa necessidade humana, o norte e nordeste do Brasil se destacam, com 42,5 e 26,1 % respectivamente, ou seja, grande parcela da população dessas regiões não tem acesso à rede de água tratada (SNIS, 2019).

O Governo Federal instituiu o programa de água para todos em 2011, com o intuito de promover a universalização do acesso à água, onde o semiárido do país acabou tonando-se o público-alvo desse programa. Porém o programa fornece ou garante o acesso à água através de cisternas que visam garantir o armazenamento de água da chuva. Contudo, não houve a indicação de tecnologia voltada para o tratamento prévio ao consumo humano (ANDRADE & NUNES, 2014).

A água da chuva pode ser um recurso explorado para auxiliar no combate a escassez de água para as populações. Pouco se é discutido quanto o tipo de tratamento adequado à realidade de comunidades sem acesso à água tratada de forma convencional, visto que as legislações e normas para esse recurso são voltadas para fins não potáveis (SILVA e BORJA; 2017).

3.2. Água da chuva

A evaporação das águas superficiais deixa para trás sais, partículas e microrganismos. A água acumulada nas nuvens é precipitada causando a chuva de forma natural e banhando a superfície terrestre. A utilização da água da chuva é realizada desde a antiguidade, no oriente médio e era captada e reservada em uma pedra moabita em 850 a.C., (TOMÁZ, 2005).

A captação de água da chuva é designada como a concentração e armazenamento para uso em atividades domésticas e atividades agrícolas (GOULD, 1999). Em uma superfície de coleta com cerca de 1,0 m² é possível coletar cerca de 1,0 L de água para uma precipitação com intensidade de 1 mm/min (DE KWAADSTENIET et al., 2013)

A água da chuva pode ser considerada fonte de água doce, mas com o avanço de tecnologias e industrialização existe a possibilidade de contaminação pela poluição atmosférica, principalmente em locais densamente povoados e industrializados. Além da contaminação atmosférica podem ocorrer contaminações microbiológicas através da superfície de coleta por microrganismos como coliformes totais, coliformes termotolerantes, entre outros (AHMED, 2011; NETO, 2013).

Os tipos de poluentes presentes na água da chuva podem variar de região para região de acordo com o nível de poluição atmosférica, fonte poluidora, deposição atmosférica dos poluentes, lixiviação dos materiais utilizados na cobertura responsável pela coleta da água e decomposição dos tanques de armazenamento de água da chuva (DE KWAADSTENIET et al. 2013; GWENZI et al. 2015). Os principais elementos encontrados em estudos com água da chuva coletada são encontrados na Tabela 1.

Tabela 1. Características da água da chuva

Local	Autores	pH	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	NH ₄ ⁺	K	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺
China	Han e Liu 2006;									
	Zhang et al 2007;									
	Zhang et al 2007;	4,3 - 6,3	9,6 - 154	21,8 - 109	32,7 - 316	21,6 - 289	3,8 - 17,2	3,9 - 50,1	21,1 - 608	5,6 - 30
	Huang et al 2008;									
	Xu e Han 2009;									
	Lin et al., 2019									
Japão	Okuda et al 2005	4,5	55,2	30,5	50,2	40,4	2,9	37	24,9	11,5
Singapura	Hu et al 2003	4,2	34,21	22,34	83,47	19,13	7,2	32,79	16,1	6,5
França	Negrel e Roy 1998	5,2	19,6	36,2	22,3	-	5,7	14,4	14,6	3,4
Turquia	Basak e Alagha 2004	4,8	124,8	33,4	115,2	12,8	57,4	75,2	285	99,6
México	Baez et al 2007	5,1	9,6	42,6	61,9	92,4	2,2	7	26,4	2,5
Brasil	Mello e Almeida 2004;									
	Migliavacca et al., 2005;									
	Cerqueira et al., 2014;	4,9 - 6,1	5,2 - 18,3	4,6 - 25,6	3 - 26,4	13,5 - 40,9	1,3 - 7,2	3,9 - 29,1	4,3 - 57,9	2,2 - 24,1
	Mimura et al., 2016;									
	Martins et al., 2019									

Nota: Os resultados são expressos em µeq/L para os parâmetros apresentados

Os principais parâmetros encontrados nos estudos foram, Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} , NH_4^+ , K, Na^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} , sendo NO_3^- e SO_4^{2-} os agentes responsáveis pela acidificação da água da chuva, esses compostos são gerados principalmente pelas ações antropogênicas, são poluentes secundários, ou seja, são formados na atmosfera por meio de reações químicas que ocorrem entre poluentes primários lançados diretamente pelas fontes de emissão (p. ex. monóxido de carbono, CO) (CAO et al., 2009; LU et al., 2011; KUMAR et al., 2014).

A água da chuva é ligeiramente ácida e com baixo teor de minerais dissolvidos, o que pode vir ser relativamente agressivo, dissolvendo metais e outras impurezas dos materiais da área de captação e tanque de armazenamento. Na maioria dos casos, as concentrações químicas na água da chuva estão dentro dos limites aceitáveis, no entanto, níveis elevados de zinco e chumbo foram relatados. A explicação para a existência desses materiais pode estar relacionada com o processo de lixiviação de telhados metálicos e tanques de armazenamento ou da poluição atmosférica (WHO, 2008).

Alguns estudos encontraram concentrações de chumbo (Pb) acima do limite estipulados pelas diretrizes de qualidade da água delimitados no país (Nova Zelândia) (SIMMONS et al., 2001; HUSTON et al., 2012), esse elemento pode causar sérios efeitos na saúde humana, principalmente em crianças, por possíveis danos causados ao desenvolvimento neurológico (GOYER, 1993). Um estudo realizado na Austrália, evidenciou que cerca de 21 % do chumbo encontrado em tanques de água da chuva, foram causados por meio de deposição atmosférica, incluindo o tráfego, por meio de gases de escape e descargas, e aerossóis industriais (HUSTON et al., 2012).

Altos níveis de alumínio foram encontrados na água da chuva em Istambul (Turquia), com traços de Cr, CO, Ni e Pb, levando o autor do estudo a concluir que a poluição pelos metais pesados pode ter grande influência do transporte dos poluentes através atmosfera, vindos de outras regiões carregados pelos ventos (UYGER et al., 2010).

O material da superfície de coleta também pode vir a ser fonte de contaminações químicas, como superfícies pintadas com tintas à base de chumbo ou à base de acrílico, aconselhando serem evitadas (ABBASI e ABBASI, 2011). Zinco também é registrado como um dos metais encontrados na água da chuva colhida, estudo realizado na Zâmbia demonstrou que as maiores concentrações de zinco em água pluviais aconteceram em locais onde a superfície de coleta era construída com chapas de ferro galvanizado, apresentando concentração com valores entre 0,14 e 3,16 mg/L (HANDIA et al., 2003).

A estiagem das chuvas também é um fator de influência na qualidade da água da chuva, o número de dias entre as chuvas, com períodos mais longos e secos, pode ocasionar níveis

mais levados de contaminantes, assim como a magnitude e volume da precipitação. Foi observado na Jordânia maiores concentrações de metais pesados em área onde ocorreram menores níveis de chuva (RADAIDEH et al., 2009). A redução significativa de contaminação microbiana pode ser encontrada em estações chuvosas, quando as bacias são frequentemente lavadas com água da chuva fresca e o descarte da primeira chuva é realizado (YAZIZ et al., 1989; WHO, 2008).

O percurso da água durante o período de captação até o consumo final pode estar susceptível a contaminações microbiológicas, demonstrando a importância do manejo adequado da água da chuva, seja para fins potáveis ou não. Outra questão significativa quanto à captação é a percepção do usuário quanto aos riscos associados ao uso da água da chuva para beber, principalmente quanto à manutenção da área de captação, visto que animais como pássaros, ratos, entre outros, podem depositar matéria fecal na superfície de coleta, implicando em microrganismos como bactérias, vírus e protozoários adentrando diretamente no reservatório de água colhida (DE KWAADSTENIET et al., 2013, AHMED et al., 2011).

A contaminação microbiana da água da chuva colhida pode ser indicada por microrganismos como *E. coli*, e ocorre principalmente em amostras coletadas logo após chuva. Patógenos como *Cryptosporidium*, *Giardia*, *Campylobacter*, *Vibrio*, *Salmonella*, *Shigella* e *Pseudomonas* também foram detectadas na água da chuva coletada. No entanto, a ocorrência de patógenos é geralmente menor na água da chuva do que nas águas de superfície desprotegidas, e a presença de patógenos não bacterianos, em particular, pode ser minimizada. As concentrações microbianas mais altas são geralmente encontradas na primeira descarga de água da chuva e o nível de contaminação diminui à medida que a chuva continua (WHO, 2008).

O uso da água da chuva para fins potáveis não é indicado sem um tratamento prévio pelo risco de uma variedade de doenças infecciosas (p. ex. diarreias bacterianas devido a *Salmonella* e *Campylobacter*, pneumonia bacteriana devido a *Legionella*, botulismo devido a *Clostridium*, helmintos de tecidos e diarreias por protozoários de *Giardia* e *Cryptosporidium*, diarreia aguda causada por bactérias do grupo da *Escherichia coli*, entre outras) (LYE, 2007).

Uma falha que acaba reduzindo o aproveitamento da água da chuva é a falta de diretrizes apropriadas, que sejam específicas para os usos potáveis e como os ricos de poluentes químicos e microbiológicos possam ser gerenciados (AHMED et al., 2011). Silva e Borja (2017) destacam a importância da criação de normas e legislações voltadas para esse recurso, visto que a maioria das diretrizes existentes no Brasil apenas delimitam regras para o uso não potável

como a NBR 15527/2019, não existindo, até o momento, legislação ou norma em âmbito federal para a água da chuva para fins potáveis no Brasil.

3.3. Filtros lentos domiciliares

Com o intuito de desenvolver um sistema em pequena escala, eficiente e de baixo custo para comunidades desfavorecidas, David Manz (2004) se inspirou nos filtros lentos convencionais para desenvolver os filtros lentos domiciliares (FLD). O autor realizou alterações na concepção que ocasionaram melhorias como a utilização do filtro com fluxo intermitente e a limpeza sem a necessidade de remover ou substituir o meio filtrante do sistema.

Em comparação aos filtros lentos convencionais, os FLDs possuem a espessura de camada filtrante 50 % menor e não necessitam de raspagem no topo do filtro depois de encerrada a carreira de filtração (ELLIOTT et al., 2008; CAWST, 2010; KENNEDY et al., 2012). Depois de instalados, os FLDs não geram custos recorrentes e uma das principais características vantajosas da utilização desses sistemas é a possibilidade de realização da manutenção *in situ* (JENKINS et al., 2011; TIWARI et al., 2009).

Outro aspecto relevante dos filtros lentos domiciliares é a possibilidade de adaptação da tecnologia às condições socioeconômicas dos usuários. Os FLDs apresentados por CAWST (2012) são sistemas construídos em concreto, no entanto, estudos como os de Freitas (2017) e Terin (2017) demonstraram a possibilidade de utilização de tubos e conexões de PVC, além do uso de materiais filtrantes e camada suporte oriundos de construção civil ou a utilização de pedra-pomes como avaliado por Ghebremichael et al. (2012). Esses estudos demonstram que a tecnologia de tratamento pode ser adaptada a comunidade, mesmo quando há escassez de recursos.

A turbidez da água afluyente é um aspecto relevante para o bom funcionamento de FLDs, CAWST (2012) recomenda que a água afluyente tenha valores máximos de turbidez de 50 NTU. No entanto, em países com padrões de potabilidade mais restritivos, esse valor pode ser reduzido a 10 NTU (Sabogal-Paz et al., 2020). Quando utilizadas fontes de abastecimento com valores de turbidez superiores ao recomendado, CAWST (2012) recomenda a instalação de um pré-tratamento para que o sistema de filtração não seja sobrecarregado e reduza sua capacidade de tratamento.

Para aumentar a eficiência, além de facilitar as atividades de operação e manutenção, é recomendada a utilização de mantas filtrantes no topo dos FLD. Essa manta é capaz de reter parte das impurezas, impedindo que o meio filtrante entupa rapidamente, além de ajudar no processo de amadurecimento do FLD (FARIA MACIEL & SABOGAL-PAZ, 2018).

O amadurecimento e a eficiência dos FLDs estão atrelados ao processo de formação da camada biológica (*schmutzdecke*), esse período pode variar em dias, semanas ou meses (ELLIOTT et al., 2006). A camada biológica é a região compreendida entre o meio filtrante e a água, onde ocorre o acúmulo de material e a presença de microrganismos que agem na retenção, digestão e decomposição da matéria orgânica (BARRET et al., 1991; HUISMAN e WOOD, 1974). Essa atividade biológica pode abranger até 40 cm do meio filtrante em filtros lentos convencionais (DI BERNARDO & SABOGAL PAZ, 2008).

Os FLDs têm demonstrado eficiência em relação à redução de microrganismos após o estado de maturação da camada biológica, estudos com FLDs alcançaram remoções maiores que 3 log de bactérias (AIKEN et al., 2011), 3,8 log de oocistos de *Cryptosporidium* sp., 5 log de *Giardia lamblia* (PAMATTER et al., 1999), maiores que 2 log de MS2 (YOUNG – ROJANSCHI e MANDRAMOOTOO, 2014) e 2 log de *echovirus* 12 (ELLIOT et al., 2008).

O meio filtrante responsável pelo processo de retenção das partículas geralmente é a areia fina. A granulometria fina é propícia para retenção de sólidos suspensos e microrganismos no topo da camada. Para filtros lentos, Di Bernardo et al. (1999) recomenda diâmetros efetivos de partículas (D_{10}) entre 0,20 e 0,25 mm e coeficiente de uniformidade (CU) entre 2 e 5 mm. Para a implementação e pesquisa sobre filtros lentos domiciliares, CAWST (2010) recomenda em seu manual os valores de D_{10} entre 0,15 a 0,20 mm e CU entre 1,5 a 2,5 mm. A diminuição do D_{10} e do CU proposto para filtros lentos domiciliares resulta em menor penetração de impurezas no meio filtrante e em maior duração de carreiras de filtração.

Quanto à aceitação desses sistemas o relatório de CAWST de 2016, relata que mais de 10 milhões de pessoas foram beneficiadas com a instalação dos FLDs desde sua criação até aquele ano (CAWST, 2017).

Earwaker e Webster (2009) realizaram um estudo onde foram instalados 1300 FLDs nos anos de 1999 e 2001, as amostragens foram realizadas em 3 das 10 vilas que receberam os sistemas, após 6 anos da instalação e uso desses sistemas, a adoção do sistema ficou compreendida entre 100 e 44 %. Dentre os motivos de abandono dos filtros houve quebras relacionadas com a tentativa de transporte e falta de areia para a reposição nos sistemas.

Filtros instalados na República Dominicana em 2007 atingiram aceitação de cerca de 90 % e ainda estavam em uso após 1 ano de instalação (AIKEN et al., 2011). No Haiti 65 % dos filtros ainda estavam em uso após intervenções realizadas nos anos de 1999, 2006 e 2010 (SISSON et al., 2013). A porcentagem média de uso dos FLDs após dois anos de implementação é de apenas de 56 % em domicílios (NGAI et al., 2014). Na grande maioria dos casos o abandono dos sistemas está relacionado à falta de compreensão do usuário a respeito

do uso e manutenção dos FLDs. Evidentemente, o sucesso da tecnologia depende de fatores como o acompanhamento contínuo, a educação do usuário e o esclarecimento quanto ao uso de desinfetantes como o cloro, às vezes utilizado antes do filtro, como relatado por Sisson et al, (2013).

3.3.1. Operação dos FLDs em fluxo contínuo e intermitente

O projeto dos filtros domiciliares, amplamente difundidos por CAWST (2010), teve como principal intuito atender a demanda de uma residência. Inicialmente foi idealizado para operar em fluxo contínuo, mas após uma modificação realizada na extremidade da saída do filtro, possibilitando manter um nível mínimo de água constante, foi possível realizar a operação do FLD de forma intermitente (CAWST, 2009).

Os FLDs de fluxo contínuo podem ter sua alimentação realizada pela gravidade, ou seja, a alimentação pode ser feita por uma caixa d'água acima dos filtros, ou até mesmo por bombeamento diretamente no FLD. Essa configuração de alimentação requer maior espaço para instalação em uma residência e pode apresentar uma complexidade operacional para os usuários, assim como a necessidade de energia elétrica no local para bombeamento para o sistema ou para a caixa de alimentação instalada acima dos FLDs de fluxo contínuo, podendo muitas vezes inviabilizar a utilização em comunidades carentes de eletricidade. O FLD de fluxo intermitente tem como vantagem não necessitar de uma unidade de abastecimento externo, ocupando área de cerca de 0,1 m² (SABOGAL – PAZ et al., 2020)

A operação em fluxo intermitente traz a vantagem da utilização do sistema só quando necessário, entretanto existe uma ressalva quanto a esse período sem utilização, a camada microbiológica pode ser alterada tendo sua viabilidade reduzida devido à falta de nutrientes e redução do oxigênio dissolvido no leito, reduzindo a eficiência do tratamento do FLD intermitente (BAUMGARTNER; MURCOTT; EZZATI, 2007).

Períodos de pausas mais longos demonstraram maior eficiência nos filtros de fluxo intermitente, pausas mais longas permitem que a água fique por mais tempo em contato com o leito filtrante e, conseqüentemente, aumente a ação dos mecanismos de purificação (ELLIOTT et al., 2008; NAIR; MANSOOR AHAMMED; DAVRA, 2014; TUNDIA; AHAMMED; GEORGE, 2016).

O período de pausa e a influência do volume diário de água filtrada relacionada à eficiência de remoção de microrganismos foi estudada por Elliott et al. (2008) em dois sistemas de fluxo intermitente. Um FLD era alimentado uma vez por dia com 20 L e o outro FLD era alimentado duas vezes ao dia com 20 L em períodos com intervalo de 12 h entre as

alimentações. O estudo notou que o aumento no número de alimentações ocasionou redução na remoção de *E. coli*, quando comparado ao sistema que recebeu apenas uma alimentação diária, de $2,68 \pm 0,37$ log para $2,55 \pm 0,33$ log.

Pausas maiores também foram relatadas no estudo de Jekin, Tiwari e Darby (2011), analisando período de pausa de 16 h, comparado ao período menor de 5 h, alimentando os sistemas duas vezes ao dia com bateladas de 20 L. Os autores relataram que o período de pausa maior obteve melhor desempenho quanto à remoção de coliformes, removendo cerca de $1,65 \pm 0,56$ log e $1,60 \pm 0,40$ log para o período de pausa menor. Os períodos de pausa também obtiveram diferença quanto à remoção de turbidez, ficaram compreendidas entre 89,5 % e 95,4 % para o período de pausa menor e maior, respectivamente.

O tipo de operação empregada nos FLDs tem influência na eficiência do tratamento como relatado por Young-Rojanschi e Madramootoo (2014), Terin e Sabogal-Paz (2019) Andreoli e Sabogal-Paz (2020), Sabogal-Paz et al. (2020), demonstrando em suas respectivas análises e estudos com FLDs em fluxo contínuo e intermitente, e comparando a eficiência dos sistemas quanto à parâmetros físico-químicos e microbiológicos.

Young-Rojanschi e Madramootoo (2014) compararam a eficiência dos FLDs quanto ao tipo de operação, contínuo e intermitente, operando 5 filtros em fluxo intermitente com períodos de residência de 24 h e 3 filtros em fluxo contínuo. O FLD de fluxo contínuo demonstrou melhor eficiência para redução de *E. coli* ($3,71$ log versus $1,67$ log), bacteriófago MS2 ($2,25$ log versus $0,85$ log) e remoção de turbidez de 96 % para o FLD contínuo e 87 % para o FLD intermitente, respectivamente. Os autores relatam que os FLDs de fluxo contínuo tiveram melhor desempenho para *E. coli*, MS2 e turbidez, mas a operação em fluxo intermitente apresentou melhorias significativas na qualidade geral da água.

Terin e Sabogal-Paz (2019), utilizaram os FLDs em fluxo contínuo e intermitente para avaliar o desempenho dos sistemas na remoção de células *M. aeruginosa* e microcistina-LR. A alimentação do FLD intermitente foi realizada quatro vezes ao dia com dois períodos de residência distintos de 4h para alimentações sucessivas e 12h entre a última e a primeira alimentação do dia, com volume de 15 L por alimentação. Os autores relatam que não houve diferença significativa entre os filtros para a remoção de *M. aeruginosa* e microcistina-LR, com eficiência média de remoção 75,30 % para FLD-I (4h), 76,41 % para FLD-I (12 h) e 74,35 % para FLD contínuo. Mesmo sem diferença significativa quanto a operação dos sistemas os FLDs apresentaram resultados promissores para a remoção dessas células, apresentando contrações abaixo de $1,0 \mu\text{g/L}$ na água filtrada.

O risco microbiológico comparando os tipos de operação (contínua e intermitente) foi avaliado por Andreoli e Sabogal-Paz (2020), além do risco microbiológico os autores estudaram a influência de utilização de agente de amadurecimento nos FLDs, demonstrando que para atingir remoções de 3 log de remoção de *E. coli* o sistema sem agente de amadurecimento necessitou de 100 dias de operação, a utilização de agente de amadurecimento reduziu esse tempo para 20 dias de operação. A operação contínua demonstrou-se mais eficiente na remoção de *E. coli* atingindo 3 log de remoção comparado a 2 log de remoção do FLD intermitente na etapa com adição de agente de amadurecimento.

A operação dos FLDs também já foi comparada quanto à remoção de agentes químicos como o Bisfenol A em águas com baixas concentrações de íons (SABOGAL-PAZ et al., 2020). Os autores demonstraram que águas com baixas concentrações de íons podem causar lixiviação no meio filtrante e que o FLD intermitente obteve eficiência na remoção de Bisfenol A mesmo que em baixas porcentagens (3 %) comparado ao FLD contínuo.

Os estudos demonstram que o tipo de operação pode interferir nos parâmetros de qualidade da água, assim como o período de residência da água nos FLD-I. Demonstrando a importância do conhecimento da tecnologia para definir qual operação é adequada para o tipo de água que se deseja tratar, assim como as necessidades da comunidade atendida por esse tipo de tratamento descentralizado.

3.4. Caracterização do escoamento

O fluido em um reator pode percorrer diferentes caminhos, o que pode ocasionar tempos distintos de saída. Essa distribuição de tempo de saída do reator, de cada elemento do fluido, é chamada de distribuição de tempo de residência (DTR) (LEVENSPIEL, 2000). O ensaio hidrodinâmico possibilita caracterizar o fluxo de água dentro de um reator. Pode ser realizado por meio de injeção de uma solução inerte (p. ex. traçador), em que o tempo inicial é a entrada do traçador, e pela realização de medidas na saída do reator no decorrer do tempo, para identificar a concentração de saída do traçador em função do tempo (FLOGLER, 2004).

O traçador utilizado nos testes hidrodinâmicos precisa apresentar características que viabilizem os ensaios, como: i) não ser um composto reativo; ii) possuir propriedades físicas semelhantes ao fluido do reator; iii) ser solúvel em sua totalidade e; iv) não ter capacidade de adsorção nas paredes ou outras superfícies do reator (FLOGLER, 2004). Algumas substâncias se destacam como traçadores (p.ex. corantes e soluções salinas). O cloreto de sódio (NaCl) é tratado como uma alternativa de traçador por apresentar as características relevantes citadas,

além de possibilitar a obtenção de curvas por medidas indiretas em sondas de condutividade (PEGORARO, 2011).

A injeção do traçador pode ocorrer de diversas formas, sendo as duas mais comuns injeções tipo pulso ou tipo degrau. A injeção tipo pulso é caracterizada pela inserção de uma quantidade de traçador, de concentração conhecida, inserida repentinamente no tempo mais curto possível, sendo a desvantagem na utilização desse método o efeito de cauda na curva DTR (LEVENSPIEL, 1999). Já na injeção tipo degrau, o traçador é inserido de forma contínua com concentração constante, até que a leitura de concentração de traçador de entrada e saída do reator sejam as mesmas, sendo a desvantagem da utilização desse método a dificuldade em manter a concentração constante do traçador (FOGLER, 2004).

Existem dois modelos para representar reatores ideais, sendo o modelo de reator com escoamento pistonado (do inglês “*Plug Flow Reactor*” - PFR) e reator com escoamento de mistura completa (do inglês “*Continuous Stirred Tank Reactor*” - CSTR), desses modelos são extraídos equacionamentos matemáticos simplificados, auxiliando na modelagem e tornando o processo menos complexo (LEVENSPIEL, 2000).

As curvas de distribuição do tempo de detenção hidráulica em função do tempo adimensional podem ser realizadas de acordo com modelos teóricos uniparamétricos de dispersão pequena (PD), de grande dispersão (GD) e tanques de mistura completa em série (N-CSTR), seguindo as indicações de Levenspiel (2000), Tabela 2.

Tabela 2. Modelos teóricos uniparamétricos

Modelo	Parâmetro	Equação
Tanques de mistura completa em série (N-CSTR)	$N = \frac{1}{\sigma_{\theta}^2} = \frac{(\theta_h)^2}{\sigma^2}$	$E\theta = \frac{N(N\theta)^{N-1}}{(N-1)!} \exp(-N\theta)$
Pequena dispersão (PD)	$\frac{D}{uL} = \frac{\sigma_{\theta}^2}{2}$	$E\theta = \frac{1}{2\sqrt{\pi\left(\frac{D}{uL}\right)}} \exp\left[-\frac{(1-\theta)^2}{4\left(\frac{D}{uL}\right)}\right]$
Grande dispersão (GD)	$\sigma_{\theta}^2 = 2\left(\frac{D}{uL}\right) + 8\left(\frac{D}{uL}\right)^2$	$E\theta = \frac{1}{2\sqrt{\pi\left(\frac{D}{uL}\right)}} \exp\left[-\frac{(1-\theta)^2}{4\theta\left(\frac{D}{uL}\right)}\right]$

N = número de reatores de mistura completa em série; D/uL = número de dispersão; σ_{θ}^2 = variância adimensional na curva DTR.

Fonte = LEVENSPIEL (2000).

Estudos experimentais sobre a construção das DTRs podem ser comparados com estudos de modelo reais com modelos ideais. Essas curvas podem ser interpretadas através do índice de dispersão de Morril (MDI), o qual é dado pela razão entre o tempo em que 90 % e 10 % do traçador passam pelo reator (Equação 1)

$$MDI = \frac{t_{90}}{t_{10}}$$

(Equação 1)

Os resultados obtidos dessa razão indicam o modelo do reator, dessa forma valores próximos a 1 caracterizam PRF, valores menores que 2, indicam reator pistonado como mais eficiente (TCHOBANOGLIOUS et al 2003).

3.5. Indicadores microbiológicos

A potabilidade da água para o abastecimento humano é de extrema importância para garantir a qualidade de vida e saúde da população. Estabelecer métodos e modelos de avaliação da qualidade microbiológica da água garantem a gestão adequada desse recurso. Atualmente existem várias metodologias para a detecção de contaminação microbiológica na água, porém o alto custo e o tempo empregado para algumas metodologias as tornam inviáveis dependendo da situação do público alvo.

A água potável necessita estar livre de qualquer microrganismo causador de doenças para consumo humano (WHO, 2011), a presença ou aumento de microrganismos como bactérias, parasitas, vírus e fungos são resultados do efeito direto ou até mesmo indireto das mudanças do meio ambiente e na população, como a contaminação de cursos hídricos, descarte inadequado das águas residuárias, a baixa disponibilidade de água, ou o manejo inadequado desse recurso (NUNEZ et al., 2009).

Conhecer os agentes microbianos patogênicos e não patogênicos presentes na água é um fator muito relevante, pois é necessário definir possíveis indicadores de qualidade microbiológica, para simplificar as atividades de campo e laboratório, visando sempre reduzir custos sem perder a eficiência de diagnóstico quanto à detecção de agentes patogênicos potencialmente prejudiciais à saúde humana (RIOS – TOBÓN et al., 2017).

WHO (2008) fornece em seu *Guidelines for Drinking-water Quality* uma lista de patógenos que podem ser encontrados e transmitidos pela água, apresentando o nível de significância na saúde, persistência em amostras de água, resistência à cloração e sua relativa infectividade, divididos em quatro classes, sendo bactérias, vírus, protozoários e helmintos.

A escolha de um indicador útil de qualidade microbiana deve levar em consideração algumas particularidades como: i) estar presente em grande número nas fezes de humanos e animais de sangue quente, ii) ser detectado de forma simples e fácil por métodos simples, iii) não crescer de forma natural em água, sistemas de distribuição ou ambiente no geral, iv) ser persistente na água, e v) o grau de remoção em tratamento de água seja compatível e comparável a patógenos transmitidos pela água (WHO, 1999).

O microrganismo comumente adotado é a *Escherichia coli* ou coliformes termotolerantes para a verificação qualidade da água em quesitos microbiológico, baseado na análise de microrganismos indicativos de contaminação fecal. O monitoramento de patógenos específicos pode ser incluído em ocasiões muito limitadas para verificar se um surto foi transmitido pela água ou se um sistema de tratamento de água é eficiente. *Escherichia coli* fornece evidências conclusivas de contaminação fecal recente e não deve estar presente na água potável para consumo humano. Em certas circunstâncias, indicadores adicionais, como bacteriófagos ou esporos bacterianos, podem ser usados (WHO, 2011).

A portaria GM/MS nº888 de maio de 2021 é a legislação brasileira que dispõe normas de qualidade da água para consumo humano, definindo padrões físico-químicos e microbiológicos. Os indicadores microbiológicos citados na legislação são a *E. coli* e coliforme totais, dentre os padrões microbiológicos não estão inclusos os indicadores de vírus. Os vírus não são considerados como indicadores de contaminação nas análises microbiológicas de rotina de qualidade da água, apenas as bactérias (MEHNERT, 2001; CARDUCCI et al., 2003). Há registro de contaminação viral em amostras de água, demonstrando a necessidade de estudar métodos de remoção e metodologias de análise para detecção (GRIFFIN et al., 2003).

Embora a *E. coli* seja útil, ela tem limitações, pois sua ausência não necessariamente indica que a água está livre de organismos como os vírus entéricos e protozoários, esses microrganismos são mais resistentes à desinfecção. Sob certas circunstâncias, é necessário considerar a inclusão de indicadores mais resistentes, como bacteriófagos e/ou esporos bacterianos (WHO, 2011).

3.5.1. *Escherichia coli*

Theodor Escherich deu nome para o gênero *Escherichia* que consiste em bacilos gram – negativos anaeróbicos facultativos da família Enterobacteriaceae (EWING, 1986). Essa bactéria habita o intestino grosso de humanos e animais de sangue quente e em sua maioria as cepas de *E. coli* são inofensivas no cólon e raramente causam doença em indivíduos saudáveis,

mas cepas com cunho patogênico podem causar doenças intestinais e extra intestinais tanto em indivíduos imunocomprometidos quanto em indivíduos saudáveis (KAPER et al., 2004).

O grupo patogênico é responsável por causar doenças diarreicas com alto índice de morbidade e mortalidade em bebês e crianças pequenas menores de 5 anos (WHO, 2012). Podem ser excretados por seres humanos e animais de sangue quente valores médios de 10^8 de *E. coli*/grama, por isso é escolhido como um indicador de contaminação fecal (GELDREICH, 1996). Desfechos letais são geralmente relatados em países com baixa e média renda, como África, Ásia e América Latina, onde as más condições de vida, como falta de saneamento ambiental, fonte inadequadas de água e maus hábitos de higiene são recorrentes (CROXEN et al., 2013).

Surtos causados por *E. coli* já foram registrados, como na cidade agrícola de Walkerton, Ontário (Canadá) em maio de 2000 e causou sete mortes e mais de 2300 casos da doença, a água que era consumida pela cidade foi contaminada por escoamento que continha excrementos de gado (O'Connor, 2002). Planos de segurança para garantir a qualidade da água tornam-se necessárias, adotar medidas como proteção das fontes de água tratada e superficial podem garantir que não ocorram surtos como relatado.

O teste padrão de *E. coli* (ou bactérias coliformes termotolerantes) fornecem um indicador adequado da presença de sorotipos enteropatogênicos na água para consumo humano, existem alguns métodos de identificação de *E. coli* em amostras, testes como presença/ausência são as mais frequentes por serem mais simples, rápidas e menos caras em relação aos testes quantitativos, mas são apenas indicados em casos onde a maioria dos testes dão resultados negativos para a bactéria (WHO, 2011).

Os testes quantitativos mais comuns utilizados para *E. coli* são a técnica de tubos múltiplos, técnica de membranas filtrantes e colillert® e Colitag®. A técnica de tubos múltiplos que faz uso de um meio de cultivo em tubos Durhan e realiza a incubação em um período de 24 horas a 45°C, a presença de *E. coli* é evidenciada pela capacidade de fermentar a lactose e formação de gás nos tubos, a análise quantitativa se dá pela análise de tabelas de probabilidade relacionando a presença de Número Mais Provável (NMP) (APHA, AWWA, WEF, 2012). A técnica de membranas filtrantes, utiliza meio de cultivo denominado Chromocult® Coliform Agar, que contém substrato Salmão – β – D – galactosidase e substrato X – glucuronido para a identificação de coliformes, dessa forma é possível identificar na mesma placa de petri colônias de coliformes termotolerantes e *E. coli*. Métodos rápidos como o colillert® e Colitag® tem em sua composição substrato fluorogênico, que ao entrar em contato com a enzima β –

glucoronidase da *E. coli* é degradado liberando 4-metilumbeliferona, e quando submetido à luz ultravioleta em comprimentos de 365 a 366 nm apresentam fluorescência (IDEXX, 2002).

As bactérias fecais podem até fornecer algum nível de indicação de vírus entéricos quando a contaminação é proveniente de fontes humanas, mas se essa relação não existir o vírus não é detectado (PAYMENT et al., 2000). A presença de vírus nem sempre se correlaciona com a detecção de indicadores bacterianos e alguns estudos relatam que vírus entéricos foram encontrados em águas superficiais, subterrânea e até mesmo água potável apesar de atender os padrões de qualidade da água para bactérias coliformes (HAURI et al. 2005; ESPINOSA et al. 2009; JURZIK et al. 2010; CHO et al. 2000; PUSCH et al. 2005).

3.5.2. Vírus

Vírus são partículas inertes, microscópicas, de proteínas e ácidos nucleicos que requerem um hospedeiro vivo para se replicar. A atenção para esse microrganismo só ocorreu após um surto de hepatite em Nova Délhi (Índia) em 1950, e pesquisas passaram a ser desenvolvidas com o intuito de investigar a ocorrência de vírus na água e a relação com a contaminação do sistema de tratamento de água por patógenos virais oriundos do esgoto (TAVARES et al., 2005).

