



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE - UFS
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA - CCET
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL - DEC

LUCAS DE ARAUJO SOUZA

Orientadora: Profa. Dra. Denise Conceição de Gois Santos Michelan

Coorientador: Eng. Me. Anderson de Jesus Lima

**INFLUÊNCIA DA LAVAGEM OPERACIONAL E DO SENTIDO DO
FLUXO NA EFICIÊNCIA DE FILTROS LENTOS COM CAMADA
INTERMEDIÁRIA DE MARAVALHA**

São Cristóvão – SE

2020

Influência da lavagem operacional e do sentido do fluxo na eficiência de filtros lentos com camada intermediária de maravalha

Lucas de Araujo Souza¹

¹Discente do Curso de Engenharia Civil da Universidade Federal de Sergipe

RESUMO: O tratamento de água em pequenas comunidades rurais é desafiador e por isso faz-se necessária a aplicação de tecnologias de baixo custo de implantação, fácil execução e operação. Nesse sentido, a filtração lenta se mostra como uma ferramenta em potencial na busca do fornecimento universal de água potável. No entanto, existem lacunas na literatura no que diz respeito à influência do sentido do fluxo de filtração sobre a eficiência, bem como acerca de alternativas para a lavagem da areia antes da partida do filtro, e sobre o incremento de materiais alternativos na camada filtrante visando o aproveitamento de resíduos. Assim, este estudo resulta de um experimento realizado em escala piloto, no qual foram confeccionados dois filtros lentos, um com sentido de fluxo ascendente e outro descendente, com o intuito de avaliar a influência da lavagem operacional da areia e do sentido do fluxo de filtração na eficiência de filtros lentos com camada intermediária de maravalha. Para tanto, foi introduzida uma camada intermediária de maravalha no meio filtrante e a lavagem da areia foi realizada pelo processo de retrolavagem, denominada nesse estudo de “lavagem operacional”. A taxa de filtração aplicada em ambos os filtros foi igual a $3,0 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ com variação de 10% e as perdas de carga ao longo das camadas foram monitoradas através de piezômetros instalados nas interfaces das camadas. Por meio dos resultados obtidos, observou-se que os parâmetros de condutividade elétrica, pH e temperatura não são afetados pelas condições impostas pelo experimento, assim como a remoção de microrganismos do grupo coliformes totais e termotolerantes. Por outro lado, os parâmetros de cor aparente e turbidez indicaram haver influência das condições impostas sobre a eficiência. Além disso, mais estudos são necessários para obter resultados sólidos quanto à diferença sobre o sentido do fluxo de filtração bem como sobre a eficiência na remoção de parâmetros microbiológicos.

Palavras-chave: Filtração lenta. Fluxo ascendente. Fluxo descendente. Lavagem operacional. Resíduos.

1 INTRODUÇÃO

A primeira instalação de tratamento de água dotada de filtro lento de areia para consumo humano que se tem conhecimento foi concebida por John Gibb em 1804 na cidade escocesa de Paisley. Pouco tempo depois, no ano de 1852, o sucesso do método tornou o processo de filtração de água para consumo humano uma obrigatoriedade na Inglaterra (RICHTER, 2009). Décadas adiante, em 1872, chegou ao continente americano, onde foi instalada uma unidade de filtração no estado de Nova York. Esta unidade foi operada à taxa de filtração de 1,9 a 3,8 m³/m².dia e apresentava meio filtrante de areia com 90 cm de espessura (LIBÂNIO, 2010).

Decorrido mais de um século, mais precisamente no início da década de 1990, apenas 76% da população mundial usufruía de fontes de água potável. Vale destacar que, devido à natureza global dessa porcentagem, existia uma disparidade na cobertura entre países, dentre os quais muitos enfrentavam a pobreza, elevado crescimento populacional e instabilidade (WHO, 2015).

Com a assinatura da Declaração do Milênio em 2000, pelos Estados Membros das Nações Unidas, foram reunidos esforços para alcançar metas no que tange ao acesso sustentável à água potável e ao saneamento básico. Após 15 anos de empenho da comunidade global, a cobertura de água potável chegou a 91%, no entanto estimativas apontaram que 663 milhões de pessoas no mundo, em 2015, ainda faziam uso de água proveniente de poços e fontes não protegidas de águas superficiais (WHO, 2015).

Semelhantemente ao que acontece no mundo, de acordo com o Censo Demográfico de 2010, realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), estimou-se que, naquele ano, 29,9 milhões de brasileiros viviam em zona rural e que boa parte dessa população não possuía cobertura de saneamento básico quanto ao abastecimento de água, esgotamento sanitário e manejo de resíduos sólidos. No que se refere ao abastecimento de água, as referências estatísticas apontaram déficit de 35,4%, do qual 17,2% refletiam a cobertura de modo precário e 18,2% a ausência do atendimento (IBGE, 2010; FUNASA, 2018).

Destaca-se que, em 2017 no Brasil, 93% da população urbana, paralela a 30% da população rural, eram atendidas por rede de abastecimento de água (BRASIL, 2019), mesmo existindo técnicas de tratamento de água que apresentam viabilidade de implantação no meio rural, a exemplo da filtração lenta. Esta se mostra como uma importante alternativa para tratar água em comunidades pouco assistidas, visto que nos últimos anos o interesse pela utilização de filtros lentos de areia foi retomado, principalmente por dispensar o uso de produtos químicos

ou eletricidade e alcançar elevada eficiência de tratamento (HAIG *et al.*, 2014). Essa possibilidade também é demonstrada por Liu *et al.* (2019) em seu estudo para tratar água através de filtros lentos em áreas rurais da China.

Do mesmo modo, a filtração lenta também possui eficiência na remoção de subprodutos de agrotóxicos, fármacos e patógenos. Rolph *et al.* (2019) demonstraram, por exemplo, a eficiência de filtros lentos na remoção do metaldeído, um composto orgânico geralmente utilizado como pesticida. D'Alessio *et al.* (2015) estudaram a capacidade de filtros lentos em remover produtos de cuidados pessoais, produtos químicos domésticos e compostos farmacologicamente ativos, que ocorriam na água estudada e verificaram bom desempenho no processo de filtração, principalmente quando o tempo de residência no filtro era maior. De modo semelhante, Nyberg *et al.* (2014) avaliaram a eficiência de filtros lentos modificados por materiais não convencionais na remoção de patógenos e verificaram resultados satisfatórios.

Nos trabalhos supracitados, bem como nos trabalhos de Freitas (2017) e Young-Rojanschi e Madramootoo (2015) foram aplicados o procedimento convencional de lavagem da areia utilizada como meio filtrante antes da montagem do filtro, com o intuito de remover finos que poderiam obstruir o meio filtrante. O método consistia basicamente na agitação da areia em um recipiente com água limpa e, posteriormente, no descarte do sobrenadante após o processo de decantação. Este procedimento era repetido várias vezes até que a água descartada estivesse visivelmente limpa.

De acordo com Freitas (2017), para a montagem de um filtro em escala domiciliar, foram consumidos 2.100 L de água para lavar 42 kg de areia empregados no filtro, o que pode ser considerado um problema para a transferência dessa tecnologia em comunidades onde a disponibilidade de recurso hídrico é escassa, além disso, a lavagem manual resulta em certo esforço físico. Diante dessa problemática, uma opção seria executar o método da lavagem a contracorrente ou retrolavagem para realizar a lavagem da areia apenas após a montagem do filtro, e nesta situação seria denominada de “lavagem operacional”. Desse modo, a lavagem se limita a remover impurezas que efetivamente podem ser carregadas durante o processo de filtração.

Segundo Richter (2009), esse tipo de lavagem, em geral, é feito com aplicação de água a alta velocidade, no sentido ascendente, para causar expansão do leito filtrante e assim, arrastar o material depositado através do leito filtrante expandido. A aplicação desse método, antes do início da operação dos filtros, removeria o material outrora removido no processo de lavagem convencional e assim a lavagem da areia seria realizada com redução do consumo de água.

Para que ocorra a expansão do meio filtrante, é importante que este não esteja confinado. Logo, existe viabilidade dessa aplicação de lavagem na filtração lenta.

Diante desse cenário, a filtração lenta se configura como tecnologia de tratamento de água em potencial por causa, notadamente, do seu baixo custo de implantação e da grande parcela da população mundial que ainda carece do fornecimento de água potável, em particular, aquela que vive em zona rural.

Essa tecnologia se constitui em processo físico-químico e biológico para remoção de impurezas em suspensão da água por meio de sua passagem em um meio poroso e possui como um dos requisitos cor da água bruta inferior a 20 uH (RICHTER, 2009). Caracteriza-se por trabalhar com baixas taxas de filtração, da ordem de 2 a 6 m³/m².dia a depender da qualidade do afluente, que deve apresentar turbidez entre 5 a 10 uT, admitindo-se picos de até 25 uT. O meio filtrante formado por areia, usualmente apresenta espessura da camada entre 0,6 e 0,9 m, tamanho dos grãos variando de 0,104 a 1,0 mm, coeficiente de desuniformidade de 2 a 4 e tamanho efetivo de 0,15 a 0,30 mm (DI BERNARDO; SABOGAL PAZ, 2008).

No que concerne ao sentido de filtração, os filtros lentos podem ser operados através de fluxo descendente ou ascendente. No primeiro, a filtração ocorre por meio da passagem da água pelo meio filtrante e camada suporte de cima para baixo e seu processo de limpeza consiste na remoção da película biológica, chamada *schmutzdecke*, formada na superfície da camada, a qual apresenta de 2 a 5 cm de espessura e é responsável, principalmente, pela remoção de bactérias. Opostamente, na filtração por fluxo ascendente, a água percorre o filtro inicialmente pela camada suporte e posteriormente pela camada filtrante, neste caso a limpeza é realizada mediante descarga de fundo, também conhecida por lavagem à contracorrente (RICHTER, 2009).

Poucos estudos abordam a filtração lenta com sentido de fluxo ascendente, ao contrário do que acontece com a filtração lenta com sentido de fluxo descendente. A fragilidade no início de operação e a dúvida da formação da camada biológica e, conseqüentemente, menor eficiência microbiológica contribuíram para uma menor disseminação desse tipo de filtro no meio técnico. Em 2010, algumas unidades operavam deste modo no interior da Bahia em pequenas comunidades. Contudo, pouco se sabe sobre unidades deste tipo em funcionamento no país (LIBÂNIO, 2010). Em outro estudo encontrado, de acordo com Mallongi *et al.* (2016), a filtração por fluxo ascendente demonstrou eficiência na qualidade da água filtrada de um poço de uma pequena comunidade do distrito de Tallo (Indonésia) em termos de odor, densidade, sabor, pH e turbidez.

Segundo Libânio (2010), o meio filtrante mais utilizado em filtros lentos no Brasil é constituído em quase toda sua totalidade de areia, os quais são chamados de filtros de areia ou filtros simples, sendo verificadas ocorrências em alguns casos de uma segunda camada de antracito, o que configura a ocorrência dos filtros de camada dupla. Alternativamente, de acordo com a pesquisa realizada por Lima (2020), outros tipos de materiais com potencial para serem utilizados como meio filtrante vêm sendo estudados com a tentativa de propiciar o aproveitamento de resíduos sólidos que outrora viriam a poluir o meio ambiente, a exemplo da fibra de coco, carvão vegetal, resíduos cerâmicos e maravalha (resíduo madeireiro), não ocasionando perdas na eficiência de filtros lentos descendentes.

