

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
FACULDADE DE TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**COMPARAÇÃO DO DESEMPENHO DA FILTRAÇÃO  
DIRETA ASCENDENTE E DA FILTRAÇÃO DIRETA  
DESCENDENTE COM ÊNFASE NA REMOÇÃO DE  
ESPOROS DE BACTÉRIAS AERÓBIAS E MICROESFERAS  
COMO INDICADORES DE REMOÇÃO DE OOCISTOS DE  
*Cryptosporidium***

**ÁLEF LUAN DE SOUZA PEREIRA**

**ORIENTADORA: CRISTINA CELIA SILVEIRA BRANDÃO**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E  
RECURSOS HÍDRICOS**

**PUBLICAÇÃO: PTARH  
BRASÍLIA/DF: OUTUBRO – 2023**

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA**  
**FACULDADE DE TECNOLOGIA**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**COMPARAÇÃO DO DESEMPENHO DA FILTRAÇÃO DIRETA  
ASCENDENTE E DA FILTRAÇÃO DIRETA DESCENDENTE COM  
ÊNFASE NA REMOÇÃO DE ESPOROS DE BACTÉRIAS AERÓBIAS  
E MICROESFERAS COMO INDICADORES DE REMOÇÃO DE  
OOCISTOS DE *Cryptosporidium*.**

**ÁLEF LUAN DE SOUZA PEREIRA**

**DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE  
ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA FACULDADE DE  
TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE  
DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU  
DE MESTRE EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E RECURSOS  
HÍDRICOS.**

**APROVADA POR:**

---

**Prof<sup>ª</sup> Cristina Celia Silveira Brandão, PhD (ENC-UnB)**  
**(Orientadora)**

---

**Prof. Yovanka Pérez Ginoris, DSc (ENC/FT)**  
**(Examinadora Interna)**

---

**Prof. Rafael Kopschitz Xavier Bastos, PhD (DEC/UFV)**  
**(Examinador Externo)**

**BRASÍLIA/DF, 06 DE OUTUBRO DE 2023**

## FICHA CATALOGRÁFICA

SOUZA, ALEF LUAN DE

Comparação do desempenho da filtração direta ascendente e da filtração direta descendente com ênfase na remoção de esporos de bactérias aeróbias e microesferas como indicadores de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* [Distrito Federal] 2023.

xv, 88p., 210 x 297 mm (ENC/FT/UnB, Mestre, Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, 2023).

Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

1. Filtração direta ascendente

2. Filtração direta descendente

3. Esporos de bactérias aeróbias

4. Oocistos de *Cryptosporidium*

I. ENC/FT/UnB

II. Título (série)

SOUZA, A. L. (2023). Comparação do desempenho da filtração direta ascendente e da filtração direta descendente com ênfase na remoção de esporos de bactérias aeróbias e microesferas fluorescentes como indicadores de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 88p.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a todos os meus amigos e familiares pelo suporte emocional e financeiro durante o período experimental e de escrita. À minha mãe Marilene, irmãos Milena, Clarinha e Eduardo, tias Neizinha e Zilma, primos Lauana e Hitalo, amigos Lucas, Victor, Larissinha, Nath, Claudiane, Lorrane, Diego, Israel e Felipe. Obrigado pelo apoio e pelas palavras de encorajamento nos momentos em que mais precisei.

Obrigado à professora Cristina, não só pelos conhecimentos compartilhados, mas pelas conversas e conselhos que, em muitos momentos, me motivaram. Obrigado à professora Yovanka pelo imenso carinho e estímulo. Obrigado à equipe do Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA): Carla Patrícia, Carla Vizzotto, Sara e Cassia, pelos ensinamentos e histórias compartilhadas, que geraram muitas risadas e momentos de descontração. Obrigado ao Sr. Boy pelo apoio na montagem da instalação piloto e na execução dos experimentos, além, é claro, das conversas sobre política, carreira, amizade e família.

Por fim, obrigado aos colegas da turma “PTARH 2020” e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pela bolsa de estudo concedida.

## RESUMO

### **COMPARAÇÃO DO DESEMPENHO DA FILTRAÇÃO DIRETA ASCENDENTE E DA FILTRAÇÃO DIRETA DESCENDENTE COM ÊNFASE NA REMOÇÃO DE ESPOROS DE BACTÉRIAS AERÓBIAS E MICROESFERAS FLUORESCENTES COMO INDICADORES DE REMOÇÃO DE OOCISTOS DE *Cryptosporidium***

A presença de oocistos de *Cryptosporidium* na água para consumo humano representa fator de risco à saúde pública. No entanto, devido à complexidade e custos relacionados à metodologia de quantificação desse patógeno, o monitoramento de sua remoção em estações de tratamento de água (ETA) tem sido realizado por meio de indicadores com o intuito de viabilizar análises sistemáticas. Dois dos indicadores já investigados e reconhecidos pela comunidade científica são os esporos de bactérias aeróbias (EBA) e as microesferas fluorescentes de poliestireno. Neste contexto, o presente estudo avalia e compara o desempenho da filtração direta ascendente (FA) com a filtração direta descendente (FD), com ênfase na remoção de EBA como indicador para avaliação da remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. A metodologia foi dividida em duas etapas: ensaios em escala de bancada – testes de jarros para construção do diagrama de coagulação e definição das melhores condições de pH e dose do coagulante (sulfato de alumínio) - e experimentos de filtração em escala piloto. Nos experimentos piloto de filtração foram avaliadas as remoções de turbidez, cor aparente, coliformes, EBA e microesferas, considerando duas condições operacionais – (1) filtro ascendente e descendente operando com a mesma taxa de filtração (5 m/h) e (2) filtro ascendente e descendente operando com mesma vazão, de 59,41 L/h (equivalente à taxa de filtração de 5 m/h no FA e 10,48 m/h no FD). O filtro descendente apresentou, em geral, eficiência de remoção um pouco superior ao filtro ascendente. A remoção média de EBA foi de 2,35 e 2,33 no filtro descendente e de 1,98 e 1,60 log no filtro ascendente na condição operacional 1 e na condição operacional 2, respectivamente. No entanto, as diferenças na eficiência de remoção para o FD e FA não foram consideradas estatisticamente significativas, na maioria dos casos. A eficiência de remoção das microesferas fluorescentes foi superior à de EBA em ambos os filtros e variou de 3 a 5 log, reforçando que a remoção de esporos de bactérias aeróbias (EBA) é indicador conservador com relação à remoção de microesferas e, conseqüentemente, da remoção dos oocistos de *Cryptosporidium*. Por fim, os dados revelaram inexistência de correlação entre a remoção de EBA e remoção de turbidez e de microesferas.

## **ABSTRACT**

### **COMPARISON OF UPFLOW DIRECT FILTRATION AND DOWNFLOW DIRECT FILTRATION PERFORMANCE, WITH EMPHASIS ON THE REMOVAL OF AEROBIC SPORE-FORMING BACTERIA AND FLUORESCENT MICROSPHERES AS SURROGATES FOR THE REMOVAL OF *Cryptosporidium* OOCYSTS.**

The presence of *Cryptosporidium* oocysts in drinking water represents a potential risk for human health. However, due to the complexity and costs associated with the routine of quantification of *Cryptosporidium* oocysts in water, monitoring its removal in water treatment plants (WTP) has been carried out using surrogates' parameters. Two of the surrogates already investigated and recognized by the scientific community are aerobic spore-forming bacteria (ASFB) and fluorescent polystyrene microspheres. In this context, this study evaluates and compares the performance of upflow direct filtration (UF) and downflow direct filtration (DF), with emphasis on the removal of ASFB as surrogate for the removal of *Cryptosporidium* oocysts. The methodology was divided into two stages: bench-scale tests – jar tests to draw the coagulation diagram and select the best pH conditions and coagulant dose (aluminum sulfate) – and pilot-scale filtration experiments. In the pilot filtration experiments, the removal of turbidity, apparent color, coliforms, ASFB and microspheres were evaluated, considering two operating conditions: (1) upflow and downflow filters operating with the same filtration rate (5 m/h); (2) downflow and upflow filters operating with the same flow rate of 59.41 L/h (equivalent to a filtration rate of 5 m/h in UF and 10.48 m/h in DF). In general, the downflow filter presented a slightly higher removal efficiency than the upflow filter. The average ASFB removal was 2.35 log and 2.33 log in the downflow filter, and 1.98 log and 1.60 log in the upflow filter, operating under operational condition 1 and operational condition 2, respectively. However, the differences in removal efficiency of DF and UF were not statistically significant in most cases. The removal efficiency of fluorescent microspheres was higher than those of ASFB in both filters and ranged from 3 to 5 log, supporting that the removal of aerobic spore-forming bacteria (ASFB) is a conservative surrogate of the removal of microspheres and, consequently, of the removal of *Cryptosporidium* oocysts. Finally, the data revealed no correlation between removal of ASFB and removal of turbidity and of microspheres.

# SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO .....	1
2	OBJETIVOS.....	3
2.1	OBJETIVO GERAL .....	3
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	3
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
3.1	CRYPTOSPORIDIUM.....	4
3.1.1	Ocorrência em recursos hídricos e relatos de surtos de <i>Cryptosporidium</i> .....	5
3.2	FILTRAÇÃO DIRETA .....	7
3.2.1	Mecanismos de coagulação .....	9
3.2.2	Filtração direta aplicada à remoção de turbidez .....	11
3.2.3	Remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> por filtração direta .....	19
3.3	INDICADORES DE <i>CRYPTOSPORIDIUM</i> EM ESTUDOS DE FILTRAÇÃO .....	23
3.3.1	Esporos de bactérias aeróbias .....	24
3.3.2	Microesferas de poliestireno.....	29
4	METODOLOGIA .....	33
4.1	EXPERIMENTOS EM ESCALA DE BANCADA .....	34
4.2	EXPERIMENTOS EM ESCALA PILOTO .....	36
4.2.1	Filtro Descendente.....	38
4.2.2	Filtro Ascendente.....	40
4.2.3	Desenvolvimento dos Experimentos de Filtração .....	42
4.3	ANÁLISE DOS DADOS.....	46
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	47
5.1	DIAGRAMAS DE COAGULAÇÃO.....	47
5.2	EXPERIMENTOS DE FILTRAÇÃO EM ESCALA PILOTO .....	49
5.2.1	Caracterização da água de estudo .....	49
5.2.2	Resumo das condições de realização dos experimentos de filtração.....	50
5.2.3	Comparação dos resultados da filtração direta ascendente e descendente ....	51
5.2.3.1	Perda de carga .....	52
5.2.3.2	Turbidez e cor aparente .....	57
5.2.3.3	Coliformes totais e <i>Escherichia coli</i> ( <i>E. coli</i> ) .....	62

5.2.3.4	Esporos de bactérias aeróbias (EBA) .....	64
5.2.3.5	Microesferas fluorescentes .....	70
5.2.4	Análise de correlação das eficiências de remoção.....	74
6	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	77
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	79

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Ocorrências registradas de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> em recursos hídricos. ....	6
Tabela 3.2 - Parâmetros de qualidade da água bruta sugeridos para a escolha da tecnologia de tratamento. (Di Bernardo <i>et al.</i> (2003); BRASIL (2006), adaptado).....	8
Tabela 3.3 – Características do meio filtrante e da operação dos filtros em estudos de filtração direta ascendente. ....	12
Tabela 3.5 – Comparação das propriedades dos oocistos de <i>Cryptosporidium</i> e dos esporos de bactérias aeróbias (Headd e Bradford, 2016).....	25
Tabela 4.1 – Características dos Filtros de Laboratório de Areia (FLA) conforme recomendações de Di Bernardo <i>et al.</i> (2003). ....	35
Tabela 4.2 – Parâmetros operacionais adotados para os testes de jarros.....	35
Tabela 4.3 - Características do dispositivo de mistura rápida. ....	37
Tabela 4.4 – Características do meio filtrante do filtro descendente.....	38
Tabela 4.5 – Granulometria e espessura das subcamadas da camada suporte. ....	40
Tabela 4.6 - Granulometria e espessura das subcamadas do meio filtrante. ....	40
Tabela 4.7 – Características de qualidade da água analisadas, métodos e equipamentos utilizados.....	43
Tabela 5.1 – Estatística descritiva da caracterização da água do lago Paranoá.....	49
Tabela 5.2 –Condições de realização dos experimentos de filtração direta ascendente.....	50
Tabela 5.3 – Condições de realização dos experimentos de filtração direta descendente...	51
Tabela 5.4 – Valores médios da turbidez e da cor aparente e eficiências de remoção nos experimentos realizados no filtro ascendente. ....	58
Tabela 5.5 - Valores médios da turbidez e da cor aparente e eficiências de remoção nos experimentos realizados no filtro descendente. ....	59
Tabela 5.6 – Eficiência de remoção média de turbidez e de cor aparente (em log) nos filtros ascendente e descendente, por condição operacional, e geral. ....	60
Tabela 5.7 – Teste de Mann-Whitney, com nível de confiança de 95%, para comparação das eficiências de remoção de turbidez e cor aparente nos filtros ascendente e descendente, por condição operacional, e geral. ....	61

Tabela 5.8 – Concentração de coliformes totais e <i>E. coli</i> (NMP/100mL) na água bruta e na água filtrada, no filtro ascendente.....	62
Tabela 5.9 – Concentração de coliformes totais e <i>E. coli</i> (NMP/100mL) na água bruta e na água filtrada, no filtro descendente.....	63
Tabela 5.10 – Teste de Wilcoxon, com nível de confiança de 95%, para comparação das eficiências de remoção de coliformes totais nos períodos de amadurecimento e operação estável dos filtros ascendente e descendente. ....	63
Tabela 5.11 – Eficiência média de remoção (em log) de coliformes totais nos filtros ascendente e descendente, por condição operacional e geral. ....	64
Tabela 5.12 – Teste de Mann-Whitney, com nível de confiança de 95%, para comparação das eficiências de remoção de coliformes totais nos filtros ascendente e descendente, por condição operacional, e geral. ....	64
Tabela 5.13 – Concentração de EBA (UFC/100mL) na água bruta e na água filtrada, e eficiência de remoção, no filtro ascendente.....	65
Tabela 5.14 – Concentração de EBA (UFC/100mL) na água bruta e filtrada, e eficiência de remoção, no filtro descendente.....	65
Tabela 5.15 - Eficiência média de remoção (em log) de esporos de bactérias aeróbias nos filtros ascendente e descendente, por condição operacional e geral.....	66
Tabela 5.16 - Teste de Mann-Whitney, com nível de confiança de 95%, para comparação das eficiências de remoção de esporos de bactérias aeróbias nos filtros ascendente e descendente, por condição operacional, e geral. ....	69
Tabela 5.17 – Teste de Wilcoxon, com nível de confiança de 95%, para comparação das eficiências de remoção de esporos de bactérias aeróbias nos períodos de amadurecimento e operação estável dos filtros ascendente e descendente.....	69
Tabela 5.18 – Concentração de microesferas fluorescentes na água bruta e na água filtrada, e eficiência de remoção, no filtro ascendente.....	71
Tabela 5.19 – Concentração de microesferas fluorescentes na água bruta e na água filtrada, e eficiência de remoção, no filtro descendente.....	71
Tabela 5.20 – Correlação de Spearman (95% de confiança) entre log remoção de EBA e de turbidez e de coliformes totais, no filtro ascendente. ....	74
Tabela 5.21 – Correlação de Spearman (95% de confiança) entre os dados de log remoção de EBA e os parâmetros turbidez e coliformes totais, no filtro descendente.....	75

Tabela 5.22 – Correlação de Spearman (95% de confiança) entre remoção de EBA e microesferas fluorescentes, independentemente do filtro ou condição operacional (N = 16).  
..... 75

## LISTA DE FIGURAS

Figura 4.1 - Estação Experimental do Instituto de Ciências Biológicas (EEB). Fonte: <i>Google Earth</i> . .....	33
Figura 4.2 – Equipamento de teste de jarros adaptado para filtração direta.....	34
Figura 4.3 – Esquema da instalação piloto. ....	36
Figura 4.4 – Dispositivo de Mistura Rápida (Fagundes, 2006).....	37
Figura 4.5 – Esquema do filtro descendente com posicionamento das tomadas de pressão piezométricas entre as subcamadas. Fonte: Fagundes (2006), adaptado.....	39
Figura 4.6 – Visão geral do filtro descendente em escala piloto. ....	39
Figura 4.7 – Esquema do filtro ascendente com posicionamento das tomadas de pressão piezométricas entre as subcamadas. Fonte: Nascimento (2009), adaptado. ....	41
Figura 4.8 – Visão geral do filtro ascendente em escala piloto. ....	41
Figura 4.9 – Amostra em banho-maria. ....	45
Figura 4.10 – Amostras em banho de gelo até alcançarem temperatura ambiente. ....	45
Figura 4.11 – Placa de Petri após 24h em estufa a 35° C (água filtrada). ....	45
Figura 4.12 – Placa de Petri após 24h em estufa a 35° C (água bruta 1:10).....	45
Figura 4.13 – Placa de Petri após 24h em estufa a 35° C (placa controle/branco). ....	45
Figura 5.1 – Remoção de turbidez: (a) diagrama de coagulação 1, de 02 de julho de 2022; (b) diagrama de coagulação 2, de 11 de julho de 2022. ....	47
Figura 5.2 – Diagrama de coagulação 3 – remoção de turbidez, 19 de julho de 2022.....	48
Figura 5.3 – Evolução da perda de carga total nos experimentos realizados no filtro ascendente (taxa de filtração = 5 m/h; “●”: condição operacional 1; “▲”: condição operacional 2). ....	52
Figura 5.4 – Perda de carga em cada subcamada do filtro ascendente após 8 horas de filtração. Experimentos realizados na condição operacional 1: FA-1, FA-2, FA-5, FA-8 e FA-9. Experimentos realizados na condição operacional 2: FA-3, FA-4, FA-6, FA-7 e FA-10. ....	53
Figura 5.5 – Evolução da perda de carga total nos experimentos realizados no filtro descendente (taxa de filtração = 5 m/h para condição operacional 1, representada por “●”; e taxa de filtração = 10,48 m/h para condição operacional 2, representada por “▲”)......	55