Vírus como o poliovírus, rotavírus, calicivírus, vírus da hepatite A e alguns adenovírus estão presentes no trato gastrointestinal de indivíduos infectados e podem ser eliminados em ordem de 10^5 a 10^{11} /g de fezes, contaminando direta ou indiretamente águas destinadas ao consumo humano (APPLETON, 2000). A dose infectante de agentes patogênicos virais é extremamente baixa, dependendo do organismo pode variar de 1 a 10 unidades infecciosas (ABBASZADEGEM, 2001; LECLERC et al., 2002).

A rota de infecção varia de vírus para vírus podendo causar diferentes infecções e sintomas, diferentes vias de transmissão, locais de infecção e vias de excreção, podendo até mesmo existir combinações desses fatores e nem sempre seguem padrões esperados (WHO, 2011).

A falta de testes de infectividade com vírus exige o uso de substitutos virais para modelar e detectar a presença de vírus nas amostras ambientais. A seleção de um substituto se faz necessário e a escolha do indicador apropriado é de grande importância (BAE & SCHWAB, 2007). Alguns estudos sugerem a utilização de bacteriófagos como organismos indicadores alternativos, por possuírem atributos que o caracterizam como um bom indicador (*United States Environmental Protection Agency - USEPA*, 2015).

Os bacteriófagos, comumente chamados de fagos, são vírus que infectam e se multiplicam dentro de organismos procariontes (ABEDON, 2008). São basicamente constituídos por ácido nucleico, podendo ser DNA ou RNA de fita simples ou de fita dupla, envoltos por capsídeo, ou por proteínas estruturais, e podem ou não estar envoltos por envelope lipoproteico. Os fagos são parasitas intracelulares obrigatórios, ou seja, utilizam de forma parcial ou integralmente o metabolismo da célula hospedeira para sua reprodução e sem esse parasitismo não é possível sua reprodução (GRABOW, 2001).

Considerados como indicadores microbiológicos virais potenciais de qualidade da água, os bacteriófagos que infectam bactérias coliformes são conhecidos como colifagos. Os Colifagos infectam as bactérias do tipo *E. coli*, e demonstram potencial para monitoramento de vírus entéricos por compartilharem propriedades e características subjacentes, como composição, morfologia, estrutura, tamanho e local de replicação (LIN e GANESH, 2013). A resistência contra fatores ambientais torna os colifagos mais aplicáveis para indicar contaminação fecal quando comparado às bactérias fecais (GRABOW, 2001; CONTRERAS-COLL et al. 2002; YATES 2007; JURZIK et al. 2010). A semelhança quanto a incidência e sobrevivência dos colifagos em ambientes hídricos são mais próximas ao dos vírus do que maioria dos outros indicadores bacterianos comumente utilizados (LIN e GANESH, 2013).

A detecção de fagos em amostras de água envolve concentração, preparação da amostra e realização de ensaios de fagos, geralmente por métodos de dupla ou única camada de ágar (BITTON, 2005). Dois métodos para detectar colifagos hospedeiros de *E. coli* ATCC 13706 em ambientes aquáticos, foram propostos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA dos EUA) (2001a, 2001b), os métodos nº 1601 e 1602. O método 160, chamado de teste spot, é constituído de etapa de enriquecimento de nutrientes na amostra durante todo o período da noite na amostra de água. O método 1602 é caracterizado pela utilização de dupla camada de ágar, onde a amostra de água é suplementada com $MgCl_2$, as bactérias hospedeiras são colocadas junto a amostra no ágar de dupla camada e podem ser contados após um período de incubação de até 24h (EPA dos EUA 2001a, 2001b).

A detecção é uma das etapas menos preocupantes do processo, o processo mais oneroso quanto a utilização dos colifagos como indicador de contaminação viral é a etapa de concentração. Essa etapa é crítica pelas quantidades em que os vírus estão presentes nas amostras de água, sendo necessário muitas vezes a coleta e concentração de amostras volumosas, podendo variar de 1000 L ou mais dependendo da matriz aquática, o método necessita ser eficaz, pois os volumes devem ser reduzidos para mililitros para posterior ensaios

de detecção (BOSCH, 1998; WYN-JONES & SELLWOOD, 2001; STRAUB & CHANDLER, 2003).

Para o método de concentração ser considerado eficaz, algumas características devem ser apresentadas, como simplicidade, rapidez, acessibilidade, capacidade de processar grandes volumes de água para obter volumes pequenos e com alta concentração, promover grandes porcentagens de recuperação de vírus, além de ser passível de repetitividade e reprodução (WYN-JONES & SELLWOOD, 2001).

Existem diferentes processos de concentração de vírus em amostras volumosas de água, esses processos podem incluir etapas de adsorção, diluição, aplicação de filtros ou membranas carregadas positivamente ou negativamente, fibras de vidro, hidróxido de alumínio, ultrafiltração, precipitação, floculação entre outras (BOSCH, 1998; CLESCERI et al., 1998; GOFTI-LAROCHE et al., 2001; MEHNERT & STEWIEN, 1993; KELLER & GONÇALVES, 2001; KITTIGUL et al., 2001; QUEIROZ et al., 2001; WYN-JONES & SELLWOOD, 2001; BEURET, 2003; BORCHARD et al., 2003; CARDUCCI et al., 2003).

A técnica de recuperação de vírus por floculação por leite desnatado foi inicialmente relatada em amostras do mar (CALGUA et al. 2008) e posteriormente aplicada em água salobra (MORESCO et al. 2012). A técnica foi adaptada por Boffil-Mas et al. (2011) para ser realizada em matrizes de água doce, o protocolo baseou-se em ajustar a condutividade da água doce com sal marinho artificial, essa adaptação possibilitou a utilização da técnica de floculação com leite para diversas matrizes aquáticas.

A utilização do método de floculação com leite foi empregada em matrizes como esgoto e lodo proveniente de tratamento de esgoto. Cantalupo et al. (2011), realizaram estudo em três países diferentes como Estados Unidos, Espanha e Etiópia, e conseguiram identificar cerca de 234 vírus conhecidos nas amostras, cerca de 80 % das amostras correspondiam a microrganismos como bacteriófagos. O estudo em lodo de estação de tratamento de esgoto atingiu entre 25 a 84 % de recuperação do microrganismo com a metodologia (ASSIS et al., 2017).

Quando empregada em água do rio o estudo de Calgua et al. (2013a) realizado em diferentes localidades (Brasil e Espanha), recuperou cerca de 50 % dos microrganismos. Em água proveniente de torneira teve variação de 14 a 66 % (Gonzales-Gustavson et al. 2017) no estudo de Garcia e Barardi (2019), a variação ficou compreendida entre 26 e 53 % com a mesma matriz (água da torneira).

Apesar das porcentagens de recuperação pelo método serem consideradas suficientes, autores relatam que o tipo de microrganismo interfere nos resultados, vírus como HAdV,

norovírus e poliomavírus, apresentaram resultados de recuperação superiores a 50 % em comparação a recuperação de vírus como rotavírus, a porcentagem de recuperação ficou compreendida em 30 % (CALGUA et al. 2008, 2013a; GONZALES-GUSTAVSON et al. 2017).

A definição do microrganismo indicador, como demonstrado, tem grande relevância para o monitoramento da qualidade microbiológica. Nesse estudo o microrganismo empregado como indicador viral foi o PhiX-174. Esse colifago, tem apenas 27nm de diâmetro e um ponto isoelétrico de 6,62, com considerável resistência a desinfetantes de halogênio como iodo e cloro, e inativação térmica (BERTRAND et al. 2012; GERBA et al. 2015). A resistência quanto a cloração é a característica relevante para essa escolha desse microrganismo para o presente estudo, já que o principal método de desinfecção empregado no Brasil é a cloração. Até o momento não existem trabalhos utilizando a remoção de PhiX-174 em água da chuva.

3.5 Desinfecção

Sendo um dos processos fundamentais para a proteção contra doenças transmitida pela água, a desinfecção é uma meta de saúde pública há muito estabelecida para o tratamento da água. É geralmente empregada em conjunto com outros processos de remoção de partículas com o intuito de fornecer múltiplas barreiras de tratamento relacionada a doenças transmitidas pela água (EDZWALD, 2011).

A desinfecção consiste na eliminação/inativação de microrganismos, podendo ser realizada por intermédio de agentes físicos e/ou químicos (Programa de Pesquisas em Saneamento Básico - PROSAB, 2001). Stanier et al (1963) citam as forma como os desinfetantes podem agir em três mecanismos básicos: i) destruição ou danificação da estrutura da célula, atuando na parede celular, gerando disfunções na ação da membrana semipermeável, o desinfetante ainda pode combinar-se com os ácidos ribonucleicos no núcleo do citoplasma do microrganismo; ii) o desinfetante pode agir a nível energético do metabolismo do microrganismo, o que significa que o desinfetante age nas enzimas do microrganismo, causando a inativação; e iii) interferência na biossíntese e crescimento.

Na desinfecção da água os mecanismos que se sobressaem são a oxidação e difusão. A oxidação causa a ruptura da parede celular e a difusão é responsável pela ruptura no interior da célula, interferindo dessa forma na atividade celular. Dessa forma, os desinfetantes ideais devem apresentar a capacidade de oxidar as moléculas biológicas e de se difundir através da parede celular (Programa de Pesquisas em Saneamento Básico - PROSAB, 2001).

A resistência de um microrganismo ao desinfetante é relativa a espécie de microrganismo e a concentração da mesma, por exemplo, as bactérias, vírus, endosporos bacterianos, oocistos de *Cryptosporidium spp.* tem sensibilidades diferentes aos desinfetantes físicos e químicos, isso está atrelado a proteção dos microrganismos quanto a penetração do desinfetante (MONTEIRO & MENAIA, 2009).

A presença de vírus nas águas refere-se aos vírus entéricos. Os vírus entéricos são microrganismos que podem ser encontrados em animais de sangue quente, além de serem parasitas estritos, ou seja, são dependentes de um hospedeiro para reprodução e multiplicação. A remoção de vírus em águas com turbidez baixa atinge seu ápice, quando ocorre maiores números de inativação. Estudos demonstram que uma dosagem de cloro com residual mínima de 0,4 mg/L e tempo de contato de 30 minutos é capaz de assegurar a inativação de vírus (DEZUANE, 1997).

Quanto a escolha do tipo de desinfecção escolhida alguns quesitos devem ser considerados como indicado por Cairns (1995) i) a capacidade de inativar todos os tipos de patógenos, obtendo concentrações abaixo do limite de detecção, ii) ter baixa sensibilidade a alterações de parâmetros físico-químicos da água a ser desinfetada, iii) a não produção de subprodutos no processo de desinfecção, iv) capacidade de inativar patógenos na presença de material particulado na água, v) evitar o processo de reativação do patógeno na água, e vi) ser acessível quanto ao custo e facilidade de aquisição. Esses quesitos devem ser elencados, pois segundo o autor não existe desinfetante “ideal” para todas as situações ou apenas capaz de ter todos os atributos citados acima. Dessa forma, é recomendado que seja avaliado cada caso de forma isolada, combinando as características do desinfetante com as necessidades e finalidades da água em questão.

A USEPA (1999) destaca que é necessário em algumas ocasiões não apenas a escolha do uso do desinfetante e sim a escolha de estratégias para o processo de desinfecção. O cloro é uma das alternativas que se destacam entre os desinfetantes e seu uso é mundialmente difundido (SCHOENEN, 2002).

3.5.1. Cloro

O cloro é o desinfetante mais comumente utilizado para a produção de água potável, podendo ser líquido ou gasoso e utilizado como desinfetante primário na desinfecção de água. Outros desinfetantes alternativos são o ozônio, o dióxido de cloro, o permanganato de potássio, mistura de ozônio/peróxido de hidrogênio, íon de ferrato, ácido paracético, entre outros (PROSAB, 2001).

O cloro apresenta relativa estabilidade na fase líquida e com o decorrer do tempo de contato as concentrações tendem a zero ou em valores aproximadamente constantes. Também é capaz de controlar sabor e odor, prevenir o crescimento de algas nos sistemas e reduzir cor da água (DI BERNARDO & DANTAS, 2005).

O cloro tem grande afinidade com muitas substâncias, reage com quase todos os elementos e na sua maioria com compostos orgânicos e inorgânicos (DI BERNARDO & DANTAS, 2005), é comercialmente encontrado em três formas: líquida ou gasosa, hipoclorito de sódio e hipoclorito de cálcio. A forma de mais fácil acesso a população é o hipoclorito de sódio. As principais vantagens da utilização do cloro como desinfetante são:

- Inativa eficientemente uma grande variedade de microrganismos patogênicos;
- Produz residual que pode ser facilmente identificado, medido e controlado;
- É facilmente encontrado no mercado com custo acessível;
- O manuseio é relativamente simples e a aplicação é segura.

Durante o processo de cloração a inativação dos microrganismos é influenciada por fatores como a variação da sensibilidade dos microrganismos, em geral bactérias, vírus e protozoários apresentam sensibilidade diferentes quando expostas ao cloro, fatores ambientais como o pH, tempo de contato, mistura, turbidez, matéria orgânica e concentração do cloro geram influência no desempenho da desinfecção (USEPA, 1999).

Organismos como os enterovírus são sensíveis ao cloro e podem ser inativados por luz ultravioleta, eles geralmente são estáveis em faixas de pH entre 3 e 9 (MELNICK, 1996). A etapa de desinfecção de microrganismos após o processo de filtração, demonstrou-se eficiente em estudos realizados e, bactérias gram-negativas intestinais e pertencentes ao grupo de coliformes, porém os autores relatam que o processo de cloração pode não ter grande eficiência com organismos como o vírus da hepatite A e norovírus, que apresentam alta resistência à cloração (KESWICK et al., 1985; PAYMENT, 1998; APPLETON, 2000; LEE & KIM, 2002; GOFTI-LAROCHE et al., 2001; THERON & CLOETE, 2002).

O norovírus é o mais resistente ao cloro do grupo dos vírus entéricos, estudos relatam que esse microrganismo tem a capacidade de permanecer viável em águas com concentração entre 3,75 a 6,26 mg/L. O vírus da hepatite A também demonstra elevada resistência ao cloro livre, resistindo a concentrações de 0,5 a 1,5 mg/L, entretanto pode perder sua infecciosidade após tratamento com cloro em concentração de 5 mg/L durante um minuto ou em exposição à compostos como hipoclorito de sódio, glutaraldeído a 2 % e compostos amônios quaternários (KESWICK, 1985; APPLETON, 2000).

Apesar dos relatos de pesquisadores quanto ao aparecimento desses microrganismos na água de consumo e sua resistência a métodos convencionalmente empregados para desinfecção para água de abastecimento humano no Brasil, como o cloro, a legislação brasileira ainda não delimitou em suas diretrizes padrões ou indicadores virais.

4 MATERIAL E MÉTODOS

A presente pesquisa foi desenvolvida em três laboratórios distintos da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo - EESC/USP. Sendo o Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso de Águas – LATAR utilizado para ensaios físico-químicos e microbiológicos, o Laboratório de Mecânica dos Solos do Departamento de Geotecnia utilizado para ensaios granulométricos e o Laboratório de Pilotos, o local de operação dos sistemas. A pesquisa utilizou dois FLDs, sendo um de escoamento contínuo e outro em escoamento intermitente.

A pesquisa foi dividida em 3 etapas, sendo elas: i) construção do coletor de água da chuva e captação de água da chuva, limpeza, reaproveitamento dos sistemas de filtração lenta; ii) operação dos sistemas por 65 dias; e iii) operação do sistema por mais 37 dias, após período sem operação de 17 dias em relação à etapa anterior.

4.1. Captação de água da chuva

A captação da água foi realizada por meio de calhas instaladas no telhado do Laboratório de Pilotos, anexo do Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso de Águas (LATAR), situado na Escola de Engenharia de São Carlos – USP (Figura 1).

Figura 1 - Localização dos sistemas estudados.

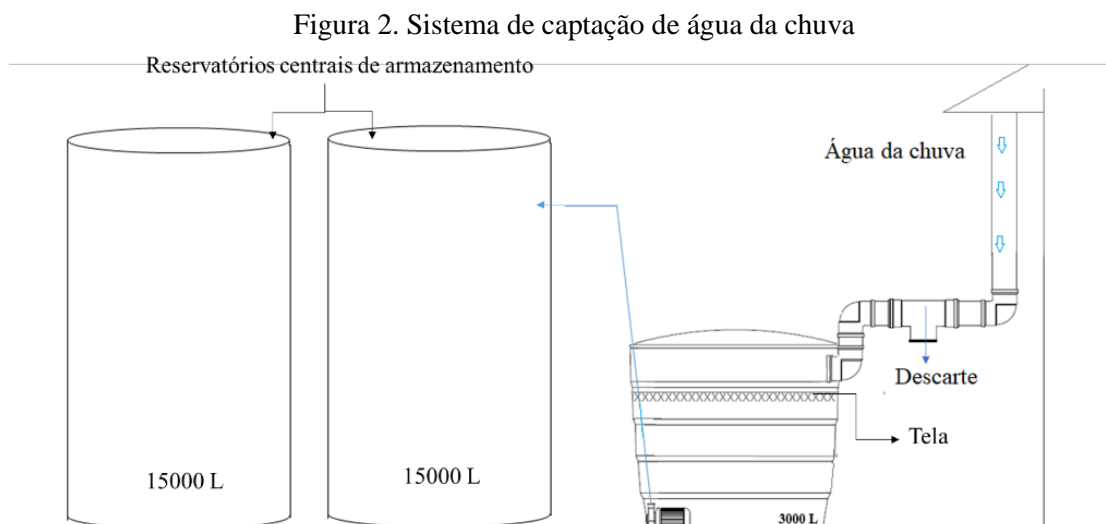


A captação da água da chuva ocorreu nos meses de novembro, dezembro de 2019 e janeiro de 2020. Os dados de precipitação na cidade de São Carlos – SP no dia das coletas são dispostas na Tabela 3, os dados foram retirados do site do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), da estação da cidade com código A711, de latitude -21.980353 e longitude -47.883927.

Tabela 3 - Precipitação em São Carlos/SP no período de captação de água da chuva

Data da coleta	Precipitação total no dia (mm)
30/11/2019	13,2
01/12/2019	43,2
05/12/2019	15,4
06/12/2019	8,6
23/12/2019	44,2
08/01/2020	39,6
09/01/2020	10
10/01/2020	2,4
13/01/2020	61,8
24/01/2020	35

Os condutores captação verticais de água da chuva eram de PVC e continham uma saída para a eliminação da primeira água da chuva. Após a coleta a água era armazenada provisoriamente um reservatório de 3000 L, onde uma tela foi instalada para conter e impedir acúmulo de folhas arrastadas do telhado para o reservatório. Posteriormente essa água da chuva foi bombeada, por uma bomba submersível, aos reservatórios de armazenamento centrais (dois reservatórios de 15000 L cada), onde a água ficou armazenada até ser conduzida para os reservatórios que alimentavam os filtros lentos domiciliares, conforme Figura 2.



Fonte: Autora.

4.1.2. Caracterização da água da chuva

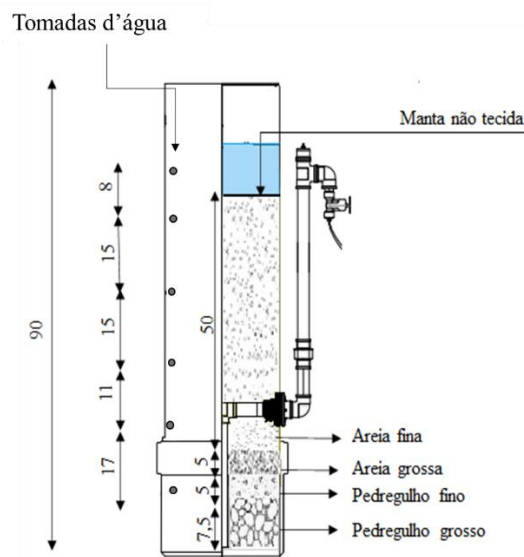
O pH, cor verdadeira e aparente, turbidez, condutividade elétrica, carbono orgânico total, coliformes totais, *Escherichia coli* foram avaliados seguindo os métodos descritos em APHA et al (2012) para a água colhida da chuva esses parâmetros foram analisados logo depois da coleta da água pelos condutores de PVC instalados no telhado. Além dos parâmetros químico e físicos foram analisados os elementos metálicos como alumínio, cálcio, ferro, magnésio, potássio, sódio e zinco.

4.2. Configuração dos filtros lentos em escala domiciliar

Os sistemas utilizados foram montados em estudos anteriores, dessa forma, foram reaproveitadas a estrutura dos filtros e os materiais de preenchimento, passando por lavagem prévia antes da utilização.

Os sistemas foram construídos com tubos e conexões em PVC, divididos em tampa, corpo do filtro e saída. Com o intuito de facilitar as atividades de operação e manutenção dos filtros, mantas não tecidas (feltro) foram instaladas no topo da camada de areia fina de cada sistema como indicado por Maciel e Sabogal-Paz (2018). Os dois sistemas eram idênticos quanto à sua estrutura e composição de materiais de preenchimento, como exemplificado na Figura 3.

Figura 3. Configuração do meio suporte e meio filtrante dos filtros lentos domiciliares (medidas em cm)



Fonte: Autora

Os sistemas possuíam cerca de 90 cm de altura, camada filtrante de 50 cm de areia fina, 5 cm de areia grossa, 5 cm de pedregulho fino e 7,5 cm de pedregulho grosso para produzir 48 L/dia cada.

4.3. Material de preenchimento dos FLDs

4.3.1. Lavagem do material de preenchimento dos FLDs

Como os sistemas foram reaproveitados a fase inicial caracterizou-se pela lavagem dos filtros. Dessa forma, os sistemas passaram por lavagem prévia, foi adicionado hipoclorito de sódio a 1 % com água aos filtros, deixando em contato por 3 dias. Após esse período, foi passada água do poço que fica localizado no laboratório, com o intuito de remover esse hipoclorito adicionado.

Após essa lavagem prévia, o material de preenchimento foi retirado dos corpos dos filtros. O intuito foi realizar a limpeza de forma manual, para retirar quaisquer partículas que poderiam ter permanecido, resultantes do estudo anterior.

Essa etapa de limpeza manual foi dividida em 3 partes de forma que i) o material de preenchimento foi lavado com água do poço localizado na EESC/USP, agitando manualmente e retirando a água suja. Esse procedimento foi repetido até que a água estivesse visivelmente limpa (turbidez aproximada de 15 NTU), ii) os materiais foram expostos ao sol para retirada de umidade, sendo dispostos em lonas até sua total secagem e iii) após a secagem os materiais foram separados com a utilização de peneiras. Os materiais de preenchimento do filtro haviam

sido utilizados anteriormente seguindo as mesmas recomendações, foi necessário apenas separar a areia fina, areia grossa, pedregulho fino e pedregulho grosso que acabaram sendo misturados no processo de limpeza manual.

4.3.2. Caracterização do meio filtrante

Após o processo de peneiramento e separação da areia fina, areia grossa, pedregulho fino e pedregulho grosso, uma amostra de 150 g de areia fina foi submetida ao ensaio granulométrico conforme a NBR 11799 (2016). O procedimento foi realizado no Laboratório de Mecânica dos Solos do Departamento de Geotecnia. Logo após essa etapa a análise da curva granulométrica permitiu determinar o D_{10} , D_{60} , D_{90} e o coeficiente de uniformidade da amostra. Dessa forma, foi analisada compatibilidade do meio filtrante e observado se o meio filtrante ainda possuía características condizentes com as recomendações de CAWAST (2010) e Jenkins, Tiwari e Darby (2011).

Os materiais de preenchimento utilizados também foram avaliados quanto ao índice de vazios (ABNT NBR 12004:1990), massa específica (ABNT NBR 6457:2016) e solubilidade em ácido (ABNT NBR 11799:2016). Essas características auxiliam a determinação do volume de vazios nas camadas filtrantes, assim como para uma avaliação quanto a sua compatibilidade as recomendações de CAWST (2010).

A massa específica dos sólidos (ρ_s) foi obtida pela da Equação 2.

$$\rho_s = \frac{M_s}{M_s - M_1 + M_2} \times \rho_w$$

Equação 2

Onde:

M_s = Massa de sólidos determinada ao final do ensaio;

M_1 = Massa de (água + balão volumétrico + sólidos) em uma determinada temperatura T;

M_2 = Massa de (água+ balão volumétrico) em uma determinada temperatura T;

ρ_w = Massa específica da água em uma determinada temperatura T.

Para cálculo de índice de vazios utilizou-se a Equação 3.

$$e = \frac{\rho_s}{\rho_d} - 1$$

Equação 3

Onde:

e = Índice de vazios no solo (máximo ou mínimo);

ρ_s = Massa específica dos grãos do solo;

ρ_d = Massa específica aparente seca.

Por último para cálculo de porosidade máxima e mínima do meio filtrante, foi utilizada a Equação 4.

$$\varepsilon = \frac{e}{1 + e}$$

Equação 4

Onde:

ε = Porosidade (máxima ou mínima);

e = Índice de vazios.

4.3.3. Inserção do material filtrante e meio suporte nos Filtros lentos domiciliares

Para a inserção do material filtrante, os filtros foram previamente preenchidos de água com o intuito de impedir formação de bolsões de ar ao longo do meio filtrante. Após de inseridos os materiais de preenchimento, para ajuste da camada filtrante e limpeza da unidade, os FLDs foram pré-operados com água de poço por três dias.

4.3.4. Volume de vazios

A determinação do volume de vazios dos filtros deu-se pela somatória dos fatores listados a seguir: a) volume de água na camada filtrante, que pôde ser calculado a partir da porosidade média da areia; b) volume de água na camada de areia grossa, calculado a partir da porosidade média da areia grossa; c) volume de água nas camadas de pedregulho fino e pedregulho grosso, medido no momento da inserção dos meios filtrantes nos filtros; e d) volume do nível mínimo de água acima da camada filtrante, contínua para o FLD-C e durante a pausa para o FLD-I . Além disso, foi necessário realizar subtração do volume da seção da tubulação de saída localizada no interior do filtro.

4.4. Ensaio hidrodinâmico

Para realização do ensaio hidrodinâmico foi utilizada solução de cloreto de sódio (200 mg/L) como traçador e sonda de condutividade elétrica (com interface *Go!link*) previamente calibrada para detecção da condutividade na saída dos filtros e posterior construção de curvas

de concentração do traçador ao longo do tempo. O processamento dos dados foi realizado através de softwares como *Excel®* e *Origin 8.6®*.

O ensaio hidrodinâmico foi realizado em triplicata, onde a sonda foi colocada na saída dos filtros. A determinação do escoamento auxilia no entendimento de como se dá o escoamento ao longo do meio filtrante, essa caracterização pode dar subsídios para determinação de parâmetros de operação, como o tempo correto de coleta das amostras para análise do FLD-C, pois é possível saber com essa caracterização o tempo em que a água leva ao percorrer todo o meio filtrante até a saída do filtro. Além da determinação de tipo de escoamento dos FLDs.

4.4.1. Ensaio hidrodinâmicos nos filtros lentos domiciliares de escoamento contínuo

No ensaio hidrodinâmico realizado no FLD-C, o traçador foi aplicado na forma de degrau seguindo recomendações de Levenspiel (2000). Manteve-se a taxa de filtração escolhida para operação do filtro de $0,90 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ dia}$. A partir das curvas de concentração do traçador em função do tempo ($C \times t$) foram calculados índices que auxiliam na medida indireta de fenômenos indesejados no sistema (curto circuitos, zonas mortas). Foram calculados o tempo de residência hidráulica ($E\theta$) em função do tempo adimensional (θ), esses dados passaram por normalização, possibilitando o cálculo de variância do ensaio.

As curvas de distribuição do tempo de detenção hidráulica em função do tempo adimensional foram realizadas de acordo com modelos teóricos uniparamétricos de dispersão pequena (PD), de grande dispersão (GD) e tanques de mistura completa em série (N-CSTR), seguindo as indicações de Levenspiel (2000), Tabela 2, descrita na revisão de literatura, item 3.4.

Os ajustes aos modelos matemáticos e a análise de qualidade dos dados obtidos pelo experimento hidrodinâmico foram verificados pela análise do coeficiente de N-CSTR. PD e GD.

4.4.2. Ensaio hidrodinâmicos nos filtros lentos domiciliares de escoamento intermitente

No ensaio hidrodinâmico realizado no FLD-I o volume utilizado no ensaio com traçador (NaCl) foi o mesmo utilizado na operação do sistema, ou seja, o volume de uma batelada (16 L), uma nova alimentação foi realizada sempre que a taxa de filtração reduzia a zero. Após a realização de uma amostragem ocorria alimentações com água do poço até que o traçador fosse totalmente removido para a realização de uma próxima réplica.

A medição de vazão de saída do filtro era feita de minuto a minuto e assim definiu-se uma curva média de vazão, permitindo obter, para cada ensaio, uma curva de variação de concentração do traçador em função dos volumes de vazios ou volume de alimentação. Os dados da curva e a curva foram analisados seguindo especificações de Elliott et al. (2008), Bradley et al. (2011) e Lynn et al. (2013).

A partir dos dados obtidos com o teste de traçador foi possível realizar cálculo de Índice de Dispersão de Morril (MDI) como proposto por Elliott et al. (2008). Os cálculos foram baseados com cálculos propostos por Tchobanoglous et al. (2003), conforme a Equação 5.

$$MDI = \frac{t_{90}}{t_{10}}$$

Equação 5

Onde:

t_{90} = Tempo onde 90% do traçador passou pelo reator;

t_{10} = Tempo onde 10% do traçador passou pelo reator.

4.5. Operação, alimentação e coleta das amostras

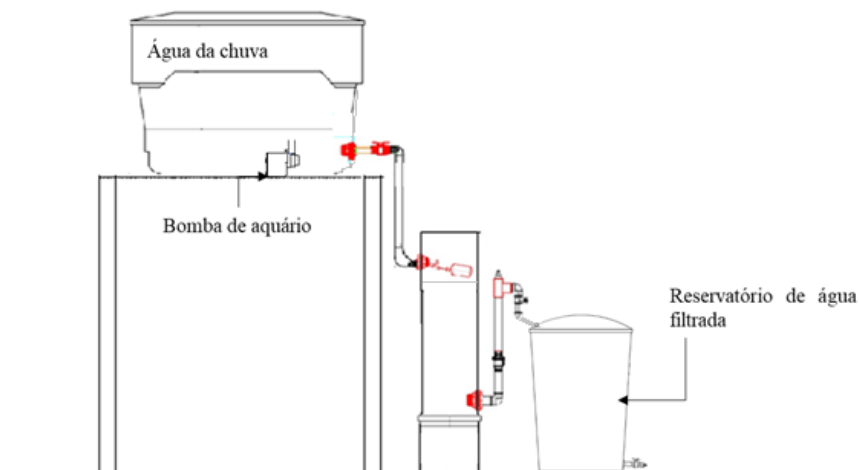
A operação dos filtros lentos domiciliares em fluxo contínuo e intermitente ocorreu por 119 dias, dividido em duas etapas, separadas por um período sem operação de 17 dias. O intuito da pausa foi analisar se esse período poderia causar interferência na qualidade de tratamento dos sistemas, visto que em situações reais podem ocorrer momentos de estiagens e falta de água da chuva. Dessa forma, a primeira etapa caracterizada pelo período de operação de 65 dias, os FLDs foram alimentados todos os dias e amostras coletadas de segunda a sexta-feira, exceto em feriados e finais de semana. A segunda etapa contou com 37 dias de operação seguindo o mesmo princípio de alimentação todos os dias, coletas de amostras de segunda a sexta-feira, exceto em feriados e finais de semana.

Para a pausa dos sistemas os registros dos FLDs foram fechados, de forma a manter o volume de vazios cheios de água da chuva e vedados com sacos pretos para evitar entrada de luz e possíveis vetores.

A operação do filtro contínuo foi dada por uma caixa d'água de 350 litros instalada a 1,10 m do piso responsável por alimentar o FLD-C por gravidade, por meio de uma mangueira escura para evitar entrada de luz, Figura 4. Dentro da caixa d'água foi instalada uma bomba de aquário com o intuito de realizar agitação e evitar sedimentação ou zonas mortas de microrganismos no reservatório. O reservatório de alimentação era reabastecido pelos reservatórios centrais todos os dias às 8h. De forma a manter a concentração desejada de

microrganismos, *E. coli* e PhiX-174, foram adicionados diariamente no reservatório de alimentação.

Figura 4. Alimentação do filtro lento domiciliar de areia em fluxo contínuo



Fonte: Autora

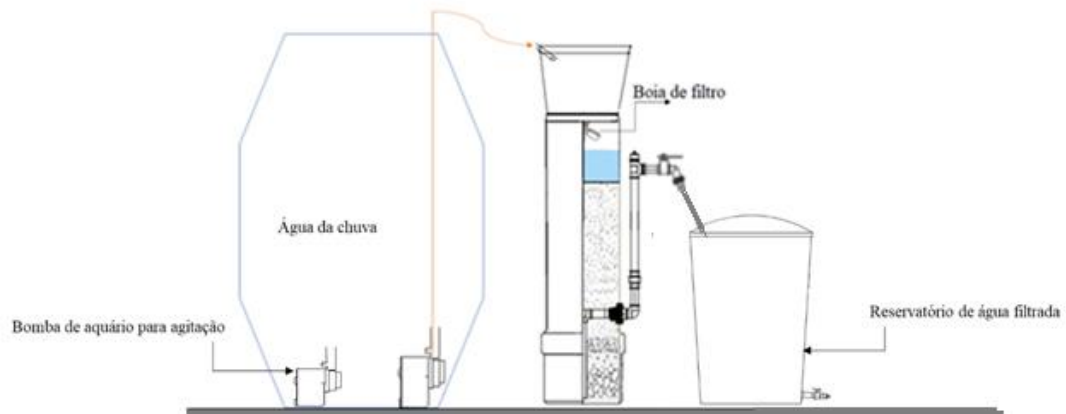
O FLD-C possuía uma torneira boia de bebedouro regulada para manter uma lâmina d'água de 10 cm constante acima do meio filtrante. A vazão do filtro era regulada por um registro tipo agulha na saída do filtro para manter uma taxa de filtração de $0,90 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}$. A coleta foi definida para o final do dia respeitando o tempo de detenção hidráulica resultante dos testes hidrodinâmicos. A água filtrada ficava armazenada em um reservatório instalado na saída do FLD-C ligado por uma mangueira, o reservatório de água filtrada dispunha de capacidade de 50 L, o suficiente para 1 dia de água filtrada do sistema.

A água filtrada era agitada no reservatório de água filtrada, coletada e armazenada em frasco de 500 mL para realizar as análises no dia posterior, dependendo do tipo da análise como disposto na Tabela 3. As amostras para análise de *E. coli* eram armazenadas em frascos com capacidade para 100 mL, sendo separada das demais amostras de análises de rotina para evitar contaminação. As amostras para realização de concentração de PhiX-174 foram coletadas separadamente em galões de 5 L por necessitar de um volume maior para realizar a concentração, como explicado no item 4.7.1.2.