Dessa mesma maneira, Letshwenyo e Lebogang (2019) estudaram a eficiência de filtros lentos modificados com cinzas de escória e clínquer e observaram aumento do desempenho do sistema. Jayalath, Miguntanna e Perera (2016) analisaram a eficiência na remoção de turbidez da água de filtros lentos com camadas de partículas de tijolo de argila queimada e demonstraram que houve aumento da remoção, desde que o tamanho das partículas não fosse muito pequeno devido ao efeito da solubilidade.

Nessa perspectiva, Amorim *et al.* (2015) afirmam que o Brasil é um dos maiores produtores e consumidores de madeira plantada e nativa do mundo. Consequentemente, uma grande quantidade de resíduos é gerada pelas macro e microempresas que fazem uso da madeira. Em detrimento disso, surgem problemas relacionados à estocagem, armazenamento e destinação adequada desses resíduos.

Na região amazônica, por exemplo, no ano de 2009, foram gerados aproximadamente 8,4 milhões de metros cúbicos de resíduo do processamento de 14,2 milhões de metros cúbicos de madeira em tora nativa, o que corresponde a quase 60% da madeira extraída (SFB; IMAZON, 2010).

De acordo com Hillig *et al.* (2006), parte desses resíduos, a exemplo da maravalha, são largamente empregados em aviários, como cama de forração. Outra destinação comumente empregada é a geração de energia através da sua queima, para isso é realizada a compactação do resíduo no sentido de homogeneizar e densificar a biomassa, processo esse que dá origem aos chamados briquetes (QUIRINO *et al.*, 2012). Outra alternativa seria o aproveitamento de parte desse resíduo na composição da camada filtrante de filtros lentos, dado que, segundo Richter (2009), diversos materiais podem ser utilizados como meio poroso para compor a camada filtrante.

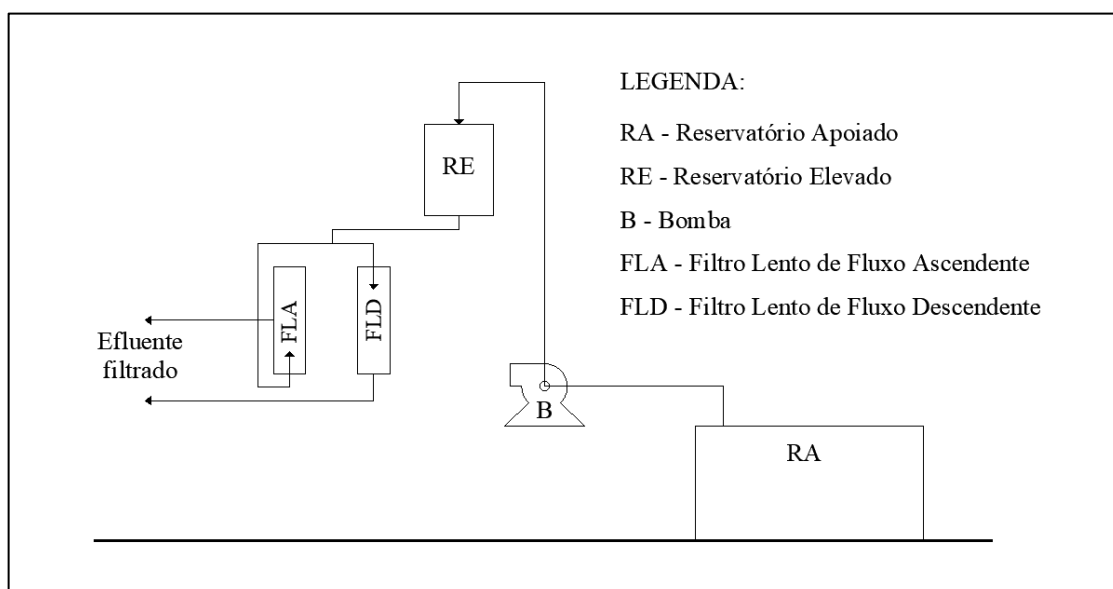
Sendo assim, considerando o consumo elevado de água na lavagem tradicional de meios filtrantes e dispendioso trabalho manual; os ganhos obtidos com a incorporação de resíduos em leitos de filtros lentos; e a lacuna de trabalhos que os avaliem concomitantemente ao sentido do fluxo, este trabalho tem como objetivo avaliar a influência da lavagem operacional da areia e do sentido do fluxo de filtração na eficiência de filtros lentos com camada intermediária de maravalha através da montagem de um sistema piloto.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Descrição do sistema piloto

O sistema piloto utilizado neste estudo foi construído nas dependências do Laboratório de Hidráulica (LABHID) do Departamento de Engenharia Civil (DEC) da Universidade Federal de Sergipe (UFS). Foi constituído por 02 (dois) filtros lentos, os quais operavam: um com sentido de fluxo ascendente e outro com sentido de fluxo descendente. A água bruta era sintetizada em um reservatório apoiado no piso do laboratório, seguia por meio de recalque para um reservatório elevado e posteriormente alimentava os filtros lentos, por gravidade (Figura 1).

Figura 1: Esquema do sistema piloto.



Fonte: Autor (2020).

Os filtros e as tubulações que alimentavam o sistema foram confeccionados a partir de tubos de Policloreto de Vinila (PVC) com diâmetros de 100 mm e 20 mm, respectivamente. O sistema foi dotado de piezômetros nas interfaces das camadas do meio filtrante, para acompanhar a variação da perda de carga ao longo da carreira de filtração, os quais eram

constituídos de mangueira transparente siliconada de 5/16" x 0,8 mm. Também foram instalados sistemas de descarga de fundo para realização de secagem ou lavagem dos filtros na ocasião em que os parâmetros de qualidade da água filtrada declinassem ou quando a perda de carga total atingisse 37 cm, momento em que a água bruta passaria a verter.

As unidades de filtração lenta foram operadas de forma intermitente, isto é, funcionavam em torno de 10 h/dia durante 5 dias da semana e obedeciam intervalos de 2 dias de interrupção (finais de semana). A taxa de filtração foi de 3,0 m³/m².dia com variação de 10% para mais ou para menos, haja vista que era controlada e mantida por torneira simples de jardim e estas tinham suas seções diminuídas devido ao acúmulo de impurezas presentes na água bruta. Adotou-se esta taxa devido à boa qualidade da água estudada como também porque quanto maior essa taxa, dentro do intervalo admitido, menor a eficiência apresentada pelo sistema.

No que concerne ao Tempo de Detenção Hidráulica (TDH), esse foi estimado através da razão entre o volume ocupado pela água dentro do filtro (5,11 L) e a vazão de alimentação (16,4 mL/min), resultando em, aproximadamente, 5,2 h.

2.2 Meio filtrante e camada suporte

A camada suporte dos filtros era composta por britas de diferentes granulometrias. Da base do filtro para cima, esta camada era constituída por camadas de 5 cm de brita 3/4", brita 5/8" e brita 0, totalizando 15 cm de espessura. As características das britas foram obtidas através da análise dimensional dos grãos, na qual era medida a maior dimensão de cada grão com o auxílio de paquímetro digital, seguida da plotagem de gráficos *Box plot* para expressar a variação do tamanho de suas partículas e assim promover a identificação de *Outliers*. A partir da exclusão dos pontos discrepantes, a Tabela 1 foi elaborada para apresentar as características dimensionais das britas estudadas.

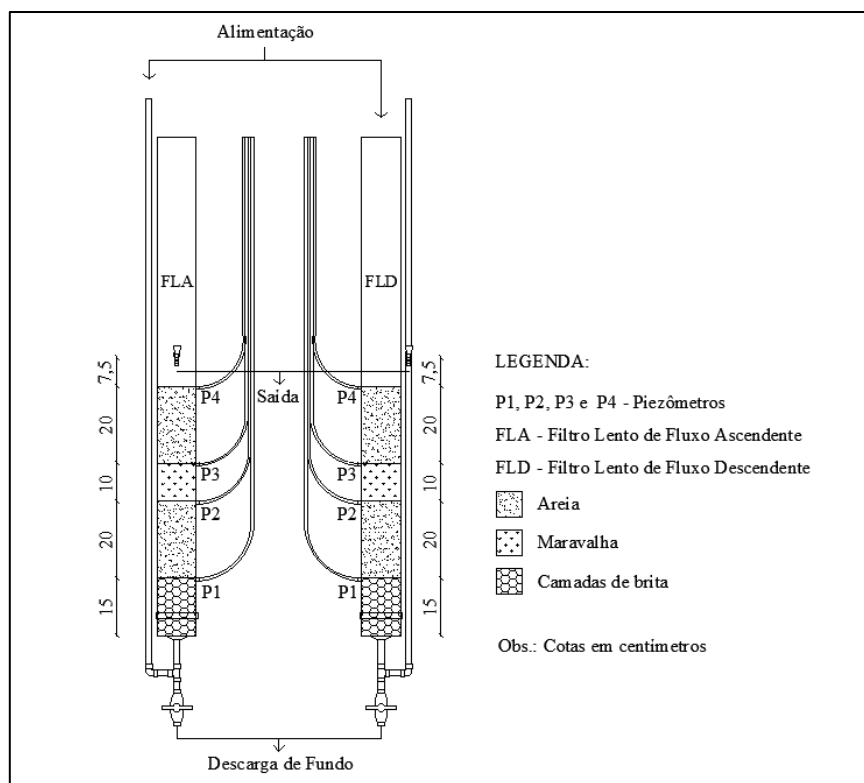
Tabela 1: Estatística descritiva das britas utilizadas.

	Brita 0	Brita 5/8"	Brita 3/4"
Média (mm)	8,03	10,39	23,02
Desvio Padrão	3,18	5,09	5,42
Mediana (mm)	8,32	9,51	22,19
dmáx (mm)	13,50	20,60	38,09
dmín (mm)	2,85	2,08	17,23
dmáx/dmín	4,74	9,90	2,21

Fonte: Autor (2020).

Em se tratando do meio filtrante, o mesmo era composto por duas camadas de areia, com espessura de 20 cm cada uma, separadas por uma camada de maravalha de eucalipto com 10 cm de espessura (Figura 2).

Figura 2: Esquema da configuração dos filtros.