Figura 5.6 – Perda de carga em cada camada do filtro descendente. Experimentos realizados na condição operacional 1: FD-1, FD-2, FD-5, FD-8 e FD-9. Experimentos realizados na condição operacional 2: FD-3, FD-4, FD-6, FD-7 e FD-10.....	56
Figura 5.7 – Perda de carga total nos filtros (valores médios, n=5).....	57
Figura 5.8 - Turbidez da água filtrada no filtro ascendente e no filtro descendente em cada condição operacional. ....	61
Figura 5.9 – Eficiências de remoção (log) de EBA no filtro ascendente (FA) e no filtro descendente (FD), por condição operacional. ....	67
Figura 5.10 – Eficiência de remoção (log) de EBA no filtro ascendente (FA) e no filtro descendente (FD), independente da condição operacional.....	68
Figura 5.11 – Eficiências de remoção (log) de microesferas fluorescentes e de EBA no filtro ascendente (FA) e no filtro descendente (FD).....	73
Figura 5.12 – Eficiências de remoção (log) de microesferas fluorescentes e de EBA independentemente do tipo de filtro. ....	74

## LISTA DE SÍMBOLOS, NOMENCLATURAS E ABREVIACÕES

AB - Água bruta

AC – Água coagulada

AF - Água filtrada

AFA - Água filtrada referente ao período de amadurecimento

AFF - Água filtrada no período de operação estável

Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>) - Sulfato de alumínio

cm - Centímetro

CO – Condição operacional

d - Dia

d<sub>10</sub> - Tamanho efetivo da areia

DMR - Dispositivo de mistura rápida

*E. coli* - *Escherichia coli*

EEB - Estação Experimental do Instituto de Ciências Biológicas

ETA – Estação de Tratamento de Água

FA – Filtro ascendente

FD – Filtro descendente

FLA – Filtro de laboratório de areia

G - Gradiente de velocidade

h - Hora

HCl - Ácido clorídrico

L – Litro

LSA – Laboratório de Saneamento Ambiental

Log - Logaritmo de Base 10

m - Metro

m<sup>2</sup> - Metro quadrado

m<sup>3</sup> - Metro cúbico

mg - Miligrama

min - Minuto

mL - Mililitro

mm - Milímetro

NaCl - Cloreto de sódio

NaHCO<sub>3</sub> - bicarbonato de sódio

NMP - Número Mais Provável

ONPG-MUG - Método do Substrato Cromogênico

PBST - Solução Tampão de Fosfato mais Tween

pH - Potencial hidrogeniônico

TF - Taxa de filtração

UFC – Unidades formadoras de colônias

UnB - Universidade de Brasília

USEPA - Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos

uC – Unidade de Cor

uT – Unidade de Turbidez

° C - Graus Celsius

µm - Micrômetro

# 1 INTRODUÇÃO

Desde os primeiros registros de surtos associados à contaminação da água de abastecimento por oocistos de *Cryptosporidium*, ocorridos nos anos 1980 e 1990, a preocupação com relação à remoção desse patógeno da água tem sido recorrente. A criptosporidiose, doença causada pela ingestão de oocistos de *Cryptosporidium*, tem sido associada à ocorrência de diarreia aquosa, podendo ser bastante grave em pacientes imunodeprimidos e levar à morte.

O *Cryptosporidium* é encontrado na natureza sob a forma de oocistos, que são estruturas altamente resistentes às diversas condições ambientais e também à cloração, processo de desinfecção mais utilizado em estações de tratamento de água. Assim, os esforços para remoção dessas estruturas estão mais voltados ao emprego de desinfetantes com maior capacidade de inativação, e/ou à otimização da filtração, que pode ser muito eficiente na retenção dos oocistos.

O filtro granular é a única unidade de separação sólido-líquido nas tecnologias de tratamento baseadas em filtração direta, grupo de tecnologias que prescinde de decantadores e, por vezes, de floculadores, e que vem sendo empregada no Brasil, devido aos menores custos e complexidade associados à instalação e manutenção das unidades. Por sua vez, a eficiência da filtração está intimamente relacionada à desestabilização das partículas promovida na etapa de coagulação química, já que é necessário que haja um equilíbrio entre os mecanismos de aderência e desprendimento dos grãos no meio filtrante.

Por representar um fator de risco microbiológico, os oocistos de *Cryptosporidium* deveriam fazer parte dos parâmetros de monitoramento sistemático da qualidade da água em estações de tratamento de água para consumo humano. Entretanto, a complexidade e os custos relacionados à metodologia de detecção e quantificação desses oocistos tornam inviável um monitoramento consistente e regular. Assim, a turbidez, que é um parâmetro já tradicionalmente monitorado em estações de tratamento de água (ETA), tem sido utilizada como indicador da eficiência de remoção de (oo)cistos de protozoários.

No entanto, vários estudos demonstraram que, apesar de ser bom indicador geral da eficiência de tratamento, a turbidez não representa, necessariamente, bom indicador quantitativo da remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. Dessa forma, outros parâmetros têm sido investigados como indicadores pela comunidade científica e vários têm apresentado melhores correlações com a remoção deste patógeno, como por exemplo os esporos de bactérias aeróbias (EBA) e as microesferas fluorescentes de poliestireno com tamanho

semelhante ao dos oocistos, sendo esse último usado em estudos em escala de bancada e escala piloto.

A legislação brasileira que estabelece o padrão de potabilidade da água para consumo humano, Portaria nº 888/2021 do Ministério da Saúde, prevê a utilização da eficiência de remoção de EBA como indicador da remoção de (oo)cistos de *Giardia* e *Cryptosporidium*. A Portaria preconiza que caso seja identificada média geométrica móvel dos últimos 12 meses de monitoramento de *E. Coli* nos pontos de captação maior ou igual a 1.000/100 mL, deve-se avaliar a eficiência de remoção da ETA por meio do monitoramento semanal de esporos de bactérias aeróbias. Quando a média aritmética da avaliação de eficiência de remoção da ETA, com base no mínimo em 4 amostragens no mês, for inferior a 2,5 log (99,7%), deve ser realizado monitoramento de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em cada ponto de captação da água. Assim, a comprovação de que a ETA possui eficiência de remoção mínima de 2,5 log (99,7%) de EBA dispensaria o monitoramento de cistos e oocistos no manancial.

A incorporação do monitoramento da eficiência de remoção de EBA como indicador da eficiência de remoção de (oo)cistos representou um avanço na legislação brasileira, uma vez que órgãos como a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) reconhece os EBA como bons indicadores há mais de 10 anos.

Estudos que avaliam a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, e/ou seus indicadores, por meio do processo de filtração rápida são numerosos na literatura, tanto utilizando filtro de escoamento descendente quanto filtro de escoamento ascendente. Porém, nenhum estudo encontrado comparou essas duas opções de filtros operando sob condições similares.

Neste contexto, o presente estudo contempla a comparação da eficiência de remoção dos indicadores de oocistos de *Cryptosporidium* por meio da filtração direta descendente e ascendente, buscando agregar conhecimento e oferecer subsídios para a tomada de decisão com relação ao uso dessas tecnologias.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

O presente estudo tem como objetivo geral comparar, em escala piloto, o desempenho da filtração direta descendente e da filtração direta ascendente, com foco na remoção de esporos de bactérias aeróbias (EBA) e microesferas fluorescentes como indicadores de oocistos de *Cryptosporidium*.