A operação do filtro intermitente foi realizada de forma mecanizada. Uma bombona de 200 L com a água da chuva foi posicionada perto do filtro, uma bomba era acionada por um timer nos horários de alimentação, através de uma mangueira preta, alimentando o balde equipado com uma boia de filtro de barro. A boia de filtro de barro teve função de liberar a água de forma gradual para o FLD- I e limitar o nível máximo no filtro (15 cm). Com o passar

do tempo o balde era esvaziado ocasionando o decaimento da vazão do sistema, tendendo a zero, Figura 5.

Figura 5. Alimentação do filtro lento domiciliar em areia em fluxo intermitente.



Fonte: Autora

Dentro da bombona também foi instalada uma bomba de aquário, cuja única função foi de causar agitação na água da chuva, visando evitar a sedimentação ou criação de zonas mortas de microrganismos no reservatório de alimentação do sistema. Os microrganismos (*E. coli* e PhiX-174) foram inoculados todos os dias nesse reservatório de forma a manter a concentração desejada para o estudo.

O sistema recebeu bateladas de alimentação de água da chuva, sendo dividida em três bateladas diárias de 16 L cada, totalizando 48 L/d. O intervalo de ficou compreendido em 5 horas, passando o período da noite e madrugada sem alimentações, período de 14 horas. As alimentações ocorriam às 8h, 13h e 18h os horários de alimentação foram pensados de acordo com uma possível dinâmica ou rotina dos usuários, visto que as alimentações seriam em períodos do dia em que os usuários poderiam realizar as alimentações e a pausa maior de 14 horas ajustada ao período da noite e madrugada, período onde os usuários estariam dormindo.

A água filtrada foi armazenada em um reservatório de 50 L posicionado na saída do FLD intermitente, conectado por uma mangueira. A coleta de amostras era realizada após a alimentação das 8h no dia posterior, ou seja, o filtro recebia as alimentações das 8h, 13h, 18h e a coleta era, só então, realizada no outro dia após a primeira alimentação diária. Isso ocorre, pois o volume que fica dentro do filtro, estipulado no volume de vazios, só sai após a entrada de um novo volume adicionado ao filtro.

Após a coleta da água filtrada para ambos os sistemas o reservatório de água filtrada era esvaziado e lavado com água do poço para assim dar continuidade na carreira de filtração do próximo dia, esse procedimento foi realizado para garantir que nenhum resquício das amostras anteriores pudesse interferir nas amostras seguintes. Com o início da desinfecção da água filtrada por hipoclorito de sódio (NaClO), a rotina de coleta de amostras sofreu alteração, pois a água começou a ser desinfetada antes do reservatório ser esvaziado. Os detalhes da coleta de água desinfetada são abordados no item 4.8.2.

4.6. Análise de desempenho dos FLD

Amostras (água de estudo bruta e água filtrada) dos dois filtros foram coletadas diariamente. Para a amostra bruta da água da chuva, era coletada uma amostra do reservatório de alimentação do FLD-C e uma amostra do reservatório de alimentação do FLD-I às 8h. Para o FLD-C no horário estipulado pelo ensaio hidrodinâmico e para o FLD-I foi coletado amostra composta, ou seja, após as 3 alimentações. A Tabela 4 contém a frequência de cada parâmetro analisado.

Tabela 4. Análises realizadas nas águas de entrada e águas filtradas

Parâmetro	Frequência
Turbidez	Diário
Cor aparente	Diário
Cor verdadeira	Semanal
Temperatura	Diário
Phi - X 174	Semanal
<i>Escherichia coli</i> e coliformes totais	Semanal
pH	Diário
Alcalinidade	Semanal
Carbono Orgânico	Semanal
Absorbância em 254 nm	Semanal
Condutividade elétrica	Diário
Oxigênio Dissolvido	Semanal
Sílica	Semanal
Nitrito	Semanal
Nitrato	Semanal

Fonte: Autora

Os parâmetros foram comparados com os de qualidade da água filtrada descritos na Portaria n°888 (BRASIL, 2021), recomendações da WHO (2017) e com a literatura pertinente

a FLDs. Os parâmetros foram quantificados de acordo com os procedimentos da APHA et al. (2012).

4.7. Ensaios microbiológicos

4.7.1. Bacteriófago PhiX-174

Como indicador viral de qualidade da água, foi utilizado o bacteriófago PhiX-174 (ATCC 13706 – B1) o qual possui cepa de *Escherichia coli* ATCC13706, como organismo hospedeiro. Previamente ao experimento, a cepa de *E. coli* e bacteriófago, originalmente liofilizados, foram eluídos em meio de Triptona de Soja (TSB) e tampão de eluição de fago (Tris-HCL, MgSO₄ e Gelatina), respectivamente.

Para *Escherichia coli*, os estoques mestres foram inicialmente realizados com a retirada uma alíquota das cepas reconstituídas de *E. coli*, onde foi cultivada (37°C/18-24horas) em placa contendo meio de cultura específico (Chromocult ou Agar M-endo) a fim de se obter unidades formadoras de colônia (UFC). Após o período de crescimento da cultura, uma UFC foi selecionada, recuperada da placa e inoculada em 15 mL de meio de cultura líquido (TSB) por 20h a 37°C. Em seguida 2,5 mL foram coletados do produto resultante e aliqüotados em cinco criotubos nos quais posteriormente foram adicionados 0,5 mL de glicerol 50 %. Os tubos foram armazenados a -80°C até o momento da utilização. Além disso, 2,0 mL foram coletados e destinados para metodologia de crescimento de fagos a fim de se obter estoque de trabalho desses microrganismos.

Para o estoque de trabalho de *Escherichia coli*, o restante da cultura, preparada previamente, foi centrifugada (4000 rpm por 5 min) e o sobrenadante foi descartado. O pellet restante foi resuspenso em 5,0 mL de PBS e a nova suspensão foi aliqüotada em criotubos (1mL por tubo) e armazenadas a 4°C até o momento do uso.

Para o estoque mestre de bacteriófagos, foi realizada previamente a determinação da concentração dos fagos. Dessa forma, as suspensões de bacteriófagos foram diluídas na proporção de 1/10, sendo 0,1 mL de suspensão de fagos e 0,9 mL de tampão salina fosfato (PBS) e realizadas diluições serialmente entre 10⁻¹ e 10⁻¹⁰, em triplicata. A enumeração da concentração dos bacteriófagos foi realizada utilizando a metodologia de camadas duplas de ágar (United States Environmental Protection Agency - USEPA, 2001).

Em um tubo contendo 5,0 mL de TSB aquecido com ágar 0,5 % foram adicionadas 50 µL do estoque de trabalho de *E. coli* e 50 µL de cada diluição seriada do respectivo fago. Essa mistura foi vertida em placa de Petri previamente recoberta com fina camada de Ágar triptona

de soja e incubada por 18 - 24h a 37°C. As placas (triplicatas) que exibiram lise bacteriana completa (>300UFP/placa) foram selecionadas para produção dos estoques de bacteriófagos. A essas placas foram adicionados 5,0 mL de tampão de diluição de fagos acrescido de 10 % de glicerol seguido de agitação, em equipamento orbital, por duas horas a temperatura ambiente.

O líquido resultante foi centrifugado e o sobrenadante foi esterilizado por meio de filtração em seringa com filtro 0,22 µm. Desses, 6,0 mL foram aliqüotados em seis criotubos (1 mL/tubo) e congelados a -80°C para utilização.

Uma aliqüota de 1,0 mL foi mantida a 4°C e em até 72h foi utilizada para determinação da concentração de fagos nos estoques mestres. Como descrito acima, a aliqüota foi diluída serialmente (10^{-1} a 10^{-10}), em triplicatas e controles negativos foram incluídos nas reações, sendo eles:

- Somente PBS;
- Somente PBS com bacteriófago não diluído;
- Somente PBS com a cepa apropriada de *E. coli*.

O restante do sobrenadante foi acondicionado em tubo plástico estéril e armazenado a 4°C para posterior utilização na metodologia de criação dos estoques de trabalho de bacteriófagos.

Para cálculo de quantidade de UFP por mL seguiu-se a Equação 7:

$$N^{\circ} \text{ de UFPs na placa} \times \frac{1000}{\text{vol}(\mu\text{L}) \text{ de fagos adicionados}} \times \text{diluição UFPs foram contadas}$$

Equação 7

Para cálculo de porcentagem de recuperação viral foi utilizada a Equação 8

$$\frac{\text{UFP po mL da amostra de água da chuva} \times 10}{\text{Concentração de fagos adicionado aos 3L de água da chuva}} \times 100$$

Equação 8

Para os estoques de trabalho, os 2 mL provenientes da cultura de *E. coli* foram incubados com 100 mL de TSB à 37°C, por 18 - 24h sob agitação de 200 rpm. Após o tempo previsto, 100 mL dessa cultura foram novamente incubados com 900 mL de TSB suplementado com cloreto de cálcio e cloreto de magnésio hexahidratado por uma hora à 37°C e 200 rpm.

Posteriormente a essa mistura foram adicionados os inóculos com alta concentração de bacteriófagos, obtidos durante a realização da metodologia de criação dos estoques mestres.

Após o período de incubação as culturas foram purificadas pela adição de clorofórmio seguido de processo de centrifugação e remoção do sobrenadante. O sobrenadante recuperado foi, então, esterilizado com o auxílio de seringas com filtros 0,22 μm , alíquotados em criotubos e o restante acondicionados em tubos plásticos de 50 mL. Os tubos foram armazenados a -80°C até o momento da utilização.

Foram inoculados, diariamente na água de estudo, ou seja, água bruta da chuva que alimentava os sistemas, cerca de 10^7 UFP/mL do estoque trabalho de bacteriófagos, seguindo valores estipuladas pela água de desafio da WHO (2014) e de acordo com o que foi possível produzir de bacteriófago no laboratório, essa alíquota do microrganismo foi preparada previamente com incubações em meio nutritivo específico. Após a aplicação de cada método de tratamento 10 mL da água tratada foram recuperados para análise da concentração de fagos.

Para a metodologia de contagem dos bacteriófagos nas amostras de água tratada (10 mL) foram utilizados 1 mL o qual foi plaqueado diretamente (sem diluição) e alíquotas de 1 mL utilizadas para diluições seriadas (10^{-1} a 10^{-10}), além dos controles negativos estabelecidos anteriormente. Com exceção dos controles negativos, todas as outras análises foram realizadas em duplicata.

Nessa etapa também foi utilizada a metodologia de duplo ágar (USEPA, 2001), além da substituição da suspensão diluída dos fagos pelas amostras de água tratada.

4.7.1.2. Metodologia de concentração e recuperação de Phi-X 174 em amostras de água da chuva

Para realização dos ensaios com bacteriófago PhiX-174 (ATCC 13706 – B1), amostras de 5 L de água bruta da chuva e 3 L para água da chuva, após filtração e desinfecção, foram concentradas por floculação com leite desnatado ultra puro, sendo o primeiro estudo em água da chuva foram seguidas recomendações de Garcia et al., (2018) e Calgua et al., (2013). Previamente as amostras tiveram a condutividade elétrica ajustadas para 1520 $\mu\text{s}/\text{cm}$ com sal marinho ultra puro (Sigma®) e posteriormente pH ajustado para 3,5, utilizando HCl 5M. Foram adicionados 10 mL de solução de leite desnatado a 1% (Sigma®) com o mesmo pH em cada amostra. As amostras ficaram por agitação durante 8h e 8h de descanso para que os flocos sedimentassem Figura 6.

Figura 6. Processo de floculação com leite para concentração de fagos em água da chuva.



Legenda: A - Béqueres com amostras sob agitação. B – Flocos decantados após 8 horas de descanso

Fonte: Autora.

Após esse processo a água foi retirada com ajuda de uma mangueira, sem causar agitação, até o volume ± 500 mL, Figura 7. Esse volume foi adicionado em tubos falcon de 50 mL previamente autoclavados e centrifugados a 3600 rpm durante 35 minutos à 4°C.

Figura 7. Processo de retirada da amostra concentrada de fagos em água da chuva.



Fonte: Autora

Após centrifugação a água foi retirada e o pélete foi ressuscitado com 5 mL de solução salina tamponada com fosfato 0,2 M a pH 7,5 (1:2, v/v de Na₂HPO₄ 0,2M e NaH₂PO₄ 0,2 M) e completado para um volume final de 10 mL. As amostras ressuscitadas foram filtradas por filtro de 20 µm, e realizadas diluições em série com TSB, posteriormente plaqueadas utilizando a metodologia de duplo ágar (USEPA, 2001), com a cepa de *Escherichia coli* ATCC13706 descrita no tópico 4.7.2.

4.7.2 Bactéria - *E. coli*

Para a *E. coli* foi utilizada a cepa ATCC11229. Os estoques mestres foram realizados com a retirada uma alíquota das cepas reconstituídas de *E. coli*, onde foi cultivada (37°C/18 – 24h) em placa contendo meio de cultura específico (Chromocult) com o intuito de se obter unidades formadoras de colônia (UFC). Após o período de crescimento da cultura, uma UFC foi selecionada, recuperada da placa e inoculada em 15 mL de meio de cultura líquido (TSB) por 20h a 37°C. Em seguida 2,5 mL foram coletados do produto resultante e aliqüotados em cinco criotubos nos quais posteriormente foram adicionados 0,5 mL de glicerol 50 %. Os tubos foram armazenados a -80°C até o momento da utilização.

As alíquotas foram inoculadas diariamente sob agitação nos reservatórios de distribuição de água da chuva dos filtros. A concentração de inoculação nos sistemas foi de 10⁵ de *E. coli* seguindo as indicações da água de desafio da WHO (2014).

A técnica utilizada para detecção de *E. coli* nas amostras foi a de membranas filtrantes, utilizando meio de cultivo Chromocult® Coliform.

4.8. Desinfecção

O hipoclorito de sódio foi testado quanto à redução de coliformes totais, *E. coli* e bacteriófago PhiX-174 (ATCC 13706 - B1) na água filtrada.

A desinfecção foi realizada diariamente, para isso, foi elaborada a curva de demanda de cloro. A curva de demanda de cloro foi realizada em teste laboratorial, foram realizados com a água filtrada a partir das recomendações de doses pelo Ministério da Saúde (2011) e FUNASA (2014). Foi fixado o uso de uma solução de NaClO de 2,5 %, sendo a mesma concentração da solução fornecida pelo Ministério da Saúde para desinfecção domiciliar de água (MS, 2011). O teste foi realizado em equipamento com agitação mecânica de ensaios jar-teste. Pré-estabelecendo um tempo de contato 30 min, como realizado por Maciel (2018).

4.8.1. Ensaio de bancada

O ensaio contou com seis béqueres de 1 L com água filtrada dos filtros, foram dispostos sob as paletas de agitação do aparelho de jar-teste, onde foi ajustada a rotação de 100 rpm, correspondente ao gradiente de velocidade de $150s^{-1}$. Foram adicionados inicialmente a dose de 0,2 mg/L de hipoclorito de sódio no primeiro béquer e a cada 10 min foram se adicionando nos próximos béqueres as seguintes concentrações 0,4; 0,6; 0,8; 1,0; e 1,2 mg/L. Foram realizados testes de cloro residual livre e cloro residual total a cada 10 min.

Para detecção do cloro livre e residual foram utilizados kits da Hach (EUA) com faixa de quantificação de 0,02 a 2 mgCl₂/L e leitura realizada por espectrofotômetro portátil (Pocket Colorimeter™ II da Hach).

4.8.2. Desinfecção da água filtrada

A dosagem só pôde ser definida após ensaios de bancada utilizando água filtrada pelos FLDs na primeira semana de operação. A desinfecção da água filtrada começou na segunda semana de operação dos sistemas.

A desinfecção era realizada após a coleta de água filtrada. Para o FLD-C era realizada após às 8h, período onde terminava as 24h de filtração e assim o reservatório de água filtrada continha os 48 L, e para o FLD-I era realizada às 10h30min, período de 2h e 30min após a primeira batelada do dia.

O volume de NaClO era dosado nos reservatórios de água filtrada de acordo com os resultados encontrados nos ensaios de desinfecção de bancada. A água era agitada com uma colher de aço inox por aproximadamente 1 min e mantida em repouso durante os 30 min de contato. Após os 30 min de contato, eram coletadas amostras em frascos de 500 mL e acrescentado metabissulfito de sódio nas amostras para inativar o cloro residual para não interferir nas análises. Depois de realizada a desinfecção e coletada as amostras, os reservatórios, agora com água desinfetada, eram esvaziados e limpos com água do poço e realocados na saída dos filtros.

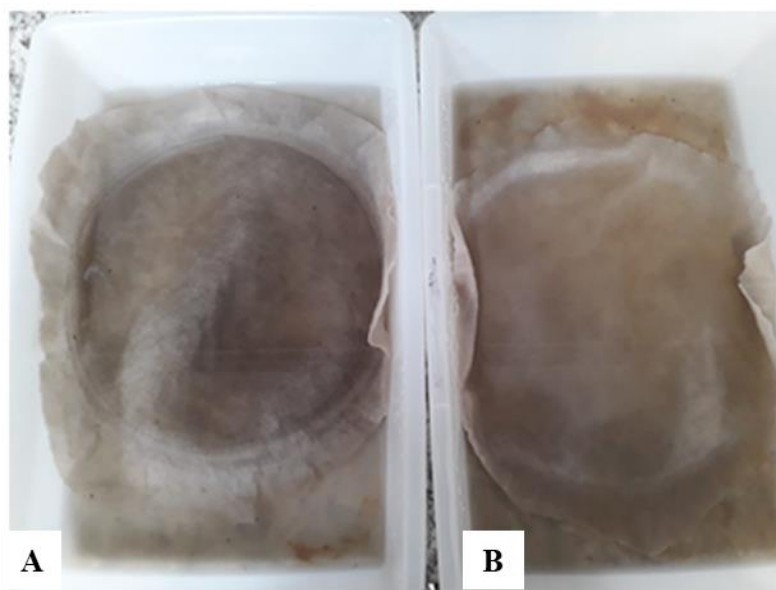
Análises de quantificação de concentração de residual de cloro livre e cloro total eram realizadas três vezes na semana. Nesses dias o cloro só era inativado com metabisulfito, ou seja, parando sua reação, após a medição de cloro residual. Para medição de cloro residual e livre foram utilizados os mesmos kits da Hach (EUA) com faixa de quantificação de 0,02 a 2 mgCl₂/L e leitura realizada por espectrofotômetro portátil (Pocket Colorimeter™ II da Hach) utilizados no ensaio de bancada.

4.9. Caracterização da camada biológica

Para a realização da caracterização da camada biológica, no último dia de operação dos sistemas foram coletados os materiais acumulados na manta e no topo da areia.

As mantas foram retiradas dos sistemas, colocadas em bandejas de plástico e lavadas com 1 L de água deionizada Figura 8.

Figura 8. Lavagem das mantas para caracterização da camada biológica

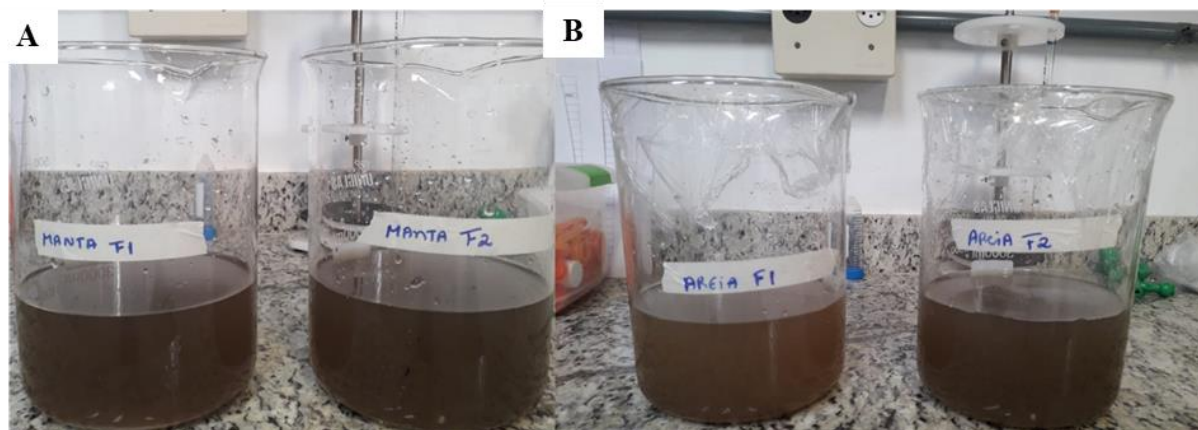


Legenda: A) Manta FLD – C; B) Manta do FLD-I

Fonte: Aurora

Após a lavagem, as misturas de água e sedimento foram alocadas em béqueres (Figura 9) para posterior análise. Para a coleta dos sedimentos na camada superficial da areia, a água do topo da areia foi retirada e foram raspados os centímetros superficiais da areia com uma colher de aço inox. A areia e água foram colocados em uma garrafa plástica, previamente lavadas com hipoclorito de sódio e enxaguadas com água deionizadas, adicionado água deionizada e agitada para que o material aderido à areia fosse desprendido. A água foi transferida, de forma cuidadosa, para não carregar a areia junto, para béqueres para realização das análises, esse processo foi repetido até que a areia fosse lavada com 1 L de água deionizada.

Figura 9. Amostras provenientes da lavagem da manta e camada superficial de areia dos filtros lentos domiciliares



Legenda: A) Amostra da manta do FLD – C e FLD-I; B) Amostras da camada superficial da areia do FLD-C e FLD-I, respectivamente.

Fonte: Autora.

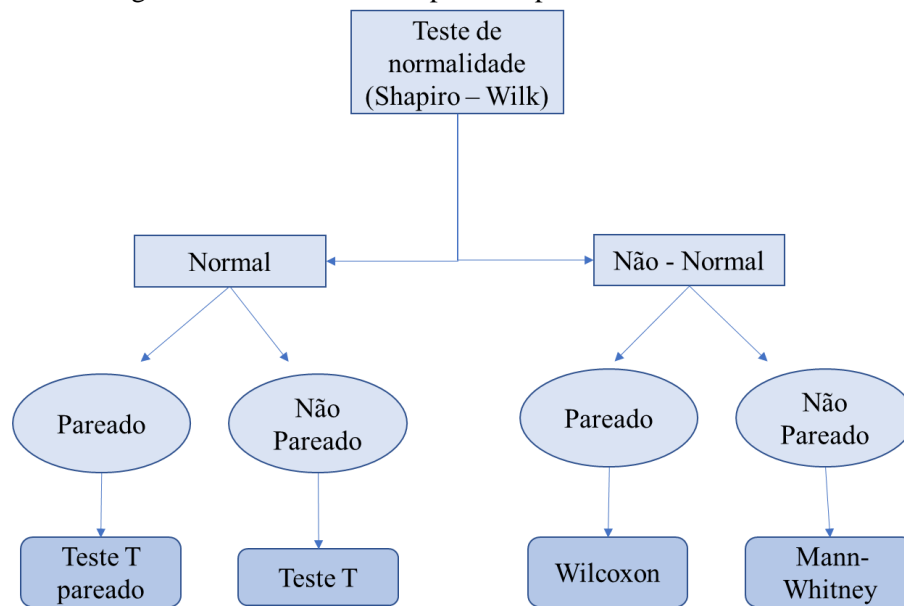
As amostras foram utilizadas para quantificação de sólidos totais (ST) e sólidos suspensos (SS) (APHA; AWWA; WEF, 2017). Foram utilizados 100 mL para análises de ST e 30 mL para a análise de SS. O pouco volume para análise de SS ocorreu pela amostra apresentar materiais que impediram a filtração de volume maior. Para retirada a alíquota necessária para os ensaios, os béqueres foram colocados sob agitação em agitadores magnéticos e com uma pipeta de 10 mL foram retirados os volumes. Os ensaios foram realizados em triplicata para cada amostra gerada (manta e areia FLD-C, manta e areia FLD-I).

Para identificação dos microrganismos de forma visual, via microscopia em campo claro, foram retiradas 4 alíquotas de cada amostra e colocadas em tubos tipo *falcon* de 50 mL, que foram centrifugados a 1500 xg por 10 min para obtenção de pellet concentrado de microrganismos. A partir do pellet formado foi retirada uma gota de cada alíquota e colocadas em lâminas de microscópio, cobertas com lamínulas e analisadas em microscópio BX51 (Olympus, Japão) (NASSER FAVA et al., 2020). Fotografias foram tiradas pela câmera acoplada ao microscópio e posteriormente identificadas pela bióloga Dr. Natália de Melo Nasser Fava, pós - doutoranda do grupo de pesquisa em que esta pesquisa está inclusa.

4.11. Análise estatística

Todas as análises estatísticas foram realizadas usando o software PAST (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001), seguindo a ordem apresentada na Figura 10.

Figura 10. Ordem e testes aplicados para análises estatísticas



Fonte: Autora

A normalidade dos dados verificados pelo teste Shapiro-Wilk com intervalo de confiança de 95%. O nível de significância de foi 5%, ou seja, $\alpha=0,05$. Quando o valor de “p” foi menor que 0,05, detectou-se normalidade dos dados.

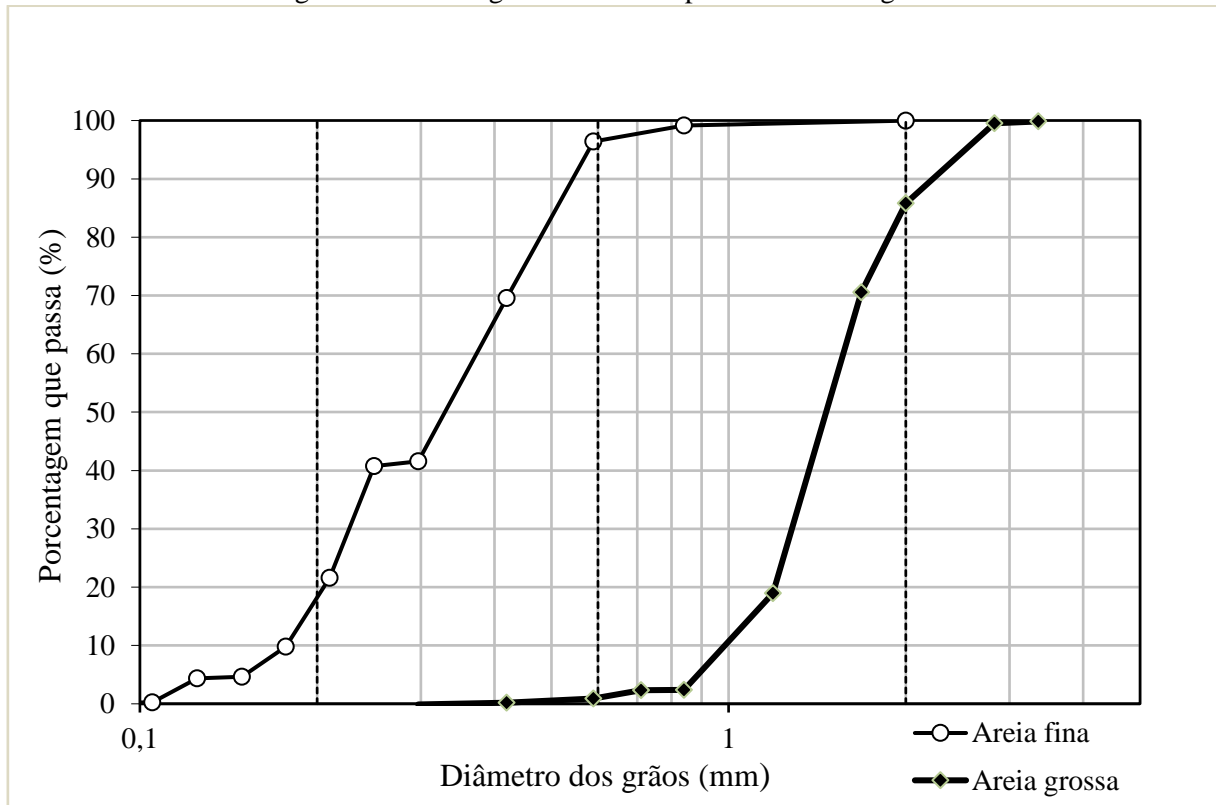
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Caracterização do meio filtrante

5.1.1. Distribuição granulométrica

Para garantir que os meios filtrantes reutilizados mantivessem as características necessárias indicadas para filtros lentos (CAWAST, 2010), para o ensaio granulométrico seguiu a NBR 11799/2016 e obteve-se os resultados da Figura 11.

Figura 11. Curvas granulométricas para areia fina e grossa



Fonte: Autora.

As curvas granulométricas possibilitaram a caracterização do meio filtrante quanto ao tamanho efetivo (D_{10}), porcentagem de 90 % de partículas que passam na abertura da peneira (D_{90}), coeficiente de uniformidade (CU) determinado pela razão entre D_{60} e D_{10} (D_{60}/D_{10}) e a porcentagem de material fino. CAWAST (2010) recomenda a faixa de valores adequados para filtros lentos em escala domiciliar, sendo D_{10} entre 0,15 e 0,20 mm, CU entre 1,5 e 2,5 e porcentagem de materiais finos abaixo de 4 %. Dessa forma, o meio filtrante dos filtros se enquadrava nas recomendações, apresentando D_{10} de 0,18 mm, D_{90} 0,55 mm, CU de 2,13 e porcentagem de material fino de 0,2 % para a areia fina e não tiveram perda ou modificação

significativa em sua estrutura após o uso em estudo anterior realizado por Freitas et al., (2021), visto que o último estudo seguiu as mesmas recomendações citadas.

Jenkins, Tiwari e Darby (2011) utilizaram areia com coeficientes semelhantes aos da areia avaliada nesse estudo (D_{10} 0,17 mm e CU 2,4) e quando comparada a meios filtrantes com granulometria maior do que a indicada (D_{10} 0,52 mm), a areia de granulometria mais fina (entre 0,15 e 0,20 mm) obteve uma redução de 0,18 log maior na redução de bactérias em filtros lentos domiciliares, indicando que a característica do meio filtrante interfere no desempenho dos sistemas.

5.1.2. Massa específica e solubilidade em ácido

Os ensaios foram realizados seguindo a norma ABNT NBR 6457:2016 e os resultados foram dispostos nas Tabelas 5, 6 e 7.

Tabela 5. Massa específica da areia fina

Parâmetros	Repetições do ensaio					Unidade
	1	2	3	4	5	
Temperatura (Ti)	15	17,5	21	22,5	25	°C
P _w	0,99910	0,99869	0,99799	0,99766	0,99704	g/cm ³
M ₁	732,80	732,65	732,35	732,09	731,75	g
M ₂	668,45	668,25	667,90	667,73	667,43	g
M _s	103,22	103,22	103,22	103,22	103,22	G
ME T	2,653	2,656	2,657	2,650	2,646	g/cm ³
K	10,009	10,005	0,9998	0,9995	0,9988	-
ME T ₂₀	2,655	2,657	2,656	2,648	2,643	g/cm ³
Média de ME T₂₀			2,652			g/cm³

Legenda: ρ_w = massa específica da água; M₁ = massa do picnômetro + sólidos + água; M₂ = massa do picnômetro + água; M_s = massa final de sólidos; ME T = massa específica dos sólidos à T°C; K = fator de correção relacionado à massa específica da água, sendo $\rho_w/0,9982$; ME T₂₀ = massa específica dos sólidos à 20°C.

Fonte: Autora.

Tabela 6. Massa específica da areia grossa

Parâmetros	Repetições do ensaio					Unidade
	1	2	3	4	5	
Temperatura (Ti)	15	17,5	20	22,5	25	°C
Pw	0,9991	0,99869	0,99820	0,99766	0,99704	g/cm ³
M ₁	729,32	728,77	728,89	728,29	727,99	g
M ₂	666,73	666,53	666,29	666,01	665,71	g
Ms	100,15	100,15	100,15	100,15	100,15	g
ME T	2,664	2,638	2,663	2,638	2,637	g/cm ³
K	10,009	10005	10,000	0,9995	0,9988	-
ME T ₂₀	2,666	2,640	2663	2,637	2,634	g/cm ³
Média de ME T₂₀			2,648			g/cm³

Legenda: ρ_w = massa específica da água; M₁ = massa do picnômetro + sólidos + água; M₂ = massa do picnômetro + água; Ms = massa final de sólidos; ME T = massa específica dos sólidos à T°C; K = fator de correção relacionado à massa específica da água, sendo $\rho_w/0,9982$; ME T₂₀ = massa específica dos sólidos à 20°C.

Fonte: Autora.

Tabela 7. Massa específica do Pedregulho fino

Parâmetros	Repetições do ensaio					Unidade
	1	2	3	4	5	
Temperatura (Ti)	15	17,5	20	22,5	25	°C
Pw	0,99910	0,99869	0,99820	0,99766	0,99704	g/cm ³
M ₁	733,02	732,71	732,40	732,16	732,06	g
M ₂	670,83	670,63	670,39	670,11	669,81	g
Ms	99,80	99,80	99,80	99,80	99,80	g
ME T	2,651	2,643	2,636	2,637	2,650	g/cm ³
K	10,009	10,005	10,000	0,9995	0,9988	-
ME T ₂₀	2,653	2,644	2,636	2,636	2,647	g/cm ³
Média de ME T₂₀			2,643			g/cm³

Legenda: ρ_w = massa específica da água; M₁ = massa do picnômetro + sólidos + água; M₂ = massa do picnômetro + água; Ms = massa final de sólidos; ME T = massa específica dos sólidos à T°C; K = fator de correção relacionado à massa específica da água, sendo $\rho_w/0,9982$; ME T₂₀ = massa específica dos sólidos à 20°C.

Fonte: Autora.

Os resultados para areia fina, areia grossa e pedregulho apresentaram valores de 2,652, 2,648 e 2,643 g/cm³ respectivamente para massa específica, os valores são próximos ao que é indicado por Engelhardt (2012) para filtração lenta convencional, que indica valores acima de 2,65 g/cm³ para massa específica, pois o valor corresponde à massa específica do quartzo. Nota-

se que os ensaios não diferiram mais que $0,02 \text{ g/cm}^3$ de suas determinações. A norma brasileira ABNT NBR 6457:2016 aponta que ensaios onde os resultados não diferem mais que $0,02 \text{ g/cm}^3$ são satisfatórios para o método empregado seguindo a NBR citada.

A falta de resultados para a determinação da massa específica para pedregulho grosso, deu-se pelo fato do laboratório onde foram realizados os ensaios de caracterização do meio filtrante e materiais suporte, Laboratório do Departamento de Geotecnia da USP São Carlos, não possuir aparelhagem capaz de realizar ensaios com materiais maiores que 4,8 mm, ocasionando a falta da determinação de massa específica para o pedregulho grosso e, conseqüentemente, de parâmetros que dependeriam desse valor para a realização do cálculo, como índice de vazios e porosidade. O cálculo desses parâmetros foi realizado posteriormente de forma empírica.

A solubilidade em ácido foi realizada de acordo com a NBR 11799:2017 e seus resultados presentes na Tabela 8.