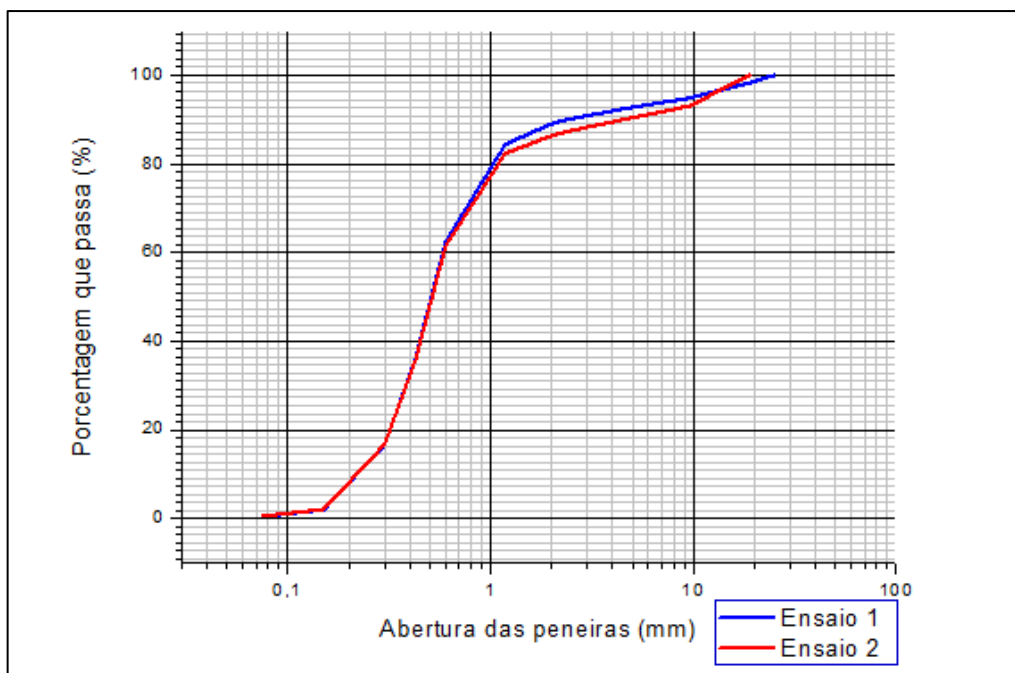
Fonte: Autor (2020).

A maravalha utilizada foi proveniente do resíduo gerado por uma fábrica de carrocerias da cidade de Itabaiana (SE). Antes da montagem dos filtros, a maravalha foi passada na peneira Nº 10, a qual apresenta abertura da malha de 2 mm, com a finalidade de remover o material fino que porventura poderia colmatar a camada de areia. Posteriormente, a maravalha foi lavada com água destilada para evitar a adsorção do cloro e em seguida deixada imersa por 24 h, também em água destilada, para prevenir a liberação de pigmentação no processo de filtração. No dia seguinte, a água foi descartada e o processo foi repetido para períodos de descanso de 48 e 72 h, quando se percebeu que a água de lavagem estava visivelmente limpa.

A respeito da areia utilizada, essa foi adquirida em loja de material de construção, a qual foi caracterizada através da realização da análise granulométrica prescrita pelo Departamento Nacional de Estradas de Rodagem (DNER) no Método de Ensaio (ME) 083/98 (BRASIL, 1998). O ensaio foi realizado no Laboratório de Geotecnia e Pavimentação (GEOPAV) do DEC/UFS.

Para minimizar possíveis erros, foram realizados dois ensaios, a partir dos quais foram elaboradas as curvas granulométricas da Figura 3. Com base nessas curvas, foi possível determinar o tamanho efetivo e o coeficiente de uniformidade médios, obtendo-se, respectivamente, 0,21 mm e 2,79.

Figura 3: Curvas granulométricas.



Fonte: Autor (2020).

Na sequência, conforme recomendação de Di Bernardo e Sabogal Paz (2008) sobre enquadramento do tamanho dos grãos da areia utilizada nos filtros no intervalo de 0,104 a 1,0 mm, foi utilizada apenas a parcela da areia que passava na peneira Nº 16 (1,18 mm) e ficava retida na peneira Nº 100 (0,150 mm). Essa modificação não promoveu alterações que desqualificassem a areia para o uso proposto, visto que após a alteração, o tamanho efetivo da areia utilizada passou para 0,22 mm e o coeficiente de desuniformidade para 2,36, resultados condizentes com os intervalos propostos por Di Bernardo e Sabogal Paz (2008) de 0,15 a 0,30 mm para o tamanho efetivo e 2 a 4 para o coeficiente de desuniformidade.

A lavagem da areia foi realizada através do procedimento de lavagem operacional, ou seja, após a montagem dos filtros, aplicou-se um fluxo de água em sentido ascendente em ambos os filtros com uma vazão suficiente para fluidificar levemente o meio filtrante durante um período de, aproximadamente, 10 minutos. Tempo suficiente para que a água de lavagem estivesse visivelmente limpa. Este processo de lavagem consumiu, aproximadamente, 100 L de

água proveniente do poço, localizado próximo ao DEC/UFS, para lavar a areia empregada nos dois filtros, 50 L para cada.

Adicionalmente ao processo aplicado para lavagem da areia, as britas utilizadas também foram lavadas antes da montagem do filtro com água potável proveniente da rede de abastecimento pública. Optou-se por essa água em detrimento à destilada devido à demanda de água, necessária para lavagem satisfatória desses materiais, ser maior quando comparada à utilizada no processo de lavagem da maravalha e menor que o volume necessário para lavar a areia, caso este procedimento também fosse adotado. A lavagem desses materiais foi realizada a partir da agitação dos grãos de brita em um recipiente com água e em seguida realizado o descarte do sobrenadante. Este procedimento foi repetido até que a água de lavagem estivesse visivelmente limpa.

2.3 Água de estudo

A água bruta empregada neste estudo, de origem subterrânea, foi oriunda de um poço perfurado no ano de 2010, localizado nas imediações do DEC/UFS. No período de condução do experimento, para que fosse garantida a presença de bactérias do grupo coliformes, foi realizada a adição de 10% de esgoto bruto à água coletada do poço. O esgoto utilizado era proveniente da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) da UFS.

2.4 Amostragem e parâmetros analisados

A frequência de análise das amostras da água bruta e efluente de cada filtro foi de dois a cinco dias por semana, o que resultou em 32 dias de monitoramento, no período de 20/01/2020 a 06/03/2020. As amostras coletadas eram levadas ao Laboratório de Saneamento e Meio Ambiente (SAMA) do DEC/UFS, onde era realizado o monitoramento e a medição da qualidade da água mediante análise dos parâmetros: condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), cor aparente (uH), turbidez (uT), pH e temperatura ($^{\circ}\text{C}$). Para isso, utilizava-se o colorímetro modelo DR/890 da marca HACH, para aferir cor aparente e turbidez, e o medidor de pH portátil modelo AK59 da marca AKSO, para aferição da condutividade elétrica, pH e temperatura.

Além desses parâmetros de potabilidade, também foram realizadas duas análises de concentração de coliformes totais e termotolerantes, através da técnica de tubos múltiplos, para verificar a eficiência da filtração quanto à remoção de patógenos, no Laboratório de Bioquímica

Industrial do Departamento de Engenharia Química (DEQ)/UFS. O número reduzido de análises se justifica pela espera da formação da camada biológica, bem como devido à limitação de disponibilidade de tempo para a obtenção de um espaço amostral maior após a formação desta camada, a qual é identificada pelo aumento da perda de carga na camada superior do leito filtrante, do filtro com sentido de filtração descendente, em geral, após 20 dias de funcionamento.

2.5 Análise dos resultados

Os dados coletados foram agrupados nos quadros presentes no Apêndice A e, posteriormente, tratados através dos softwares *Microsoft Excel* e *IBM SPSS Statistics 20*. Os resultados do tratamento foram apresentados em forma de tabelas e gráficos.

As séries de dados correspondentes a cada parâmetro analisado foram avaliadas quanto à sua aderência à distribuição de probabilidade normal (teste de normalidade), através do teste de Kolmogorov-Smirnov com significância de 5%. A partir desta informação, foi possível determinar os testes a serem realizados para comparar dois conjuntos entre si. De forma que caso as séries comparadas seguissem a distribuição de probabilidade normal, aplicavam-se testes estatísticos paramétricos, caso contrário utilizava-se testes não paramétricos, todos com, também, 5% de significância.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Funcionamento do sistema piloto

Os filtros foram monitorados durante 32 dias em regime de filtração intermitente e produziram os dados presentes no Apêndice A, os quais foram utilizados para realizar as considerações presentes neste item.

3.1.1 Parâmetros físico-químicos

(a) Condutividade elétrica

A Tabela 2 apresenta os resultados da estatística descritiva realizada com os dados de condutividade elétrica da água bruta (AB) e da água efluente aos filtros (FLA e FLD) presentes

no Quadro A.1 do Apêndice A. Nessa tabela, é possível notar que este parâmetro variou de 298 a 455 $\mu\text{S/cm}$ para AB e de 301 a 547 $\mu\text{S/cm}$ para a água filtrada.

Tabela 2: Estatística descritiva – condutividade elétrica ($\mu\text{S/cm}$).

	AB	FLA	FLD
Média	380,75	376,44	378,03
Intervalo de Maior frequência	350-377	342-371	342-383
Mediana	375,50	374,50	373,50
Desvio Padrão	39,69	35,36	45,26
Mínimo	298	313	301
Máximo	455	458	547
Significância do teste de normalidade (> 5%)	0,200	0,200	0,200

Fonte: Autor (2020).

Ao comparar as médias de AB, FLA e FLD, percebe-se que o valor apresentado para a água filtrada foi ligeiramente inferior em ambos os filtros, quando comparado à água bruta. Apesar disso, quando realizada a comparação estatística desses conjuntos de dados, como mostra a Tabela 3, foi verificado que não houve diferenças significativas entre AB e FLA ou entre AB e FLD. Além disso, constatou-se também não haver diferença para os dados de FLA e FLD, ou seja, nenhum dos filtros se apresentou mais ou menos eficiente quanto à diminuição desse parâmetro.

Tabela 3: Comparação estatística - condutividade elétrica.

	AB x FLA	AB x FLD	FLA x FLD
p-valor	0,489 ^a	0,681 ^a	0,795 ^b

Fonte: Autor (2020).

A Portaria de Consolidação (PRC) do Ministério da Saúde (MS) nº 5 de 03 de outubro de 2017 (BRASIL, 2017) ainda não prevê um valor máximo permissível em relação à condutividade elétrica da água pós-filtração lenta. Dessa forma, como forma de avaliar os valores encontrados, tendo em vista compará-los com algum valor de referência, recorreu-se à legislação que trata dos requisitos da água potável em vigor da Bolívia, país vizinho ao Brasil, onde é adotado como valor máximo aceitável 1500 $\mu\text{S/cm}$ (BOLÍVIA, 2005).

^a Teste paramétrico T Pareado (H_0 : Não há diferenças significativas entre as médias das duas variáveis dependentes, p-valor > 0,05).

^b Teste paramétrico ANOVA (H_0 : As médias dos grupos avaliados são estatisticamente iguais, p-valor>0,05) seguida de teste Sidak (H_0 : Não há diferenças significativas entre as médias dos grupos, p-valor > 0,05).

Deste modo, apesar de 43,75% das amostras, tanto de FLA quanto de FLD, terem sido deterioradas quando comparadas a AB (aumento do valor observado para o parâmetro), este acontecimento não representou diferenças significativas entre as séries de dados como foi verificado através dos testes estatísticos. Sendo que os valores observados para a água bruta e efluente aos filtros atendiam, em sua totalidade, ao valor adotado como referência.

Segundo Young-Rojanschi e Madramootoo (2015), o acréscimo de condutividade elétrica pode ser atribuído à lixiviação do meio filtrante e ao tempo de detenção da água neste meio filtrante. Por esse motivo, a porcentagem de amostras deterioradas neste estudo supostamente esteja relacionada com esse fenômeno, que provocava o carreamento de sais presentes na areia.

Assim, os resultados sugerem que a camada intermediária de maravalha empregada como meio filtrante, o sentido de fluxo ascendente ou descendente e o método de lavagem operacional não implicaram perdas na eficiência dos filtros analisados, quanto à condutividade elétrica.