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

Este estudo tem como objetivos específicos:

- Comparar o desempenho operacional e as eficiências de remoção de microesferas fluorescentes e esporos de bactérias aeróbias por meio da filtração direta descendente e filtração direta ascendente, com os filtros operando com a mesma taxa de filtração;
- Comparar o desempenho operacional e as eficiências de remoção de microesferas fluorescentes e esporos de bactérias aeróbias por meio da filtração direta descendente e filtração direta ascendente, com os filtros produzindo o mesmo volume de água, ou seja, operando com a mesma vazão e taxa de filtração diferente;
- Avaliar a existência de correlação entre a remoção de EBA e a remoção dos parâmetros turbidez, coliformes e microesferas fluorescentes.

## 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 3.1 CRYPTOSPORIDIUM

O *Cryptosporidium* é um gênero de protozoário parasita entérico, sendo considerado um dos principais responsáveis pela ocorrência de diarreia e morte em crianças em todo o mundo (Cacciò *et al.* 2005). São reconhecidas mais de 25 espécies e, destas, as mais correlacionadas à ocorrência de doenças em humanos são as *C. parvum* e *C. hominis* (Ryan *et al.*, 2014). A criptosporidiose tem como sintoma mais comum a ocorrência de diarreia aquosa, que às vezes pode ser prolongada. No entanto, em pacientes imunodeprimidos esses sintomas podem ser agravados, ocasionando infecções extra intestinais se espalhando para outros órgãos (Ryan e Hijjawi, 2015).

A transmissão da doença pode ocorrer pela ingestão de água e/ou alimentos contaminados por oocistos, ou mesmo através do contato direto de uma pessoa para outra, quando em condições de higiene precária. Além de ser uma notável causa de mortalidade infantil no mundo, a preocupação com o parasita em questão se dá por três motivos: (i) indivíduos infectados excretam uma grande quantidade de oocistos no meio ambiente; (ii) esses oocistos são estruturas altamente resistentes e têm condições de sobreviver por vários meses em ambientes desfavoráveis; e (iii) a infecção pode ser iniciada por uma pequena quantidade de oocistos. Outra situação agravante se refere às opções limitadas de tratamento profilático e terapêutico da doença, o que faz com que a principal via de prevenção seja por meio do saneamento básico, distribuindo água potável e educando a população a ter cuidados de higiene com os alimentos (Ryan *et al.*, 2014).

O ciclo de vida do *Cryptosporidium* é complexo e monóxeno, ou seja, realiza seu ciclo de vida em um único hospedeiro. Esse patógeno é excretado no meio ambiente na forma de oocistos, que são estruturas trilaminares e, conforme já mencionado, altamente resistentes, seja a compostos químicos ou à ruptura mecânica, garantindo a sobrevivência dos esporozoítos contidos internamente. Ao serem ingeridos, os oocistos de *Cryptosporidium* liberam esporozoítos, a partir de condições bioquímicas favoráveis encontradas no intestino do hospedeiro. Os esporozoítos se desenvolvem intracelularmente a trofozoítos, que são proliferados assexuadamente para produzirem dois tipos de merontes. Os merozoítos produzidos pelos merontes tipo I invadem outras células e se replicam ou se desenvolvem para merozoítos do tipo II, que são capazes de multiplicar sexuadamente para produzir microgamontes e macrogamontes. Os microgamontes então fertilizam os macrogamontes,

dando origem aos zigotos que se desenvolvem a dois tipos de oocistos: os oocistos de paredes finas, que permanecerão no intestino do hospedeiro e levarão à autoinfecção, e os oocistos de paredes espessas, que serão excretados, podem contaminar alimentos e água (Hijjawi, 2010 *apud* Ryan e Hajjawi, 2015; Headd e Bradford, 2016).

### **3.1.1 Ocorrência em recursos hídricos e relatos de surtos de *Cryptosporidium***

O primeiro surto que se tem registro associado à contaminação de água por *Cryptosporidium* aconteceu em 1984 nos Estados Unidos, no estado do Texas. A origem do surto foi atribuída à contaminação da fonte de distribuição de água da cidade, um poço artesiano (D'Antonio, 1985). Em 1993, foi registrado o maior surto de uma doença de veiculação hídrica dos Estados Unidos, em Milwaukee, estado de Wisconsin. O registro de número elevado de doenças gastrointestinais foi atribuído à presença de oocistos de *Cryptosporidium* que passaram pelo sistema de tratamento de água do município, distribuindo água contaminada à população. Estima-se que 400.000 pessoas que residiam na grande área de Milwaukee tenham sido acometidas. A partir de então, foi recomendado constante monitoramento da qualidade da água em estações de tratamento de água, especialmente dos efluentes dos filtros em que, a partir da avaliação de possíveis indicadores (turbidez e contagem de partículas), pudesse ser estimada a possibilidade de haver contaminação por oocistos de *Cryptosporidium*, já que a detecção e quantificação desses organismos ocorre mediante procedimentos complexos e onerosos (Mac Kenzie *et al.*, 1994).

Segundo Baldursson e Karanis (2011) e Karanis *et al.* (2007), durante o século XX até o ano de 2004, 325 surtos associados a protozoários parasitas foram reportados mundialmente. De 2004 a 2010, pelo menos 199 casos foram registrados, sendo que a maioria dos casos ocorreu nos Estados Unidos, Austrália, Nova Zelândia e Irlanda, e as principais fontes foram associadas à contaminação de locais públicos de recreação e aos sistemas de distribuição de água potável. 60% dos surtos foram associados à contaminação por *Cryptosporidium* ssp.

Em 2010 foi registrado um surto de criptosporidiose em Östersund, na Suécia. O surto, registrado como o maior da doença na Europa e segundo maior do mundo (em número de contaminados), contaminou cerca de 27.000 pessoas, quase metade da população da cidade. O subtipo *Cryptosporidium hominis*, identificado em amostras ambientais e humanas, indicou que a contaminação do manancial de abastecimento da cidade poderia ser decorrente de esgoto doméstico. A estação de tratamento de água da cidade, à época, possuía um sistema de desinfecção por ozonização e cloraminação, e nenhum problema operacional foi

observado durante o período do surto, o que mostra a alta resistência dos oocistos aos processos de desinfecção mais utilizados (Widerström *et al.*, 2014). Mesmo tendo sido confirmada concentração baixa de oocistos de *Cryptosporidium* na água bruta de abastecimento da cidade (~1/10L), observou-se um grande número de pessoas contaminadas, o que confirma dados da literatura, que descreve uma baixa dose infecciosa como condição para ocorrência da doença (Cacciò *et al.*, 2005).

De 2011 a 2016, pelo menos 381 surtos foram documentados, sendo 90% deles na Nova Zelândia (49%) e Estados Unidos (41%), e 63% deles associados ao agente *Cryptosporidium* ssp. Os relatos da literatura mostram que de 2004 a 2016 houve aumento na incidência de surtos relacionados a protozoários parasitas, a maioria causados por *Cryptosporidium*. Esses relatos vêm principalmente de países desenvolvidos que, a partir da melhoria nos sistemas de vigilância, notificaram mais casos de ocorrência. Os dados apresentados sugerem provável subnotificação destas ocorrências em países emergentes e pobres, vista a precariedade nos sistemas de saneamento básico observada nestas regiões (Efstratiou *et al.*, 2017).

A Tabela 3.1 apresenta alguns dos locais em que foram detectados oocistos de *Cryptosporidium* em recursos hídricos, a maioria deles utilizados como mananciais de abastecimento público.

Tabela 3.1 – Ocorrências registradas de oocistos de *Cryptosporidium* em recursos hídricos.

<b>Local</b>	<b>País</b>	<b>Nº máx. de ooc/L</b>	<b>Referência</b>
Rio Snohomish, Washington	EUA	112	(Ongerth e Stibbs, 1987)
Rio Sacramento, Califórnia	EUA	28	(Ongerth e Stibbs, 1987)
Rio Atibaia, São Paulo	Brasil	200	(Franco <i>et al.</i> , 2001)
Cidade de Chennai	Índia	-	(Anbazhagi <i>et al.</i> , 2007)
Bacia de Lege Dini	Etiópia	-	(Ayalew <i>et al.</i> , 2008)
Cidade de Nablus	Palestina	-	(Hussein, 2011)
Östersund	Suécia	~0,1	(Widerström <i>et al.</i> , 2014)
Província Qinghai	China	-	(Ma <i>et al.</i> , 2014)
Rio Beberibe, Pernambuco	Brasil	-	(Freitas <i>et al.</i> , 2015)
Rio Atibaia, São Paulo	Brasil	2,4 ± 3,5	(Franco <i>et al.</i> , 2016)
Rio Capivari, São Paulo	Brasil	5,2 ± 5,6	(Franco <i>et al.</i> , 2016)
Sarawak	Malásia	0,1 – 2,7	(Bilung <i>et al.</i> , 2017)
Xuzhou	China	0,26	(Kong <i>et al.</i> , 2017)
Nordeste da Espanha	Espanha	0,67 ± 0,38	(Ramo <i>et al.</i> , 2017)
Rio Kersbrook Creekl	Austrália	~14,8	(Swaffer <i>et al.</i> , 2018)
Interior da Região Noroeste	Itália	0,04-0,06	(Pignata <i>et al.</i> , 2019)

A despeito dos surtos relatados anteriormente, é possível se observar ocorrência deste patógeno em recursos hídricos também de países em desenvolvimento, como Brasil, China e Índia. Isso contribui com os indícios de que há subnotificação dos casos de surtos em países em desenvolvimento e subdesenvolvidos.