Tabela 8. Solubilidade em ácido dos materiais de preenchimento dos FLDs

Amostra	M₁ (g)	M₂ (g)	S (%)
Areia fina	100	99,9	0,1
Areia grossa	100	99,7	0,3
Pedregulho fino	100,1	100,2	- 0,1
Pedregulho grosso	100,2	100,1	0,1

Legenda: M₁ = massa inicial da amostra seca; M₂ = massa inicial da seca após contato com o ácido; S = solubilidade em ácido.

Fonte: Autora.

De acordo com a norma empregada para o ensaio pedregulhos grãos maiores que 9,5 mm, não devem passar de 10 % a solubilidade, e grão menores que 9,5 mm não devem ultrapassar 5 % a solubilidade. Os resultados de solubilidade em ácido dos materiais de preenchimento dos FLDs não ultrapassaram 0,3 % da solubilidade em ácido, e se enquadram nos requisitos estipulados pela norma utilizada para o ensaio.

5.1.3. Índice de vazios e porosidade

O índice de vazio pode ser mensurado em valores mínimos e máximos e são utilizados para a realização do cálculo de porosidade do leito. O índice de vazios mínimo e máximo está disposto na Tabela 9.

Tabela 9. Índice de vazios mínimo e máximo dos materiais de enchimento dos FLDs.

Material	Determinação	Ms (g)		ρ_d (g/cm ³)		e mín	e máx	Desvio em relação à média - ρ_d (%)	
		Mín	Máx	Mín	Máx			Mín	Máx
Areia fina	1	1776	1578	1,774	1,576	0,49	0,68	0,72	0,5
	2	1750	1584	1,748	1,582	0,52	0,68	0,76	0,13
	3	1764	1596	1,762	1,594	0,5	0,66	0,04	0,63
	Média	1763	1586	1,761	1,584	0,50	0,67	-	-
	Desvio Padrão	13	9	0,01	0,01	0,02	0,01	-	-
Areia grossa	1	1574	1476	1,572	1,475	0,68	0,8	1,46	0,4
	2	1536	1484	1,534	1,483	0,73	0,79	0,99	0,13
	3	1544	1486	1,542	1,485	0,72	0,78	0,47	0,27
	Média	1551	1482	1,549	1,481	0,71	0,79	-	-
	Desvio Padrão	20	4	0,02	0,004	0,022	0,008	-	-
Pedregulho fino	1	1522	1460	1,52	1,459	0,74	0,81	0,48	1,4
	2	1532	1486	1,53	1,485	0,73	0,78	0,17	0,36
	3	1534	1496	1,532	1,495	0,72	0,77	0,31	1,04
	Média	1529	1481	1,527	1,480	0,73	0,79	-	-
	Desvio Padrão	6	19	0,006	0,019	0,010	0,021	-	-
Pedregulho grosso	1	1592	1542	1,59	1,54	0,66	0,72	0,25	0,04
	2	1604	1550	1,602	1,548	0,65	0,71	0,5	0,48
	3	1592	1536	1,590	1,534	0,66	0,72	0,25	0,43
	Média	1596	1543	1,594	1,541	0,66	0,72	-	-
	Desvio Padrão	7	7	0,01	0,01	0,01	0,01	-	-

Legenda: Ms = massa da amostra seca que preencheu o cilindro já descontada a tara; ρ_d = massa específica aparente da amostra seca; e mín = índice de vazios mínimos da amostra; e máx = índice de vazios máximo da amostra.

Fonte: Autora.

Os resultados obtidos nos ensaios de índice de vazios dos materiais demonstram desvios percentuais de ρ_d baixos, quando comparado à delimitação estipulada pela norma ABNT NBR 12051:1991 para o ensaio, considerando valor máximo de desvios percentuais de 1,5 % para eficiência do teste. Os ensaios obtiveram valores menores do que os estipulados para os desvios percentuais, o que demonstra que os ensaios foram satisfatórios. Com os resultados provenientes dos ensaios de índices de vazios mínimo e máximo realizou-se o cálculo de porosidade dos materiais de estudo, Tabela 10.

Tabela 10. Porosidade dos materiais utilizados nos FLDs.

Material	e min	e máx	ε min	ε máx
Areia fina	0,50	0,67	0,33	0,40
Areia grossa	0,71	0,79	0,42	0,44
Pedregulho fino	0,73	0,79	0,42	0,44
Pedregulho grosso	0,66	0,72	0,40	0,42

Legenda: e min = índice de vazios mínimo da amostra; e máx = índice de vazios máximo da amostra; ε min = porosidade mínima da amostra; ε máx = porosidade máxima da amostra.

Fonte: Autora.

A porosidade do meio filtrante teve coeficiente máximo de 0,40 e mínimo de 0,33 a porosidade média foi de 0,37 não muito distante dos coeficientes encontrados na literatura para meio filtrante como 0,42 e 0,45 por Young-Rojanschi & Madramootoo (2014) e Terin & Sabogal-Paz (2019) e igual ao encontrado por Freitas et al. (2021).

5.1.5. Volume de vazios

O volume de vazios é determinado pelo volume possível de ser ocupado pela água dentro do FLD. O volume de vazios para o FLD-C e FLD-I é detalhado na Tabela 11.

Tabela 11. Volume de vazios para FLD-C e FLD-I.

Seção	Área (m²)	Espessura (m)	volume (m³)	ε média	Volume ocupada pela água (L)
Meio filtrante	0,053	0,5	0,0265	0,37	9,805
Camada de separação	0,053	0,05	0,00265	0,43	1,1395
Camada suporte	0,053	0,125	0,006625	-	2,55
Água estacionária FLD-C	0,053	0,1	0,0053	-	5,3
Água estacionária FLD-I	0,053	0,05	0,00265	-	2,65
Tubulação de saída	0,00071	0,4	0,000284	-	0,28
Total FLD-C					18,51
Total FLD-I					15,86

Legenda: ε média = porosidade média.

Fonte: Autora.

O volume de vazios para a camada suporte composta por pedregulhos finos e grossos foi obtido de forma empírica no momento de enchimento dos filtros com os materiais. Essa medição ocorreu da seguinte forma: i) os pedregulhos foram adicionados no interior dos filtros;

ii) foi adicionada água de forma cuidadosa até que atingisse a mesma altura dos pedregulhos e;
iii) foram anotados os volumes de água utilizada para atingir a mesma altura que os pedregulhos. Para o cálculo do volume total era necessária a subtração do volume da tubulação de saída.

O valor total obtido para o volume de vazios para os FLDs foram de 18,51 e 15,86 L para o FLD-C e para o FLD-I, respectivamente. Os valores observados na literatura variam de 13 L a 18 L para filtro intermitente (ELLIOTT; DIGIANO; SOBSEY, 2011).

Elliot et al. (2008) indicam em seus estudos que o valor ideal para garantir eficiência máxima dos FLDs seria igual ou aproximadamente 10 L, esse valor corresponde ao índice de vazios da areia final, meio filtrante. No entanto, o presente estudo optou-se por adotar a alimentação de 16 L próximo ao volume de vazios e para garantir uma produção diária de 48 L, de forma a ser composta de 3 alimentações de 16 L valores que permitem maior exatidão na alimentação quando comparado a valores quebrados. Estudos com sistemas semelhantes fizeram uso do mesmo volume de alimentação e obtiveram resultados positivos, ou seja, o volume arredondado para cima não comprometeu o desempenho do FLD, como relatado por Terin e Sabogal-Paz (2019) e Andreoli e Sabogal-Paz (2020).

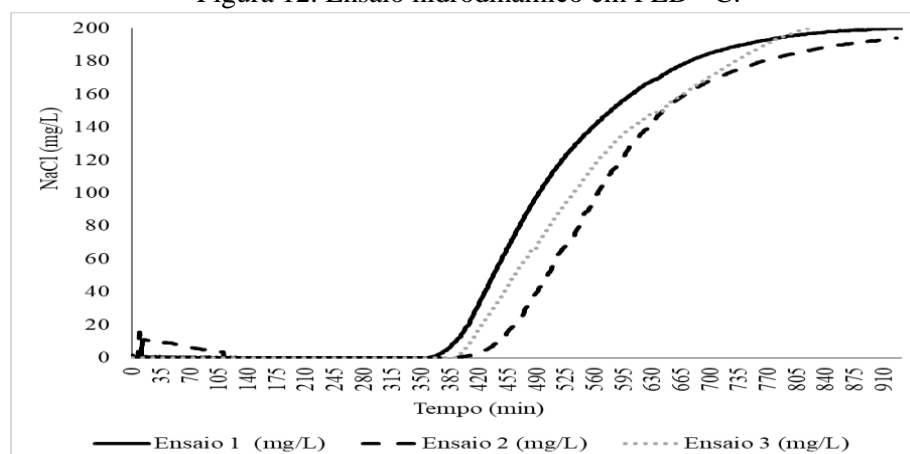
Para o FLD-C, o regime de operação desse sistema mantém a taxa de filtração e a produção diária, logo sua capacidade de produção independe do volume de vazios, como indicado por Freitas et al. (2021).

5.2 Caracterização do escoamento nos filtros lentos domiciliares

5.2.1 Caracterização do escoamento do filtro de fluxo contínuo

O escoamento do FLD-C foi caracterizado por ensaios estímulo-resposta com a injeção do traçador NaCl em forma de degrau. Estes ensaios ocorriam de forma idêntica à operação do filtro, com taxa de filtração constante de $0,90 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e nível d'água constante de 10 cm
Figura 12.

Figura 12. Ensaio hidrodinâmico em FLD - C.



O ensaio hidrodinâmico gerou três curvas DTR (distribuição do tempo de residência). Os dados possibilitaram a determinação dos parâmetros de cada modelo, observa-se que as curvas não ficaram muito distantes para os três ensaios, o que demonstra eficiência na realização dos testes com o traçador. A Tabela 12 permite observar os valores gerados a partir das análises dos dados das curvas da Figura 12.

Tabela 12. Resultados de ensaio de traçador para o FLD-C.

Réplica	MDI	\bar{t} (min)	N-CSTR		Pequena dispersão		Grande dispersão	
			N	C	D/uL	C	D/uL	C
Ensaio 1	1,48	523	22	0,93	0,023	0,88	0,044	0,84
Ensaio 2	1,47	575	20	0,86	0,025	0,84	0,044	0,78
Ensaio 3	1,43	558	26	0,89	0,02	0,85	0,044	0,85
Média	1,46	552	23	0,89	0,023	0,85	0,044	0,82
Desvio Padrão	0,03	27	3	0,03	0,003	0,02	0	0,04

Legenda: MDI = Índice de dispersão de Morril; N-CSTR: modelo de reatores de tanque agitado contínuo; N = número de reatores; C = correlação; D / uL: grupo adimensional caracterizando a propagação em todo o reator.

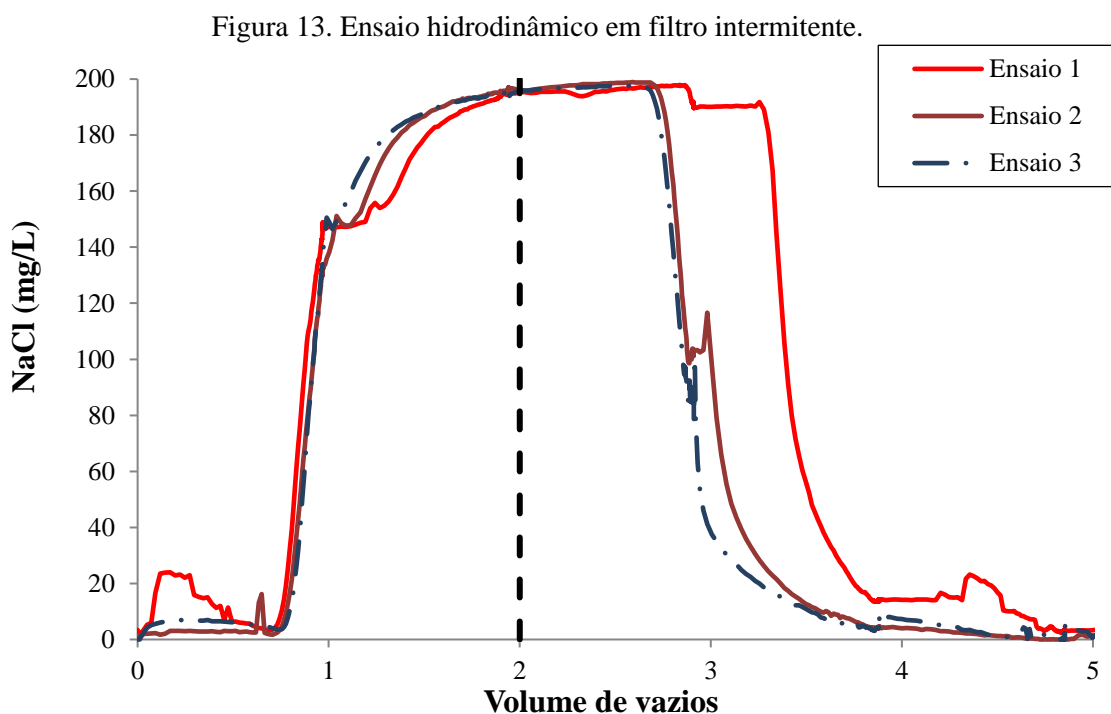
Fonte: Autora.

O valor médio do MDI foi de 1,46, valor menor que o MDI de 2,69 reportado por Terin e Sabogal-Paz (2019). A diferença de MDI entre os estudos podem ser explicadas por fatores como a taxa de filtração, tamanho efetivo dos grãos de areia e espessura do leito. Os valores de MDI obtidos caracterizaram o escoamento do FLD-C como próximo ao pistão ideal (MDI = 1) (USEPA, 1986). A modelagem matemática também forneceu a proximidade de escoamento dos FLDs aos escoamentos ideais. O modelo matemático N-CSTR indica que quanto maior o número de N (número de reatores de mistura completa em série), mais perto o escoamento está do regime pistonado ($N = \infty$). Enquanto os modelos de dispersão indicam que quanto maior o valor de D/uL, mais perto o escoamento está do regime de mistura completa (LEVENSPIEL,

1999). Assim como fornecido pelo MDI, a modelagem matemática também classificou os escoamentos dos filtros com maior proximidade ao pistão ideal do que à mistura completa. Essa característica hidrodinâmica em pistão proporciona condições para o desenvolvimento da camada biológica e processos biológicos de remoção (SABOGAL-PAZ et al., 2020).

5.2.2 Caracterização do escoamento do filtro de fluxo intermitente

Os ensaios foram realizados em triplicata, a Figura 13 representa a aplicação do traçador (NaCl), sendo realizado 3 alimentações, o que foi representado na forma e “volume de vazios” e cada unidade corresponde à saída de 16 L de água do filtro.



Fonte: Autora.

O volume de vazios indicados no eixo x (Figura 13) representa um volume de alimentação de 16 L, ou seja, cada unidade representa uma unidade de vazios dessa forma no volume de vazios 1 ocorreu uma alimentação de 16 L, no volume de vazios 2 ocorreu outra alimentação de 16 L e assim consecutivamente até o fim do ensaio. Observa-se um aumento da concentração do traçador um pouco antes do primeiro volume de alimentação ter sido filtrado, a concentração do traçador atingiu seu pico no segundo volume de alimentação. O aumento ou diminuição da concentração do traçador ocorreram nos intervalos de volumes de alimentação, o que segundo Elliott et al. (2008) caracterizam escoamentos pistonados. Resultados

semelhantes desse comportamento durante o ensaio hidrodinâmico são reportados por Souza Freitas e Sabogal-Paz (2020) e por Terin e Sabogal-Paz (2019).

Além da análise das curvas obtidas pelos os ensaios, foram realizados cálculos numéricos para verificar a semelhança do escoamento quanto ao escoamento pistonado ideal ou a uma mistura completa ideal. Os valores dos ensaios para MDI resultantes do ensaio de traçador realizado estão presentes na Tabela 13.

Tabela 13. MDI e mMDI do FLD-I.

Ensaio	MDI
Ensaio 1	2,15
Ensaio 2	2,14
Ensaio 3	2,14
Média	2,14
Desvio Padrão	0,01

Fonte: Autora.

Reatores de escoamento pistonado efetivo apresentam MDI com valores menores que 2 (USEPA, 1986). Seguindo essa classificação o FLD-I não poderia ser considerado como um escoamento pistonado, pois o MDI obtido pelo ensaio teve média de 2,14, valor esse que também é maior do que os valores relatados pela literatura para FLDs, que variam entre 1,3 e 1,9 (ELLIOTT et al., 2008; KENNEDY et al., 2013; LYNN et al., 2013; TERIN; SABOGAL-PAZ, 2019; YOUNG ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2015). A escala proposta para o MDI varia de 1 a 22, onde valores próximos de 1 são considerados escoamentos pistonados ideais e valores próximos a 22 são considerados de mistura completa ideal (TCHOBANOGLIOUS et al., 2003).

Apesar de não ser possível caracterizar o FLD de acordo com a USEPA, os sistemas seguiram as recomendações dos demais autores citados para não realizar modificações ou intervenções no FLD para enquadrar o sistema. Essa decisão foi tomada para deixar a construção do FLD o mais simples e exequível possível para os possíveis usuários.

5.3. Caracterização da água da chuva

Após cada coleta de água da chuva, antes de bombear a água coletada para os reservatórios centrais, foram realizadas análises para caracterizar a água da chuva. A Tabela 14 contém valores médios dos parâmetros analisados para a água da chuva. Como todos os suprimentos de água, deve ser testado para *E. coli* ou coliformes termotolerantes. Os níveis de elementos metálicos como zinco e ferro na água da chuva também devem ser medidos

ocasionalmente se a água entra em contato com as superfícies metálicas durante a coleta ou armazenamento (WHO, 2008).

Tabela 14. Metais analisados na água da chuva em mg/L.

Parâmetro	Concentração	Portaria GM/MS n°888/2021	GDWQ (2018) *
Alumínio	ND	0,2	0,9
Cálcio	9,38	-	150 - 300
Ferro	ND	0,3	0,2
Magnésio	0,838	-	NE
Potássio	1,9	-	NE
Sódio	0,8	200	200
Zinco	0,234	5	3

Legenda: ND = Não detectado; NE = não especificado; * *Guidelines for Drinking-water Quality*.
Fonte: Autora.

Alguns parâmetros foram escolhidos com base na portaria Portaria GM/MS n°888/2021, que delimita valores aceitáveis em água para consumo humano. Parâmetros como magnésio, potássio e cálcio foram analisados por terem sido encontrados em estudos com água da chuva no Brasil (CERQUEIRA et al., 2014; MIMURA et al., 2016; MIGLIAVACCA et al., 2005; MARTINS et al., 2019).

O *Guidelines for Drinking-water Quality* (GDWQ) traduzido literalmente para o português como “Diretrizes para a qualidade da água potável”, foi um documento publicado pela WHO (2018), que aborda os principais parâmetros de qualidade da água. Apresenta um apanhado geral quanto aos limites estabelecidos pela própria WHO e em normas e legislações nacionais e internacionais. O intuito foi auxiliar na tomada de decisão, desenvolvimento de padrões de qualidade da água e fonte de informação.

Segundo o GDWQ, o alumínio não deve exceder valor das médias residuais de 0,9 mg/L, conforme registrado nas legislações consultadas. Para o Brasil não é recomendando exceder 0,2 mg/L.

Para cálcio o valor recomendado varia de 30 a 500 mg/L, dependendo do ânion associado, cerca de trinta países especificaram um valor para esse parâmetro, embora não ficando muito claro se o valor é especificado para o íon de cálcio ou como o sal de cálcio.

O ferro é um parâmetro em que quase todos os países definem um limite apropriado para sua presença na água (WHO, 2018). No Brasil o limite determinado pela portaria GM/MS n°888/2021 estipula o valor máximo de 0,3 mg/L. Segundo o GDWQ trinta e cinco países especificam valor mais baixo, sendo de 0,2 mg/L.

O magnésio é um parâmetro não estipulado na legislação brasileira em questão, mas no GDWQ o valor pode ser menor que do cálcio, variando de 10 a 1000 mg/L, podendo ser menor, pois acredita-se que esse valor possa causar sabor à água. Assim como o cálcio esse valor não é especificado quanto à sua relação ao íon ou ao sal magnésio.

O potássio não é determinado na legislação brasileira em questão e WHO (2018) relata que em apenas doze países é possível encontrar limites para esse padrão. O GDWQ considera que não é necessário estabelecer um valor máximo para esse parâmetro para à água potável, por não ser padrão susceptível que possa causar risco para a saúde dos consumidores.

O valor estipulado para o sódio na legislação brasileira é o mesmo apresentado no GDWQ de 200 mg/L. Cerca de setenta e um países também adotam esse valor para o parâmetro, apenas sete países definem um valor maior (WHO, 2018).

Quanto ao zinco o limite estabelecido no Brasil é de 5 mg/L, por mais que seja relatado que valores maiores que 4 mg/L possam afetar o sabor da água (WHO, 2018). No GDWQ o valor fica compreendido em 3 mg/L.

O interesse de caracterizar quanto a esses parâmetros foi verificar se esses metais deveriam ser analisados com frequência, dependendo da sua concentração, mas concluiu-se que nenhum parâmetro apresentado na Tabela 14 apresentou valores elevados para que sua análise fosse realizada periodicamente.

Os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos analisados assim que a água da chuva foi coletada estão dispostos na Tabela 15 e comparados quantos aos limites recomendados pela legislação em água potável para consumo humano.

Tabela 15. Parâmetros de qualidade da água da chuva colhida.

Parâmetro	Valor	Portaria GM/MS n°888/2021	WHO (2017)	Unidade
Ph	7,06	6 a 9,5	NE	-
Turbidez	1,76	1	<1	NTU
Cor aparente	50,54	NE	NE	HU
Cor verdadeira	42,62	15	15	HU
Condutividade elétrica	67,9	NE	NE	µS/cm

COT	13,55	NE	NE	mg/L
<i>Escherichia coli</i>	1800	Ausência em 100mL	Ausência em 100mL	UFC/100mL
Coliformes totais	13800	Ausência em 100mL	NE	UFC/100mL

Legenda: NE = não especificado, COT = carbono orgânico total.

Fonte: Autora.

Parâmetros como cor aparente, condutividade elétrica e carbono orgânico não são estabelecidos tanto para a legislação brasileira quanto para WHO (2017), embora o GDWQ estabeleça que a condutividade siga na faixa de 170 a 2700 $\mu\text{S}/\text{cm}$. O pH está dentro do que é requerido pela legislação brasileira. Quanto à turbidez a Portaria GM/MS n°888/2021 e WHO (2017) estabelecem valores de <1 NTU ideais para turbidez uma vez que valores maiores podem ser visíveis ao consumidor. A água da chuva usada no estudo apresentou turbidez média de 1,76 NTU.

Quanto aos parâmetros microbiológicos, a legislação brasileira (2021) e WHO (2017), determina que não devam ocorrer unidade formadoras de colônia (UFC) em 100 mL da amostra em questão, tanto para *E. coli* como para coliformes totais, a água da chuva colhida apresentou valores maiores do que os valores estipulados.

5.4. Qualidade da água filtrada

5.4.1. Visão geral dos parâmetros físico-químicos

Os valores gerais para a primeira etapa do experimento com 65 dias de operação são dispostos na Tabela 16.

Tabela 16. Parâmetros gerais físicos e químicos dos FLDs na primeira etapa do experimento.

Parâmetro	1° Etapa					
	Média \pm Desvio Padrão				% Remoção \pm Desvio Padrão	
	B-FLD-C	B-FLD-I	FLD - C	FLD - I	FLD - C	FLD - I
pH (46)'	7,14 \pm 0,31	7,19 \pm 0,21	7,24 \pm 0,19	7,19 \pm 0,18	-	-
Condutividade elétrica ($\mu\text{s}/\text{cm}$) (10)'	55,82 \pm 3,31	55,13 \pm 3,16	56,20 \pm 3,10	56,07 \pm 3,57	-	-
Turbidez (NTU) (46)'	1,3 \pm 0,8	0,5 \pm 0,2	0,91 \pm 0,37	0,97 \pm 0,42	28,1 \pm 89,52	-82,04 \pm 100,76
Cor aparente (HU) (46)'	22,74 \pm 3,34	21,13 \pm 1,45	18,08 \pm 3,49	18,77 \pm 3,09	20,47 \pm 15,07	11,17 \pm 14,32

Cor verdadeira (HU) (10)'	19,79 ±1,23	19,95 ± 1,43	16,16 ± 4,83	16,92 ± 3,69	18,34 ± 22,44	15,19± 19,76
Absorbância em λ 254nm (10)'	0,1 ± 0,01	0,09 ± 0,02	0,08 ± 0,02	0,08 ± 0,03	15,76 ± 28,07	16,34 ± 29,65
Tamanho de partícula (nm) (10)'	1469,2 ± 958,3	1057 ± 307,8	883,85 ± 341,25	891,20 ± 223,65	39,84 ± 64,31	15,74± 35,98
Potencial zeta (mV) (10)'	-21,69 ± 5,95	-15,33 ± 5,31	-14,89 ± 8,08	-15,17 ± 5,84	31,36 ± 48,42	1,06 ± 33,50
Alcalinidade parcial (mg CaCO ₃ / L) (10)'	17,81 ± 1,63	17,27 ± 2,47	17,5 ± 1,68	16,72 ± 1,30	1,76 ± 13,22	3,20 ± 12,79
Alcalinidade total (mg CaCO ₃ / L) (10)'	25,12 ± 2,31	24,04 ±3,13	24,65 ± 2,05	23,23 ± 1,30	1,88 ± 12,89	3,40 ± 15,07
Carbono orgânico dissolvido (mg/L) (10)'	8,23 ± 5,87	6,36 ± 2,90	4,74 ± 2,07	3,58 ± 0,61	42,38 ± 68,96	43,78 ± 40,75
Nitrito (mg/L) (10)'	0,02 ±0,00	0,02 ± 0,02	0,02 ± 0,0	0,02 ± 0,0	7,17± 19,46	8,22 ± 20,56
Nitrato (mg/L) (10)'	2,23 ± 1,92	2,45 ± 1,65	2,30 ± 1,79	2,57 ± 2,05	-3,13 ± 38,80	-4,89 ± 23,52
Sílica (mg/L) (10)'	1,77 ± 0,28	2,01 ± 0,48	2,16 ± 0,47	2,20 ± 0,78	-22,05 ± 37,67	-6,49 ± 76,97

Legenda: () número de réplicas; B-FLD-C = água bruta da chuva de alimentação do filtro lento domiciliar de fluxo contínuo; B-FLD-I = água bruta da chuva de alimentação do filtro lento domiciliar de fluxo intermitente.

Fonte: Autora.

Os parâmetros que obtiveram maiores porcentagens médias de remoção na primeira etapa para o FLD-C, foram cor aparente (20,47 %), cor verdadeira (18,34 %), absorvância 254 nm (15,76 %), tamanho de partícula (39,84%), potencial zeta (31,36 %), carbono orgânico dissolvido (42,38 %) e nitrito (7,17 %). Para parâmetros como nitrato e sílica, o sistema teve acréscimos em sua porcentagem média, ou seja, o valor médio referente a água filtrada foi maior do que água bruta de entrada.

Quanto ao FLD-I na primeira etapa do estudo, parâmetros como cor aparente (11,17 %), cor verdadeira (15,19 %), tamanho de partícula (15,74 %), absorvância 254 nm (16,34 %) e carbono orgânico dissolvido (43,78 %) obtiveram as maiores médias de remoção entre os parâmetros físico-químicos. Parâmetros como turbidez, nitrato e sílica obteve acréscimos em suas porcentagens médias.

Os valores gerais na segunda etapa experimento com 37 dias de operação, após período sem operação de 17 dias são dispostos na Tabela 17.

Tabela 17. Parâmetros gerais físico-químicos dos FLDs na segunda etapa do experimento.

Parâmetro	2º Etapa				% Remoção ± Desvio Padrão	
	Média ± Desvio Padrão					
	B-FLD-C	B-FLD-I	FLD - C	FLD - I	FLD - C	FLD - I
pH (28)'	7,27 ± 0,14	7,13 ± 0,12	7,27 ± 0,11	7,19 ± 0,09	-	-
Condutividade elétrica (µs/cm) (6)'	54,82 ± 3,41	54,45 ± 3,54	54,45 ± 3,54	54,17 ± 3,88	-	-
Turbidez (NTU) (28)'	1,51 ± 1,08	0,51 ± 0,43	0,56 ± 0,39	0,35 ± 0,08	63,01 ± 26,63	32,79 ± 21,39
Cor aparente (HU) (28)'	19,35 ± 4,37	17,26 ± 2,23	16,02 ± 2,07	15,63 ± 1,45	17,23 ± 12,47	9,45 ± 7,51
Cor verdadeira (HU) (6)'	17,37 ± 1,82	17,05 ± 1,27	16,67 ± 1,74	15,65 ± 1,43	4,00 ± 2,11	8,21 ± 7,06
Absorbância em λ 254nm (6)'	0,1 ± 0,05	0,08 ± 0,04	0,08 ± 0,04	0,09 ± 0,04	25,67 ± 28,07	1,14 ± 29,65
Tamanho de partícula (nm) (6)'	825,6 ± 132,6	940,37 ± 385,7	1040,53 ± 212,14	803,88 ± 62,10	-25,97 ± 33,11	14,51 ± 23,71
Potencial zeta (mV) (6)'	-13,61 ± 4,33	-12,69 ± 5,93	-10,03 ± 4,06	-10,18 ± 4,97	26,30 ± 47,68	19,83 ± 34,94
Alcalinidade parcial (mg CaCO ₃ / L) (6)'	17,53 ± 0,81	17,74 ± 1,62	15,63 ± 1,61	16,56 ± 1,93	10,85 ± 10,77	6,66 ± 14,03
Alcalinidade total (mg CaCO ₃ / L) (6)'	24,07 ± 0,94	23,75 ± 1,31	22,57 ± 1,13	22,84 ± 2,04	6,26 ± 6,36	3,84 ± 8,26
Carbono orgânico dissolvido (mg/L) (6)'	4,52 ± 2,39	6,31 ± 3,04	5,69 ± 3,24	4,76 ± 2,06	-26,09 ± 94,50	24,47 ± 17,93
Nitrito (mg/L) (6)'	0,02 ± 0,01	0,02 ± 0,00	0,02 ± 0,0	0,02 ± 0,00	7,69 ± 31,89	8,20 ± 6,84
Nitrato (mg/L) (6)'	2,33 ± 0,5	2,1 ± 0,56	2,55 ± 1,77	1,85 ± 0,29	-9,28 ± 49,30*	11,90 ± 27,05
Sílica (mg/L) (6)'	2,42 ± 0,13	2,39 ± 0,15	2,47 ± 0,21	2,38 ± 0,19	-1,78 ± 4,66*	0,27 ± 3,40

Legenda:(')= número de réplicas; B-FLD-C = água bruta da chuva de alimentação do filtro lento domiciliar de fluxo contínuo; B-FLD-I = água bruta da chuva de alimentação do filtro lento domiciliar de fluxo intermitente.

Na segunda etapa alguns parâmetros obtiveram maiores médias de remoções em comparação a primeira etapa. O FLD-C alcançou maiores médias de remoção para os parâmetros turbidez (63,01 %), cor aparente (17,23 %), absorvância 245 nm (25,67 %), potencial zeta (26,30 %), alcalinidade parcial (10,85 %), alcalinidade total (6,26 %). Parâmetros como tamanho de partícula, carbono orgânico, nitrato e sílica obtiveram médias maiores do que as médias de entrada, sendo maiores na água filtrada.

O FLD-I obteve melhores resultados na segunda etapa quanto às médias percentuais de remoção, reduzindo o número de parâmetros que obtiveram valores maiores do que a média de entrada.

Os valores dos testes estatísticos, Tabela 18, com o p - valor para cada parâmetro, foram realizadas comparações entre os valores de água da chuva bruta e água filtrada pelos FLDs e comparações entre os dois tipos de FLD (FLD-C e FLD-I) em cada etapa.

Tabela 18. p-valor para testes estatísticos aplicados.

Parâmetro	1° Etapa			2° Etapa		
	E/FLD-C	E/FLD-I	FLD-C/FLD-I	E/FLD-C	E/FLD-I	FLD-C/FLD-I
pH	0,002	0,87	0,17	0,91	0,005	0,002
Condutividade ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	0,28	0,017	0,82	0,206	0,93	0,79
Turbidez (NTU)	0,079	<0,001	0,48	<0,001	<0,001	0,003
Cor aparente (HU)	<0,001	<0,001	0,24	<0,001	<0,001	0,59
Cor verdadeira (HU)	0,02	0,007	0,62	0,005	0,041	0,29
Absorvância em λ 254 nm	0,009	0,001	0,79	0,06	0,91	0,29
Tamanho de partícula (nm)	0,07	0,167	0,95	0,027	0,37	0,005
Potencial zeta (mV)	0,08	0,92	0,92	0,19	0,31	0,95
Alcalinidade parcial *	0,71	0,47	0,26	0,064	0,24	0,68
Alcalinidade total*	0,28	0,35	0,025	0,067	0,43	0,77
COD (mg/L)	0,12	0,015	0,1	0,54	0,036	0,56
Nitrito (mg/L)	0,21	0,23	0,2	0,62	0,05	0,46
Nitrato (mg/L)	0,88	0,28	0,42	0,34	0,37	0,62
Sílica (mg/L)	0,005	0,28	0,67	0,39	0,84	0,47

Legenda: E = Água de entrada bruta da chuva; FLD - C = filtro lento domiciliar de fluxo contínuo; FLD - I = filtro lento domiciliar de fluxo intermitente; * = mg CaCO₃/L; COD = carbono orgânico dissolvido; valores em negrito ($p \leq 0,05$) representam diferença estatística significante.

Para a primeira etapa a água filtrada obtida pelo FLD-C obteve diferença estatística significativa em relação à água da chuva bruta para parâmetros como pH, cor aparente, cor verdadeira, absorvância 254 nm e sílica. Quanto à água filtrada do FLD-I comparado à água da chuva bruta apresentou diferença significativa para parâmetros como condutividade, turbidez, cor aparente, cor verdadeira absorvância 254 nm e carbono orgânico dissolvido. Quando comparados entre si FLD-C e FLD-I a diferença estatística significativa ocorreu apenas para a alcalinidade.

Para a segunda etapa, a água filtrada do FLD-C apresentou diferença estatística significativa em relação à água da chuva bruta para parâmetros como turbidez, cor aparente, cor verdadeira e tamanho de partículas. Em relação à água filtrada do FLD-I e a água da chuva bruta, a diferença estatística significativa ocorreu para parâmetros como pH, turbidez, cor verdadeira, cor aparente, carbono orgânico dissolvido e nitrito. A comparação da água filtrada entre os dois sistemas na segunda etapa obteve diferença significativa para pH, turbidez e tamanho de partícula. A comparação dos sistemas entre etapas é disposta na Tabela 19.