(b) Cor aparente

A Tabela 4 mostra os resultados da estatística descritiva obtida através do tratamento dos dados coletados das análises de cor aparente apresentados no Quadro A.2 do Apêndice A. Identificou-se que AB oscilou de 42 a 147 uH e que a água efluente aos filtros (FLA e FLD) variou de 59 a 246 uH. Além do mais, 31,25% das amostras de AB estavam no intervalo de 60-77 uH, ou seja, mesmo que os filtros fossem constituídos e operados em condições ideais, seus resultados não seriam tão positivos, dado que, segundo Richter (2009), em filtros lentos a remoção de cor é muito baixa e requer para a água bruta valor inferior a 20 uH.

A PRC nº 5 do MS (BRASIL, 2017) fixa em 15 uH o valor máximo permitido como padrão de potabilidade para cor aparente. No entanto, como pode ser visto por meio dos resultados apresentados na linha referente ao valor mínimo registrado da Tabela 4, em nenhuma amostra, tanto de AB como de FLA e FLD, esse valor foi atingido. Além do mais, as amostras tiveram sua qualidade deteriorada em 96,88% das vezes para FLA e em 90,63% para FLD.

Tabela 4: Estatística descritiva – cor aparente (uH).

	AB	FLA	FLD
Média	76,81	133,91	115,50
Intervalo de Maior frequência	60-77	68-98	88-117
Mediana	70,50	126,00	108,50
Desvio Padrão	23,87	45,72	39,88
Mínimo	42	68	59
Máximo	147	246	232
Significância do teste de normalidades (> 5%)	0,200	0,149	0,200

Fonte: Autor (2020).

Assim, é notório o aumento no valor médio da cor aparente de AB após a passagem pelos filtros, o que foi comprovado através da comparação estatística apresentada na Tabela 5.

Tabela 5: Teste estatístico – cor aparente.

	AB x FLA	AB x FLD	FLA x FLD
p-valor	0,000 ^a	0,000 ^a	0,095 ^b

Fonte: Autor (2020).

Os testes estatísticos comprovaram haver diferenças significativas na cor aparente de AB quando comparada a FLA e FLD. Embora estivesse assinalada a diferença entre esses dados, a comparação entre FLA e FLD mostrou não haver diferenças significativas entre os conjuntos de dados.

Isso mostra que apesar de não haver resultado positivo quanto à eficiência dos filtros na remoção de cor aparente durante o período analisado, quando comparados entre si, os filtros, apresentaram comportamento semelhante, ou seja, os resultados demonstram que o sentido do fluxo de filtração não influenciou diretamente no comportamento dos filtros.

De forma análoga, Murtha e Heller (2003) observaram que o comportamento de filtros lentos descendentes e ascendentes na remoção de cor aparente foi bastante similar. Testes estatísticos de regressão linear múltipla não indicaram significativa correlação entre sentido de fluxo e eficiência, apesar do filtro ascendente ter apresentado desempenho superior. Além disso, os autores verificaram que a remoção de cor aparente em filtros descendentes acontece

^a Teste paramétrico T Pareado (H_0 : Não há diferenças significativas entre as médias das duas variáveis dependentes, p-valor > 0,05).

^b Teste paramétrico ANOVA (H_0 : As médias dos grupos avaliados são estatisticamente iguais, p-valor>0,05) seguida de teste Sidak (H_0 : Não há diferenças significativas entre as médias dos grupos, p-valor > 0,05).

principalmente nos primeiros 15 cm do leito filtrante, ao passo que nos filtros ascendentes essa remoção ocorre na camada suporte.

Ademais, Freitas (2017) estudou a influência dos períodos de pausa, na operação de filtros operados de forma intermitente com aqueles operados de forma contínua, e constatou que a cor aparente não é influenciada por este fator. Em seu estudo, apesar de ter alcançado eficiência de remoção de cor aparente para filtros lentos descendentes em fluxo intermitente da ordem de quase 50%, o padrão de potabilidade para cor aparente de 15 uH também não foi atingido. Dessa forma, o fluxo intermitente adotado no presente estudo possivelmente não contribuiu de forma negativa para o processo de filtração.

Lima (2020) também obteve resultados insatisfatórios de cor aparente em um filtro descendente com camada intermediária de maravalha de angelim-vermelho, fato atribuído a coloração da maravalha utilizada. Somente a partir do 86º dia de operação passou a não apresentar diferença entre a média em relação aos demais filtros operados em seu estudo, quando passou a apresentar resultados satisfatórios.

Assim, o acréscimo de cor aparente na água ao passar pelos filtros leva a crer que a maravalha de eucalipto utilizada neste estudo, mesmo que de tonalidade clara, pode ter contribuído com incremento de cor na água filtrada. Além disso, o método de lavagem operacional pode não ter sido suficiente para promover eficiência aos filtros, quanto à remoção de cor aparente durante o período de análise. Posto que, no presente estudo a quantidade de água utilizada foi por volta de cinco vezes menor, proporcionalmente, a quantidade de água utilizada por Freitas (2017), empregando o método tradicional, uma vez que foram utilizados em torno de 5,0 kg de areia em cada filtro.

(c) pH

Por meio dos resultados estatísticos apresentados na Tabela 6, obtidos através dos dados de pH, expostos no Quadro A.3 do Apêndice A, pode-se depreender que o pH da água bruta variou de 6,4 a 7,8, ao passo que o pH da água filtrada de FLA e FLD variou de 6,4 a 7,9. A partir desta tabela, também é possível observar que a média das observações de AB foi superior à média de FLA e inferior a de FLD, o que, a priori, sugere haver diferença no comportamento dos filtros.

Tabela 6: Estatística descritiva - pH.

	AB	FLA	FLD
Média	7,14	7,03	7,18
Intervalo de Maior frequência	7,1-7,3	7,4-7,6	7,4-7,7
Mediana	7,10	7,05	7,25
Desvio Padrão	0,37	0,37	0,39
Mínimo	6,4	6,4	6,4
Máximo	7,8	7,6	7,9
Significância do teste de normalidade (> 5%)	0,104	0,073	0,200

Fonte: Autor (2020).

A PRC nº 5 do MS (BRASIL, 2017) estabelece que o pH da água do sistema de distribuição esteja na faixa de 6,00 a 9,50. Assim, verifica-se que os valores observados, tanto para AB quanto para FLA e FLD estavam, em todas as amostras, de acordo com o que recomenda a legislação em vigor.

Com o intuito de verificar a existência de diferença estatisticamente significativa entre os valores de pH da água bruta e filtrada aplicou-se testes estatísticos, a partir dos quais foram obtidos os resultados para p-valor apresentados na Tabela 7.

Tabela 7: Teste estatístico - pH

	AB x FLA	AB x FLD	FLA x FLD
p-valor	0,003 ^a	0,505 ^a	0,000 ^b

Fonte: Autor (2020).

Por meio da tabela supracitada, depreende-se que houve diferenças estatisticamente significativas entre os valores de pH medidos para AB e FLA, mas não há entre AB e FLD. Além disso, a comparação entre os dados de FLA e FLD indicaram haver diferença significativa nos filtros quanto à alteração do pH.

Esses resultados sugerem que o FLA promoveu a diminuição do pH da água bruta enquanto que o FLD não causou alterações deste parâmetro. Possivelmente, o sentido do fluxo de filtração ascendente se mostra propenso à diminuição desse parâmetro quando comparado ao sentido de fluxo descendente. Concomitante a isto, a substituição de parte do leito filtrante

^a Teste paramétrico T Pareado (H_0 : Não há diferenças significativas entre as médias das duas variáveis dependentes, p-valor > 0,05).

^b Teste paramétrico ANOVA (H_0 : As médias dos grupos avaliados são estatisticamente iguais, p-valor>0,05) seguida de teste Sidak (H_0 : Não há diferenças significativas entre as médias dos grupos, p-valor > 0,05).

por maravalha e o método de lavagem operacional não contribuíram de forma negativa para o processo, visto que o pH se manteve dentro da faixa recomendada pelo Ministério da Saúde.

De acordo com Oliveira *et al.* (2008), os ecossistemas estão sujeitos aos impactos causados pela variação do pH. A maioria das bactérias não podem se reproduzir em níveis de pH abaixo de 4,0 e acima de 9,5, sendo que, em geral, o pH ótimo pra o crescimento bacteriano está entre a faixa de 6,5 a 7,5. Nessa perspectiva, conforme valores máximos e mínimos da Tabela 6, os resultados estão dentro ou muito próximos do intervalo de pH considerado ótimo para o desenvolvimento da camada *schmutzdecke*.

Semelhantemente, Nascimento, Pelegrini e Brito (2012), em seus estudos sobre filtração lenta para tratamento de água em pequenas comunidades rurais, verificaram valores de pH da ordem de 6,7 a 7,4 para água bruta e filtrada, sendo que, esses valores são referentes ao monitoramento de um filtro lento, em escala laboratorial, de fluxo descendente. Diante disso e do exíguo acervo técnico que verse sobre esse parâmetro em filtros ascendentes, são necessárias mais investigações sobre seu potencial de aplicabilidade.

(d) Temperatura

O acompanhamento da temperatura ao longo do processo de funcionamento do sistema piloto resultou nos dados apresentados no Quadro A.4 do Apêndice A, por meio do qual foram obtidos os dados estatísticos apresentados na Tabela 8. A sua análise permitiu identificar que houve diferenças nos valores médios observados para a temperatura da água bruta e da água efluente aos filtros. A água filtrada (FLA e FLD) apresentou valores médios de temperatura ligeiramente inferiores ao da água bruta (AB).

Tabela 8: Estatística descritiva – temperatura (°C).

	AB	FLA	FLD
Média	27,19	27,03	26,93
Intervalo de Maior frequência	26,7-27,5	26,5-27,2	26,4-27,2
Mediana	27,25	27,10	27,00
Desvio Padrão	1,02	0,94	1,02
Mínimo	24,4	24,3	23,9
Máximo	29,0	28,7	28,9
Significância do teste de normalidade (> 5%)	0,200	0,031	0,084

Fonte: Autor (2020).

A fim de comprovar a existência ou não de diferenças estatisticamente significativas entre os dados de AB, FLA e FLD, foi elaborada a Tabela 9, a qual apresenta os dados obtidos da realização de testes estatísticos.

Tabela 9: Teste estatístico – temperatura

	AB x FLA	AB x FLD	FLA x FLD
p-valor	0,000 ^a	0,000 ^b	0,001 ^c

Fonte: Autor (2020).

A partir dessa tabela notou-se que os testes demonstraram haver diferenças estatisticamente significativas entre AB e a água efluente aos filtros. Também foi verificada diferença significativa entre FLA e FLD, o que demonstra haver interferência do sentido do fluxo de filtração sobre a temperatura, mesmo em pequena magnitude.

Com os testes estatísticos, pôde-se inferir que houve interferência dos filtros sobre a temperatura da água estudada. Contudo isso pode ser justificado pelo princípio físico da termodinâmica, em que a temperatura de um líquido em menor volume (filtros) tende a equilibrar-se com a do ambiente mais rapidamente do que aquele acondicionado em um volume maior (reservatório de alimentação dos filtros).