### **3.2 FILTRAÇÃO DIRETA**

A adequação da água a ser consumida pela população ao padrão de potabilidade do país, atualmente preconizado pela Portaria nº 888/2021 do Ministério da Saúde, envolve uma série de etapas e processos, que podem incluir ou não a coagulação química. As tecnologias de tratamento de água para consumo humano são tradicionalmente classificadas como convencionais ou não convencionais. Dados da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), dos anos de 2000, 2008 e 2017, apontam que no Brasil houve aumento na produção de água tratada pelas tecnologias não convencionais do ano de 2000 a 2008, mas que essa produção caiu de 2008 a 2017 (IBGE, 2002 2010; 2020). Ainda assim, as tecnologias não convencionais continuam sendo importantes para proporcionar água potável à população brasileira.

O tratamento convencional, também referenciado como ciclo completo, mais tradicionalmente adotado no Brasil, envolve nas etapas de clarificação da água os processos de coagulação, floculação, decantação ou flotação e filtração rápida, seguida da desinfecção. Já as tecnologias baseadas na filtração direta prescindem da unidade de decantação e, em alguns casos, dispensam a floculação. A ausência dessas unidades aliada à menor demanda no uso de produtos químicos (como coagulante) geram economia tanto na implantação quanto na operação de ETAs. No entanto, a opção do tratamento por filtração direta demanda água bruta de melhor qualidade, levando em consideração fatores que possam interferir na qualidade da água como, por exemplo, o manancial ser protegido ou não, devido ao fato de haver reduzido número de processos ou barreiras para retenção das impurezas, quando comparado ao ciclo completo.

A Tabela 3.2 apresenta valores limites propostos na literatura para alguns parâmetros de qualidade da água bruta para as tecnologias de filtração rápida.

Tabela 3.2 - Parâmetros de qualidade da água bruta sugeridos para a escolha da tecnologia de tratamento. (Di Bernardo *et al.* (2003); BRASIL (2006), adaptado).

Características da água bruta	Tecnologias de tratamento por filtração rápida		
	Filtração Direta Descendente	Filtração Direta Ascendente	Ciclo Completo
Turbidez (uT)	90% ≤ 10		90% ≤ 1500
	95% ≤ 25		
	100% ≤ 100		
Cor verdadeira (uC)	90% ≤ 20		90% ≤ 150
	95% ≤ 25		
	100% ≤ 50		
Sólidos em suspensão (mg/L)	95% ≤ 25		-
	100% ≤ 100		
Coliformes totais (NMP/100 mL)	1000 <sup>(1)</sup>		
<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	500 <sup>(1)</sup>		-
Densidade de algas (UPA/ml)	500		-

(1) Limites mais elevados podem ser adotados com o emprego de pré-desinfecção; UPA: unidade padrão de área.

As informações contidas na Tabela 3.2 sugerem que para o emprego dos processos de tratamento por filtração direta, a turbidez, cor verdadeira, coliformes totais e densidade de algas apresentem valores baixos. Para águas que apresentem altos valores de turbidez, por exemplo, o tratamento por ciclo completo é o mais indicado, uma vez que existem outras unidades capazes de reter impurezas, e não apenas o meio filtrante. Ao mesmo tempo, adotar o tratamento por ciclo completo para águas com baixos teores de sólidos em suspensão pode resultar em processo antieconômico, já que seria necessária alta dosagem de produtos químicos para a produção de flocos sedimentáveis, elevando os custos (Di Bernardo e Mendes, 1986).

Ao se tratar do processo de filtração é importante que se conheça os mecanismos físico-químicos que influenciam a retenção de impurezas pelo meio filtrante. Na água existem partículas que são menores que os poros do meio filtrante, então para que sua remoção seja efetiva, devem ser consideradas forças que alteram a trajetória das partículas em suas linhas de fluxo, aproximando-as dos grãos do meio, por meio dos chamados mecanismos de transporte. Uma vez próximas o suficiente da superfície dos grãos, as partículas irão se fixar por meio de mecanismos de aderência e, a partir de dado momento, as forças de cisalhamento irão superar as de aderência, impedindo a aderência ou provocando o desprendimento da

partícula, que será deslocada para outra camada dentro do meio filtrante (Ives, 1970). Os processos de transporte, aderência e desprendimento compõem os mecanismos de filtração.

A compreensão da atuação desses mecanismos no processo de filtração possibilita uma otimização nos parâmetros de projeto e, conseqüentemente, na eficiência do filtro. Os processos de aderência e desprendimento são diretamente influenciados pela etapa de desestabilização das partículas, por meio da coagulação química (Emelko *et al.*, (2003). O equilíbrio entre aderência e desprendimento no meio filtrante proporciona uma predominância da ação de profundidade na filtração, quando as partículas vão sendo retidas ao longo de toda a espessura do meio filtrante, em contraposição à ação de superfície, quando a retenção é significativa apenas nos primeiros centímetros do meio filtrante.

A filtração ascendente, pelo fluxo da água acontecer no sentido dos grãos mais grossos em direção aos grãos mais finos, é geralmente considerada como sendo de ação de profundidade. Em contrapartida, na filtração descendente é comum situações em que prevaleça a retenção por ação de superfície, o que pode gerar uma perda de carga muito elevada no meio filtrante em um curto período de tempo (Di Bernardo *et al.*, 2003).

### **3.2.1 Mecanismos de coagulação**

Tecnologias de tratamento de água que envolvem a coagulação química são altamente dependentes desta etapa, uma vez que uma coagulação ineficaz pode provocar problemas nas unidades de clarificação da água (nos meios filtrantes, nos casos da filtração direta e também deficiências na floculação e decantação, nos casos de tratamento por ciclo completo). Especificamente se tratando de filtração direta, o correto controle e operação do processo de coagulação é ainda mais importante pelo fato de haver uma menor quantidade de barreiras para retenção das impurezas da água.

A coagulação refere-se ao processo de desestabilização das partículas coloidais presentes no meio aquoso. Esses coloides dispersos no meio apresentam-se, de forma geral, com carga negativa e são envoltos com uma dupla camada elétrica (DCE), formada por uma camada fixa de contra-íons adsorvida à superfície dos coloides, também chamada de camada de Stern, e por uma camada difusa, constituída de íons positivos e negativos. No tratamento de água a desestabilização das partículas coloidais é feita, predominantemente, pela adição de sais de alumínio ou de ferro, ou de polímeros catiônicos sintéticos ou naturais, o que caracteriza a coagulação (Di Bernardo *et al.*, 2017).

A coagulação é considerada como resultado da ação individual ou conjunta de mecanismos distintos como: a compressão da dupla camada elétrica, adsorção e neutralização de cargas, varredura e adsorção e formação de pontes, este último característico do uso de polímeros. O primeiro mecanismo é favorecido quando se adiciona na água certa quantidade de íons indiferentes de carga oposta à dos coloides, o que provoca diminuição na espessura da dupla camada elétrica, reduzindo assim o potencial de repulsão das partículas. Esse mecanismo não predomina no tratamento de água.

O mecanismo de adsorção e neutralização de cargas ocorre quando íons metálicos hidrolisados solúveis e carregados positivamente são adsorvidos na superfície do coloide, neutralizando e promovendo a desestabilização. A varredura é predominante quando se adiciona uma dose de coagulante em que o limite de solubilidade é excedido, e os hidróxidos produzidos precipitam, induzindo a formação de uma massa esponjosa que aprisiona outras partículas em suspensão, incorporando-as ao precipitado. Já o mecanismo de adsorção e formação de pontes é caracterizado pela formação de “pontes” entre a superfície do coloide e outras partículas através do uso de polímeros de grandes cadeias moleculares.

Di Bernardo *et al.* (2003) apontaram que é importante que o mecanismo de adsorção-neutralização de cargas prevaleça quando o tratamento adotado se baseia em uma das tecnologias de filtração direta, uma vez que não é necessário que haja formação de grandes flocos, mas de partículas desestabilizadas, as quais serão retidas ao longo do meio filtrante.