Tabela 19. p - valor para testes aplicados para comparações dos filtros entre etapas.

Parâmetro	Comparação 1° etapa / 2° etapa	
	FLD-C/ FLD-C	FLD-I/ FLD-I
pH	0,37	0,57
Condutividade (µs/cm)	<0,001	0,005
Turbidez (NTU)	<0,001	<0,001
Cor aparente (HU)	<0,001	<0,001
Cor verdadeira (HU)	0,81	0,092
Absorvância em λ 254 nm	0,62	0,62
Tamanho de partícula (nm)	0,55	0,37
Potencial zeta (mV)	0,19	0,1
Alcalinidade parcial (mg CaCO ₃ / L)	0,046	0,54
Alcalinidade total (mg CaCO ₃ / L)	0,019	0,64
Carbono orgânico dissolvido (mg/L)	0,48	0,1
Nitrito (mg/L)	0,16	0,66
Nitrato (mg/L)	0,38	0,47
Sílica (mg/L)	0,05	0,092

Legenda: FLD-C = filtro lento domiciliar de fluxo contínuo; FLD-I = filtro lento domiciliar de fluxo intermitente. Valores em negrito ($p \leq 0,05$) indicam diferença estatística.

Fonte: Autora.

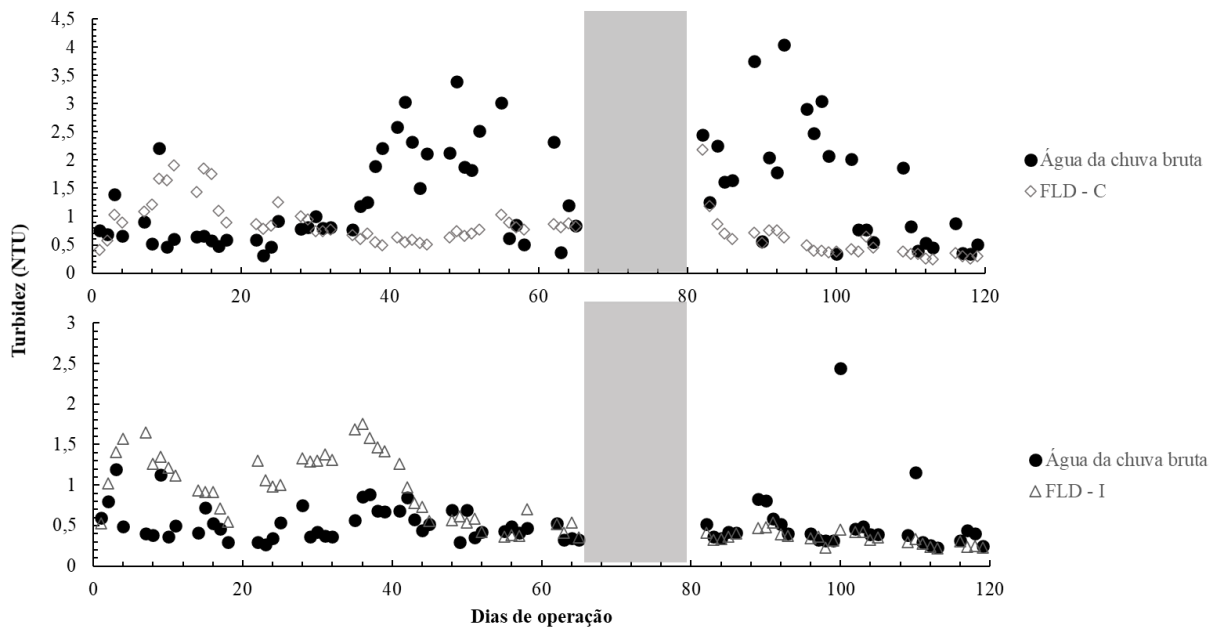
A água filtrada pelo FLD-C foi comparada quanto aos parâmetros físico-químicos antes e depois do período sem operação de 17 dias, houve diferença estatística significativa apenas para parâmetros como condutividade, turbidez, cor aparente, alcalinidade parcial e alcalinidade total. Quanto à comparação da água filtrada pelo FLD-I nas duas etapas ocorreu diferenças estatísticas significativas apenas para parâmetros como condutividade, turbidez e cor aparente.

5.4.2. Parâmetros físico-químicos

5.4.2.1. Turbidez

O monitoramento da turbidez da água colhida da chuva e a eficiência da filtração dos FLDs é disposta na Figura 14. A amostra de água filtrada do FLD-C era coletada no tempo de residência médio obtido pelos ensaios hidrodinâmicos. No FLD-I, a amostra de água filtrada era coletada nos volumes acumulados após um dia de operação.

Figura 14. Comportamento da turbidez no FLD-C e FLD-I nas etapas 1 e 2.



Nota: O fundo cinza delimita os dias sem operação

Fonte: Autora.

Conforme observado na Figura 14, no início da operação dos FLD-C a turbidez da água filtrada e da água da chuva bruta não obteve diferença entre si, o que pode ser confirmado pela análise estatística (p valor = 0,28). Para o FLD-I a análise estatística demonstra diferença estatística significativa para a água da chuva bruta e pela água filtrada do FLD-I. Os valores de turbidez foram maiores que a de entrada, porcentagem demonstra que houve um acréscimo na turbidez na água filtrada pelo sistema intermitente. Alguns estudos relatam que o aumento da

turbidez na água filtrada pode ocorrer pela água afluyente não apresentar altos índices de turbidez ou pela ocorrência da lixiviação do meio filtrante de FLDs que trataram águas baixas concentrações de íons minerais (THIRY et al., 1988; SABOGAL-PAZ et al., 2020). Terin e Sabogal-Paz (2019) relataram em seus estudos que pode ocorrer uma instabilidade quanto à remoção de turbidez nos primeiros 20 dias para os FLDs, período em que o estudo em questão apresentou picos de turbidez de 1,0 NTU para água filtrada. O FLD-I desse estudo começou a obter estabilidade da turbidez da água filtrada a partir dos 40 dias de operação, o dobro quando comparado ao estudo dos autores supracitados.

Alguns estudos demonstram que os FLDs em fluxo contínuo e intermitente podem ter elevadas remoções de turbidez, podendo alcançar mais do que 80 % (Young-Rojanschi e Madramootoo, 2014; Faria Maciel e Sabogal-Paz, 2018; Terin e Sabogal-Paz 2019). Na segunda etapa, tanto para FLD-C quanto para FLD-I houve diferença estatística significativa ($p < 0,05$) em relação à água da chuva bruta.

É possível observar na Figura 14 o decaimento da turbidez da água filtrada para ambos os sistemas, apresentando remoção de cerca de 63,01 e 32,79 % para FLD-C e FLD-I respectivamente, com diferença estatística significativa entre si (p valor = 0,003). Sabogal-Paz et al, (2020) relatam que a remoção da turbidez da água filtrada pelos FLDs pode variar de acordo com a qualidade da água de entrada, como observado em estudo com água da chuva apresentando $0,37 \pm 0,11$ NTU, obtendo valores menores de remoção comparados aos retratados na literatura, podendo explicar as porcentagens baixas de remoção dos sistemas nesse estudo.

Quanto à comparação do sistema entre etapas, a estatística mostrou que existe diferença significativa entre os períodos e que a pausa não interferiu de forma negativa nos sistemas quanto à remoção de turbidez. Elliott et al. (2008) relata que a turbidez de água filtrada tende a reduzir conforme o amadurecimento dos FLDs, conforme indicado em seu estudo onde houve melhora na remoção da turbidez no FLD à medida em que o sistema foi amadurecendo, com turbidez média de 1,45 para 0,98 (faixa 0,65 - 1,4) NTU após de 30 dias de operação.

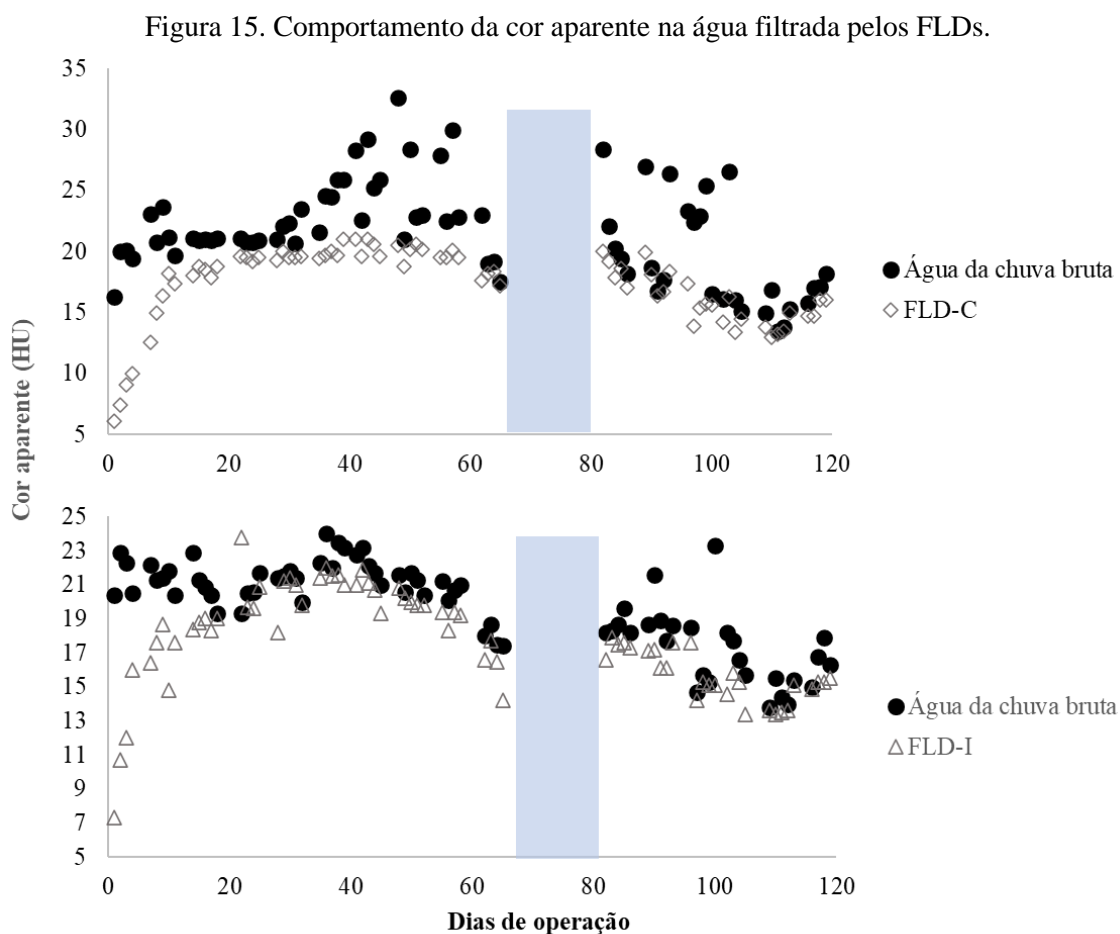
Os dois FLDs conseguiram terminar sua operação atingindo turbidez na água filtrada de $0,56 \pm 0,39$ e $0,35 \pm 0,08$ NTU para FLD-C e FLD-I, respectivamente. Abaixo do limite recomendado pela portaria n°888/2021 e por WHO (2017).

5.4.2.2. Cor e matéria orgânica

A matéria orgânica presente na água de consumo humano pode apresentar alguns problemas, como a formação de trihalometanos (THM) após cloração e podem causar danos à

saúde (WHO,2017), formação de odor, sabor e cor, na água sendo a cor listada com um dos principais motivos dos usuários deixarem de consumir água dos sistemas (LIANG; SOBSEY; STAUBER, 2010).

A cor aparente das águas filtradas apresentou valores decrescentes com o passar dos dias de operação dos FLDs (Figura 15), a faixa azul na figura delimita o período sem operação dos sistemas, dividindo as duas etapas do experimento.



Nota: O fundo azul representa os dias sem operação dos sistemas.

Fonte: Autora.

A média de cor aparente para a água filtrada na primeira etapa do experimento, ficou compreendida em $18,08 \pm 3,49$ HU e $18,77 \pm 3,09$ HU para o FLD-C e FLD-I, as porcentagens de remoção foram de $20,47 \pm 15,07$ e $11,17 \pm 14,32$ % respectivamente. Não apresentando diferença estatística significativa entre os sistemas na primeira etapa (p valor = 0,24).

A segunda etapa do experimento obteve porcentagens médias de remoção de $17,23 \pm 12,47$ e $9,45 \pm 7,51$ % para o FLD-C e FLD-I respectivamente, porém mesmo mantendo a média de remoção os valores médios para a cor aparente ficaram compreendidos em $16,02 \pm 2,07$ HU

e $15,63 \pm 1,45$ HU para FLD-C e FLD-I, ficando acima do recomendado pela legislação brasileira, que delimita o valor máximo permitido de 15 HU para cor aparente em águas para consumo humano (BRASIL, 2021). Não houve diferença estatística significativa quando comparados os dois FLDs (FLD-C e FLD-I) na segunda etapa (p valor = 0,59).

Quando comparado os sistemas entre etapas, tanto o FLD-C quanto o FLD-I foram diferentes entre si, ou seja, o FLD-C teve melhores remoções na segunda etapa quando comparada à primeira etapa (p valor < 0,001), o resultado foi semelhante para o FLD-I, apresentando melhores resultados para a segunda etapa (p valor < 0,001).

Freitas et al, (2021) estudaram FLDs de fluxo contínuo com diferença de profundidade de leito filtrante, o FLD com a mesma profundidade desse estudo também não alcançou remoção suficiente de cor aparente para se enquadrar na legislação brasileira, com a média de $16,1 \pm 23,6$ HU para a água filtrada.

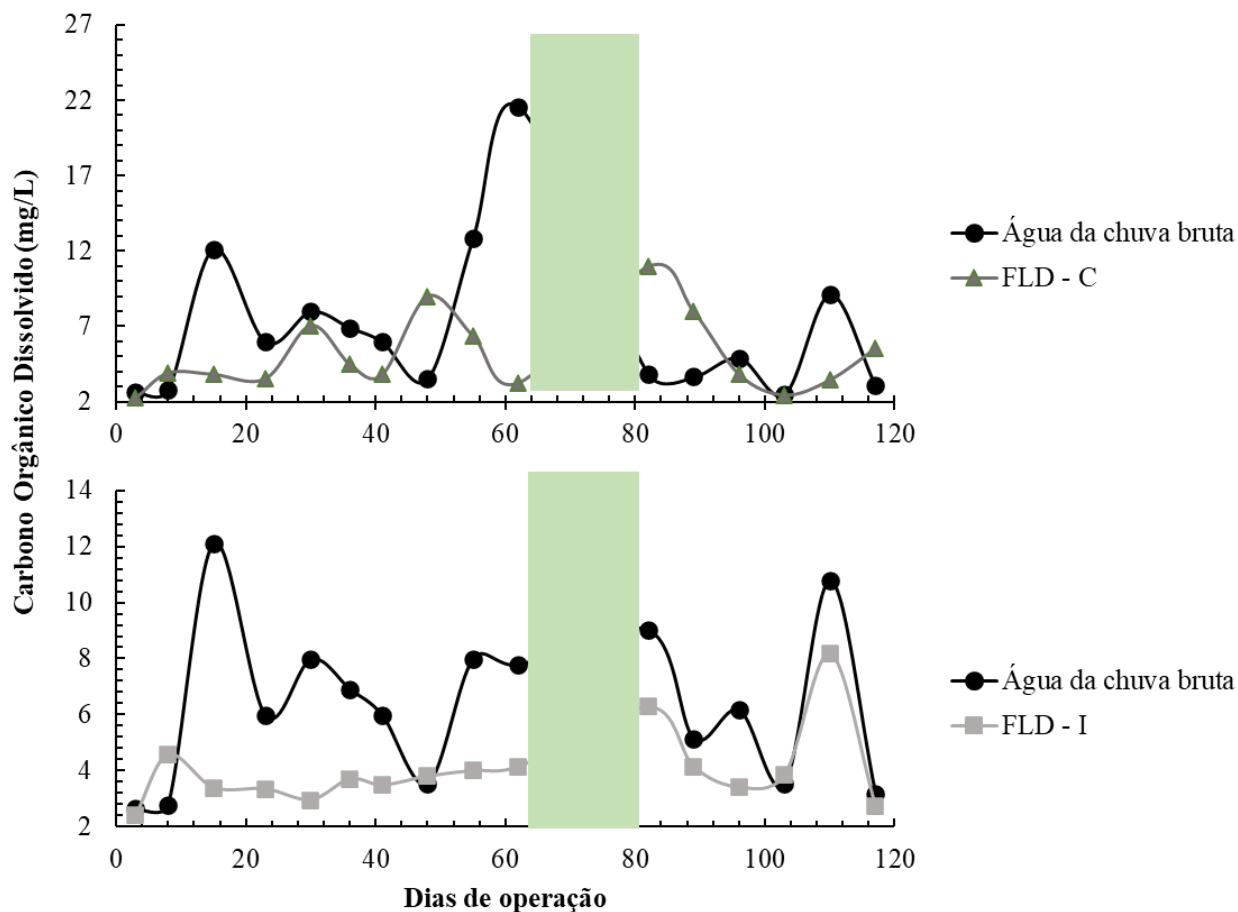
Maciel (2018) obteve remoções de 65 a 85 % de cor aparente em filtros de fluxo intermitente semelhantes ao desse estudo, tratando água proveniente de manancial com valores de COT $1,55 \pm 0,64$ mg/L. Terin (2017) obteve remoções de cor aparente entre 95 e 97 % em FLDs intermitentes, a água de estudo tratava-se de água do poço inoculada com cianobactérias responsáveis por causar cor a água, o autor relata que organismos são removidos mais facilmente quando comparado com águas com substâncias dissolvidas (p. ex. o ácido húmico). Estudos tratando águas com compostos dissolvidos têm tendência em relatar porcentagens de remoção menores de cor, como observado no estudo de Freitas (2017) que utilizou água do poço com adição de ácido húmico e caulinita com FLDs de fluxo intermitente e contínuo, a remoção máxima de cor aparente ficou compreendida em 47,3 e 46,9 %, respectivamente.

A legislação brasileira (2021) não delimita um valor máximo para cor verdadeira, assim como WHO (2017), mas para evitar rejeição da água pelos consumidores é indicado adotar um valor máximo de 15 uC. Valores abaixo desse limite seriam imperceptíveis a olho nu (WHO, 2017). A cor verdadeira ficou compreendida em $16,16 \pm 4,83$ HU para o FLD-C e $16,92 \pm 3,69$ HU para o FLD-I na primeira etapa (p valor = 0,62) não atingindo o delimitado por WHO (2017), assim como na segunda etapa com cor verdadeira de $16,67 \pm 1,74$ HU e $15,65 \pm 1,43$ HU para FLD-C e FLD-I (p valor 0,29), também não apresentando diferença estatística significativa quando comparado os sistemas entre etapas, FLD-C (p valor = 0,81) e FLD-I (p valor = 0,092).

A contaminação por matéria orgânica pode ocorrer na água da chuva através da superfície de coleta que pode ter colonização ou plantas acumuladas. A matéria orgânica pode

ser encontrada como particulada e dissolvida, neste estudo foi avaliada quanto ao carbono orgânico dissolvido presente na água da chuva bruta e na água filtrada pelos FLDs (Figura 16).

Figura 16. COD na água filtrada pelos FLDs.



Nota: O fundo verde delimita os dias sem operação dos sistemas.

Fonte: Autora.

Uma desvantagem relatada por Mans (2004) e Jadhav et al. (2015) relacionado aos FLDs é a limitação na capacidade de remover matéria orgânica dissolvida. A remoção média relatado na literatura fica compreendida entre 3,2 % e 30 % para carbono orgânico total (BRADLEY et al, 2011; MAHLANGU et al., 2012; LYNN et al., 2013; GHEBREMICHAEL et al., 2016; ANDREOLI e SABOGAL-PAZ, 2020).

COD obteve picos na água da chuva com médias de entrada de 8,23 mg/L, esses picos podem ter ocorrido por turbulência causada nos reservatórios no momento de bombear a água para os reservatórios de alimentação dos FLDs, movimentando os possíveis materiais sedimentados nos reservatórios e causando picos de COD nas amostras brutas de água da chuva.

Edzwad (2011) relata que o COD alto entre 5 a 7 mg/L ocorre principalmente em fontes de água influenciadas por pântanos à montante, ou seja, locais que recebem grande contribuição

de biomassa plantas, podendo até exceder esse valor para 20 mg/L. O alto valor de COD encontrado na água bruta da chuva deu-se pelo alto índice de folhas depositadas na área de coleta de água da chuva, mesmo realizando o descarte da primeira chuva “first flush”, foi possível observar na tela do reservatório várias folhas e galhos retidos e parcela desses materiais que transpassaram a tela.

A primeira etapa contou com 42,38 % de remoção de COD para o FLD-C e de 43,78 % para o FLD-I, o teste estatístico não apontou diferença significativa entre para a água filtrada pelo FLD-C e o FLD-I para esse parâmetro. Andreoli e Sabogal-Paz (2020) conseguiram alcançar remoções de 30 % de COD após 111 dias de operação com filtros de fluxo contínuo e para filtros intermitentes em 77 dias, considerando que a primeira etapa desse experimento contou com 65 dias de operação os FLD-I se comportou de forma semelhante em menos tempo, é relatado na literatura como período de aceleração do crescimento do biofilme.

Para a segunda etapa o FLD-C obteve acréscimo de 26,09 % de COD (p valor = 0,036), para o FLD-I atingiu média de 24,47 %, porém o teste estatístico demonstra que não houve diferença estatística significativa entre o FLD-C e FLD-I (p valor = 0,56) nessa etapa.

Quando comparado entre etapas o FLD-C (p valor = 0,48) e FLD-I (p valor = 0,1) não demonstraram diferença estatística significativa. As médias de porcentagens de remoção são diferentes entre si, mas sem diferença estatística, essas diferenças podem ter sido derivadas dos picos de saída do COD nos sistemas interferindo nas médias finais. Outro ponto relevante a acrescentar quanto a esse parâmetro, foi o tempo de armazenamento dessas amostras para posterior análises, APHA et al. (2012) recomenda que as amostras para carbono orgânico dissolvido sejam analisadas preferivelmente no dia, por problemas causados pela pandemia as amostras foram preparadas e congeladas por várias semanas e eram analisando conforme era possível, algumas amostras demoraram mais semanas, outras menos e assim por diante, o que pode ter gerado alteração nos resultados de forma negativa.

Edzwad et al, (1985) demonstram em seu estudo que a UV_{254nm} pode ser utilizada como parâmetro substituto para medir COD, a UV_{254nm} é absorvida por uma série de moléculas orgânicas e inorgânicas, especialmente os compostos orgânicos com estruturas aromáticas ou compostos de carbono com ligações duplas ($C=C$), então uma outra alternativa para analisar a matéria orgânica presente na água é através da absorbância 254nm.

Na primeira etapa a água filtrada pelos FLDs apresentou absorbância 254 de FLD - C $0,08 \pm 0,02$ nm e $0,08 \pm 0,03$ nm, para FLD-C e FLD-I, com remoção de $15,76 \pm 28,07$ % e $16,34 \pm 29,65$ %, respectivamente, sem diferença estatística significativa quando comparados (p valor = 0,79). Na segunda etapa os valores ficaram compreendidos em FLD-C $0,08 \pm 0,04$

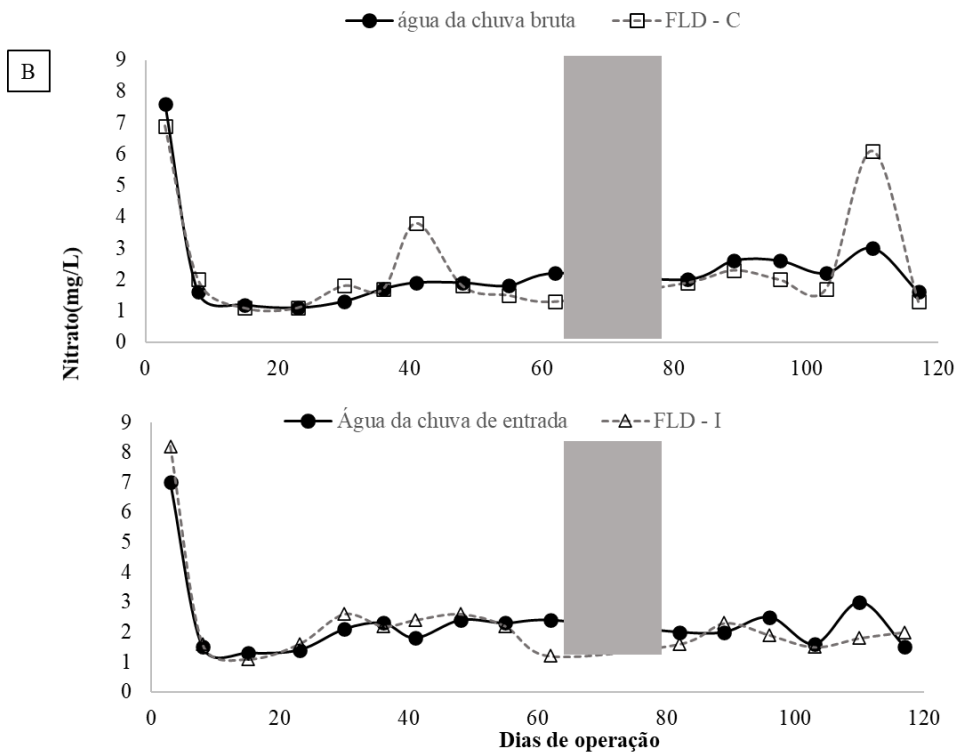
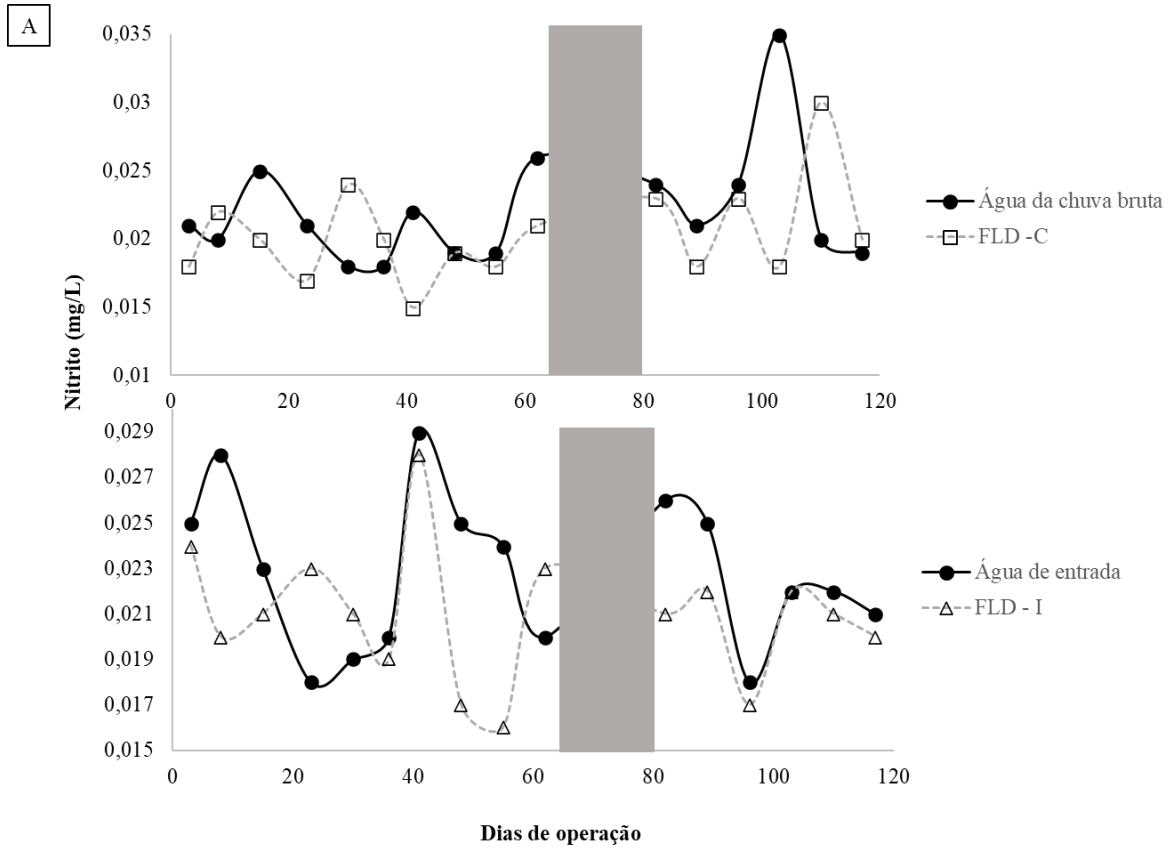
nm e FLD-I $0,09 \pm 0,04$ nm, remoção de $25,67 \pm 28,07$ % e $1,14 \pm 29,65$ %, respectivamente, não apresentando diferença estatística entre os dois sistemas (p valor = 0,29). Quando comparado entre etapas os FLDs não apresentaram diferença estatística significativa, ambos com p valor igual a 0,62.

Lynn et al. (2013) em FLD de fluxo intermitente e com COT DE 5,9 mg/L obteve remoção de 36 % da absorvância 254 nm. Souza Freitas et al. (2021) em FLD de fluxo contínuo obteve remoção da absorvância 254 nm de 49,54 % com TOC da água bruta de 2,07 mg/L. Terin e Sabogal-Paz (2019) obtiveram remoções de 65,27 % para FLD-C e 68,10 % FLD-I, na maior pausa do FLD-I (12h), a concentração de TOC no estudo foi de 1,5 mg/L, bem inferior quando comparado a esse estudo demonstrando que sistemas com água bruta com altas concentrações de COT obtiveram porcentagens menores da absorvância 254 nm, consequentemente da matéria orgânica dissolvida.

5.4.2.3. Nitrito e nitrato

O nitrito, ou nitrato convertido em nitrito no corpo humano, pode gerar reações químicas com efeitos danosos à saúde do consumidor que ingere água com altos níveis desses compostos, assim como a indução de metemoglobinemia principalmente em bebês menores de seis meses de idade, ou até mesmo formação de nitrosaminas cancerígenas (*National Academy of Sciences Safe Drinking Water Committee, 1977; USEPA, 1989c*). Dessa forma os compostos nitrito e nitrato foram monitorados semanalmente na água filtrada pelos sistemas (Figura 17).

Figura 17. Comportamento de A) nitrito e B) nitrato na água bruta da chuva e na água filtrada pelos FLDs.



Nota: fundo cinza demonstra período sem operação

Fonte: Autora

O comportamento do nitrito e nitrato nos FLDs ao decorrer dos dias conteve picos dos compostos, assim como ocorreu para COD. Apesar de ter demonstrado picos maiores, nitrito foi o composto com menores concentrações na água filtrada, nitrato obteve picos de 6,9 mg/L na água filtrada pelo FLD-C.

A média de nitrito na água filtrada na primeira etapa do experimento foi de 0,02 mg/L para ambos os filtros, as porcentagens de remoção desse composto ficaram compreendidas entre 7,17 e 8,22 % para água filtrada pelo FLD-C e FLD-I, respectivamente, não apresentando diferença estatística significativa entre os sistemas (p valor = 0,2). Quanto nitrato na mesma etapa o valor médio na água filtrada foi de 2,30 e 2,57 mg/L para o FLD-C e FLD-I, as porcentagens demonstram que houve acréscimo de nitrato na água filtrada, ou seja, a concentração de nitrato foi maior na água filtrada quando comparado a água bruta da chuva, o acréscimo médio foi de 3,13 % para FLD-C e 4,89 % para FLD-I, mesmo com a porcentagem de acréscimo menor para FLD-I a estítica demonstra que não houve diferença significativa entre os sistemas para a primeira etapa para o composto nitrato (p valor = 0,42).

Na segunda etapa os sistemas mantiveram a média de 0,02 mg/L para nitrito com médias de remoção de 2,65 e 7,68 % para FLD-C e FLD-I, respectivamente, não apresentando diferença estatística significativa entre os sistemas (p valor = 0,46). Para nitrato houve melhora na segunda etapa para o FLD-I, visto que ao invés de ter acréscimo do composto na água filtrada houve remoção de cerca de 11,10 % com médias de 1,85 mg/L, o FLD-C apresentou média maior que na primeira etapa com 2,55 mg/L com acréscimo de 9,28 % do composto na água filtrada, apesar da melhora e remoção do FLD-I a análise estatística não demonstrou diferença significativa para os dois sistemas nessa etapa do experimento (p valor = 0,62).

Quando comparados entre etapas a análise estatística também não demonstrou diferença significativa dos sistemas entre os períodos para os dois compostos, nitrito e nitrato, com FLD-C apresentando p valor = 0,16 para nitrito e p valor = 0,38 para nitrato, FLD-I apresentou p valor de 0,66 para nitrito e p valor = 0,47 para nitrato.

Romero et al., (2020) relata que redução de nitrato pode sugerir desnitrificação nas camadas inferiores dos FLDs, onde pode ocorrer algum déficit de oxigênio, junto com uma redução de pH e consumo de alcalinidade, a remoção de nitrato dos autores em FLDs ficaram compreendidas em 30-53 % em filtros intermitentes com pausa de 24 – 48h entre alimentações.

É possível encontrar na literatura reduções de variáveis de nitrato entre 5 e 53 % (MWABI et al., 2011; KENNEDY et al., 2012; MAHLANGU et al., 2012; AVILÉS et al., 2013), ou seja, a concentração tanto de nitrato e de nitrito podem variar, principalmente de acordo com a qualidade da água bruta a ser filtrada pelos sistemas, remoções completas são

relatadas apenas em estudos em que foram necessárias alterações como realizado por Snyder et al. (2016) onde acrescentaram vinagre como um doador de elétrons para atender à exigência estequiométrica para redução de nitrato na água.

Apesar de ter ocorrido acréscimo de nitrato na água filtrada para os dois FLDs na primeira etapa do experimento os sistemas atenderam a legislação brasileira (2021) e WHO (2018), o valor máximo permitido no Brasil é de 10 mg/L de nitrato e 1,0 mg/L de nitrito em água para o consumo humano, WHO (2017) é mais permissível estipulando valores de 3 mg/L para nitrito e até 50 mg/L para nitrato. Os dois FLDs se enquadraram no estipulado nas duas etapas do experimento.