Além disso, a diferença de temperatura entre os ambientes de operação dos filtros e de realização das análises também pode ter contribuído para esta alteração. Esta ponderação, também encontrada em outros trabalhos, foi feita por Mtavangu *et al.* (2017) em seu estudo com filtros de areia para tratar água em áreas rurais.

Sendo assim, este parâmetro não pode ser utilizado para afirmar ou sugerir o quanto o método de lavagem e a utilização da maravalha influenciaram na temperatura durante o processo de filtração, no entanto serve para verificar se a temperatura da água filtrada encontrava-se em um intervalo adequado para o desenvolvimento de microrganismos presentes na camada biológica, que neste caso variou em torno de 27 °C, conforme valores médios presentes na Tabela 8.

De acordo Arnold, Archer e Barkdoll (2016), a comunidade microbiana se adapta à temperatura ambiente e os níveis de remoção de bactérias atingem níveis semelhantes em todas

^a Teste não paramétrico de Wilcoxon (H_0 : Não há diferenças significativas entre as médias das duas variáveis dependentes, p-valor > 0,05).

^b Teste paramétrico T Pareado (H_0 : Não há diferenças significativas entre as médias das duas variáveis dependentes, p-valor > 0,05).

^c Teste não paramétrico de Friedman (H_0 : Não há diferenças significativas entre as médias das duas variáveis independentes, p-valor > 0,05).

as temperaturas, logo acima do congelamento, até a configuração mais quente de laboratório (4, 12, 18 e 27 °C). Assim, observa-se que a partir das temperaturas monitoradas pelos autores citados, a temperatura de operação dos filtros deste estudo permaneceu em um intervalo propício à formação da *schmutzdecke*.

(e) *Turbidez*

O monitoramento da turbidez durante o período de funcionamento dos filtros resultou nos dados presentes no Quadro A.5 do Apêndice A, por meio do qual foram obtidos os dados estatísticos apresentados na Tabela 10, na qual se pode notar que a turbidez de AB variou de 4 a 14 uT, enquanto que a turbidez da água filtrada de FLA e FLD variou de 4 a 23 uT. Além disso, as médias da água filtrada se mostraram significativamente superiores à média de AB.

Tabela 10: Estatística descritiva – turbidez (uT).

	AB	FLA	FLD
Média	7,09	12,28	11,03
Intervalo de Maior frequência	6-7	9,4 - 11,8	4-7
Mediana	6,00	12,50	10,00
Desvio Padrão	2,61	3,24	5,23
Mínimo	4	7	4
Máximo	14	19	23
Significância do teste de normalidades (> 5%)	0,004	0,200	0,017

Fonte: Autor (2020).

A PRC nº 5 do MS (BRASIL, 2017) estabelece o padrão de turbidez para água pós-filtração lenta em 1,0 uT, como valor máximo permitido, para 95% das amostras. Por meio dos resultados apresentados em observação amostral tal valor não foi alcançado. Além disso, as amostras foram deterioradas em 96,88% das vezes para FLA e em 78,13% das vezes para FLD.

Tendo em vista verificar a existência de diferença nas médias encontradas, foram realizados testes estatísticos conforme resultados apresentados na Tabela 11.

Tabela 11: Teste estatístico - turbidez.

	AB x FLA	AB x FLD	FLA x FLD
p-valor	0,000 ^a	0,001 ^a	0,131 ^b

Fonte: Autor (2020).

Os testes comprovaram haver diferença significativa entre a média de AB com FLA e FLD, respectivamente. Porém, quando comparados os dados da FLA e FLD, foi verificado não haver diferença entre os conjuntos de dados. Isto sugere que a água bruta sofreu acréscimo de unidades de turbidez ao passar pelos filtros, no entanto o sentido do fluxo de filtração e a presença da maravalha, provavelmente, não promoveram diferenças entre os filtros, ou seja, os dois foram igualmente afetados pela variável que tenha provocado baixo rendimento.

Diante desses fatos, o desempenho negativo dos filtros em remover turbidez pode ser atribuído ao fato da lavagem operacional da areia não ter sido suficiente para conferir a funcionalidade desejada aos filtros durante o período de análise ou à presença da maravalha no meio filtrante. Uma vez que Mallongi *et al.* (2016) obtiveram resultados bons de remoção de turbidez em filtros ascendentes com camadas de areia de 60, 65 e 70 cm e água bruta com turbidez abaixo de 10 uT. Características próximas das aplicadas neste trabalho, ou seja, a camada filtrante possuía 50 cm, dos quais 10 cm eram de maravalha, e em apenas três observações a turbidez da água bruta esteve pouco acima de 10 uT.

Deste mesmo modo, Lima (2020) obteve resultados satisfatórios em um filtro descendente com camada intermediária de maravalha de angelim-vermelho quanto à remoção de turbidez, porém até o 85º dia de operação os resultados foram insatisfatórios. Só a partir do 86º que o filtro começou a apresentar resultados positivos. Comportamento apontado como consequência do tipo da maravalha.

Tendo em vista que neste trabalho foi utilizada maravalha de eucalipto como forma de empregar uma madeira de cor mais clara e evitar os resultados negativos iniciais apontados pelo autor supracitado, ainda assim é provável que durante o período de análise o incremento de turbidez observado se justifique, também, pela presença da maravalha. Possivelmente, com mais dias de operação seriam obtidos resultados positivos. Dessa forma, os resultados insatisfatórios encontrados durante o período de análise não podem, unicamente, serem atribuídos ao método de lavagem da areia.

^a Teste não paramétrico de Wilcoxon (H_0 : Não há diferenças significativas entre as médias das duas variáveis dependentes, p-valor > 0,05).

^b Teste não paramétrico de Friedman (H_0 : Não há diferenças significativas entre as médias das duas variáveis independentes, p-valor > 0,05).

3.1.2 Parâmetros microbiológicos

(a) Coliformes totais e termotolerantes

Os resultados obtidos a partir da análise da concentração de coliformes totais e termotolerantes encontram-se nas Tabelas 12 e 13, nessa ordem, as quais correspondem a duas campanhas, respectivamente, sendo a 1ª realizada no dia 17/02 e a segunda em 02/03. A unidade de medida adotada NMP/100 mL corresponde ao Número Mais Provável por 100 mL.

Tabela 12: Resultados das análises de coliformes totais (NMP/100 mL).

Campanha	Dias de operação	AB	FLA	FLD
1	21	$>1,1 \times 10^4$	$1,1 \times 10^4$	$1,1 \times 10^4$
2	28	$1,1 \times 10^4$	$4,3 \times 10^2$	$4,6 \times 10^3$

Fonte: Autor (2020).

Tabela 13: Resultados das análises de coliformes termotolerantes (NMP/100 mL).

Campanha	Dias de operação	AB	FLA	FLD
1	21	$2,4 \times 10^3$	$3,6 \times 10$	$<3,0 \times 10$
2	28	$<3,0 \times 10$	$<3,0 \times 10$	$3,0 \times 10$

Fonte: Autor (2020).

Os resultados de coliformes totais da 1ª campanha, realizada após 21 dias de operação, demonstram que houve redução na concentração desses microrganismos na água efluente aos filtros, porém não foi possível inferir se esta redução foi considerável ou não, visto que a concentração observada para AB superou o limite de quantificação do método. Na 2ª campanha, realizada após 28 dias, foi identificada melhora na capacidade de remoção em ambos os filtros, sendo que o FLA se mostrou mais eficiente do que o FLD.

Esses resultados indicam a presença de comunidades biológicas em ambos os filtros, sendo mais acentuada no FLA, uma vez que a 2ª campanha representa um percentual de remoção de 96,1% para FLA e 58,2% para FLD.

Ao se analisar os resultados de coliformes termotolerantes, observou-se que na 1ª campanha, realizada após 21 dias de operação, houve redução significativa na concentração desses microrganismos na água efluente aos filtros, sendo FLD mais eficiente do que FLA. Na 2ª campanha, realizada após 28 dias, foi verificada baixa concentração desse grupo de bactéria para AB. Quando comparada à concentração em FLA, esta se manteve igual a da água bruta ao passo que FLD foi levemente deteriorada, ou seja, a concentração nesta aumentou.

Os resultados supracitados apontam que houve crescimento de comunidades biológicas responsáveis por degradar esse tipo de microrganismo em ambos os filtros, visto que na 1ª campanha o percentual de remoção foi de 98,5% para FLA e superior a 98,8% para FLD. Embora na 2ª campanha a amostra de AB tenha apresentado melhora expressiva em sua qualidade quando analisada a concentração de coliformes termotolerantes, a baixa detecção desses microrganismos na água efluente aos filtros, mesmo que de forma não expressiva para FLA e sofresse um pequeno acréscimo em FLD, tais resultados apontam não haver problemas de contaminação por parte dos filtros.

Segundo Libânio (2010), os filtros ascendentes apresentam menor eficiência microbiológica quando comparados aos filtros lentos descendentes, e por sua vez foram menos difundidos. Assim, as constatações apontadas no presente trabalho divergem do que, em geral, é reportado na literatura. Visto que, ao se observar a capacidade de remoção dos grupos coliformes totais e termotolerantes, sob o ponto de vista das duas campanhas, o FLA se mostrou mais eficiente que o FLD; porém essa quantidade de observações é limitada para inferir quanto um filtro é mais eficiente do que o outro, sendo necessárias mais observações para se chegar a uma conclusão sólida.

3.1.3 Considerações acerca do funcionamento dos filtros

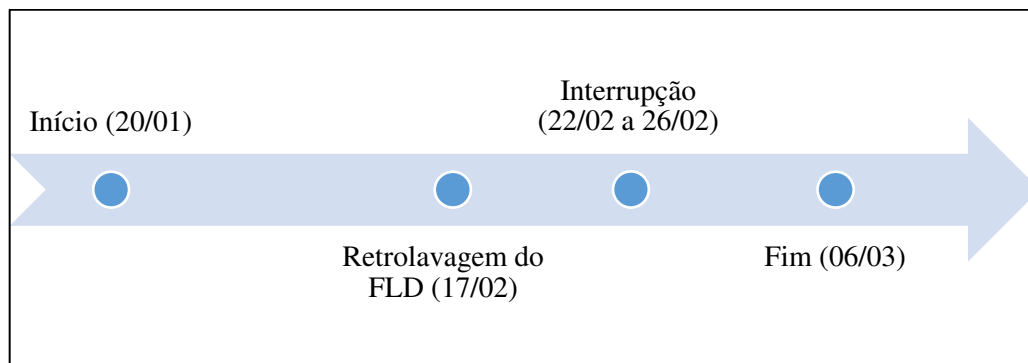
Ao longo do período de funcionamento, dois eventos podem ter influenciado no desempenho dos filtros. No dia 17/02, a perda de carga entre a face superior da 1ª camada de areia e a interface com a camada intermediária de maravalha do leito filtrante do FLD atingiu seu valor máximo, evento considerado como provável fim da 1ª carreira de filtração para este filtro, o que levou à necessidade de intervenção, ou seja, foi realizada uma retrolavagem neste filtro com a intenção de prosseguir com o processo de filtração.

A escolha desse método de lavagem, em detrimento da raspagem da camada biológica, foi realizado em razão da suspeita da presença de bolhas de ar no meio filtrante bem como da tentativa de melhorar o desempenho do filtro por meio de uma limpeza mais profunda, tendo em vista melhorar os resultados iniciais insatisfatórios.