Amirtharajah e Mills (1982) mostraram em seus experimentos e levantamentos bibliográficos que na coagulação por sais de alumínio são predominantes os mecanismos de adsorção-neutralização e de varredura. Os autores indicaram ainda que as condições favoráveis para possibilitar a atuação do mecanismo de coagulação por adsorção-neutralização de cargas estão associadas a um alto gradiente de velocidade e curtíssimo tempo de mistura rápida ( $t < 1s$ ), com valores de pH na faixa de 4,0 e 5,5 e doses de coagulante menores que 30 mg/L. Os autores testaram em escala de bancada três gradientes de velocidade na mistura rápida, variando o valor de pH e a dosagem de coagulante de alumínio. Os resultados foram comparados ao diagrama de coagulação construído a partir de extensa revisão bibliográfica acerca do assunto. Foi mostrado, então, que baixas dosagens de coagulante (por volta de 5 mg/L) associadas ao maior gradiente de velocidade testado ( $G = 16.000 s^{-1}$ ) e pH na faixa de 5 a 7 resultou em maior redução da turbidez, com a predominância do mecanismo de adsorção-neutralização de cargas. Para remoção de

turbidez pelo mecanismo de varredura, os gradientes de velocidade testados não fizeram muita diferença, e houve boas remoções de turbidez em dosagens de 15 e 30 mg/L e valores de pH entre 7,7 e 8.

O diagrama de coagulação apresentado por Amirtharajah e Mills (1982) é ainda utilizado para embasamento em investigações acerca do aprimoramento nos processos de coagulação por alumínio. Di Bernardo e Mendes (1986), por meio de experimentos em filtros ascendentes em escala piloto operados como filtração direta e tratando água com turbidez de 20 a 30 uT, mostraram que, desde que operados em condições ótimas de pH de adsorção-neutralização (5,8 a 6), tanto altas como baixas dosagens de sulfato de alumínio produziram bons resultados em termos de carreira de filtração, o que possibilitou concluir que o pH é o principal parâmetro de controle na coagulação para filtração direta. O estudo mostrou também ser possível a obtenção de economia na faixa de 50% a 75% na dosagem de coagulante na filtração direta ascendente em relação ao tratamento por ciclo completo.

### **3.2.2 Filtração direta aplicada à remoção de turbidez**

Nas tecnologias de filtração direta, como já pontuado, o filtro é a única unidade responsável por reter as impurezas particuladas da água. Apesar disso, essa tecnologia tem apresentado boa remoção de turbidez, conforme mostram alguns estudos que são apresentados e resumidos nas Tabelas 3.3 e 3.4.

Di Bernardo e Mendes (1986) estudaram a influência da dose de coagulante e do pH na qualidade da água tratada em instalação piloto de filtração direta ascendente, cuja turbidez da água bruta variou de 20 a 30 uT, em média. Foram operados dois filtros ascendentes idênticos (as características granulométricas estão descritas na Tabela 3.3) e variadas as doses de sulfato de alumínio e de cal, para correção do pH. Inicialmente, os resultados mostraram boa remoção de turbidez quando utilizada dose de coagulante de 14 mg/L e valores de pH na faixa de 5,7 – 6,0. Nos demais ensaios, resultados satisfatórios de turbidez efluente foram obtidos ao se utilizar pH de coagulação na faixa de 5,7–6,1, não sendo dependente, no entanto, da dose de coagulante, o que fez os autores relacionarem o pH menor que 6 às forças de aderência das partículas ao meio filtrante. Já nos ensaios em que o valor do pH de coagulação variou de 6,2 – 6,5 foram detectadas maiores perdas de carga no meio filtrante e transpasse prematuro, ocasionando carreiras de filtração mais curtas, sendo que nesses ensaios foram aplicadas doses de coagulante menores que 30 mg/L.

Tabela 3.3 – Características do meio filtrante e da operação dos filtros em estudos de filtração direta ascendente.

<i>Referência</i>	TF (m/d)	MF	EMF (m)	d <sub>10</sub> (mm)	CD	<i>Comentários</i>
Di Bernardo e Razaboni (1984)	120, 180, 240	Areia	2	0,88	1,4	Foi avaliada a influência da realização de DFI em diferentes taxas de filtração. Os resultados mostraram que a realização de DFI's melhorou tanto as carreiras de filtração como os picos de turbidez, alcançando uma turbidez efluente < 0,4 uT.
Di Bernardo e Mendes (1986)	120, 180 e 240	Areia	2	0,88	1,4	Dois filtros ascendentes idênticos tratando água bruta de turbidez variando de 20 a 30 uT, em média, e em diferentes taxas de filtração. Os resultados mostraram que nos ensaios em que foram testadas menores dosagens de coagulante (<15 mg/L) e um pH na faixa de 5,7 a 6,1, foram produzidos efluentes de menor turbidez e carreiras de filtração mais longas, independente da taxa de filtração.
Di Bernardo <i>et al.</i> (1999)	160 a 480	Areia	1,6	0,85	1,6	Água bruta com turbidez entre 10 e 20 uT, e cor aparente entre 40 e 100 uH. Trabalho desenvolvido em uma instalação piloto constituída de três unidades filtrantes, com os experimentos sendo realizados com e sem a execução de descargas de fundo intermediárias (DFI's). Os experimentos realizados com a execução das DFI's apresentaram carreiras de filtração consideravelmente mais longas com relação às demais. Independentemente da taxa de filtração, foi produzida água com turbidez <1 uT e cor aparente <5 uH. Maior taxa de filtração minimizou o tempo de amadurecimento do filtro.
Teixeira <i>et al.</i> (2005)	180 e 240 (FDA)	Areia	2	0,43	1,6-1,7	Avaliou a influência do sentido do escoamento (FDA e FDD) e a taxa de filtração em escala piloto com afluente de baixa turbidez (<6 uT). O filtro ascendente apresentou melhor performance na remoção de turbidez, produzindo efluente com turbidez menor que 0,5 uT em mais de 80% do tempo para as duas taxas de filtração. Análises estatísticas mostraram que a FDA e FDD geraram resultados de turbidez considerados estatisticamente semelhantes operando na taxa de 240 m/dia. Carreiras de filtração dos FDD foram inferiores ao esperado.
	180 e 240 (FDD)	Areia	0,5	0,43	1,6-1,7	
Nascimento <i>et al.</i> (2020)	120	Areia	1,86	0,70	<2	Testadas condições de baixa (2,7 – 4,8 uT) e média (30 uT) turbidez, induzida com a adição de caulinita. Foram encontrados valores de turbidez menores que 0,3 uT em 66% das amostras de água filtrada, sendo que 100% das amostras apresentaram valores abaixo de 0,5 uT.
Méndez <i>et al.</i> (2016)	120	Areia	1,86	0,70	<2	Foi avaliada a influência do coagulante quitosana na remoção de turbidez e de microesferas fluorescentes como substitutas de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> . Os experimentos foram realizados nas condições de coagulação ótima, superdosagem e subdosagem de quitosana. Na condição de dosagem ótima, a turbidez efluente média foi de 0,29 uT. As condições de sub e superdosagem provocaram aumento na turbidez efluente.

<i>Referência</i>	TF (m/d)	MF	EMF (m)	d <sub>10</sub> (mm)	CD	<i>Comentários</i>
Kwon <i>et al.</i> (2006)	220	Antr./ Areia	1,75/ 0,25	1,29/ 0,82	1,34 / 1,22	Analisou-se a operação de filtros pilotos de dupla camada de antracito-areia e carvão ativado-areia no tratamento de água com baixa turbidez. Foi produzida água com turbidez <0,1 uT, e a carreira de filtração apresentou menor perda de carga e maior duração no filtro de antracito-areia, devido ao maior tamanho efetivo dos grãos. Ao analisar o uso de auxiliares de filtração (polímero aniônico-poliacrilamida e catiônico-poliamina), concluiu-se que o uso desses auxiliares seria mais recomendado em eventos de inesperada deterioração na qualidade da água bruta.
	220	CAG/ Areia	1,75/ 0,25	1,00/ 0,67	1,4/ 1,31	
Tchio <i>et al.</i> (2003)	120 ou 720	Areia / Antr.	0,50 ou 3,00	0,4 ou 2,00	1,3 ou 1,5	Os autores avaliaram quais fatores têm maiores impactos na filtração direta descendente. Os testes foram realizados em planta piloto de 45 m <sup>3</sup> /d. As águas brutas utilizadas foram obtidas adicionando-se suspensão de caulinita na água natural. O tratamento compreendeu os processos de coagulação, floculação e filtração em areia ou antracito. Os autores concluíram que, nos limites adotados no estudo, os experimentos realizados em altas taxas permitiram maior produção efetiva de água, além de possibilitarem melhor custo-benefício, quando comparados aos experimentos realizados com taxas de filtração menores.
Santos <i>et al.</i> (2007)	436	Areia	0,50	0,43	1,65	Foram comparados os desempenhos de coagulantes à base de ferro e alumínio na remoção de turbidez, cor aparente e fitoplâncton. Os resultados mostraram que não houve alterações significativas na qualidade da água filtrada ao variar o tipo de coagulante. Porém, os experimentos em que foram observadas maiores remoções de turbidez apresentaram também carreiras de filtração mais curtas.
Zouboulis <i>et al.</i> (2007)	225	Areia	1	0,64	1,77	Autores compararam a remoção de turbidez em filtros de camada simples de areia e filtros de dupla camada de antracito + areia. Ambas as configurações de filtros produziram efluentes com baixa turbidez. O filtro de areia produziu efluente com turbidez de 0,1-0,3 uT para dose de coagulante de 0,4-0,5 mg/L. Já o filtro de antracito + areia produziu efluente com turbidez de 0,2-0,3 uT, mas com carreiras de filtração significativamente mais longas.
		Areia / Antr.	0,60/ 0,40	1,05 (Antr )		
Barkay- Arbel <i>et al.</i> (2012)	480	Antr.	2	1,5	1,4	Autores descreveram os estudos realizados para projetar a Estação Central de Tratamento de água de Israel, que adota filtração direta descendente. Os resultados dos estudos mostraram ser possível tratar uma água bruta de baixa turbidez (1-3 uT) com eventuais florações de algas utilizando filtros descendentes de leito profundo a uma alta taxa de filtração (480 m/dia) e produzir efluente com turbidez menor que 0,2 uT.