5.4.2.4. Sílica

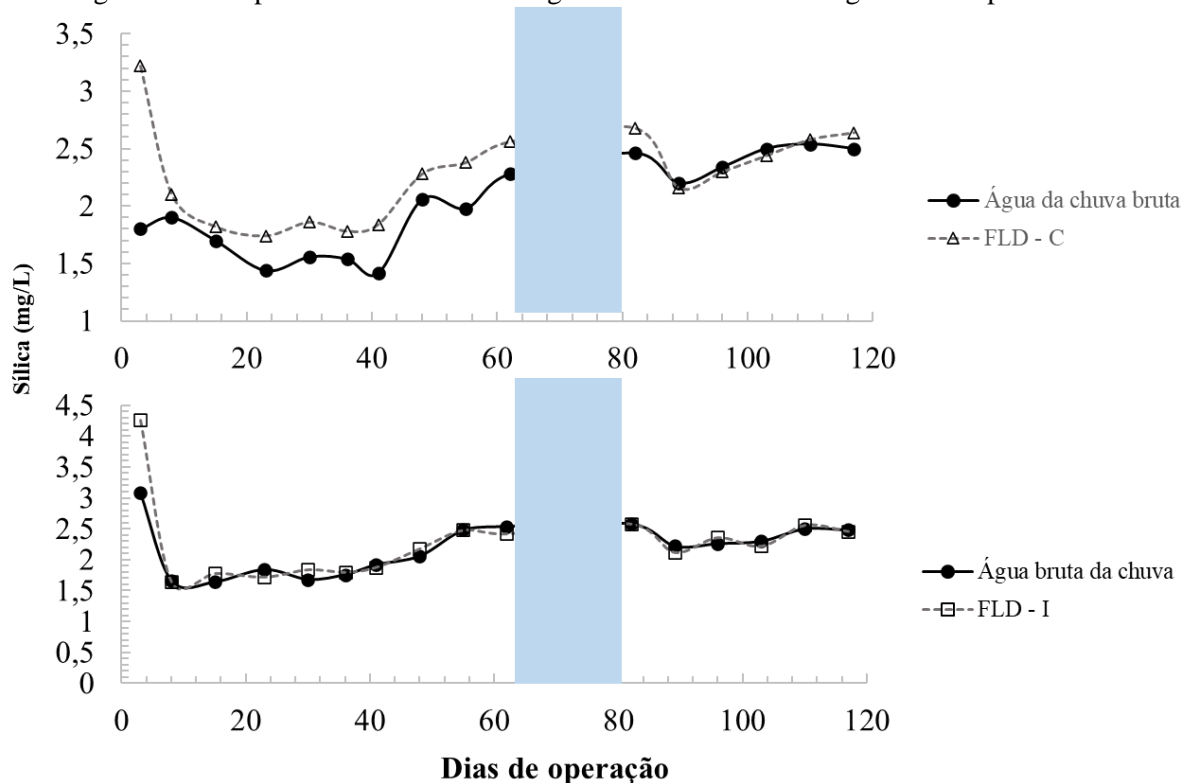
A sílica existe em forma amorfa e cristalina, com unidade estrutural básica de tetraedro de SiO_4 . Suas três principais formas de sílica cristalina são o quartzo, cristobalita e tridimita (EXLEY et al., 2014; 2014; ARIFFIN, 2014).

A areia é composta em sua maioria por quartzo, que pode ser detectado através de análises de sílica. Dessa forma a sílica foi monitorada semanalmente nos sistemas para observar se o parâmetro pode apresentar resultados significativos quanto a fenômenos como a lixiviação da areia dos FLDs.

Na primeira etapa a média de saída de sílica no FLD - C foi de $2,16 \pm 0,47$ mg/L e para o FLD-I de $2,20 \pm 0,78$ mg/L, com p valor = 0,67. As porcentagens de saída apresentaram médias negativas significando que as partículas de sílica na água filtrada foram maiores que a entrada, com acréscimo de 22,05 % para o FLD-C e 6,49 % para FLD-I.

Para a segunda etapa a média de sílica na água filtrada foi de $2,47 \pm 0,21$ mg/L e $2,38 \pm 0,19$ mg/L para FLD-C e FLD-I, respectivamente, também não apresentando diferença significativa entre si (p valor = 0,47), Figura 18.

Figura 18. Comportamento de sílica na água bruta da chuva e na água filtrada pelos FLDs.



Nota: O fundo azul representa os dias sem operação dos sistemas.

Fonte: Autora.

Nos primeiros dias de experimento é possível observar que a água filtrada apresentou mais sílica que a água da chuva bruta nos dois FLDs. A água filtrada pelo FLD-C apresentou estabilidade, ou seja, valores relativamente menores, depois do período de 17 dias sem operação, segunda parte do experimento, apresentando diferença estatística significativa entre as etapas (p valor = 0,05).

A água filtrada pelo FLD-I teve pequena oscilação entre a água bruta da chuva, mantendo esse comportamento após o período sem operação, apresentando um pequeno decréscimo 0,27 % de sílica ao final do experimento, mas o acréscimo não foi o suficiente para apresentar diferença estatística significativa entre etapas para o sistema (p valor = 0,092).

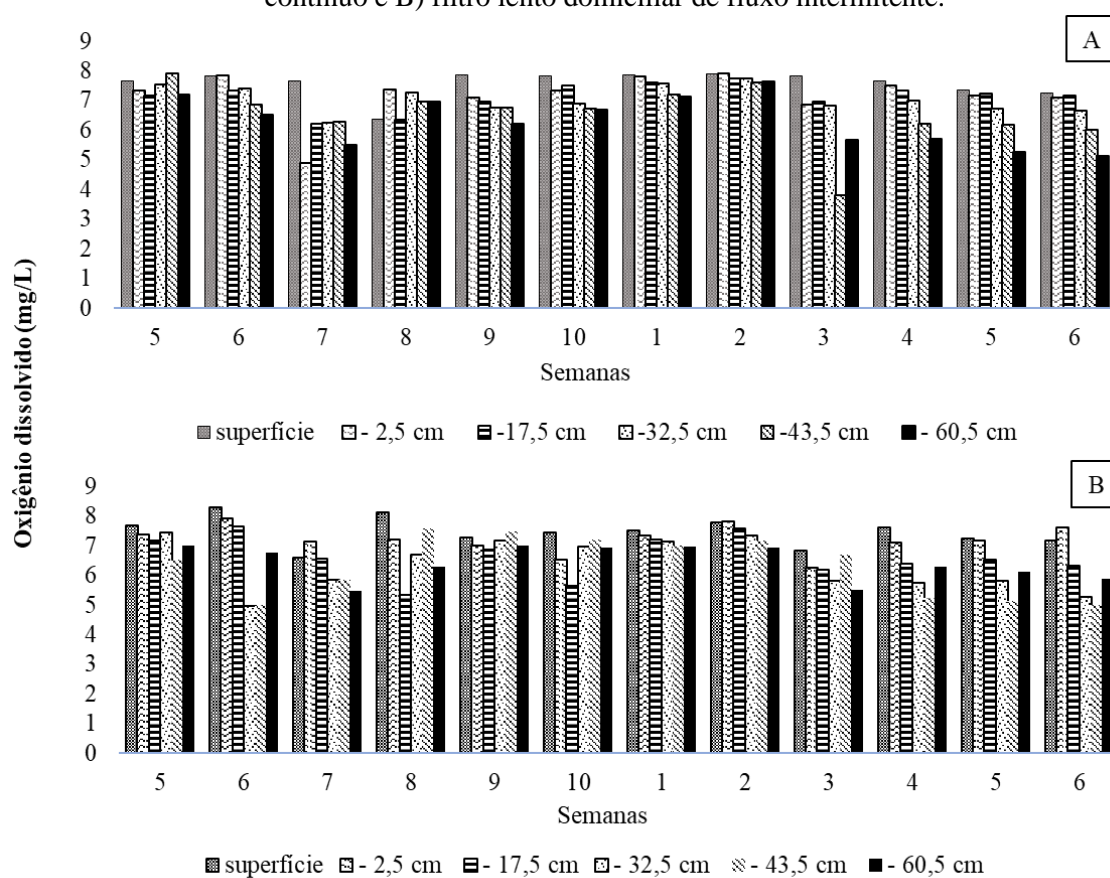
Apesar de não demonstrarem diferença estatística entre os sistemas (FLD-C e FLD-I) com p valor 0,67 na primeira etapa e p valor de 0,47 na segunda etapa, o gráfico demonstra que o sistema intermitente demonstrou mais equilíbrio na saída de sílica na água filtrada, ou seja, não apresentou picos altos de sílica quando comparado com a água bruta da chuva e com o comportamento de FLD-C. É possível notar que após o período sem operação, ambos os sistemas apresentaram ligeira diminuição da concentração na saída de sílica e posteriormente pequeno aumento. Assim como relatado por Sabogal-Paz et al. (2020) águas com poucos

nutrientes, como a água da chuva, podem causar a lixiviação do meio filtrante, os autores obtiveram um aumento da turbidez na água filtrada e esse foi o parâmetro determinante para deduzir-se que o sistema estudado sofreu lixiviação. O presente estudo também apresentou valores de remoção menores, quando comparados à literatura em remoção de turbidez, que também pode ter ocorrido pela água de estudo. A utilização de outros métodos, como a sílica, para avaliar a lixiviação do meio filtrante mostra potencial para analisar como ocorre esse fenômeno e como a perda do meio filtrante vai se desenvolvendo ao decorrer da utilização dos FLDs.

5.4.2.5. Oxigênio dissolvido

O perfil de oxigênio dissolvido (OD) nos FLDs começaram a partir da 5ª semana por problemas no equipamento de medição de OD. Foram coletadas amostras de 30 mL em seringas de 50 mL através das mangueiras instaladas em 6 pontos de coleta ao longo do leito dos FLDs (Figura 19).

Figura 19. Comportamento do oxigênio dissolvido nos FLDs A) filtro lento domiciliar de fluxo contínuo e B) filtro lento domiciliar de fluxo intermitente.



Fonte: Autora.

Os valores negativos na legenda representam os valores das posições de amostragem em relação ao topo da camada filtrante em cm, dessa forma o piezômetro está a 2,5 cm a baixo do topo da areia por isso o valor negativo e assim sucessivamente.

Os valores médios de OD na superfície do FLD-C e FLD-I foram de 7,53 e 7,58 mg/L na primeira etapa. Na camada de 2,5 cm do FLD-C há uma grande redução na 7ª semana de operação, quanto ao FLD-I esse decaimento é observado na camada de 17,5 cm na 8ª semana. Young-Rojanschi e Madramootoo (2014) relata que o crescimento da camada biológica se dá próximo da superfície filtrante por isso é comum observar uma depleção do oxigênio nessa camada, seguida de um crescimento e depois estabilização do oxigênio.

É possível observar que na segunda etapa os FLDs tiveram estabilidade nas primeiras duas semanas de operação, logo após isso há grande redução no OD da camada 43,5 cm do FLD-C atingindo OD de 3,82 mg/L, logo após essa redução os níveis de OD se estabilizam até o fim do experimento, diminuindo de acordo com a profundidade como relatado por Young-Rojanschi e Madramootoo (2014) e Andreoli e Sabogal-Paz (2020). Quanto ao FLD-I a mesma camada tem acréscimo de oxigênio (6,71 mg/L), nas semanas posteriores esse acréscimo passa para a última camada do FLD-I, levando a pensar que pode ter ocorrido algum turbilhamento e levado OD para essas camadas mais inferiores do filtro. Young-Rojanschi e Madramootoo (2014) também observaram aumento do OD na camada mais inferior dos FLDs estudados, os autores atrelam esse aumento ao efeito de aeração na estrutura de saída dos sistemas.

O teste estatístico comparando os dois FLDs demonstraram significância estatística entre as camadas 17,5 e 32,5 cm (p valor = 0,049 e 0,02), as médias de oxigênio para essas camadas foram de 6,92 e 6,54 mg/L para FLD-C e FLD- I na primeira etapa e de 7,34 e 6,70 mg/L para FLD-C e FLD-I.

5.4.2.6. Demais parâmetros de qualidade da água

Os demais parâmetros de qualidade da água como pH, temperatura, alcalinidade parcial e total, condutividade elétrica, potencial zeta e tamanho de partícula serão abordados nesse tópico.

O pH nas amostradas de águas filtradas pelos FLDs na primeira etapa ficaram compreendidos em $7,24 \pm 0,19$ e $7,19 \pm 0,18$ para FLD-C e FLD-I, não apresentando diferença estatística significativa quando comparados os sistemas (p valor = 0,17). O pH na segunda etapa dos experimentos ficaram compreendidos em $7,27 \pm 0,11$ e $7,19 \pm 0,09$ para FLD-C e FLD-I, apresentando diferença estatística quando comparados (p valor = 0,002). Quando comparado os filtros entre etapas tanto FLD-C quanto FLD-I não apresentaram diferença estatística entre

etapas. Ambos os FLDs na primeira e segunda etapa apresentaram média de pH dentro do requerido pela legislação brasileira (2021) que determina que o pH para água de consumo humano fique compreendido entre 6 e 9,5.

Foi observado aumento do pH água filtrada quando comparada com a água bruta, na primeira etapa o FLD-C demonstrou diferença significativa e aumento de pH da água filtrada (p valor = 0,002) e na segunda etapa esse aumento de pH na água filtrada aconteceu no FLD-I (p valor = 0,005), os estudos apontam que esse aumento de pH é devido a lixiviação do material filtrante ou até mesmo do material empregado para meio suporte do FLD (SOUZA FREITAS E SABOGAL-PAZ, 2020; CALIXTO et al., 2020; YOUNG-ROJANSCHI; MADRAMOOTOO, 2015).

A temperatura no topo dos filtros na primeira etapa ficou compreendida em $27,37 \pm 2,98$ e $24,16 \pm 2,10$ para FLD-C e FLD-I demonstrando diferença estatística significativa entre si (p valor = $<0,001$), na segunda etapa a temperatura ficou em $27,28 \pm 2,79$ e $26,09 \pm 1,45$ com diferença estatística significativa entre os filtros (p valor = 0,05). A diferença de temperatura no topo se dá principalmente pelos horários que eram medidas, essas medidas eram realizadas na hora de coleta de amostra de cada filtro, pelos horários serem diferentes é coerente que haja diferença entre as temperaturas.

A alcalinidade total para os filtros ficou compreendida em $24,65 \pm 2,05$ mg CaCO_3/L para FLD-C e $23,23 \pm 1,30$ mg CaCO_3/L para FLD-I na primeira etapa, quando comparados os sistemas apresentaram diferença estatística significativa entre si (p valor = 0,025), com alcalinidade total levemente menor para o FLD-I. Na segunda etapa a alcalinidade total foi de $22,57 \pm 1,13$ e $22,84 \pm 2,04$ mg CaCO_3/L para FLD-C e FLD-I, não apresentando diferença significativa quando comparados entre si (p valor = 0,77). Quando comparados entre etapas apenas o FLD-C demonstrou diferença estatística (p valor = 0,19), com leve diminuição da alcalinidade total na segunda etapa.

A alcalinidade parcial ficou compreendida em $17,5 \pm 1,68$ e $16,72 \pm 1,30$ mg CaCO_3/L na primeira etapa para FLD-C e FLD-I, sem diferença estatística significativa quando comparados entre si (p valor = 0,26). A segunda etapa a alcalinidade de FLD-C teve uma leve diminuição com $15,63 \pm 1,61$ mg CaCO_3/L , apresentando diferença estatística significativa quando comparado entre etapas (p valor = 0,046), o FLD-I apresentou $16,56 \pm 1,93$ mg CaCO_3/L sem diferença estatística significativa quando comparado entre etapas (p valor = 0,54). A presença de magnésio mesmo que em pequena quantidade na água da chuva bruta pode ter alterado a alcalinidade da água filtrada, visto que a alcalinidade da água filtrada fica

compreendida abaixo de 20 mg CaCO₃/L em estudos com água do rio que geralmente apresentam baixo teor de magnésio (TERIN et al., 2021; SOUZA FREITAS et al., 2021).

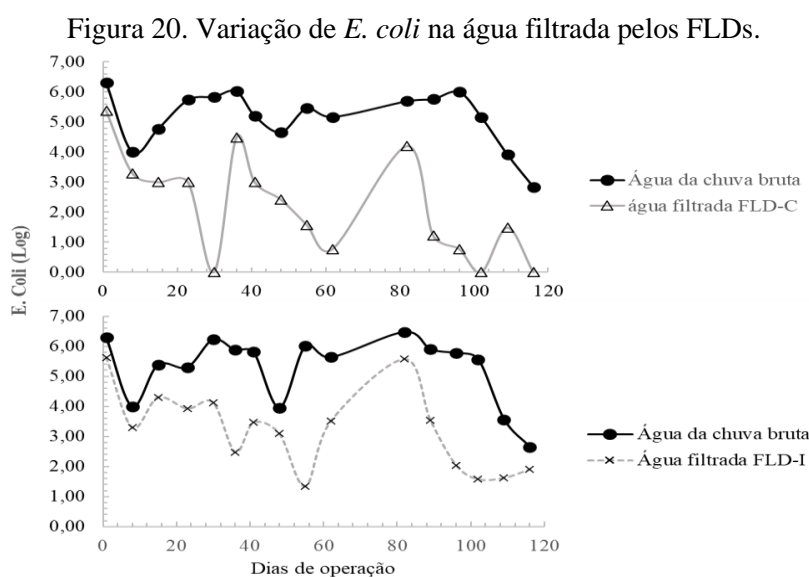
A condutividade elétrica na água filtrada apresentou diferença estatística significativa quando comparado os sistemas entre etapas FLD-C (p valor = <0,001) e FLD-I (p valor = 0,005), apresentando condutividade maior na primeira etapa, quando comparado com a água da bruta FLD-C apresentou acréscimo de condutividade elétrica à água filtrada (p valor = 0,002) na primeira etapa e FLD-I apresentou esse acréscimo na segunda etapa (p valor = 0,005), segundo Young-Rojanschi e Madramootoo, (2015) é o mesmo fenômeno que acontece com o acréscimo de pH, recorrente da possível lixiviação do meio filtrante.

O potencial zeta não apresentou diferença estatística significativa em nenhuma das comparações realizadas. O tamanho de partícula obteve diferença estatística apenas na segunda etapa para a comparação entre a água bruta e a água filtrada pelo FLD-C (p valor = 0,027) e quando comparado FLD-C e FLD-I (p valor = 0,005).

5.4.3. Parâmetros microbiológicos

5.4.3.1. *E. coli*

Os resultados de *E. coli*, microrganismo com maior incidência principalmente por ter sido inoculada na água da chuva antes de alimentar os FLDs são apresentados nesse tópico. A variação da *E. coli* inoculada na água bruta da chuva e na água filtrada pelos FLDs está disposta na Figura 20.



Fonte: Autora.

Os dados da Figura são os resultados provenientes dos valores encontrados na água filtrada pelos FLDs, ou seja, valores de em log encontrados após filtração pelos sistemas.

Os valores de entrada de *E. coli*, ou seja, os valores inoculados na água bruta em cada sistema e a remoção em log em cada FLD com o passar dos dias de operação estão na Tabela 20.

Tabela 20. Valores de entrada e remoção para *E. coli* nos FLDs por etapas.

1º Etapa				
Dias de operação	Água de entrada (log)	FLD-C Remoção (log)	Água de entrada (log)	FLD-I Remoção (log)
1	6,30	0,92	6,30	0,67
8	4,00	0,70	4,00	0,70
15	4,78	1,78	5,38	1,08
23	5,74	2,74	5,30	1,37
30	5,84	5,84	6,23	2,10
36	6,03	1,55	5,88	3,40
41	5,20	2,20	5,81	2,35
48	4,66	2,24	3,95	0,86
55	5,45	3,88	6,01	4,66
62	5,17	4,39	5,64	2,12
Média	5,32	2,62	5,45	1,93
Desvio Padrão	0,70	1,63	0,84	1,30
2º Etapa				
Dias de operação	Água de entrada (log)	FLD-C Remoção (log)	Água de entrada (log)	FLD-I Remoção (log)
82	5,69	1,49	6,48	0,91
89	5,76	4,53	5,91	2,36
96	6,00	5,22	5,77	3,73
102	5,17	5,17	5,57	3,99
109	3,92	2,44	3,57	1,94
116	2,85	2,85	2,65	0,74
Média	4,90	3,62	4,99	2,28
Desvio Padrão	1,25	1,57	1,52	1,37

Fonte: Autora

A remoção de *E. coli* começou baixa, menores que 1 log, nos 8 primeiros dias de operação removendo apenas 0,70 log na água filtrada pelos dois FLDs. As maiores remoções de *E. coli* na primeira etapa começaram a ocorrer depois de 23 dias de operação, com remoção de 2,74 log para o FLD-C e 1,37 log para FLD-I. Andreoli e Sabogal-Paz (2020) atingiram remoção de 3 log em 20 dias de operação operando FLDs em fluxo contínuo e intermitente com água do poço, porém com acréscimo de agente de amadurecimento, os sistemas sem agente de amadurecimento só atingiram esse nível de remoção após 100 dias de operação.

Romero et al (2020), demonstraram decaimento de *E. coli* no decorrer do experimento, obtiveram média de remoção de 1,2 log para FLD de fluxo intermitente com água do poço, filtros que trataram água da torneira sem cloro com adição de esgoto e caulim para adição de turbidez obtiveram reduções de 1,3 a 2,2 log, relatam que o filtro que não recebeu efluente, ou seja, grande número de bactérias e turbidez elevada, teve menor eficiência na remoção de *E. coli*. Relatando os melhores resultados após 35 dias de operação e que FLDs que receberam água com maior turbidez foram mais eficientes.

Ao fim da primeira etapa os sistemas obtiveram média de remoção de 2,62 log para FLD-C e 1,93 log para o FLD-I, apesar da diferença de remoção, os sistemas não apresentaram diferença estatística significativa entre si (p valor = 0,13).

A segunda etapa teve um decaimento na remoção na primeira semana, e comparação às remoções da última semana de operação da etapa com remoções de 4,39 log para FLD-C e de 2,12 log para FLD-I passando para remoções de 1,49 log e 0,91, respectivamente. Mas bastou apenas uma semana para os sistemas se recuperarem obtendo 4,53 log e 2,36 log de remoção para FLD-C e FLD-I, os sistemas terminaram com média de remoção de 3,62 log e 2,28 log, respectivamente, apresentando diferença significativa quando comparados entre si (p valor = 0,045).

Quando comparados entre etapas os FLDs não demonstraram diferença significativa FLD-C com p valor = 0,11 e FLD-I com p valor = 0,25, demonstrando que o período de sem operação de 17 dias não atuou negativamente nos sistemas. Conforme indicado por Elliott et al. (2008) é esperado que a redução de *E. coli* seja crescente com o decorrer dos dias de filtragem e com o amadurecimento da camada biológica.

As remoções atingidas pelos FLDs foram coerentes com os relatos da literatura, Elliott et al. (2008) obtiveram variações de remoção de *E. coli* em filtros de fluxo intermitente de 0,3 log a 4 log, o amadurecimento do sistema estudado pelos autores ocorreu após 30 dias de operação. Souza Freitas et al. (2021) atingiram médias de 3,62 log de remoção em FLD de fluxo contínuo.

Assim como Young-Rojanschi e Madramootoo (2014), a água filtrada pelo FLD-C apresentou maior remoção para *E. coli* quando comparado com a água filtrada pelo FLD-I, removendo cerca de 3,71 log para o FLD-C e 1,67 log para FLD-I.

5.4.3.2. Phi X-174

A metodologia para Phi X-174 foi realizada pelo método de concentração de amostras pelo método descrito no item 4.7.1.2 da metodologia. Nas semanas analisadas eram feitos

controles com água da chuva para o experimento de concentração, ou seja, era inoculada concentração conhecida de colifagos e realizado o procedimento de floculação e concentração para controle de porcentagens de recuperação do método empregado. O controle para o método foi realizado com água da chuva bruta com volume de 3 litros. Valores inoculados e as porcentagens de recuperação alcançadas são dispostos na Tabela 21.

Tabela 21. Valores de recuperação para Phi X - 174.

Semana de operação	inoculado	Recuperado	% de recuperação**
Primeira etapa			
6	$1,00 \times 10^9$	$1,40 \times 10^7$	14,0
7	$1,00 \times 10^9$	$2,00 \times 10^7$	20,0
8	$1,00 \times 10^9$	$1,08 \times 10^7$	10,8
9	$1,00 \times 10^9$	$1,85 \times 10^6$	1,85*
10	$1,00 \times 10^9$	$2,00 \times 10^7$	20,0
Média	$1,00 \times 10^9$	$1,33 \times 10^7$	16,20
Desvio Padrão	$0,00 \times 10^0$	$7,54 \times 10^6$	4,6
Segunda etapa			
1	$1,00 \times 10^7$	$8,30 \times 10^4$	8,3*
2	$1,08 \times 10^7$	$5,70 \times 10^5$	52,8
3	$1,08 \times 10^7$	$2,70 \times 10^5$	25,0
4	$1,08 \times 10^7$	$1,16 \times 10^5$	10,7
5	$1,08 \times 10^7$	$1,10 \times 10^5$	10,2
6	$1,08 \times 10^7$	$1,60 \times 10^5$	14,8
Média	$1,07 \times 10^7$	$2,18 \times 10^5$	22,70
Desvio Padrão	$3,27 \times 10^5$	$1,85 \times 10^5$	17,83

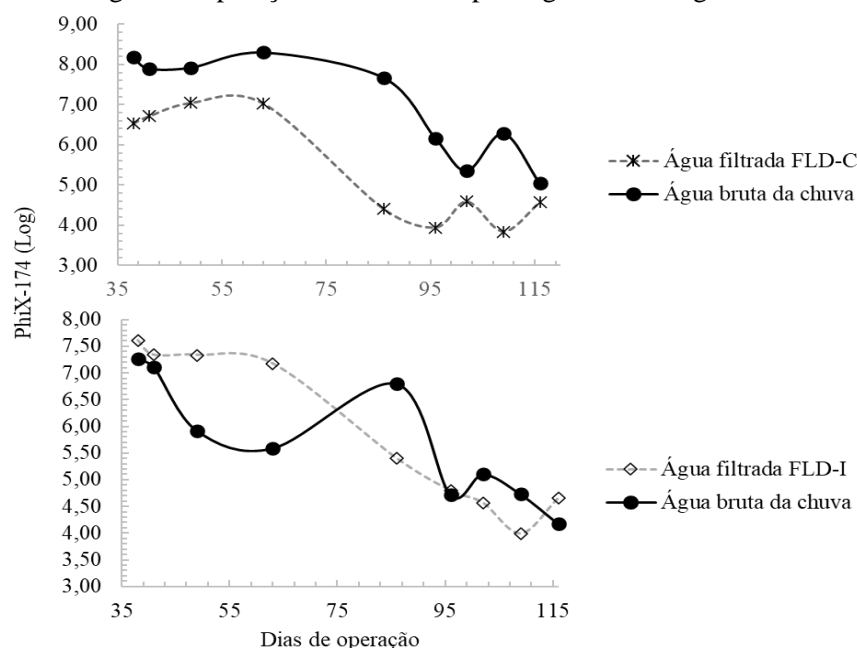
Legenda: *Desconsiderados no cálculo da média geral de porcentagem de recuperação; ** valores de recuperação calculados de acordo com equação 8 presente no item 4.7.1.

Fonte: Autora.

Os valores demarcados na tabela com asteriscos foram desconsiderados do cálculo de média geral por terem apresentado valores baixos de recuperação, as amostras foram posteriormente reanalisadas, mas os valores foram insatisfatórios acusando erro em alguma etapa do procedimento para essas duas semanas.

As análises de PhiX-174 só começaram a partir da sexta semana de experimento por problemas técnicos para a adequação da metodologia empregada para as condições encontradas em laboratório e preparo do microrganismo. A Figura 21 contém a variação da recuperação de PhiX-174 para a água bruta da chuva e água filtrada pelos FLDs.

Figura 21. Log de recuperação de PhiX-174 para água bruta e água filtrada.



Os dados de recuperação são a partir da 6^o semana na primeira etapa do experimento até a 10^o semana, após a 10^o da semana da primeira etapa são demonstradas desde a 1^o até a 6^o semana da segunda etapa dos experimentos, demarcada pela pausa de 17 entre elas.

Este é o primeiro relato de concentração de indicador viral em água da chuva, o experimento buscou seguir recomendações encontradas na literatura como o protocolo ajustado por Boffil-Mas et al. (2011), que adaptou protocolos de concentração de vírus em águas marinhas para água doce ajustando a condutividade com sal marinho artificial.

A média de recuperação ficou compreendida em 16,2 e 22,70 % para a primeira e segunda etapa, respectivamente. As porcentagens de recuperação de vírus variam de acordo com a matriz aquática e volume concentrado, na água do mar observam-se porcentagens de recuperação de 10 a 49 % (CALGUA et al., 2008; MORESCO et al., 2012; GARCIA et al., 2015), para esgoto a variação foi de 25 a 95% (CALGUA et al., 2013b; ASSIS et al., 2017), em matrizes de água doce a variação ficou entre 14 a 66% (CALGUA et al., 2013a; GONZALES-GUSTAVSON et al., 2017; GARCIA e BARARDI, 2019), os valores encontrados nesse estudo não ficaram tão distantes da encontradas na literatura, atingindo concentração máxima de 52 % em uma das semanas.

Após a concentração e determinação da porcentagem encontrada na amostra controle, foi possível realizar o cálculo de log de PhiX-174 na água bruta da chuva e após filtração pelos FLD (Tabela 22).

Tabela 22. Remoção de PhiX-174 na água filtrada pelos FLDs.

Semana de operação	Entrada	Entrada	Removido	Removido
	FLD - C	FLD - I	FLD - C	FLD - I
	Log	Log	Log	Log
Primeira etapa				
6	8,18	8,42	1,65	0,81
7	7,90	8,11	1,19	0,77
8	7,92	7,19	0,88	0,65
9	*	*	*	*
10	7,67	7,80	0,64	0,62
Média	7,92	7,88	1,09	0,71
Desvio Padrão	0,21	0,53	0,44	0,09
Segunda etapa				
1	*	*	*	*
2	5,36	5,68	0,95	0,28
3	6,28	5,64	2,35	0,84
4	5,04	5,45	0,46	0,88
5	5,11	5,47	1,27	1,48
6	5,73	6,08	1,17	1,43
Média	5,50	5,66	1,24	0,98
Desvio Padrão	0,51	0,26	0,69	0,49

Nota: Valores com * foram desconsiderados no cálculo de média geral

Fonte: Autora.

Assim como nos resultados de concentração os valores demarcados na tabela com asteriscos foram desconsiderados do cálculo de média geral por terem apresentado valores baixos de recuperação, as amostras foram posteriormente reanalisadas, mas os valores foram insatisfatórios acusando erro em alguma etapa do procedimento para essas duas semanas.

Para a primeira etapa o FLD-C demonstrou diferença estatística significativa entre a água bruta e a água filtrada pelo sistema (p valor = 0,021), removendo $1,09 \pm 0,44$ log de Phi X-174. Para o FLD-I, a água filtrada não apresentou diferença estatística significativa quando comparada a água bruta de entrada, a remoção para o sistema ficou compreendida em $0,71 \pm 0,09$ log. Quando comparado os sistemas na primeira etapa o teste estatístico demonstra diferença significativa entre FLD-C e FLD-I (p valor = 0,013).

A segunda etapa comportou-se da mesma forma que a primeira etapa quanto á água bruta e a água filtrada pelos sistemas, assim o FLD-C de demonstrou diferença estatística quando comparada à água bruta (p valor = 0,027) e o FLD-I não apresentou diferença estatística significativa entre a água bruta da chuva e a água filtrada pelo sistema (p valor = 0,345). Os valores de remoção ficaram compreendidos em $1,24 \pm 0,69$ e $0,98 \pm 0,49$ log para FLD-C e FLD-I, respectivamente. Quando comparados os dois filtros na segunda etapa não houve diferença significativa (p valor = 0,19).

Os filtros foram comparados quanto sua eficiência na primeira e segunda etapa, o FLD-C demonstrou diferença significativa entre as etapas (p valor = 0,008), assim como o FLD-I (p valor = 0,022), demonstrando que o período sem operação não afetou negativamente a remoção dos FLDs, visto que a remoção para ambos aumentou após esse período.

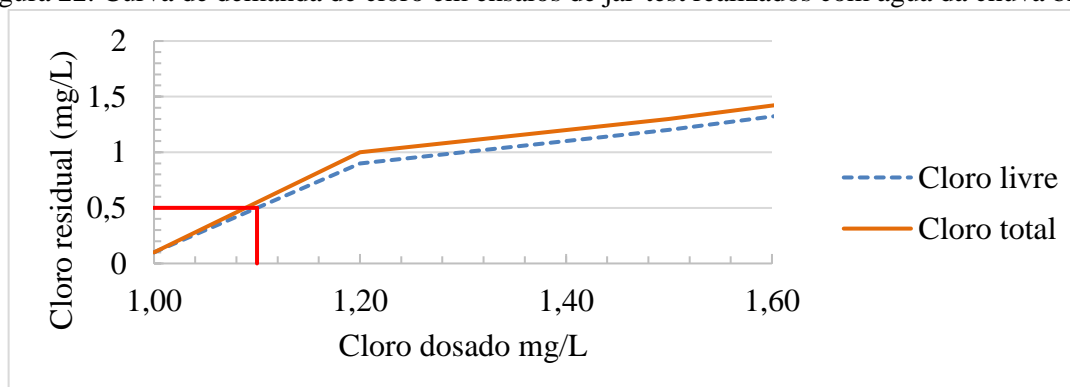
O estudo de Young-Rojanschi e Madramootoo (2014) com FLDs em fluxo contínuo e intermitente, analisando a remoção do bacteriófago MS2 apresentou resultados semelhantes, pois os sistemas contínuos apresentaram maiores unidades logarítmicas de remoção quando comparado com o filtro de fluxo intermitente, atingindo 2,28 log em FLD contínuo e apenas 0,85 log no FLD intermitente. As remoções obtidas pelos autores foram maiores que as desse estudo com Phi x-174, Elliott et al. (2008) explicam que a redução de indicadores viarais pode variar circunstancialmente de acordo com o tipo de organismo estudado, observando maiores remoções para echovirus 12 comparados à remoção de MS2 para FLD intermitente.

Apesar dos FLDs demonstrarem remoção de colifagos, uma grande parte dos colifagos conseguiu passar pelos filtros e ficaram na água filtrada, dessa forma é necessária a seleção de um método de desinfecção eficaz para a inativação desses microrganismos.

5.5. Desinfecção

A desinfecção feita por hipoclorito de sódio foi a etapa final proposta para a água filtrada pelos FLDs. Antes de realizar a cloração da água filtrada foram realizados ensaios de bancada para determinação de dosagem de cloro com o intuito de obter residual de acordo com a legislação brasileira (Brasil, 2021), que delimita o residual de cloro livre de 0,5 mg/L, valor mínimo esse que também é recomendado por WHO (2017). Os ensaios e suas curvas de demanda são apresentados na Figura 22.

Figura 22. Curva de demanda de cloro em ensaios de jar-test realizados com água da chuva bruta.