Outro acontecimento importante foi a interrupção da operação por um tempo maior que 02 dias (finais de semana). Neste caso o sistema ficou sem operar por 05 dias, de 22/02 a 26/02, o que pode ter retardado o desenvolvimento da camada biológica e, consequentemente, da

capacidade de filtração dos filtros. Esses acontecimentos foram reunidos na linha do tempo mostrada na Figura 4.

Figura 4: Linha do tempo do período de operação do sistema piloto.

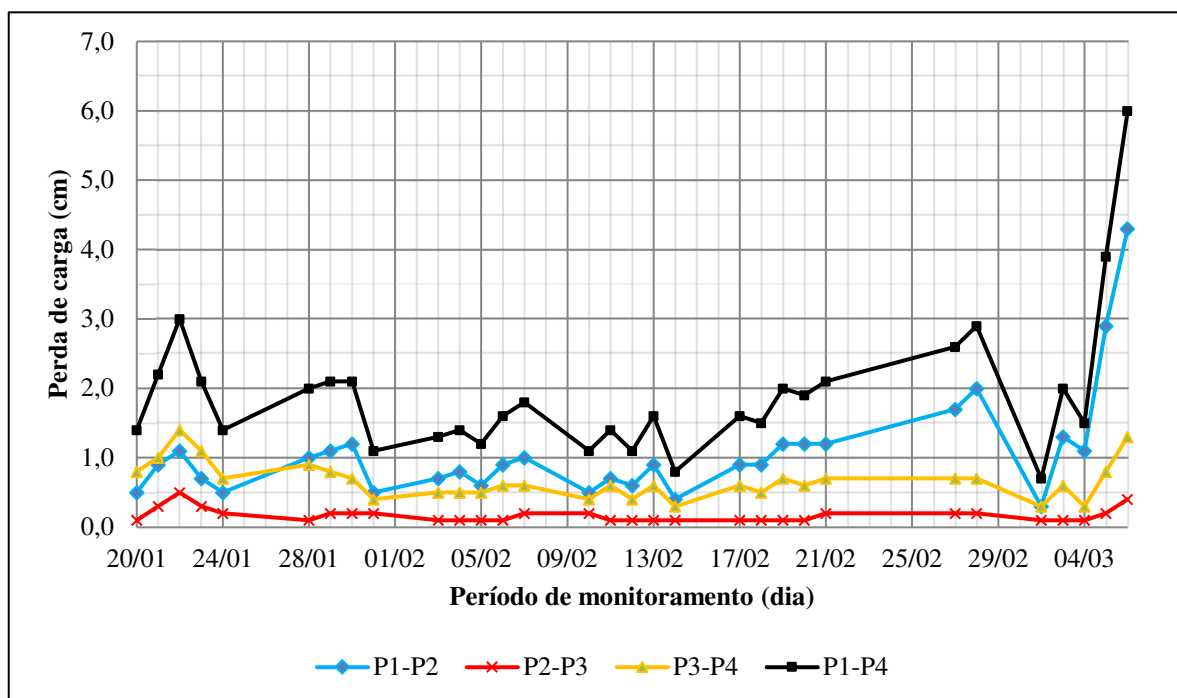


Fonte: Autor (2020).

3.1.4 Perda de carga no meio filtrante

O monitoramento da altura da lâmina d'água através dos piezômetros instalados entre as camadas do leito filtrante do FLA resultou no gráfico visto na Figura 5, elaborado com base nos registros mostrados no Quadro A.6 do Apêndice A. Nessa figura estão representadas as curvas geradas pelos valores registrados durante o período de análise. Os valores de perda de carga indicam a diferença matemática entre os níveis d'água mostrados pelos piezômetros P1 e P2, P2 e P3, P3 e P4, e P1 e P4 que representam, respectivamente, as perdas de carga na 1ª camada de areia, na camada intermediária de maravalha, na 2ª camada de areia e por último entre todo o meio filtrante, sendo a ordem das camadas definida pelo sentido de fluxo de filtração ascendente.

Figura 5: Perda de carga entre as camadas do leito filtrante em FLA.



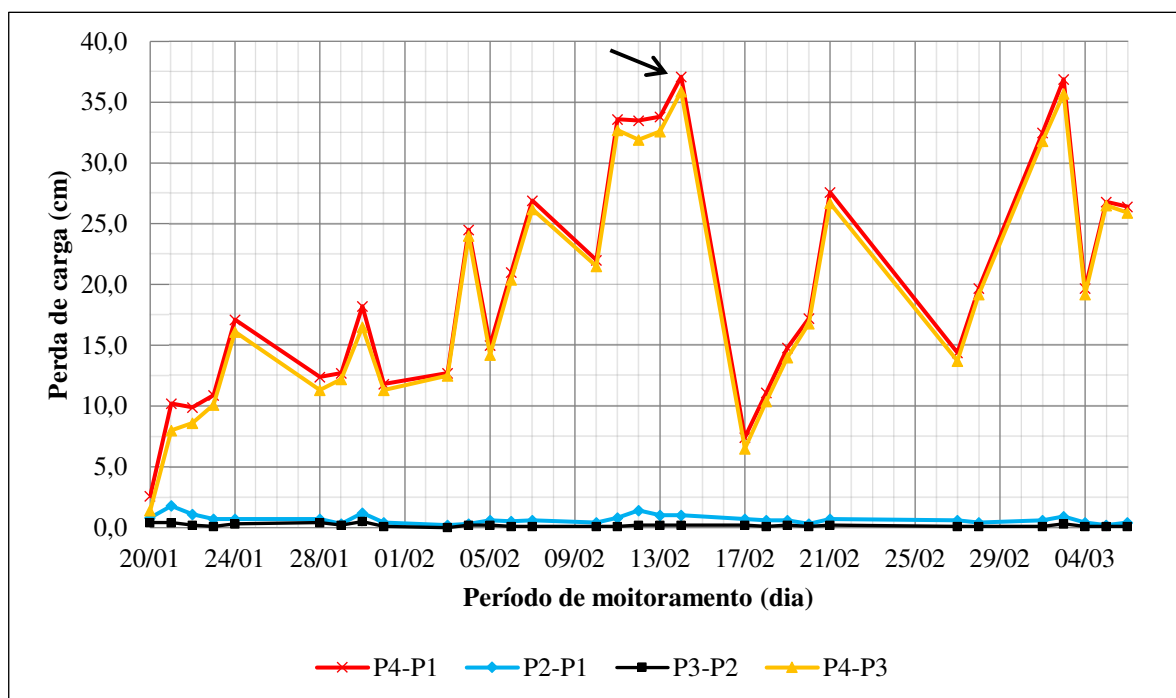
maior presença de vazios neste tipo de material, conseqüentemente, a água tendia a enfrentar menor resistência ao passar por esta camada.

Ademais, outro comportamento identificado através do gráfico, mesmo que de forma instável, que pode ser justificada pelo funcionamento intermitente do filtro, foi a tendência de crescimento das perdas de carga ao longo do período de operação. Tornando-se evidente na última semana, quando foram observadas as maiores perdas de carga, fato considerado como um possível final de carreira de filtração que poderia vir a se confirmar caso as observações fossem estendidas.

De acordo com Souza (2015), as carreiras de filtração duradouras é uma vantagem apresentada pela filtração ascendente comparada à descendente. Em seu estudo, por exemplo, foi verificada duração de até 79 dias para carreira de filtração com taxa de filtração de $4,0 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$. Dessa forma, o comportamento da Figura 5 observado no presente estudo assemelha-se as constatações feitas pelo autor, contudo devido à taxa de filtração ser ligeiramente inferior, $3,0 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ com variação de 10%, é provável que a carreira viesse a ser ainda maior.

O monitoramento da altura d'água através dos piezômetros instalados entre as camadas do leito filtrante do FLD resultou no gráfico visto na Figura 6, gerado com base nos registros apresentados no Quadro A.7 do Apêndice A. Nessa figura estão representadas as curvas geradas pelos valores anotados durante o período de operação, os quais indicam a diferença matemática entre os níveis d'água mostrados pelos piezômetros P2 e P1, P3 e P2, P4 e P3, e P4 e P1 que representam, respectivamente, as perdas de carga na 2ª camada de areia, na camada intermediária de maravalha, na 1ª camada de areia e, por último, entre todo o meio filtrante, sendo a ordem das camadas definida pelo sentido de fluxo de filtração descendente.

Figura 6: Perda de carga entre as camadas do leito filtrante em FLD.



Fonte: Autor (2020).

Quando comparado ao gráfico gerado pelos dados coletados do FLA, percebe-se que os filtros tiveram comportamentos distintos. Isto ocorreu principalmente, pelo aumento considerável da perda de carga na 1ª camada de areia ao longo dos primeiros dias de operação bem como durante todo o período de análise, e também pelo comportamento diferente do esperado para a 2ª camada de areia em acompanhar a trajetória da 1ª como predominou no FLA.

Possivelmente o fato do fluxo de filtração descendente favorecer a compactação das camadas do meio filtrante tenha levado ao aumento significativo da perda de carga da 1ª camada de areia ao longo do processo de filtração. Somado a isto, a retenção das partículas sólidas dissolvidas na água bruta nesta camada e a formação da camada biológica, *schmutzdecke*, também devem ter contribuído para este comportamento de aumento da resistência a passagem da água.

Dessa maneira, o crescimento considerável da perda de carga na 1ª camada do FLD (20 cm iniciais), que alcançou 96,8% da perda de carga total no fim da carreira de filtração, confirmou as verificações realizadas por Murtha e Heller (2003), quando em seus estudos verificaram que a perda de carga em filtros lentos descendentes acontece, predominantemente, nos 5 cm iniciais da camada filtrante, chegando a responder a 95% da perda de carga total no fim da carreira de filtração.

Por outro lado, a perda de carga observada na 2ª camada de areia apresentou um comportamento bastante diferente daquele apresentado no FLA. É provável que a formação de caminhos preferenciais tenha dado origem a este fenômeno, o que diminuiu a resistência à passagem enfrentada pela água. Este episódio fez com que a curva representada pela perda de carga nesta camada se assemelhasse a perda de carga verificada para a camada intermediária de maravalha, porém se mantivesse ligeiramente superior, o que pode ser considerado como um dos fatores causadores dos resultados insatisfatórios apresentados pelo FLD quando analisada a eficiência em remover cor aparente e turbidez.

Outro ponto a ser destacado é o comportamento da perda de carga na camada intermediária de maravalha. Nota-se que o seu valor é, significativamente inferior às perdas de carga observadas para as camadas de areia, inclusive menor que a 2ª camada. Isto se deve, além de sua espessura inferior (10 cm), a maior presença de vazios neste tipo de material, consequentemente, a água tendia a enfrentar menor resistência ao percorrer sua extensão.

Ademais, outro comportamento identificado através do gráfico, mesmo que de forma instável, é a tendência de crescimento da perda de carga na 1ª camada de areia ao longo do período de operação do filtro. Tornando-se evidente na semana do dia 10/02 a 14/02, indicada pela seta de cor preta na Figura 6, quando foram observadas as maiores perdas de carga nesta camada, fato considerado como possível final da carreira de filtração que levou a necessidade de intervenção através da realização de uma retrolavagem neste filtro no dia 17/02, tendo em vista prosseguir com o processo de filtração.