Legenda: TF: taxa de filtração; MF: meio filtrante; EMF: espessura do meio filtrante; d<sub>10</sub>: tamanho efetivo dos grãos; CD: coeficiente de desuniformidade; Antr.: antracito; CAG: carvão ativado granular.

Di Bernardo e Mendes (1986) concluíram que, independentemente da taxa de filtração (foram testadas taxas de 120, 180 e 240 m/d), na FDA é possível obter efluente de boa qualidade e carreiras de filtração mais longas quando utilizadas menores doses de coagulante, se comparadas às utilizadas em estações de ciclo completo. Ao mesmo tempo, o principal parâmetro de controle no processo é o pH, o qual se mantido na faixa ótima considerada pode promover bons resultados de remoção de turbidez, mesmo empregando doses maiores de coagulante.

Zouboulis *et al.* (2007) compararam as eficiências de remoção de turbidez e outras características operacionais de filtros de camada simples de areia com filtros de dupla camada de antracito e areia, operando com a etapa de sedimentação (ciclo completo) e sem a sedimentação (filtração direta), numa instalação em escala real. As características do meio filtrante estão descritas na Tabela 3.4, e a água bruta tratada neste estudo foi de baixa turbidez, de 1,11 uT, em média. Ao avaliar as duas configurações de leitos filtrantes operando com a etapa de sedimentação, os autores observaram que, nas primeiras semanas de operação, o filtro de camada simples de areia foi mais eficiente na remoção de turbidez. Após esse período, a qualidade da água efluente a ambos os filtros foi semelhante, produzindo uma turbidez menor que 0,1 uT. Essa diferença inicial foi atribuída ao tempo de adaptação do novo filtro (de dupla camada) recentemente instalado. Ainda segundo os autores, as partículas mais finas de areia foram sendo gradualmente removidas no processo de lavagem, o que resultou numa granulometria mais efetiva. No entanto, quando avaliadas as perdas de carga nos filtros, foi observado que a duração da carreira de filtração no filtro de dupla camada foi de 74 h, cerca de 4 vezes maior que o de camada simples, de 18 h, o que resultou numa produção de água 10% maior.

Ao comparar as eficiências dos filtros de camada simples e dupla por meio da filtração direta, Zouboulis *et al.* (2007) perceberam uma grande dependência da dosagem de coagulante aplicada na mistura rápida. Menores doses de coagulante (0,1 – 0,3 mg de Al L<sup>-1</sup>) produziram ciclos de filtração mais longos, porém com turbidez remanescente elevada, de 0,5 – 1,0 uT no filtro de camada única. Por outro lado, quando foi aumentada a dose de Al para 0,4 – 0,5 mg/L e acrescido um auxiliar de coagulação (polieletrólito em 0,03 mg/L), a turbidez remanescente caiu para 0,1 – 0,3 uT, porém a duração da carreira de filtração do filtro de camada única diminuiu significativamente, devido à maior retenção de sólidos no meio filtrante.

Além da dose de coagulante, Zouboulis *et al.* (2007) também discutiram o efeito do pH, cujo valor ótimo encontrado foi de 7 – 7,3. Valores mais elevados de pH (7,5 – 8,0) resultaram num residual de alumínio maior que o permitido pela legislação local (200 µg/L), e valores menores, de 6,9 – 7,0, diminuíram o residual de alumínio. No entanto, diminuir o pH além do necessário pode demandar custos aditivos em substâncias corretoras de pH (ácido sulfúrico, neste caso).

A faixa de pH de 7 – 7,3 considerada como ótima por Zouboulis *et al.* (2007) foi diferente da faixa de 5,7 – 6 considerada por Di Bernardo e Mendes (1986) possivelmente devido às características da água bruta utilizada nos dois estudos. Além de utilizarem água bruta com turbidez consideravelmente menor, o manancial que abasteceu a instalação piloto operada por Zouboulis *et al.* (2007) apresentava também valor de pH maior (por volta de 8), e os autores consideraram que reduzir ainda mais o pH demandaria dosagens substanciais de ácido sulfúrico, o que aumentaria consideravelmente os custos do tratamento.

Santos *et al.* (2007) fizeram estudos em escala de bancada e piloto para comparação das eficiências de diferentes coagulantes à base de ferro e alumínio, isoladamente e associados a polímeros catiônicos, na remoção de turbidez, cor aparente e fitoplâncton, por meio da filtração direta descendente. Os coagulantes testados foram cloreto férrico, sulfato de alumínio, sulfato férrico e policloreto de alumínio. Durante a realização dos ensaios na instalação piloto foi utilizada ora água já coagulada, bombeada de uma ETA localizada no mesmo local da instalação, e ora água bruta que era coagulada na própria instalação. A turbidez da água bruta foi, em média, sempre inferior a 7,0 uT, e a cor aparente esteve, em 83,4% das observações, entre 10 e 20 uC. O valor médio do pH da água bruta foi de  $7,6 \pm 0,2$ , e da alcalinidade, de  $53 \pm 0,3$  mg/L CaCO<sub>3</sub>. Os resultados mostraram que quando o coagulante utilizado foi o sulfato de alumínio em doses aproximadas de 8,0 mg/L, todas as amostras de água filtrada apresentaram cor aparente menor que 10 uC e turbidez inferior a 0,50 uT. Resultados semelhantes foram encontrados quando utilizado o policloreto de alumínio (PAC) 10,6% Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> (5,0 mg/L). No entanto, a duração média da carreira de filtração nesses ensaios foi inferior aos demais, reduzindo cerca de 6 vezes. Os autores atribuíram a duração da carreira de filtração mais curta nesses ensaios aos seguintes fatores: maior retenção de partículas no meio filtrante, uma vez que os resultados de turbidez obtidos após a filtração foram menores; e a não realização da pré-cloração, etapa realizada nos demais experimentos.

Barkay-Arbel *et al.* (2012) descreveram os estudos realizados, em escala piloto, para projetar a Estação Central de Tratamento de Água de Israel, uma das maiores plantas de filtração do mundo e que opera por meio da filtração direta descendente. A ETA mencionada foi projetada com três objetivos principais: produzir uma água tratada com turbidez menor que 0,2 uT, baixa contagem de partículas menores que 2,0 µm, remoção de algas de 2,0 – 3,0 log, e operação com alta taxa (480 m/d), devido às limitações de área. O manancial que fornece água à estação apresentava, na maior parte do tempo, turbidez de 1,0 – 3,0 uT e eventuais florações de algas. Os resultados dos estudos apontaram para a necessidade de uma unidade de floculação e de dose de coagulante de 3,0 – 5,0 mg/L de  $[Al_2(SO_4)_3] 18H_2O$ , juntamente com um polímero catiônico como auxiliar de floculação. Os autores destacaram a importância da pré-oxidação no tratamento e sua clara correlação com o desempenho do processo na remoção de partículas, algas e oocistos de protozoários. A pré-oxidação (realizada com dióxido de cloro) foi extremamente importante na desestabilização das partículas coloidais.