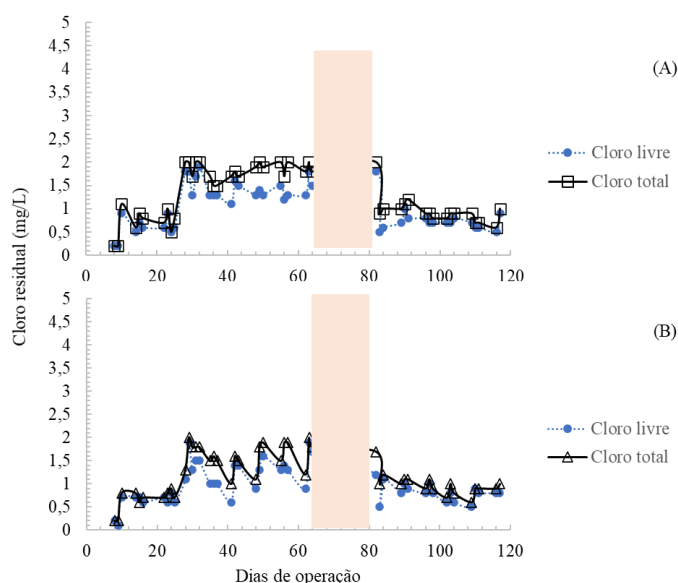
Legenda – A linha vermelha na figura delimita a dosagem estimada para obtenção de cloro residual de 0,5 mg/L.

A Figura demonstra o consumo de cloro na água, o que pode ter ocorrido pela presença de matéria orgânica na água, porém o consumo foi pequeno ao ponto de não ser possível identificar o ponto de breakpoint, como relatado em estudo por Pressley et al., (1972). Através dos resultados dos ensaios foi possível delimitar a dosagem mínima para obtenção de 0,5 mg/L de cloro livre residual, a dosagem mínima de cloro foi escolhida para que a água filtrada ficasse o menos possível com gosto e odor de cloro, visto que esses fatores podem ser uma barreira para aceitação da água clorada pelos consumidores (LUOTO et al., 2011), essa dosagem foi de aproximadamente 1,1 mg/L.

Depois da realização da cloração da água filtrada, foi possível observar que a dosagem escolhida através dos ensaios de bancada não foi suficiente para a inativação de *E. coli*, por isso foi realizada nova estratégia. Foi adotada aplicação no valor 2 mg/L indicada por WHO (2017), e para o cálculo do volume necessário de cloro a 2,5 % para atingir concentração desejada foi utilizada equação disponibilizada pelo manual da FUNASA (2014) fazendo uso na equação o volume que se deseja clorar, a concentração do hipoclorito de sódio utilizado e uma constante.

Dessa forma foi preparada solução de hipoclorito a 2,5 %, concentração igual ao do desinfetante disponibilizado pela organização da saúde, e posteriormente a dosagem foi adequada para o volume desinfetado, visto que em dias de coleta de amostras para concentração de colifagos eram retirados 3 L da água filtrada, dessa forma o volume era alterado. Essas modificações foram realizadas de acordo com a rotina de análises. As análises de cloro livre e cloro total foram realizadas três vezes na semana (Figura 23).

Figura 23. Cloro residual nas amostras cloradas (A) filtro lento domiciliar contínuo e (B) filtro lento domiciliar intermitente.



Nota: O fundo rosa indica o tempo sem operação dos FLDs

O cloro residual nas amostras manteve-se sempre na faixa desejada de no mínimo 0,5 mg/L e máximo de 2 mg/L, o único período em que a concentração foi menor que 0,5 mg/L ocorreu nas semanas em que foi utilizada a dosagem indicada no teste de bancada. O cloro livre médio nas amostras foi de $1,02 \pm 0,46$ mg/L para FLD-C e $0,97 \pm 0,40$ mg/L para FLD-I e o cloro total médio foi de $1,27 \pm 0,56$ e $1,19 \pm 0,48$ mg/L respectivamente. As concentrações de cloro variaram assim como as concentrações de COD, Pressley et al., (1972) explicam que a presença de carbono orgânico na água gera consumo do cloro aplicado, logo presume-se quem em dias em que a variação do COD foi maior obteve maiores consumos de cloro disponível na água clorada, variando o valor disponível.

5.5.1 Desempenho da desinfecção

Após a desinfecção análises na água clorada foram realizadas para acompanhar o desempenho final da cloração. Comportamento dos parâmetros após cloração, Tabela 23.

Tabela 23. Qualidade da água após desinfecção.

Parâmetro	1° Etapa		2° Etapa	
	Média ± Desvio Padrão		Média ± Desvio Padrão	
	FLD-C	FLD-I	FLD-C	FLD-I
pH	$7,18 \pm 0,44$	$7,08 \pm 0,44$	$7,03 \pm 0,12$	$6,95 \pm 0,14$
Condutividade ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	$112,48 \pm 82,72$	$120 \pm 75,66$	$84,4 \pm 12,1$	$84,9 \pm 12,1$
Turbidez (NTU)	$0,86 \pm 0,31$	$0,90 \pm 0,43$	$0,52 \pm 0,36$	$0,33 \pm 0,08$
Cor aparente (HU)	$12,96 \pm 2,33$	$13,14 \pm 2,69$	$11,01 \pm 1,80$	$10,53 \pm 1,56$
Cor verdadeira (HU)	$12,61 \pm 1,50$	$12,77 \pm 1,48$	$11,68 \pm 1,87$	$11,43 \pm 1,82$
Absorbância em λ 254nm	$0,07 \pm 0,02$	$0,07 \pm 0,02$	$0,06 \pm 0,03$	$0,04 \pm 0,03$
Média de distribuição de tamanho de partícula (nm)	$891,2 \pm 117,2$	$4,6 \pm 206$	$1082,47 \pm 417,33$	821 ± 17
Potencial zeta (mV)	$-19,06 \pm 2,33$	$-15,58 \pm 4,30$	$-8,03 \pm 5,82$	$-9,45 \pm 3,70$
Alcalinidade parcial *	$15,27 \pm 2$	$15,90 \pm 1,88$	$14,5 \pm 0,96$	$15,58 \pm 1,16$
Alcalinidade total *	$22,39 \pm 2,33$	$22,73 \pm 2,49$	$21,04 \pm 0,83$	$22,57 \pm 1,94$

Carbono orgânico dissolvido (mg/L)	4,76 ± 1,83	3,42 ± 0,52	4,30 ± 2,39	5,81 ± 6,51
Nitrito (mg/L)	0,03 ± 0,03	0,02 ± 0	0,02 ± 0	0,02 ± 0,01
Nitrato (mg/L)	1,69 ± 0,78	1,62 ± 0,54	1,5 ± 0,3	1,5 ± 0,2
Phi X - 174 (PFU)	<1	<1	<1	<1
<i>E. coli</i> (UFC/100mL)	<4,73	40,6	<1	<1

Nota: *mg CaCO₃/L.

Fonte: Autora.

A turbidez não apresentou diferença estatística significativa entre a água filtrada e a água desinfetada FLD-C (p valor = 0,64) e FLD-I (p valor = 0,30) e assim como também não apresentou diferença significativa quando comparado a água desinfetada entre os FLDs (p valor = 0,76). Na segunda etapa houve diferença estatística significativa entre a água filtrada e a água desinfetada FLD-C e FLD-I (p valor <0,001) é possível observar que a turbidez na água desinfetada apresentou melhora e desinfecção não teve atuação negativa na qualidade da água, os valores ficaram ainda menores que 1 NTU estipulada pela legislação brasileira (2021) e WHO (2017).

A cor aparente apresentou diferença estatística significativa quando comparado a água filtrada e água desinfetada para os dois FLDs com p valor <0,001 nas duas etapas, é possível observar que a cor teve redução após a cloração, visto que apenas filtrada não atendia as exigências da legislação brasileira (2021) estando acima de 15 HU, após a desinfecção os valores ficaram compreendidos em 12,96 e 11,01 HU para FLD-C e 13,14 e 10,53 HU para FLD-I para a primeira e segunda etapa respectivamente. O mesmo aconteceu com a cor verdadeira, ficando menor que 15 HU como recomendado por WHO (2017).

Quanto ao COD quando comparado com a água filtrada e água desinfetada não houve diferença estatística tanto para FLD-C (p valor = 0,99 e 0,41) e FLD-I (p valor = 0,59 e 0,50) para a primeira e segunda etapa do experimento, respectivamente. A pequena redução de COD na água desinfetada pode ser atribuída pela reação da matéria orgânica e cloro, a matéria é consumida e oxidada e consumida nesse processo, o que pode ter ocorrido neste estudo. O leve aumento como na segunda etapa do FLD-I pode se dar pela característica da matéria orgânica, além da especulação que a oxidação de sólidos em suspensão ocasione redução nas partículas, dessa forma passando pelas membranas utilizadas para os ensaios de COD e sejam detectadas mais facilmente pelo método empregado, como explicado por Souza e Daniel (2005) em seu estudo.

A média de inativação de *E. coli* na primeira etapa ficou comprometida pelos resultados provenientes das primeiras semanas utilizando a dosagem dada pelo ensaio de bancada, apesar de ter apresentado diferença estatística entre a água bruta da chuva e a água após desinfecção (p valor <0,001), a água desinfetada do FLD-I ainda apresentava risco por ter presença >10 UFC/100mL de *E. coli* como indicado por WHO (2018).

A Segunda etapa obteve melhora nos resultados de desinfecção, 83,33 % das amostras do FLD-C desinfetadas obtiveram ausência de *E. coli*, se enquadrando nos valores estipulados pela legislação brasileira (2021) e por WHO (2017) na maioria das amostras, já o FLD-I obteve ausência em apenas 50 % das amostras, porém a média foi de 1 UFC/100 mL para as amostras com presença do microrganismo, apresentando baixo risco conforme WHO (2017).

A maior presença do microrganismo na água do FLD-I desinfetada pode estar atrelada com o maior número de *E. coli* na presença da água filtrada, que apresentou maiores valores quando comparado com FLD-C (p valor = 0,045), como apresentado no tópico 5.4.3.1., além do mais estudos como o Andreoli e Sabogal-Paz (2020), concluíram que a eficiência de FLD de fluxo contínuos são melhores na redução de risco microbiológico na água por terem a capacidade de removerem mais microrganismos quando comparado com FLD de fluxo intermitente.

Quanto a PhiX-174, em todas as amostras desinfetadas apresentaram ausência do microrganismo, tanto para FLD-C quanto para FLD-I, mesmo realizando os testes sem diluição, com alíquota da amostra após concentração, não houve presença de colifago, mas é importante ressaltar que o método de recuperação por concentração garantiu apenas média de $16,20 \pm 4,6$ % para a primeira etapa e $22,70 \pm 17,83$ % para a segunda etapa dos colifagos, não é possível afirmar que o hipoclorito inativou totalmente o colifago, pois em apenas um cenário ideal, onde todos os microrganismos da amostra fossem recuperados em sua totalidade seria possível analisar tal eficácia. No entanto com os resultados com o nível de recuperação de concentração alcançada (16,20 e 22,70 % entre etapas) é possível afirmar que os fagos foram inativados nas concentrações em sua totalidade.

5.6. Caracterização de camada microbiológica

As análises realizadas para caracterizar a camada biológica foram ensaios de sólidos totais e suspensos e identificação dos microrganismos encontrados em amostras coletadas da manta e da areia do topo dos FLDs.

5.6.1. Sólidos totais e sólidos suspensos

Os resultados de sólidos totais e sólidos suspensos que foram divididos em fração total, fixa e volátil para amostras da manta e areia do FLD-C e FLD-I (Tabela 24). As amostras foram realizadas em triplicatas logo após a desativação dos sistemas.

Tabela 24. Sólidos totais e suspensos da manta e areia dos FLDs.

Amostra	Filtro	Sólidos totais (g/L)			Sólidos suspensos (g/L)		
		total	fixo	volátil	total	fixo	volátil
Manta	FLD - C	0,39	0,13	0,26	0,20	0,03	0,18
	FLD - I	0,65	0,43	0,23	0,45	0,17	0,27
Areia	FLD - C	0,24	0,12	0,12	0,24	0,07	0,17
	FLD - I	0,45	0,17	0,27	0,35	0,15	0,21

Fonte: Autora.

O FLD-C apresentou concentração de 0,63 g/L de sólidos totais e a maior parte das partículas ficaram retidas na manta (61,9 %) a areia reteve cerca de 38,09 % dos sólidos totais presentes no sistema. FLD-I teve concentração de sólidos totais de 1,1 g/L, a maior parte se encontrou retida na manta (59,09 %) e cerca de 40,90 % retida na areia. Apesar de grande parte dos sólidos totais estarem retidos na manta, houve diferença entre os sistemas quanto essa quantidade, a manta do FLD-C reteve maiores porcentagens de sólidos totais quando comparado ao FLD-I, não há fator evidente ainda para esse acontecimento, visto que o fenômeno contrário foi observado por Andreoli (2020), o autor propõe que o escoamento contínuo force a passagem das partículas retidas na manta para a areia.

Quanto à concentração de sólidos suspenso totais essa proporção foi inversa cerca de 54,55 % dos sólidos suspensos ficaram retidos na areia e apenas 45,45 % na manta do FLD-C. Para o FLD-I, a manta reteve 47,06 % e a areia 52,94 % dos sólidos suspensos totais.

A presença de manta não tecida pode aumentar consideravelmente o tempo de execução dos sistemas, Graham e Mbvette (1991) afirmam que em comparação a sistemas não protegidos por mantas, o tempo pode aumentar em até 8 vezes, pois mesmo que seja pequena a retenção realizada pela manta, uma porcentagem significativa fica retida na mesma.

5.6.2. Microscopia

Os microrganismos identificados nas amostras coletadas da manta e da areia do topo dos FLDs, são listados na Tabela 25.

Tabela 25. Microrganismos identificados em campo claro na manta e areia dos FLDs.

Grupo	Organismos	FLD-C		FLD-I	
		Manta	Areia	Manta	Areia
Rotífera	<i>Monostyla</i> sp.	X	X	X	X
	<i>Euglypha</i> sp.	X	X	X	X
Protozoário	<i>Trinema</i> sp.	X	X	X	X
	<i>Vorticela</i> sp.	X	X	X	X
Helmineto*	-	X	X	X	X
Larva de inseto*	-	X	X	X	X

*Não foi possível identificar o organismo quanto ao seu nome científico

Fonte: Autora.

Os microrganismos identificados em campo claro foram encontrados em todas as amostras de ambos os FLDs, e estima-se que a presença dos microrganismos tenha sido a mesma pra ambos os FLDs.

Os rotíferos encontrados nas amostras são organismos com tamanho de 100 a 1000 μm , podendo ser maiores que protozoários ciliados (OLIVEIRA-NETO & MORENO 1999). Esses microrganismos são capazes de suportar condições ambientais extremas e já foram encontrados em fontes de águas termais e sobre a neve (SCHADEN 1985). Tem ciclo de vida curta e pode formar ovos de resistência ou até mesmo apresentar variações nas taxas de reprodução de acordo com a sazonalidade, principalmente quanto a disponibilidade alimentar (SIPAÚBA-TAVARES & ROCHA 2001, DEVETTER & SED'A 2003).

Protozoários são abundantes em todos os tipos de ambientes aquáticos, solos, em extremos de salinidade, temperatura, pH e até mesmo em níveis de pressão hidrostática (FINLAY e ESTEBAN. 1998).

Juntamente com os rotíferos, os protozoários são considerados bons indicadores, a diversidade e a densidade de espécies podem ser utilizadas para indicar qualidade e potabilidade da água (CAIRNS, 1978; BARBIERI & GOODINHO-ORLANDI, 1989).

De acordo com Selegim et al. (2001) os protozoários são consumidores de bactérias em ambientes ricos com matéria orgânica e podem ser presa de rotíferas. Esses microrganismos são espécies tem importância para o processo de purificação da água.

Os helmintos são metazoários que podem ter vida livre ou parasitária, muitos podem infectar humanos e animais (HORNINK et al., 2013). Estudos mostram que a contaminação por helmintos em cisternas de água da chuva é recorrente, Schüring & Schwientek (2005) observaram presença de parasitos em 71 cisternas e dessas 20 estavam com presença de algum protozoário e helminto. A presença desses organismos pode estar associada com o estado de

limpeza da área de captação da chuva, visto que animais (p.ex. pássaros e gatos) podem passar pelo telhado deixando suas fezes e contaminando a superfície de captação.

6. CONCLUSÕES

De forma geral os dois FLDs foram capazes de melhorar a qualidade da água da chuva. A turbidez foi reduzida e manteve-se dentro do estipulado pela legislação brasileira e da WHO pelos dois FLDs, apesar de ter apresentado pequenos percentuais de remoção desse parâmetro e acréscimo de turbidez na segunda etapa dos experimentos, muito provavelmente ocasionado pela lixiviação do meio filtrante. É relatado pela literatura que pode ocorrer quando a água de estudo possui baixas concentrações de íons minerais como a água da chuva, os dois sistemas apresentaram decaimento da turbidez com o decorrer do tempo e o período sem operação não interferiu negativamente nesse parâmetro.

Cor aparente e cor verdadeira não atingiram os valores delimitados pela legislação brasileira e WHO, os valores ficaram compreendidos em $18,08 \pm 3,49$ HU e $18,77 \pm 3,09$ HU para o FLD-C e FLD-I na primeira etapa e compreendidos em $16,02 \pm 2,07$ HU e $15,63 \pm 1,45$ HU para a segunda etapa, o decaimento da cor demonstra que o período de sem operação também não atuou de forma negativa, visto que o processo natural de remoção do parâmetro continuou.

Em relação aos compostos nitrito e nitrato foram liberados na filtração maior que o valor da água bruta durante a primeira etapa pelos dois FLDs. O FLD-C continuou apresentando acréscimo de nitrato para segunda etapa enquanto FLD-I apresentou remoções para esse parâmetro, apesar disso, não demonstraram diferença estatística. Apesar de ter ocorrido acréscimo de nitrato na água filtrada para os dois FLDs na primeira etapa do experimento, os sistemas atenderam a legislação brasileira (2021) e WHO (2017). O período de pausa não interferiu negativamente no desempenho dos filtros para esses parâmetros, visto que é possível visualizar que as concentrações tenderam a diminuir no decorrer da segunda etapa.

A remoção de *E. coli* foi de 2,62 log para FLD-C e 1,93 log para FLD-I na primeira etapa e não apresentaram diferença estatística entre si. Para segunda etapa as médias de remoção foram de 3,62 log e 2,28 log para FLD-C e FLD-I, respectivamente. A etapa sem operação ocasionou pequena queda na remoção de *E. coli* para os dois sistemas, mas na semana posterior os filtros se recuperaram e continuaram de forma crescentes a remoção de *E. coli*.

Para PhiX-174, a média de remoção atingida na primeira etapa foi de 1,09 e 0,71 log para FLD-C e FLD-I, respectivamente. A segunda etapa as remoções ficaram em 1,24 e 0,98 log para FLD-C e FLD-I, e não demonstrarem diferença significativa o FLD-I não conseguiu atingir sequer 1 log de remoção para o colifago.

A desinfecção demonstrou melhora na qualidade da água filtrada, principalmente na cor aparente e cor verdadeira, que após desinfecção se enquadraram nos valores estipulados pela legislação. Para a segunda etapa 83,33 % das amostras desinfetadas obtiveram ausência do microrganismo *E. coli* para amostras pelo FLD-C. Já FLD-I obteve ausência apenas de 50 % nas amostras desinfetadas, porém a média foi de 1 UFC/100mL, apresentando baixo risco conforme indicado por WHO.

Quanto a PhiX-174, em todas as amostras desinfetadas apresentaram ausência do microrganismo, tanto para FLD-C quanto para FLD-I, mas é importante ressaltar que essa inativação total foi para o método de recuperação por concentração, que garantiu apenas média de $16,20 \pm 4,6$ % para a primeira etapa e $22,70 \pm 17,83$ % para a segunda etapa. Logo, não é possível afirmar que o hipoclorito inativou totalmente o colifago.

De forma geral, os dois FLDs não demonstraram diferença entre si para tratar água da chuva. O período sem operação de 17 dias não interferiu negativamente no desempenho dos FLDs, demonstrando que os sistemas podem ficar sem operação por esse tempo e seu desempenho não sofrerá pouco com essa pausa.

REFERÊNCIAS

- ABBASI, T., & ABBASI, S. A. Sources of pollution in rooftop rainwater harvesting systems and their control. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 41, 2097–2167. (2011).
- ABBASZADEGAN M. Advanced detection of viruses and protozoan parasites in water. *Rev Biol Biotech* 1: 21-26, 2001.
- ABEDON, STEPHEN. Bacteriophage ecology. Population growth, evolution, and impact of bacterial viruses. **Cambridge: Cambridge University Press**, p. 508. 2008.
- AHMADALIPOUR, A., MORADKHANI, H., CASTELLETI, A., & MAGLIOCCA, N. Future drought risk in Africa: Integrating vulnerability, climate change, and population growth. *Science of The Total Environment*. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.01.278. (2019).
- AHMED, W., F. HUYGENS, A. GOONETILLEKE, AND T. GARDNER. Real-time PCR detection of pathogenic microorganisms in roof-harvested rainwater in Southeast Queensland, Australia. *Appl. Environ. Microbiol.* 74:5490–5496. 2008.
- AHMED, W., GARDNER, T., TOZE, S. Microbiological quality of roof-harvested rainwater and health risks: a review. *J. Environ. Qual.* 40 (1), 13-21. 2011.
- AHMED, W.; GARDNER, T.; TOZE, S. Microbiological Quality of Roof-Harvested Rainwater and Health Risks: A Review *Journal of Environmental Quality* Volume 40. 2011.
- AHMED, W.; GOONETILLEKE, A.; GARDNER, T. Implications of faecal indicator bacteria for the microbiological assessment of roof-harvested rainwater quality in southeast Queensland, Australia. 2010. *Canadian Journal of Microbiology*. V. 56, Number 6. <https://doi.org/10.1139/W10-037>.
- AIKEN, B.A., STAUBER, C.E., ORTIZ, G.M., SOBSEY, M.D. An assessment of continued use and health impact of the concrete biosand filter in Bonao, Dominican Republic. *Am. J. Trop. Med. Hyg.* 85 (2), 309e317. 2011.
- ALM, E.W., ET AL. Fecal indicator bacteria are abundant in wets and at freshwater beaches. *Water Res.* 37, 3978–3982. 2003.
- ANDRADE, J. A.; NUNES, M. A. Acesso à água no Semiárido Brasileiro: uma análise das políticas públicas implementadas na região. *Revista espinhaço*, 3 (2): 28-39. 2014.
- 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 <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116352>
- APHA; AWWA; WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. EUA. 2012.

- APPLETON H. Control of food-borne viruses. *Br Med Bull* 56: 172-183, 2000.
- ARIFFIN, K. S. What is Silica? EBS 425 - Mineral Perindustrian, 2004.
- ARONINO, R., DLUGY, C., ARKHANGELSKY, E., SHANDALOV, S., ORON, G., BRENNER, A. E GITIS, V. Remoção de vírus de águas superficiais e efluentes secundários por filtração em areia. **Water Research**, 43 (1), 87-96. doi: 10.1016 / j. watres.2008.10.036 (2009).
- ASSIS ASF, OTENIO MH, DRUMOND BP, FUMIAN TM, MIAGOSTOVICH MP, DA ROSA E SILVA ML. Optimization of the skimmed-milk flocculation method for recovery of adenovirus from sludge. **Sci Total Environ** 583:163-168. (2017). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.045>
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT *NBR 11799*: Material Filtrante – Areia, Antracito de Pedregulho. Especificação. ABNT. 7 p. 2016.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 6457* - Amostras de solo — Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. Rio de Janeiro, 2016.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 12004* - Determinação do índice de vazios máximo de solos não coesivos. Rio de Janeiro, 1990.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 12051* - Determinação do índice de vazios mínimo de solos não coesivos. Rio de Janeiro, 1991.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT *NBR 15527*: Água de chuva – Aproveitamento de coberturas em áreas urbanas para fins não potáveis – Requisitos. Rio de Janeiro, 2019.
- AVILÉS, M., GARRIDO, S.E., ESTELLER, M. V., DE LA PAZ, J.S., NAJERA, C., CORTÉS, J., Removal of groundwater arsenic using a household filter with iron spikes and stainless steel. **J. Environ. Manage.** 131, 103–109. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.09.037>
- BAE, J., & SCHWAB, K. J. Evaluation of Murine Norovirus, Feline Calicivirus, Poliovirus, and MS2 as Surrogates for Human Norovirus in a Model of Viral Persistence in Surface Water and Groundwater. **Applied and Environmental Microbiology**, 74(2), 477–484. doi:10.1128/aem.02095-06 (2007).
- BAEZ, A., BELMONT, R., GARCIA, R., PADILLA, H., TORRES, M.C., Chemical composition of rainwater collected at a southwest site of Mexico City, Mexico. **Atmospheric Research** 86, 61–75. 2007.
- BARBIERI, S.M. & GODINHO-ORLANDI, M.J.L. Ecological studies on the planktonic protozoans of an eutrophic reservoh (Rio Grande Reservoh - Brazü). **Hydrobiologia. Dordrecht**, v. 183. p. 1-10. 1989.

- BARRETT, J. M.; BRYCK, J.; JANONIS, B.A. Manual of Design for Slow Sand Filtration. **AWWA Research Foundation and American Water Works Association**, 1991.
- BASAK, B., ALAGHA, O., The chemical composition of rainwater over Buyukcekmece Lake, Istanbul. **Atmospheric Research** 71, 275–288. 2004.
- BAUMGARTNER, J.; MURCOTT, S.; EZZATI, M. Reconsidering ‘appropriate technology’: the effects of operating conditions on the bacterial removal performance of two household drinking-water filter systems. **Environmental Research Letters**. 2007.
- BERTRAND I, SCHIJVEN JF, SANCHEZ GZ WYN-JONES P, OTTOSON J, MORIN T
The impact of temperature on the inactivation of enteric viruses in food and water: a review. **J Appl Microbiol** 112:1059–1074. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2012.05267.x>. (2012)
- BEURET C. A simple method for isolation of enteric viruses (noroviruses and enteroviruses) in water. **J Virol Methods** 107: 1-8, 2003
- BITTON, G. Fate of bacteriophages in water and wastewater treatment plants. In: GOYAL, S.M.; GERBA, G.P.; BITTON, G. Phages Ecology. New York: **John Wiley & Sons**, p.181-195. 1987.
- BONILLA, N.; SANTIAGO, T.; MARCO, S. P.; URDANETA, M.; DOMINGO, J. S.; TORANZOS, G. A. Enterophages, a group of phages infecting *Enterococcus faecalis*, and their potential as alternate indicators of human faecal contamination. **Water Science Technology**, v. 61, n. 2, p. 293-300, 2010.
- BORCHARDT MA, BERTZ PD, SPENCER SK, BATTIGELLI DA. Incidence of enteric viruses in groundwater from household wells in Wisconsin. **Appl Environ Microbiol** 69: 1172-1180, 2003
- BOSCH A. Human enteric viruses in water environment: a minireview. **Internatl Microbiol** 1: 191- 196, 1998.
- BRADLEY, I.M. Iron oxide amended biosand filters for virus removal. Thesis Master of Science. **University of Illinois at Urbana-Champaign**. USA. 2011.
- BRASIL. Portaria GM/MS nº888 de março de 2021. procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Ministério da Saúde**. 2021.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. Programa Nacional de Saneamento Rural. 1a edição ed. Brasília, 2019.
- CAIRNS Jr., J. Zooperiph>ton (especially Protozoa) as indicators of water quality. **Trans. Amer. Micros. Soc**, v. 97, n. 1, p. 44-49. 1978.
- CAIRNS, W. L., UV technology for water supply treatment. **Water Supply**. Vol. 13. Pp 211. 1995.

- CALGUA B, MENGEWEIN A, GRUNERT A, BOFILL-MAS S, CLEMENTE-CASARES P, HUNDESA A, WYN-JONES AP, LOPEZ-PILA JM, GIRONES R Development and application of a one-step low cost procedure to concentrate viruses from seawater samples. **J Virol Methods** 153:79-83. <https://doi.org/10.1016/j.jviromet.2008.08.003>(2008).
- CALGUA B, FUMIAN T, RUSIÑOL M, RODRIGUEZ-MANZANO J, MBAYED VA, BOFILL-MAS S, MIAGOSTOVICH M, GIRONES R. Detection and quantification of classic and emerging viruses by skimmed-milk flocculation and PCR in river water from two geographical areas. **Water Res** 47(8):2797-810. (2013a). <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.02.043>
- CALGUA B, RODRIGUEZ-MANZANO J, HUNDESA A, SUÑEN E, CALVO M, BOFILL-MAS S, GIRONES R New methods for the concentration of viruses from urban sewage using quantitative PCR. **J Virol Methods** 187(2):215-21. (2013b). <https://doi.org/10.1016/j.jviromet.2012.10.012>
- CAO, Y.Z., WANG, S., G. ZHANG, J. LU, S. LU. Chemical characteristics of wet precipitation at an urban site of Guangzhou, South China **Atmos. Res.**, 94 (3) pp. 462 – 469. (2009). [10.1016/j.atmosres.2009.07.004](https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2009.07.004)
- CARDUCCI A, CASINI B, BANI A, ROVINI E, VERANI M, MAZZONI F, GIUNTINI A. Virological control of groundwater quality using biomolecular tests. **Water Sci Technol** 47: 261-266, 2003
- CENSO DEMOGRÁFICO 2010 (IBGE). Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/> Acesso em 25 setembro. 2019.
- CARDUCCI A, CASINI B, BANI A, ROVINI E, VERANI M, MAZZONI F, GIUNTINI A. Virological control of groundwater quality using biomolecular tests. **Water Sci Technol** 47: 261-266, 2003.
- CENTRE OF AFFORDABLE WATER AND SANITATION TECHNOLOGY – CAWST. Biosand Filter Manual. Design, Construction, Installation, Operation and Maintenance. **Training Manual**. Canada. 2010.
- CHO HB, LEE SH, CHO JC, KIM SJ. Detection of adenoviruses and enteroviruses in tap water and river water by reverse transcription multiplex PCR. **Can J Microbiol.** 46 : 417–424. 2000.
- CLESCERILS, GREENBERG AE, EATON AD. Microbiological Examination – Detection of enteric viruses. In: Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, p. 9-131. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) e Water Environment Federation (WEF). Washington, 20th Ed., 1998.
- CONTRERAS – COLL, N., LUCENA, F., MOOIJMAN, K., HAVELAAR, A., PIERZO, V., BOQUE, M., GAWLER, A., HOLLER, C., LAMBIRI, M., MIROLO, G., MORENO, B., NIEMI, M., SOMMER, R., VALENTIN, B., WIEDENMANN, A., YOUNG, V., JOFRE, J. Occurrence and levels of indicator bacteriophages in bathing waters throughout Europe. **Water Research.** Vol. 36. Pp. 4936 – 4974. 2002. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00229-4](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00229-4)

- CROXEN, M. A., LAW, R. J., SCHOLZ, R., KEENEY, K. M., WLODARSKA, B.B., FINLAY. Recent advances in understanding enteric pathogenic *Escherichia coli*. **Clin Microbiol Rev**, 26, pp 822 – 880. 2013.
- DE KWAADSTENIET, M., DOBROWSKY, P. H., VAN DEVENTER, A., KHAN, W., & CLOETE, T. E. Domestic rainwater harvesting: microbial and chemical water quality and point-of-use treatment systems. **Water, Air, & Soil Pollution**, 224(7), 1–19. (2013).
- D.M. QUANRUD, S.M. CARROLL, C.P. GERBA, R.G. ARNOLD, Virus removal during simulated soil-aquifer treatment, **Water Res.** 37 753–762. (2003)
- DESPINS, C., FARAHAHAKSH, K., AND LEIDL, C. 2009. Assessment of rainwater quality from rainwater harvesting systems in Ontario, Canada. **J. Water Supply**, 58(2): 117134.
- DEVETTER, M. & SED'A, J. Rotifer fecundity in relation to components of microbial food web in a eutrophic reservoir. **Hydrobiologia**. 504:167-175. 2003. <http://dx.doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008516.19947.a6>
- DEZUANE, J. Microbiological parameters. Drinking water quality. USA, **John Wiley & Sons Inc.** 575p. 1997.
- DI BERNARDO, L.; DANTAS, A.D.B.; Métodos e Técnicas de Tratamento de Água. Segunda edição. São Carlos: **RiMa**. ISBN 85-7656-068-2. 2005
- DI BERNARDO, L.; SABOGAL PAZ, L. P.; Seleção de Tecnologias de Tratamento de Água. São Carlos - SP, **Ed. LDiBe**. 2008.
- 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. United Nations Conference Centre, Addis Ababa, Ethiopia: Water, **Engineering and Development Centre (WEDC)** Loughborough University of Technology, 2009.
- EDZWALD, J. K. (Org.). Water Quality & Treatment A handbook on Drinking Water. 6th Editio ed. Denver, Colorado: McGraw-Hill, 2011.
- ELLIOTT, M.A., Stauber, C.E., Koksall, F., Liang, K.R., Huslage, F.A., DiGiano, F.A., Sobsey, M.D. In: Gimbel, R., Graham, N.J.D., Collins, M.R. (Eds.), Recent Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes. **IWA**, London. 2006.
- ELLIOTT, M.A; STAUBER, C.E; KONSAL, F; DIGIANO, F. A; SOBSEY M. D. *Reductions of E-coli, Echovirus Type 12 and Bacteriophages in na Intermittently Operated Household-Scale Slow Sand Filter.* **Water Research** 42, p. 2662-2670. 2008.
- ESPINOSA AC, ARIAS CF, SÁNCHEZ-COLÓN S, MAZARI-HIRIART M. Comparative study of enteric viruses, coliphages and indicator bacteria for evaluating water quality in a tropical high-altitude system. **Environ Health**. 8 : 49 doi: 10.1186/1476-069X-8-49. 2009.