O resultado da retrolavagem pode ser notado na observação realizada no dia deste acontecimento, quando a perda de carga registrada diminuiu 29,4 cm. Nos dias seguintes, a tendência de aumento da perda de carga da 1ª camada continuou a se sustentar, fato que poderia vir a confirmar o final da carreira de filtração neste filtro com o prosseguimento da operação dos filtros.

No que se refere à carreira de filtração, de acordo com Libânio (2010), os filtros ascendentes apresentam carreiras mais longas devido ao próprio sentido de escoamento. Assim, o comportamento observado no presente trabalho corrobora com os dados encontrados na literatura, tendo em vista que, desde a primeira semana, o FLD apresentou maior crescimento da perda de carga total quando comparado ao FLA, e teve o final de carreira com 20 dias de funcionamento. Ainda melhor, o FLA somente começou a apresentar uma tendência de crescimento da perda de carga total nos últimos dias de operação, quando o filtro havia sido operado por 32 dias, o que reafirma sua predisposição a apresentar carreiras mais duradouras.

4 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A partir das considerações teóricas e dos resultados obtidos nesse trabalho, foi possível identificar que diversos fatores interferem na eficiência de filtros lentos. A análise da água bruta estudada permitiu avaliar os parâmetros monitorados quanto ao atendimento dos valores admitidos pela filtração lenta encontrados na literatura, assim como serviu para atestar que o processo de sintetização da água de estudo simulou as variações ocorridas em ambiente real.

Os valores concernentes à água bruta encontrados para os parâmetros de condutividade elétrica, pH, temperatura e turbidez estavam dentro dos padrões estabelecidos pela literatura, e dessa forma não contribuíram de forma negativa para a eficiência dos filtros. Para o parâmetro de cor aparente, verificou-se variação de 42 a 147 uH, o que indicaria a necessidade de pré-tratamento.

Quanto aos resultados encontrados para a água filtrada, verificou-se que os parâmetros de condutividade elétrica, pH e temperatura não foram afetados de forma negativa pelo uso da lavagem operacional, do sentido do fluxo e da presença da maravalha no meio filtrante. Acerca da cor aparente e da turbidez, constatou-se que a lavagem operacional e a maravalha podem ter contribuído de forma negativa para a eficiência apresentada pelos filtros. Entretanto, devido à utilização dessas técnicas alternativas, simultaneamente, não foi possível chegar a conclusões sólidas no que diz respeito às diferenças provocadas pelo sentido do fluxo haja vista que os filtros apresentaram comportamento semelhante.

Possivelmente, um pouco mais de tempo dedicado à lavagem da areia em um filtro sem camada intermediária de maravalha rendesse resultados mais satisfatórios. Assim, essa técnica poderia continuar sendo estudada haja vista sua aplicabilidade naqueles lugares desprovidos de água em abundância. Enquanto que o uso da maravalha estaria atrelado à escolha de madeira com baixa liberação de cor em meio aquoso, juntamente, de pré-tratamento adequado e em filtros nos quais a lavagem tradicional da areia fosse viável, evitando assim resultados iniciais ruins.

No que se refere à avaliação das perdas de carga e carreiras de filtração, observou-se que os filtros lentos ascendentes tendem a desenvolver carreiras mais longas quando comparados aos filtros descendentes, como indicam as literaturas estudadas. Notou-se, também, que a porção inicial da camada filtrante exerce papel fundamental sobre o processo de filtração por

causa do crescimento acentuado da perda de carga na primeira camada do FLD. De forma oposta, a camada suporte exerce esse papel no FLA, visto que as perdas de carga nas demais camadas do leito filtrante se comportaram de maneira menos discrepante.

Além disso, os resultados apontados pelas perdas de carga nas camadas intermediárias de maravalha indicaram que a água sofreu pouca resistência à passagem ao longo do período de análise, assim como na última camada de areia. Isto é, as retenções de sólidos nessas camadas são pouco significantes, por isso uma possível redução da profundidade do leito filtrante poderia ser avaliada em estudos futuros, uma vez que as maiores contribuições acontecem na *schmutzdecke* e nas camadas iniciais.

Com base nas duas campanhas realizadas para estudar a capacidade dos filtros em remover microrganismos do grupo coliformes totais e termotolerantes, foram constatados percentuais de remoção de 58,2% a 98,8% sendo mais eficiente o FLA. No entanto, devido às afirmações contrárias encontradas nas literaturas abordadas, seriam necessárias mais campanhas para afirmar qual filtro realmente se destaca nesse aspecto. Possivelmente, com mais tempo de operação e consequentemente o amadurecimento dos filtros, juntamente, com a formação de uma *schmutzdecke* robusta no FLD, esse resultado pode ser invertido.

Dessa forma, mais estudos são necessários para validar a eficiência dessa tecnologia com emprego da lavagem operacional, tendo em vista sua aplicabilidade perante reduções significativas do consumo de água na lavagem da areia quando comparado ao método tradicional, como também do uso da maravalha como parte integrante do meio filtrante e quanto à remoção de microrganismos dos grupos coliformes totais e termotolerantes.

Por fim, o estudo recomenda a aplicação dessas alternativas em filtros independentes, tendo em vista avaliá-las, separadamente. Além disso, propõe a operação dos filtros por mais tempo, almejando beneficiar-se do amadurecimento da camada biológica, bem como a realização de experimentos em ambiente real, ou seja, dentro das comunidades onde o tratamento de água é desafiador, as condições operacionais são adversas e a água de estudo efetivamente representará as condições submetidas ao sistema.

REFERÊNCIAS

AMORIM, F. S.; RIBEIRO, M. X.; PROTÁSIO, T. P.; BORGES, C. H. A.; COSTA, R. M. C. Produção de briquetes a partir de espécies florestais. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 10, n. 4, p. 34–41, 2015.

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

BOLÍVIA, Instituto Boliviano de Normalización y Calidad - IBNORCA. **NB 512: Agua Potable - Requisitos**. La Paz, 2005.

BRASIL, D. N. E. R. **Agregados - análise granulométrica**. Rio de Janeiro, 1998.

BRASIL, M. S. 05/2017. Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017. 2017, Anexo XX.

BRASIL, M. D. N. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos - 2017**. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental - Ministério das Cidades, 2019. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2017>>. Acesso em: 21 abr. 2020.

D'ALESSIO, M.; YONEYAMA, B.; KIRS, M.; KISAND, V.; RAY, C. Pharmaceutically active compounds: Their removal during slow sand filtration and their impact on slow sand filtration bacterial removal. **Science of the Total Environment**, v. 524–525, p. 124–135, 2015.

DI BERNARDO, L.; SABOGAL PAZ, L. P. **Seleção de tecnologias de tratamento de água**. São Carlos: LDIBE LTDA, 2008.

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

FUNASA - Fundação Nacional de Saúde. **Panorama do Saneamento Rural no Brasil**. 2018. Disponível em: <http://www.funasa.gov.br/web/guest/panorama-do-saneamento-rural-no-brasil>. Acesso em: 28 jan. 2020.

HAIG, S.-J.; QUINCE, C.; DAVIES, R. L.; DOREA, C. C.; COLLINS, G. Replicating the microbial community and water quality performance of full-scale slow sand filters in laboratory-scale filters. **Water Research**, v. 61, p. 141–151, 2014.

HILLIG, É.; SCHNEIDER, V. E.; WEBER, C.; TECCHIO, R. D. Resíduos de madeira da indústria madeireira – caracterização e aproveitamento. In: Encontro Nacional de Engenharia de Produção - ABEPRO, 26. Fortaleza, CE. **Anais [...]**, p. 1–7, 2006.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo 2010**. 2010. Disponível em: <https://censo2010.ibge.gov.br/>. Acesso em: 28 jan. 2020.

JAYALATH, C. P. G.; MIGUNTANNA, N. S.; PERERA, H. A. K. C. Burnt Clay Bricks as an Alternative Filter Media for Pebble Matrix Filters (PMF). **Engineer: Journal of the Institution of Engineers, Sri Lanka**, v. 49, n. 3, p. 1–9, 2016.

LETSHWENYO, M. W.; LEOGANG, L. Assessment of roughing and slow sand filter modified with slag and clinker ash for removal of microorganisms from secondary effluent. **Environmental Technology**, p. 1–12, 2019.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3^a ed. Campinas: Editora Átomo, 2010.

LIMA, A. J. **Análise comparativa da eficiência de filtros lentos com meios filtrantes convencional e não convencionais**. 2020. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2020.

LIU, L.; FU, Y.; WEI, Q.; LIU, Q.; WU, L.; WU, J.; HUO, W. Applying Bio-Slow Sand Filtration for Water Treatment. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 28, n. 4, p. 2243–2251, 2019.

MALLONGI, A.; DAUD, A.; ISHAK, H.; ANE, R. L.; BIRAWIDA, A. B.; IBRAHIM, E.; SELOMO, M.; RAHMAN, S. A. Clean Water Treatment Technology with an Up-flow Slow Sand Filtration System from a Well Water Source in the Tallo District of Makassar. **Journal of Environmental Science and Technology**, v. 10, n. 1, p. 44–48, 2016.

MTAVANGU, S.; RUGAIKA, A. M.; HILONGA, A.; NJAU, K. N. Performance of constructed wetland integrated with sand filters for treating high turbid water for drinking. **Water Practice and Technology**, v. 12, n. 1, p. 25–42, 2017.

MURTHA, N. A.; HELLER, L. Avaliação da influência de parâmetros de projeto e das características da água bruta no comportamento de filtros lentos de areia. **engenharia sanitária e ambiental**, v. 8, n. 4, p. 257–267, 2003.

NASCIMENTO, A. P.; PELEGRINI, R. T.; BRITO, N. N. Filtração lenta para o tratamento de águas para pequenas comunidades rurais. **REEC - Revista Eletrônica de Engenharia Civil**, v. 2, n. 4, p. 54–58, 2012.

NYBERG, E. T.; WHITE, S. A.; JEFFERS, S. N.; BRIDGES, W. C. Removal of Plant Pathogen Propagules from Irrigation Runoff using Slow Filtration Systems: Quantifying Physical and Biological Components. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 225, n. 6, p. 1999, 2014.

OLIVEIRA, V. M.; SILVA, M. S. G.; MEDEIROS, C. B.; JESUS, V. E.; PIO, E. G. M.; PILLON, J. F.; LIMA, R. P.; BOMBO, A. L.; GODOY, B. L.; DETONI, A. D.; CONTER, P.; BARONI JR, M.; FRANCISCO, A. R.; BALDO, B.; BROTA, G. A.; PAIXÃO FILHO, J. L.; OLIVEIRA NETO, A. L.; ALMEIDA, G.; ROSSINI, J. L.; PELEGRINI, R. T. Avaliações físicas, químicas e biológicas da microbacia do córrego Modeneis em Limeira - SP. **Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal**, v. 5, n. 1, p. 86–96, 2008.

QUIRINO, W. F.; PINHA, I. V. O.; MOREIRA, A. C. O.; SOUZA, F.; TOMAZELLO FILHO, M. Densitometria de raios x na análise da qualidade de briquetes de resíduos de madeira. **Scientia Forestalis**, v. 40, n. 96, p. 525–536, 2012.

RICHTER, C. A. **Água: métodos e tecnologia de tratamento**. São Paulo: Blucher, 2009.

ROLPH, C. A.; VILLA, R.; JEFFERSON, B.; BROOKES, A.; CHOYA, A. ICETON, G.; HASSARD, F. From full-scale biofilters to bioreactors: Engineering biological metaldehyde removal. **Science of the Total Environment**, v. 685, p. 410–418, 2019.

SFB; Imazon. **A atividade madeireira na Amazônia brasileira: produção, receita e mercados**. Serviço Florestal Brasileiro (SFB); Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (Imazon). Belém, PA. 2010.

SOUZA, F. H. **Tratamento de água para abastecimento por meio de filtros lentos de fluxo ascendente com limpeza por retrolavagem e descarga de fundo**. 2015. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

WHO. **Progress on sanitation and drinking-water**. World Health Organization, Geneva. 2015.

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.

APÊNDICE A – Dados coletados durante o período de monitoramento

Quadro A.1: Dados coletados de condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$).

Data de Aferição	AB	FLA	FLD
20/01/2020	423	332	378
21/01/2020	396	336	328

22/01/2020	382	360	358
23/01/2020	328	328	334
24/01/2020	363	366	350
27/01/2020	360	413	391
28/01/2020	387	376	367
29/01/2020	377	380	391
30/01/2020	385	373	382
31/01/2020	366	362	360
03/02/2020	374	391	357
04/02/2020	387	359	360
05/02/2020	340	383	369
06/02/2020	351	403	414
07/02/2020	373	392	404
10/02/2020	421	458	416
11/02/2020	364	368	366
12/02/2020	363	342	301
13/02/2020	373	352	378
14/02/2020	334	347	337
17/02/2020	334	348	315
18/02/2020	308	349	353
19/02/2020	298	313	353
20/02/2020	371	325	322
21/02/2020	440	427	393
27/02/2020	455	405	547
28/02/2020	429	410	405
02/03/2020	402	398	424
03/03/2020	442	386	430
04/03/2020	437	406	394
05/03/2020	432	417	404
06/03/2020	389	441	416

Fonte: Autor (2020).

Quadro A.2: Dados coletados de cor aparente (uH).

Data de Aferição	AB	FLA	FLD
20/01/2020	62	83	137
21/01/2020	69	137	99
22/01/2020	67	91	102
23/01/2020	42	85	72
24/01/2020	91	140	109

27/01/2020	97	238	100
28/01/2020	112	187	113
29/01/2020	100	172	113
30/01/2020	71	121	90
31/01/2020	80	176	76
03/02/2020	147	246	92
04/02/2020	97	163	108
05/02/2020	75	158	232
06/02/2020	56	102	60
07/02/2020	45	89	59
10/02/2020	56	132	75
11/02/2020	56	136	89
12/02/2020	79	117	76
13/02/2020	44	80	63
14/02/2020	44	100	105
17/02/2020	59	184	126
18/02/2020	65	122	139
19/02/2020	62	86	138
20/02/2020	115	68	134
21/02/2020	91	130	171
27/02/2020	67	97	175
28/02/2020	95	138	149
02/03/2020	70	207	87
03/03/2020	66	121	137
04/03/2020	100	113	133
05/03/2020	95	95	156
06/03/2020	83	171	181

Fonte: Autor (2020).

Quadro A.3: Dados coletados de pH.

Data de Aferição	AB	FLA	FLD
20/01/2020	7,0	7,1	7,3
21/01/2020	7,4	7,3	7,3
22/01/2020	7,3	7,2	7,2
23/01/2020	7,5	7,2	7,4
24/01/2020	7,7	7,5	7,5
27/01/2020	7,5	7,5	7,6

28/01/2020	7,5	7,5	7,5
29/01/2020	7,5	7,4	7,5
30/01/2020	7,5	7,5	7,5
31/01/2020	7,6	7,5	7,6
03/02/2020	7,6	7,5	7,6
04/02/2020	7,8	7,5	7,8
05/02/2020	7,4	7,6	7,9
06/02/2020	6,9	7,1	7,4
07/02/2020	7,1	7,1	7,3
10/02/2020	7,1	7,1	7,4
11/02/2020	7,1	6,9	6,9
12/02/2020	7,0	6,8	6,8
13/02/2020	6,8	6,8	6,9
14/02/2020	6,8	6,8	7,0
17/02/2020	6,4	6,6	7,0
18/02/2020	6,5	6,5	6,5
19/02/2020	6,4	6,5	6,5
20/02/2020	6,8	6,4	6,5
21/02/2020	7,1	6,8	6,7
27/02/2020	7,0	6,5	6,4
28/02/2020	7,2	7,0	7,1
02/03/2020	6,7	6,8	7,1
03/03/2020	7,1	6,6	6,9
04/03/2020	7,1	6,7	7,3
05/03/2020	7,1	6,9	7,1
06/03/2020	7,1	6,8	7,1

Fonte: Autor (2020).

Quadro A.4: Dados coletados de temperatura (°C).

Data de Aferição	AB	FLA	FLD
20/01/2020	27,1	27,2	27,1
21/01/2020	27,2	27,2	27,0
22/01/2020	27,3	27,0	27,0
23/01/2020	25,6	25,4	25,4
24/01/2020	26,9	26,5	26,5
27/01/2020	27,2	27,0	27,0
28/01/2020	27,7	27,5	27,4

29/01/2020	27,6	27,2	27,2
30/01/2020	26,7	26,5	26,4
31/01/2020	27,7	27,5	27,3
03/02/2020	28,1	28,0	28,0
04/02/2020	26,6	26,5	26,5
05/02/2020	26,0	26,0	25,7
06/02/2020	24,4	24,3	23,9
07/02/2020	25,2	25,1	24,8
10/02/2020	26,7	26,5	26,1
11/02/2020	27,0	27,0	26,9
12/02/2020	27,8	27,8	27,8
13/02/2020	26,4	26,5	26,3
14/02/2020	27,3	27,2	27,0
17/02/2020	27,3	27,2	27,0
18/02/2020	27,5	27,4	27,2
19/02/2020	26,4	26,6	26,5
20/02/2020	27,0	27,0	27,0
21/02/2020	27,5	27,0	26,9
27/02/2020	28,6	28,0	28,0
28/02/2020	29,0	28,6	28,5
02/03/2020	26,8	26,7	26,8
03/03/2020	27,9	27,8	27,6
04/03/2020	28,3	28,0	28,1
05/03/2020	28,4	28,0	27,9
06/03/2020	29,0	28,7	28,9

Fonte: Autor (2020).

Quadro A.5: Dados coletados de turbidez (uT).

Data de Aferição	AB	FLA	FLD
20/01/2020	8	10	12
21/01/2020	7	12	12
22/01/2020	5	11	10
23/01/2020	4	7	7
24/01/2020	8	13	7
27/01/2020	9	17	6
28/01/2020	12	16	10
29/01/2020	10	15	10

30/01/2020	6	10	6
31/01/2020	7	15	6
03/02/2020	14	19	8
04/02/2020	9	14	10
05/02/2020	6	14	23
06/02/2020	5	9	4
07/02/2020	4	8	5
10/02/2020	4	9	6
11/02/2020	6	11	7
12/02/2020	9	11	7
13/02/2020	4	7	5
14/02/2020	4	10	10
17/02/2020	6	15	9
18/02/2020	6	13	15
19/02/2020	6	10	15
20/02/2020	12	7	14
21/02/2020	8	14	18
27/02/2020	6	10	22
28/02/2020	9	16	15
02/03/2020	5	15	8
03/03/2020	6	13	13
04/03/2020	10	13	14
05/03/2020	8	11	18
06/03/2020	4	18	21

Fonte: Autor (2020).

Quadro A.6: Dados registrados de perda de carga (cm) no FLA.

Data de Aferição	P1-P2	P2-P3	P3-P4	P1-P4
20/01/2020	0,5	0,1	0,8	1,4
21/01/2020	0,9	0,3	1,0	2,2
22/01/2020	1,1	0,5	1,4	3,0
23/01/2020	0,7	0,3	1,1	2,1
24/01/2020	0,5	0,2	0,7	1,4
28/01/2020	1,0	0,1	0,9	2,0
29/01/2020	1,1	0,2	0,8	2,1

30/01/2020	1,2	0,2	0,7	2,1
31/01/2020	0,5	0,2	0,4	1,1
03/02/2020	0,7	0,1	0,5	1,3
04/02/2020	0,8	0,1	0,5	1,4
05/02/2020	0,6	0,1	0,5	1,2
06/02/2020	0,9	0,1	0,6	1,6
07/02/2020	1,0	0,2	0,6	1,8
10/02/2020	0,5	0,2	0,4	1,1
11/02/2020	0,7	0,1	0,6	1,4
12/02/2020	0,6	0,1	0,4	1,1
13/02/2020	0,9	0,1	0,6	1,6
14/02/2020	0,4	0,1	0,3	0,8
17/02/2020	0,9	0,1	0,6	1,6
18/02/2020	0,9	0,1	0,5	1,5
19/02/2020	1,2	0,1	0,7	2,0
20/02/2020	1,2	0,1	0,6	1,9
21/02/2020	1,2	0,2	0,7	2,1
27/02/2020	1,7	0,2	0,7	2,6
28/02/2020	2,0	0,2	0,7	2,9
02/03/2020	0,3	0,1	0,3	0,7
03/03/2020	1,3	0,1	0,6	2,0
04/03/2020	1,1	0,1	0,3	1,5
05/03/2020	2,9	0,2	0,8	3,9
06/03/2020	4,3	0,4	1,3	6,0

Fonte: Autor (2020).

Quadro A.7: Dados registrados de perda de carga (cm) no FLD.

Data de Aferição	P4-P1	P2-P1	P3-P2	P4-P3
20/01/2020	2,6	0,8	0,4	1,4
21/01/2020	10,2	1,8	0,4	8,0
22/01/2020	9,9	1,1	0,2	8,6
23/01/2020	10,9	0,7	0,1	10,1
24/01/2020	17,1	0,7	0,3	16,1
28/01/2020	12,4	0,7	0,4	11,3
29/01/2020	12,7	0,3	0,2	12,2

30/01/2020	18,2	1,2	0,5	16,5
31/01/2020	11,8	0,4	0,1	11,3
03/02/2020	12,7	0,2	0,0	12,5
04/02/2020	24,5	0,3	0,2	24,0
05/02/2020	15,0	0,6	0,2	14,2
06/02/2020	21,0	0,5	0,1	20,4
07/02/2020	26,9	0,6	0,1	26,2
10/02/2020	22,0	0,4	0,1	21,5
11/02/2020	33,6	0,8	0,1	32,7
12/02/2020	33,5	1,4	0,2	31,9
13/02/2020	33,8	1,0	0,2	32,6
14/02/2020	37,1	1,0	0,2	35,9
17/02/2020	7,4	0,7	0,2	6,5
18/02/2020	11,1	0,6	0,1	10,4
19/02/2020	14,8	0,6	0,2	14,0
20/02/2020	17,2	0,3	0,1	16,8
21/02/2020	27,6	0,7	0,2	26,7
27/02/2020	14,4	0,6	0,1	13,7
28/02/2020	19,7	0,4	0,1	19,2
02/03/2020	32,5	0,6	0,1	31,8
03/03/2020	36,9	0,9	0,3	35,7
04/03/2020	19,7	0,4	0,1	19,2
05/03/2020	26,8	0,2	0,1	26,5
06/03/2020	26,4	0,4	0,1	25,9

Fonte: Autor (2020).