- EVANS, C.A., COOMBES, P.J., DUNSTAN, R.H., AND HARRISON, T. 2007. Identifying the major influences on the microbial composition of roof harvested rainwater and the implications for water quality. **Water Sci. Technol.** 55(4): 245253.
- EXLEY, C.; SJÖBERG, S. Silicon species in seawater. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*. 117, 820. 2014.
- EWING, W. H. Edwards and Ewing Identification of Enterobacteriaceae. (4th ed.) **Elsevier**, New York (1986).
- FABISZEWSKI DE ACEITUNO, A.M., STAUBER, C.E., WALTERS, A.R., MEZA SANCHEZ, R.E., SOBSEY, M.D., A randomized controlled trial of the plastic-housing BioSand filter and its impact on diarrheal disease in Copan, Honduras. **Am. J. Trop. Med. Hyg.** 86 (6), 913e921. 2012.
- FACCHINI CERQUEIRA, M. R., PINTO, M. F., DEROSI, I. N., ESTEVES, W. T., RACHID SANTOS, M. D., COSTA MATOS, M. A., ... MATOS, R. C. Chemical characteristics of rainwater at a southeastern site of Brazil. *Atmospheric Pollution Research*, 5(2), 253–261. doi:10.5094/apr.2014.031. (2014).
- FARIA MACIEL, PM, & SABOGAL-PAZ, LP Filtros de areia lentos para uso doméstico com e sem controle de nível de água: eficiências de fluxo contínuas e intermitentes. **Tecnologia Ambiental**, 1–44. doi: 10.1080 / 09593330.2018.1515988 (2018).
- FINLAY, B.J & ESTEBAN, G.F. 1998. Freshwater protozoa: biodiversity and ecological function. **Biodivers. Conserv.** 7:1163-1186. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1008879616066>
- FLOGLER, H. S. Elements of Chemical Reaction Engineering, Third Edition. **Prentice-Hall**, 2004.
- FLÖRKE, M., SCHNEIDER, C., & MCDONALD, R. I. Water competition between cities and agriculture driven by climate change and urban growth. **Nature Sustainability**, 1(1), 51–58. doi:10.1038/s41893-017-0006-8 (2018).
- FREITAS, B. L. S., TERIN, U. C., NASSER FAVA, N.M., SABOGAL – PAZ. Filter media depth and its effect on the efficiency of household slow sand filter in continuous flow. *Journal of Environmental Management*. 288(2021). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112412>
- FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE – FUNASA. *Saneamento Rural*. Disponível: <http://www.funasa.gov.br>. Acessado em: 28/09/2016. 2014.
- FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE – FUNASA. Manual de Cloração de Água em Pequenas Comunidades Utilizando o Clorador Simplificado Desenvolvido pela Funasa. 2014. Disponível: http://www.funasa.gov.br/site/wpcontent/files_mf/manualdecloracaodeaguaempequenascomunidades.pdf.
- GARCIA LA, NASCIMENTO MA, BARARDI CR Effect of UV light on the inactivation of recombinant human adenovirus and murine norovirus seeded in seawater in shellfish

deuration tanks. **Food Environ Virol.** 7(1):67-75. (2015).
<https://doi.org/10.1007/s12560-014-9177-x>.

GARCIA LAT, BARARDI CRM. Performance of a storage tank coupled with UV light on enteric virus inactivation in drinking water. **Water supply** 19(4):1103-1109. (2019).
<https://doi.org/10.2166/ws.2018.161>

GERBA, C. P. Indicator microorganisms, p. 491–503. In R. M. Maier, I. L. Pepper, and C. P. Gerba (ed.), **Environmental microbiology**. Academic Press, New York, NY. 2000.

GERBA CP, ABD-ELMAKSOUND S, NEWICK H, EL-ESNAWY NA, BARAKAT A, GHANEM H. Assessment of coliphage surrogates for testing drinking water treatment devices. **Food Environ Virol** 7:27-31. <https://doi.org/10.1007/s12560-014-9173-1>(2015)

GITIS, V., HAUGHT, R.C., CLARK, R.M., Removal of oocysts of *Cryptosporidium parvum* by rapid sand filtration with ballasted flocculation-filtration and intermediate downwashes. **Acta Hydroch. Hydrob.** 33, 355–364. 2005.

GNADLINGER, J. Água de chuva no manejo integrado dos recursos hídricos em localidades semiáridas: aspectos históricos, biofísicos, técnicos, econômicos e sociopolíticos. **Instituto Nacional do Semiárido (INSA)**. ISBN: 978-85-64265-13-4. 2015.

GOFTI-LAROCHE L, GRATACAP-CAVALLIER B, GENOULAZ O, JORET JC, HARTEMAN PH, SEIGNEURIN JM, ZMIROU D. A new analytical tool to assess health risks associated with the virological quality of drinking water (EMIRA study). **Water Sci Technol** 43: 39-48, 2001.

GONZALES-GUSTAVSON E, CÁRDENAS-YOUNGS Y, CALVO M, DA SILVA MF, HUNDESA A, AMORÓS I, MORENO Y, MORENO-MESONERO L, ROSELL R, GANGES L, ARAUJO R, GIRONES R. Characterization of the efficiency and uncertainty of skimmed milk flocculation for the simultaneous concentration and quantification of water-borne viruses, bacteria and protozoa. **J Microbiol Methods** 134:46-53 (2017). <https://doi.org/10.1016/j.mimet.2017.01.006>

GOYER, R. A. Lead toxicity: current concerns. *Environmental Health Perspectives*, 100, 177–187. (1993).

GRABOW, W. Bacteriophages: Update on application as models for viruses in water. **Water SA**. Vol. 27. 2001. ISSN 0378 – 4738.

GRIFFIN, D. W., DONALDSON, K. A., PAUL, J. H., ROSE, J. B. Pathogenic human viruses in coastal waters. **Clinical Microbiology Reviews.** 16(1), 129-143. 2003.

GWENZI, W., DUNJANA, N., PISA, C., TAURO, T., & NYAMADZAWO, G. Water quality and public health risks associated with roof rainwater harvesting systems for potable supply: review and perspectives. **Sustainability of Water Quality and Ecology**, 6, 107–118. (2015).

- HAMILTON, K.; REYNEKE, B.; WASO, M.; CLEMENTS, T.; NDLOVU, T.; KHAN, W.; DIGIOVANNI, K.; RAKESTRAW, E.; MONTALTO, F.; HAAS, C. N.; AHMED, W. A global review of the microbiological quality and potential health risks associated with roof-harvested rainwater tanks. 2019.
- HAN, G., LIU, C.-Q., Strontium isotope and major ion chemistry of the rainwaters from Guiyang, Guizhou Province, China. **Science of Total Environment** 364, 165–174. 2006.
- HANDIA, L., TEMBO, J. M., & MWIINDWA, C. Potential of rainwater harvesting in urban Zambia. *Physics and Chemistry of the Earth*, 28, 893–896. (2003).
- HAURI AM, SCHIMMELPFENNIG M, WALTER-DOMES M, LETZ A, DIEDRICH S, LOPEZ-PILA J, SCHREIER E. An outbreak of viral meningitis associated with a public swimming pond. **Epidemiol Infect.** 133 : 291–298. 2005.
- HELMREICH, B., HORN, H., Opportunities in rainwater harvesting. *Desalination*. Volume 248, 1-3, pp 118-124. 2009.
- HORNINK, G. G., KAWAZOE, U., PEREZ, D., GALEMBECK, E. Principais parasitos humanos de transmissão hidrica ou por alimentos. 2013 ISBN: 978-85-63473-12-7.
- HU, G., BALASUBRAMANIAN, R., & WU, C. Chemical characterization of rainwater at Singapore. **Chemosphere**, 51(8), 747–755. doi:10.1016/s0045-6535(03)00028-6 (2003).
- HUANG, K., ZHUANG, G., XU, C., WANG, Y., TANG, A., The chemistry of the severe acidic precipitation in Shanghai, China. **Atmospheric Research** 89, 149–160. 2008.
- HUISMAN, L.; WOOD, W. E. Slow sand filtration. Geneva: World Health Organization, 1974.
- HUSTON, R., CHAN, Y. C., CHAPMAN, H., GARDNER, T., & SHAW, G. Source apportionment of heavy metals and ionic contaminants in rainwater tanks in a subtropical urban area in Australia. **Water Research**, 46, 1121–1132. (2012).
- IDEXX. Colilert®: um teste simples de 24 horas para coliformes e *E.coli*. 2002.
- Instituto de pesquisas tecnológicas (IPT), Manual para Captação Emergencial e uso Doméstico de Água de Chuva [livro eletrônico] / Luciano Zanella. -- São Paulo: IPT - Instituto de Pesquisas **Tecnológicas do Estado de São Paulo**, ISBN 978-85-09-00181-0. 2015
- Instituto Trata Brasil. Principais estatísticas. Acesso 07/09/2019 <<http://www.tratabrasil.org.br/saneamento/principais-estatisticas/no-brasil/agua>>2019.
- Instituto Nacional de Meteorologia – INPE. Acesso 28/07/2021 <<https://bdmep.inmet.gov.br/#>> 2021.
- JENKINS, M.V; 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** 45. p. 6227-6239. 2011.

- JURZIK L, HAMZAA IA, PUCHERT W, ÜBERLA K, WILHELM M. Chemical and microbiological parameters as possible indicators for human enteric viruses in surface water. **Int J Hyg Environ Health**. 213 : 210–216. 2010.
- JOŃCZYK, E.; KLAK, M.; MIEDZYPBRODZKI, R.; GORSKI, A. The influence of external factors on bacteriophages – review. **Folia Microbiologica (Praha)**, v. 56, p. 191-200, 2011.
- KAPER, J. B., NATARO, J. P., MOBLEY, H. L. T. Pathogenic Escherichia coli. **Nat. Rev. Microbiol**, 2 (2) pp. 123 – 140. 2004.
- KATAYAMA, H., SHIMASAKI, A., & OHGAKI, S. Development of a Virus Concentration Method and Its Application to Detection of Enterovirus and Norwalk Virus from Coastal Seawater. **Applied and Environmental Microbiology**, 68(3), 1033–1039. doi:10.1128/aem.68.3.1033-1039.2002. (2002).
- KELLER R, GONÇALVES RT. Molecular techniques monitoring rotavirus in wastewater treatment plants. **Virus Reviews and Research** 6: Abstract n. EV 4, p.96, 2001.
- KENNEDY, T. J; HERNANDEZ, E. A; MORSE, A. N. Hydraulic Loading Rate Effect on Removal Rates in a BioSand Filter: A Pilot Study of Three Conditions. **Water Air Soil Pollut**, 223: 4527-4537. 2012.
- KESWICK BH, SATTERWHITE TK, JOHNSON PC, DUPONT HL, SECOR SL, BITSURA JA, GARY GW, HOFF JC. Inactivation of Norwalk virus in drinking water by chlorine. **Appl Environ Microbiol** 50: 261-264, 1985.
- KREIBEL K, BÖSL M, HUGLER M, LIPP P, FRANZREB M, HAMBBSCH B. Inactivation of F-specific bacteriophages during flocculation with polyaluminum chloride e A mechanistic study. **Water Research**. 51: 144-151. 2014.
- KUMAR, P., YADAV, S., & KUMAR, A.). Sources and processes governing rainwater chemistry in New Delhi, India. **Natural Hazards**, 74(3), 2147–2162. doi:10.1007/s11069-014-1295-0. (2014).
- KITTIGUL L, KHAMOUN P, SUJIRARAT D, UTRARACHKIJ F, CHITPIROM K, CHAICHANTANAKIT N, VATHANOPHAS K. An improved method for concentration rotavirus from water samples. **Mem Inst Oswaldo Cruz** 96: 1-7, 2001
- LECLERC H, SCHWARTZBROD L, DEI-CAS E. Microbial agents associated with waterborne diseases. **Crit Rev Microbiol** 28: 371-409, 2002
- LEE SH, KIM SJ. Detection of infectious enteroviruses and adenoviruses in tap water in urban areas in Korea. **Water Res** 36: 248-256, 2002.
- LEVENSPIEL, O. Engenharia das Reações Químicas. 3 ed. São Paulo. Ed. Edgard Blucher LTDA. 2000.
- LIANG, K.; SOBSEY, M.; STAUBER, C. E. Improving household drinking water quality: use of Biosand filter in Cambodia. **Water and Sanitation Program–World Bank**, 2010.

- LIN, J., GANESH, A. Water quality indicators: bacteria, coliphages, enteric viruses. *International Journal of Environmental Health Research*. Vol. 23. Pp 484 – 506. 2013.
- LIN, X., HE, L., ZHANG, R., GUO, X., & LI, H. Rainwater in Guangzhou, China: Oxidizing properties and physicochemical characteristics. *Atmospheric Pollution Research*. doi: 10.1016/j.apr.2018.08.005. 2018.
- LU, X., LI, L. Y., LI, N., YANG, G., LUO, D., & CHEN, J. Chemical characteristics of spring rainwater of Xi'an city, NW China. *Atmospheric Environment*, 45(28), 5058–5063. doi: 10.1016/j.atmosenv.2011.06.026. 2011.
- LUOTO, J. et al. What Point-of-Use Water Treatment Products Do Consumers Use? Evidence from a Randomized Controlled Trial among the Urban Poor in Bangladesh. *PLoS ONE*, v. 6, n. 10, p. e26132, 20 out. 2011.
- LYE. D. J., Health risks associated with consumption of untreated water from household roof catchment systems. of the *Journal of the American Water Resources Association* <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2002.tb04349.x>. 2007.
- LYNN, T. J., WANJUGI, P., HARWOOD, V. J., ERGAS, S. J. 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 alternativas de tratamento de água em comunidades isoladas: eficiências com e sem controle de nível da água e aceleração do amadurecimento. *Escola de Engenharia de São Carlos – USP*. Programa de Pós graduação em engenharia hidráulica e saneamento. (Tese de doutorado). 2018.
- MAILLARD, J.-Y., BEGGS, T.S., DAY, M.J., HUDSON, R.A. AND RUSSELL, A.D. Effect of biocides on MS2 and K coliphages. *Applied and Environmental Microbiology* 60, 2205– 2206. (1994).
- MAHLANGU, T., MAMBA, B., MOMBA, M., A comparative assessment of chemical contaminant removal by three household water treatment filters. *Water SA* 38, 39–48. 2012.
- MARTINS, E. H., NOGAROTTO, D. C., MORTATTI, J., & POZZA, S. A. Chemical Composition of Rainwater in an Urban Area of the Southeast of Brazil. *Atmospheric Pollution Research*. doi: 10.1016/j.apr.2018.10.003 (2018).
- MEHNERT DU, STEWIEN KE. Detection and distribution of rotavirus in raw sewage and creeks in São Paulo, Brazil. *Appl Environ Microbiol* 59: 140-143, 1993
- MEHNERT DU, QUEIROZ APS, PAULI V; MONEZI TA, HÁRSI CM. Virus: a new parameter for determination of water quality. *Virus Reviews and Research* 6: 67, 2001.
- MEHR., M.R.; KESHAVARZI., B.; SOROOSHIAN, A. Influence of natural and urban emissions on rainwater chemistry at a southwestern Iran coastal site. *Science of The Total Environment*. 668. 1213-1221. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.082>. 2019.

- MELLO, W.Z., ALMEIDA, M.D., Rainwater chemistry at the summit and southern flank of the Itatiaia massif, Southeastern Brazil. **Environmental Pollution** 129, 63–68. 2004.
- MELNICK JL. Enteroviruses: Polioviruses, Coxsackieviruses, Echoviruses, and Newer Enteroviruses. In: Virology, p. 655-712. Fields BN, Knipe DM, Howley PM, Chanock RM, Melnick JL, Monath TP, Roizman B, Straus SE (eds). Vol.1. **Lippincott-Raven**, 3rd ed., Philadelphia, USA, 1996.
- MIGLIAVACCA, D., TEIXEIRA, E., WIEGAND, F., MACHADO, A., & SANCHEZ, J. Atmospheric precipitation and chemical composition of an urban site, Guaba hydrographic basin, Brazil. **Atmospheric Environment**, 39(10), 1829–1844. doi: 10.1016/j.atmosenv.2004.12.005 (2005).
- MIMURA, A. M. S., ALMEIDA, J. M., VAZ, F. A. S., DE OLIVEIRA, M. A. L., FERREIRA, C. C. M., & SILVA, J. C. J. Chemical composition monitoring of tropical rainwater during an atypical dry year. **Atmospheric Research**, 169, 391–399. doi:10.1016/j.atmosres.2015.11.001 2016.
- MINISTÉRIO DA SAÚDE. FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE FUNASA. Saneamento Domiciliar Manual de instruções de uso das melhorias sanitárias domiciliares | 2014 www.funasa.gov.br/site/wpcontent/files_mf/saneamentodomiciliar_manual_de_instrucoes_de_uso_dasmsd.pdf
- MINISTÉRIO DA SAÚDE. SISTEMA ÚNICO DE SAÚDE. Cuidados com a água para consumo humano | 2011 pesquisa.bvsalud.org/bvsms/resource/pt/oai-bvs-ms-ms-32053.
- Ministério da Saúde. (MS) **Secretaria de Vigilância em Saúde. Cuidados com água para consumo humano. Brasília, DF: MS, 1 fôlder.** 2011.
- MONTEIRO, L.; MENAIAM J. Tipos de mecanismos de desinfecção de sistemas de abastecimento de água. **Encontro técnico - Manutenção e desinfecção de reservatórios de água para consumo humano.** 2009.
- MORESCO V, VIANCELLI A, NASCIMENTO MA, SOUZA DSM, RAMOS APD, GARCIA LAT, SIMÕES CMO, BARARDI CRM Microbiological and physicochemical analysis of the coastal waters of southern Brazil. **Mar Pollut Bull** 64(1):40-48. 2012. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.10.026>
- MWABI, J.K., ADEYEMO, F.E., MAHLANGU, T.O., MAMBA, B.B., BROUCKAERT, B.M., SWARTZ, C.D., OFFRINGA, G., MPENYANA-MONYATSI, L., MOMBA, M.N.B., Household water treatment systems: A solution to the production of safe drinking water by the low-income communities of Southern Africa. **Phys. Chem. Earth** 36, 1120–1128. 2011.
- NAIR, A. T., AHAMMED, M. M.; DAVRA, K. Influence of operating parameters of the performance of a household slow sand filter. **Water Science and Technology – Water Supply.** V.14, 643 – 649. 2014.

- NGAI, K. K.; COFF, B., BAKER, D., LENTZ, R. Global review of the adoption, use and performance of the biosand filter. In book: Progress in slow sand and alternative biofiltration processes: Further developments and applications. Chapter 42. 2014.
- NEGREL, P., GUERROT, C., MILLOT, R., Chemical and strontium isotope characterization of rainwater in France: influence of sources and hydrogeochemical implications. *Isotopes in Environmental and Health Studies* 43, 179–196. 2007.
- NIEMINSKI, E.C., ONGERTH, J.E., Removing Giardia and Cryptosporidium by conventional treatment and direct filtration. **J. Am. Water Works Assoc.** 87 (9), 96–106. 1995.
- OLIVEIRA-NETO, A.L. & MORENO, I.H. Rotíferos. In Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX. Invertebrados de água doce (C.A. Joly & C.E.M. Bicudo, coord.). **FAPESP, São Paulo**, v.4. 1999.
- O'CONNOR D. R. Report of the Walkerton Inquiry: The events of May 2000 and related issues. Part 1: A summary. Toronto, Ontario, **Ontario Ministry of the Attorney General, Queen's Printer for Ontario**. 2002.
- OKUDA, T., IWASE, T., UEDA, H., SUDA, Y., TANAKA, S., DOKIYA, Y., FUSHIMI, K., HOSOE, M., Long-term trend of chemical constituents in precipitation in Tokyo metropolitan area, Japan, from 1990–2002. **Science of Total Environment** 339, 127–141. 2005.
- ONU - Relatório das nações unidas sobre o desenvolvimento dos recursos hídricos. Não deixas ninguém para trás (Fatos e dados). [Livro eletrônico] elaborado pelo WWAP | Engin Koncagül, Michael Tran, Richard Connor e Stefan Uhlenbrook. 2019
- PALMATEER, G., MANZ, D., JURKOVIC, A., MCINNIS, R., UNGER, S., KWAN, K.K., DUTKA, B.J. Toxicant and parasite challenge of Manz intermittent slow sand filter. **Environ. Toxicol.** 14 (2), 217–225. 1999.
- PAN, Z., MAO, F., GONG, W., MIN, Q., & WANG, W. The warming of Tibetan Plateau enhanced by 3D variation of low-level clouds during daytime. **Remote Sensing of Environment**, 198, 363–368. doi:10.1016/j.rse.2017.06.024. 2017.
- PAYMENT P. Waterborne viruses and parasites: resistance to treatment and disinfection. In: OECD Workshop Molecular Methods for Safe Drinking Water. Available from: **Interlaken** '98: 1-11, 1998.
- PAYMENT P., BERTE A., PREVOST M., MENARD B., BARBEAU B. Occurrence of pathogenic microorganisms in the Saint Lawrence River (Canada) and comparison of health risks for populations using it as their source of drinking water Can. **J. Microbiol.**, 46 pp. 565-576. 2000.
- PEGORARO, P.R. Distribuição do tempo de residência e letalidade no processamento térmico contínuo de líquidos com escoamento laminar não ideal em trocadores bitubulares. 140 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). **Universidade de São Paulo**. São Paulo. 2011.

- PRESSLEY, T. A.; BISHOP, D. F.; ROAN, S. G. Ammonia-nitrogen removal by breakpoint chlorination. **Environmental Science & Technology**, v. 6, n. 7, p. 622–628, jul. 1972.
- PROSAB – 2001. Métodos Alternativos de Desinfecção da água. Coordenador Luiz Daniel. **RiMa Artes e textos**. 1ª Edição – São Carlos
- PURNELL, S. E.; EBDON, E.; TAYLOR, H. D. Bacteriophage lysis of Enterococcus host strains: A tool for microbial source tracking? **Environmental Science & Technology**, v. 45, p.10699-10705, 2011.
- PUSCH D, OH DY, WOLF S, DUMKE R, SCHRÖTER-BOBSIN U, HÖHNE M, RÖSKE I, SCHREIER E. Detection of enteric viruses and bacterial indicators in German environmental waters. **Arch Virol**. 150 : 929–947. 2005.
- QUEIROZ APS, SANTOS FM, SASSAROLI A, HÁRSI CM, MONEZI TA, MEHNERT DU. Electropositive filter membrane as an alternative for the elimination of PCR inhibitors from sewage and water samples. **Appl Environ Microbiol** 67: 4614-4618, 2001
- RADAIDEH, J., AL-ZBOON, K., AL-HARAHSEH, A., & AL-ADAMAT, R. Quality assessment of harvested rainwater for domestic uses. **JJEES**, 2, 26–31. 2009.
- RIOS – TOBÓN, S., AGUDELO – CADAVID, R. M., GUTIERRES – BUILES, L.A. Pathogens and microbiological indicators of the quality of water for human consumption. **Rev. Fac. Nac. Salud Pública**. Vol. 35. Medellín. 2017. <https://doi.org/10.17533/udea.rfnsp.v35n2a08>
- ROMERO, D. A. D., de ALMEIDA SILVA, M. C., CHAÚQUE, M. B. J.; BENETTI, A. D. Biosand Filter as a Point-of-Use Water Treatment Technology: Influence of Turbidity on Microorganism Removal Efficiency. **Water**, 12(8), 2302–. doi:10.3390/w12082302 (2020).
- SABOGAL – PAZ, L. P., CAMPOS, L. C., BOGUSH, A., CANALES, M. Household slow sand filters in intermitente and continuous flows to treat water containing low mineral ion concentrations and Bisphenol A. **Science of The Total Environment**. V. 702. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135078>.
- SÁNCHEZ, A.S., COHIM, KALID, R.A. A review on physicochemical and microbiological contamination of roof-hasvested rainwater in the urban areas. **Sustainability of water quality ecology**. Volume 6. Pp 119 – 137. 2015.
- SANTIAGO-RODRIGUEZ, T. M.; MARCOS, P.; MONTEIRO, S.; URDANETA, M.; SANTOS, R.; TORANZOS, G. A. Evaluation of enterococcus-infecting phages as indices of fecal pollution. **Journal of water and health**, v. 11, n. 1, 51-63, 2013.
- SAZAKLI E., A. ALEXOPOULOS, M. LEOTSINIDIS Rainwater harvesting, quality assessment and utilization in Kefalonia Island, Greece *Water Res.*, 41 pp. 2039-2047. 2007.

- SCHEWE, J., HEINKE, J., GERTEN, D., HADDELAND, I., ARNELL, N. W., CLARK, D. KABAT, P. Multimodel assessment of water scarcity under climate change. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 111(9), 3245–3250. (2013).
- SCHOENEM, D., Role of disinfection in suppressing the spread of pathogens with drinking water: possibilities and limitations. **Water Research**. Vol. 36. Pp. 3874 – 3888. 2002.
- SCHADEN, R. Manual de técnicas para a preparação de coleções zoológicas, 10: Rotifera. **Sociedade Brasileira de Zoologia, São Paulo**, 17p. 1985.
- SCHURING, K.; SCHWIENK, S. Quality of rain water for domestic purposes harvested in different systems within the semi-arid region of northeast Brazil. Project Report. Convênio Universidade de Ciências Aplicadas de Bremen, Alemanha e Universidade Federal de Pernambuco, Brasil. 2005. 82 p. apud XAVIER, Rogério Pereira. Influência de barreiras sanitárias na qualidade da água de chuva armazenada em cisternas no semiárido paraibano. 114 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, **Universidade Federal de Campina Grande**, Campina Grande, 2010.
- SELEGHIM, M. H. R., GODINHO, M. J. L., TUNDISI, T. M. Checklist dos "protozoários" de água doce do Estado de São Paulo, Brasil **Biota Neotrop**. vol.11 supl.1 Campinas Jan./Dec. 2011.
- SHIN, G.-A. AND SOBSEY, M.D. Reduction of Norwalk virus, poliovirus 1, and bacteriophage MS2 by ozone disinfection of water. **Applied and Environmental Microbiology** 69, 3975– 3978. 2003.
- SILVA A. R.; BORJA, P.C. Aproveitamento de água de chuva no Brasil: avanços e limitações dos aspectos legais. **ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 2017.
- SILVEIRA, André Braga Galvão. Estratégias para a universalização do saneamento rural: um estudo baseado em experiências internacionais. 2013. Dissertação (Mestrado Profissional em Gestão e Regulação dos Serviços Públicos de Saneamento Básico) – Escola Nacional de Saúde Pública, **Fundação Oswaldo Cruz**, Brasília, 2013.
- SIMMONS, G., V. HOPE, G. LEWIS, J. WHITMORE, AND G. WANZHEN. Contamination of potable roof-collected rainwater in Auckland, New Zealand. **Water Res.** 35:1518–1524. 2001.
- SIPAÚBA-TAVARES, L.H. & ROCHA, O. Produção de plâncton (fitoplâncton e zooplâncton) para alimentação de organismos aquáticos. **Rima**, São Carlos. 2001
- SISSON, A. J., WAMPLER, O. J.; REDISKE, R. R., MOLLA, A.R. An assessment of long-term biosand filter use and sustainability in the Artibonite Valley near Deschapelles, Haiti. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development** 3 (1): 51–60. 2013. <https://doi.org/10.2166/washdev.2013.092>
- SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. SNIS. Diagnóstico dos serviços de água e esgoto. **Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria**

Nacional de Saneamento – SNS. 2019.
http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/ae/2019/Diagn%C3%B3stico_SNIS_AE_2019_Republicacao_31032021.pdf

SNYDER, K. V., WEBSTER, T.M., UPADHYAYA, G., HAYES, K.F., RASKIN, L., Vinegar-amended anaerobic biosand filter for the removal of arsenic and nitrate from groundwater. **J. Environ. Manage.** 171, 21–28. 2016.

SNELLEN, W.B. The value of rain, Wageningen: **Alterra**. 215p. 2006.

SNIS (2015). Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2015> Acesso em 23 set. 2019.

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*, v. 41, n. 21, p. 2783–2794, 18 set. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/09593330.2019.1582700>

SOUZA, J. B., DANIEL, L. A. Comparação entre hipoclorito de sódio e ácido peracético na inativação de *E. coli*, colifagos e *C. perfringens* em água com elevada concentração de matéria orgânica. **Eng. Sanit. Ambient.** vol.10 no.2 Rio de Janeiro Apr./June 2005.

STAUBER, C. E; ORTIZ G. M; LOOMIS D. P; SOBSEY M. D. A Randomized Controlled Trial of the Concrete Biosand Filter and its Impact on Diarrheal Disease in Bonaó, Dominican Republic. **Am J Trop Med Hyg.** Feb; 80(2): 286-293. 2009.

STAUBER, C.E., KOMINEK, B., LIANG, K.R., OSMAN, M.K., SOBSEY, M.D. Evaluation of the impact of the plastic biosand filter on health and drinking water quality in rural tamale, Ghana. **Int. J. Environ. Res. Public Health** 9 (11), 3806e3823. 2012^a.

STAUBER, C.E., PRINTY, E.R., MCCARTY, F.A., LIANG, K.R., SOBSEY, M.D. Cluster randomized controlled trial of the plastic BioSand water filter in Cambodia. **Environ. Sci. Technol.** 46 (2), 722e728. 2012b.

STRAUB TM, CHANDLER DP. Towards a unified system for detection waterborne pathogens. **J Microbiol Methods** 53: 185-197, 2003.

TAYLOR, RG, SCANLON, B., DÖLL, P., RODELL, M., VAN BEEK, R., WADA, Y., TREIDEL, H. Águas subterrâneas e mudanças climáticas. **Nature Climate Change**, 3 (4), 322-329. 2012. doi: 10.1038 / nclimate1744.

TCHOBANOGLIOUS, G; BURTON F. L; STENSEL, H. D. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. 4 ed. **McGraw-Hill**. New York. 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. 29-39. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.11.055>

THERON J, CLOETE TE. Emerging waterborne infections: contributing factors, agents, and detection tools. **Crit Rev Microbiol** 28: 1-26, 2002.

- TIWARI, S.-S.K., SCHMIDT, W.-P., DARBY, J., KARIUKI, Z.G., JENKINS, M.W., Intermittent slow sand filtration for preventing diarrhoea among children in Kenyan households using unimproved water sources: randomized controlled trial. **Trop. Med. Int. Health** 14 (11), 9. 2009.
- TOMÁZ, P. Aproveitamento de água de chuva para áreas urbanas e fins não potáveis. **Navegar Editora, São Paulo, 2^a ed.**, 180p. ISBN 85-87678-23-x. 2005.
- TROEGER, C. et al. Estimates of global, regional, and national morbidity, mortality, and aetiologies of diarrhoeal diseases: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2015. **The Lancet Infectious Diseases**, v. 17, n. 9, p. 909–948, 2017.
- 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, 775 – 782. 2016.
- UHR., J.G., SCHMECHEL, M., ABREU, D. Relação entre saneamento básico no Brasil e saúde da população sob a ótica das internações hospitalares por doenças de veiculação hídrica. **RACEF – Revista de Administração, Contabilidade e Economia da Fundace**. v. 7, n. 2, p. 01-16, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.13059/racef.v7i2.104>
- U.S. EPA. United States Environmental **Protection Agency. Guidance Manual – Alternative disinfectants and oxidants**. 1999.
- U.S. EPA, United States Environmental Protection Agency. Method 1602. Male-specific (F+) and somatic coliphage in water by single agar layer (SAL) procedure. **Washington, DC: EPA Office of Water**. 2001a.
- U.S. EPA United States Environmental Protection Agency. Method 1601. Male-specific (F+) and somatic coliphage in water by two-step enrichment procedure. **Washington, DC: EPA Office of Water**. 2001b.
- U.S. EPA United States Environmental Protection Agency. Male-specific (F+) and Somatic Coliphage in Water by Two-step Enrichment **Procedure. EPA 821-R-01-030**, <www.epa.gov/nericwww/1601ap01.pdf. acess 02/11/2019. 2001.
- U.S. EPA United States Environmental Protection Agency. **National primary drinking water regulations: Ground Water Rule, proposed rules, Federal Register 65, Washington, D.C.**, pp. 30193–30274. 2000.
- UBA, B.N., and AGHOGHO, O. Rainwater quality from different roof catchments in the Port Harcourt district, River State, Nigeria. **J. Water Supply: Res. Technol.AQUA**. 49: 281288. 2000.
- UYGER, N., KARACA, F., & ALAGHA, O. Prediction of sources of metal pollution in rainwater in Istanbul, Turkey using factor analysis and long-range transport models. **Atmospheric Research**, 95, 55–64. 2010.
- VIEIRA, C.B., MENDES, A.C.O., GUIMARÃES, F.R., FUMIAN, T.M., LEITE, J.P.G., GASPAS, A.M.C, MIAGOSTOVICH, M.P. Detection of enteric viruses in recreational

waters of an urban lagoon in the city of Rio de Janeiro, Brasil. **Instituto Oswaldo Cruz**. 2012.

- VIJAYAVEL, K.; FUJIOKA, R.; EBDON, J.; TAYLOR, H. Isolation and characterization of Bacteroides host strain HB-73 used to detect sewage specific phages in Hawaii. **Water Research**, v. 44, n. 12, p. 3714-3724, 2010.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION WHO. **Guidelines for drinking water quality, 2nd ed. volume 3: surveillance and control of community supplies**. Geneva: World Health Organization. 1999.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION WHO. **Guidelines for Drinking Quality. Second Addendum to Third Edition. Volume 1. Recommendations**. Geneva. 2008. ISBN 978 92 4 154760 4.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION WHO. **World Health Statistics**. WHO.Press, Geneva, Switzerland. 2012
- WORLD HEALTH ORGANIZATION WHO. **Progress on Sanitation and Drinking-Water. World Health Organization, Geneva. 2013**.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION WHO. **Guidelines for drinking-water quality, 4th edition, incorporating the 1st addendum**. Geneva, Switzerland, 2017.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION WHO. **A global overview of national regulations and standards for drinking-water quality**. ISBN 978-92-4- 151376-0. 2018.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION WHO; UNITED NATIONS CHILDREN'S FUND UNICEF. **Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2017. Special focus on inequalities**. Geneva, Switzerland, 2019.
- WITHEY, S.; CARTMELL, E.; AVERY, L. M.; STEPHENSON, T. Bacteriophages –potential for application in wastewater treatment processes. **Science of The Total Environment**, v. 339, p. 1-18, 2005.
- WYN-JONES AP, SELLWOOD J. A review: Enteric viruses in aquatic environment. **J Appl Microbiol** 91: 945-962, 2001.
- XU, Z., & HAN, G. Chemical and strontium isotope characterization of rainwater in Beijing, China. **Atmospheric Environment**, 43(12), 1954–1961. 2009. doi: 10.1016/j.atmosenv.2009.01.010
- YATES MV. Classical indicators in the 21st century – far and beyond the coliform. **Water Environ Res**. 79: 279–286. 2007.
- YAZIZ, M. I., GUNTING, H., SAPARI, N., & GHAZALI, A. W. Variations in rainwater quality from roof catchments. **Water Research**, 23, 761–765. 1989.
- YOUNG-ROJANSCHI, C; MADRAMOOTOO, C. Intermittent Versus Continuous Operation of Biosand Filters. **Water Research** 45. 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.
- ZHANG, D., ZHANG, Q., QIU, J., BAI, P., LIANG, K., & LI, X. Intensification of hydrological drought due to human activity in the middle reaches of the Yangtze River, China. **Science of The Total Environment**, 637-638, 1432–1442. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.05.121. 2018b.
- ZHANG, G.S., ZHANG, J., LIU, S.M., Chemical composition of atmospheric wet depositions from the Yellow Sea and East China Sea. **Atmospheric Research** 85, 84–97. 2007.
- ZHU, K., ZHANG, L., HART, W., LIU, M., CHEN, H. Quality issues in harvested rainwater in arid and semi-arid Loess Plateau of northern China. **J. Arid Environ.** 57 (4), 487–505. 2004.