A estação em escala real, construída após os estudos descritos por Barkay-Arbel *et al.* (2012), atingiu as principais metas traçadas, operando a uma alta taxa de cerca de 480 m/dia, com duração de carreiras de filtração de 30 a 40 h na maior parte do tempo. Esse estudo mostrou que é possível se operar a tecnologia de filtração direta com filtros descendentes de leito profundo (ver características na Tabela 3.4) e alta taxa de filtração e se obter baixos valores residuais de turbidez (< 0,2 uT), desde que haja controle operacional rigoroso e ajuste das dosagens de químicos utilizados no tratamento.

Barkay-Arbel *et al.* (2012) destacaram a importância de se monitorar os parâmetros de qualidade com muita frequência, uma vez que pequenas variações na qualidade da água bruta podem acarretar problemas no filtro, como obstrução do meio filtrante e deterioração da qualidade da água filtrada. Assim como outros autores (Di Bernardo e Mendes, 1986; Zouboulis *et al.*, 2006), Barkay-Arbel *et al.* (2012) reconheceram as vantagens de escolher a filtração direta para tratar águas com baixa turbidez inicial e baixa concentração de algas, desde que utilizadas baixas dosagens de coagulante sob condições ótimas de pH.

Tchio *et al.* (2003) operaram filtros pilotos para avaliar os fatores com maiores impactos na filtração direta descendente (ver características na Tabela 3.4). Sete parâmetros foram usados para analisar, do ponto de vista estatístico, o desempenho dos filtros, baseados tanto na qualidade (turbidez e contagem de partículas) quanto na quantidade de água filtrada

(produção diária), além dos custos associados à implantação e operação de uma estação de tratamento. Os resultados mostraram que quatro parâmetros foram responsáveis por mais de 77% da eficiência geral do tratamento: taxa de filtração, espessura do meio filtrante, tamanho efetivo dos grãos e carga hidráulica sobre o meio filtrante, consistente com a teoria da filtração.

Os resultados estatísticos obtidos por Tchio *et al.* (2003) apontaram que o aumento da taxa de filtração impactou positivamente na produtividade de água, mas negativamente na retenção de partículas, enquanto o aumento na espessura do meio filtrante resultou na diminuição da turbidez efluente. O aumento no tamanho efetivo dos grãos e consequente aumento no tamanho dos poros do meio facilitou a passagem de partículas, o que provocou a deterioração da qualidade efluente, enquanto um meio filtrante de granulometria mais fina reteve mais partículas, aumentando, no entanto, a perda de carga.

Já com relação à interdependência dos parâmetros, Tchio *et al.* (2003) mostraram que, por exemplo, a manutenção de boa qualidade da água filtrada com adoção de alta taxa de filtração esteve relacionada à uma combinação de menor espessura da camada filtrante com grãos mais finos, ou a um meio filtrante mais espesso e com grãos mais grossos. De acordo com os experimentos, um meio filtrante profundo e mais grosso seria mais adequado a baixas taxas de filtração, enquanto um meio menos profundo e com granulometria mais fina se adequaria melhor a altas taxas de filtração.

Nos limites adotados no estudo (taxas de filtração de 120 a 720 m/d), Tchio *et al.* (2003) chegaram à conclusão de que a filtração operada em alta taxa permite maior produção efetiva de água, além de possuir melhor custo-benefício quando comparada à filtração de baixa taxa. Essa eficiência depende, no entanto, do ajuste das outras características e do fato de que a otimização geral do processo de filtração deve levar em consideração todos os parâmetros principais – taxa de filtração, espessura do meio filtrante, tamanho efetivo dos grãos e carga hidráulica sobre o meio – uma vez que esses (parâmetros) não mostraram efeito significativo quando analisados isoladamente.

Teixeira *et al.* (2005) avaliaram e compararam, em escala piloto, filtros diretos de escoamento ascendente e descendente (ver características na Tabela 3.3), utilizando água bruta de baixa turbidez (2,5 uT, em média) e taxas de filtração de 180 e 240 m/d. O coagulante adotado foi o policloreto de alumínio com 10,6% de  $Al_2O_3$ , com dose de 5 mg/L. Os resultados mostraram que, em termos de turbidez da água filtrada, o filtro ascendente

apresentou melhor performance. Os resultados para a taxa de filtração de 180 m/d apontaram que os filtros ascendente e descendente produziram efluentes com turbidez menor que 0,5 uT em 84 e 72% do tempo de funcionamento, respectivamente. Quando considerada a taxa de filtração de 240 m/d, a frequência de produção de turbidez inferior a 0,5 uT foi de aproximadamente 81% para ambos os filtros.

Ao realizar testes para determinar se as variações sistemáticas entre os resultados produzidos pelos dois filtros foram estatisticamente significativas, Teixeira *et al.* (2005) relataram que, para a taxa de 240 m/d, não houve diferenças significativas entre a média e entre a variância dos valores de turbidez, podendo os dois filtros ser considerados estatisticamente semelhantes. Para a taxa de 180 m/d, houve distinção na média, o que sugeriu que pode haver diferenças quanto à remoção de turbidez, porém, com variações semelhantes. Quando comparadas as duas taxas de filtração, os filtros apresentaram diferenças entre as variâncias, apresentando, no entanto, médias de mesma magnitude.

A maioria dos estudos relatados mostram a grande importância da coagulação na filtração direta (que, por sua vez, depende do pH e da dose de coagulante), visto que a efetiva desestabilização das partículas irá impactar diretamente no mecanismo de aderência nos grãos coletores. Vale observar que, na filtração ascendente usualmente são utilizadas granulometrias mais grossas e valores de taxa de filtração menores que na filtração descendente. Di Bernardo *et al.* (2003) atribuem o fato de que menores taxas de filtração na FDA reduzem o risco de fluidificação parcial e periódica da camada superior do meio filtrante durante o processo de filtração. Como consequência do aumento da granulometria, aumenta-se a espessura do meio para garantir a qualidade do efluente. Outro aspecto importante na FDA é a execução das descargas de fundo intermediárias (DFI), que proporciona considerável aumento na duração da carreira de filtração, assim como constataram Di Bernardo e Razaboni (1984), Di Bernardo *et al.* (1999) e outros.

Por outro lado, os filtros rápidos descendentes permitem a adoção de maiores taxas de filtração e granulometrias mais finas. Um considerável aumento na eficiência dos filtros descendentes pode ser observado quando se adota mais de uma camada/material no meio filtrante (meio filtrante de múltiplas camadas). Esse aumento se dá pelo favorecimento do efeito da filtração em profundidade, proporcionando assim, aumento na carreira de filtração e maior produção efetiva de água.

### 3.2.3 Remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta

Diversos pesquisadores têm relatado boas eficiências de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* tanto em estações em escala piloto quanto em escala real, configuradas como filtração direta ou em ciclo completo (Nieminski e Ongerth, 1995; Swertfeger *et al.*, 1999; Mazounie *et al.*, 2000; Dugan *et al.*, 2001; Gitis, 2008; Gitis *et al.*, 2002; Emelko *et al.*, 2003; Yu *et al.*, 2006; Fernandes *et al.*, 2010; Nascimento *et al.*, 2020, entre outros). Nessas referências foram relatadas eficiências acima de 2,5 log de remoção para os filtros analisados.

Nieminski e Ongerth (1995) encontraram eficiências de remoção semelhantes para os experimentos desenvolvidos em configurações de tratamento convencional e por filtração direta. Os autores relataram eficiência média de 3 log de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* nos experimentos em escala piloto e de 2,5 log nos experimentos realizados em uma planta em escala real. Os autores mostraram, ainda, que a remoção de cistos de *Giardia* pode ser alcançada mais facilmente, se comparada à remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, registrando uma diferença de 0,4 log tanto com o uso da filtração direta quanto do ciclo completo.

Em suas conclusões, Nieminski e Ongerth (1995) destacaram que uma estação operada corretamente e que produza água com baixa turbidez (0,1 – 0,2 uT), poderia promover 3 log de remoção de cistos de *Giardia*. Entretanto, para remoção dos oocistos de *Cryptosporidium*, por serem mais difíceis de remover e mais resistentes à desinfecção, novos requisitos de turbidez precisariam ser estudados/desenvolvidos.

Ao estudar a eficiência de remoção de cistos e oocistos de protozoários, Swertfeger *et al.* (1999) obtiveram eficiências de remoção similares para três meios filtrantes testados. Os meios filtrantes utilizados foram: camada única de areia (espessura: 750 mm;  $d_{10}$ : 0,45 mm), dupla camada fina composta de antracito e areia (espessuras: 900 e 300 mm;  $d_{10}$ : 0,8 e 0,4 mm, respectivamente) e dupla camada profunda de antracito e areia (espessuras: 1500 e 300 mm;  $d_{10}$ : 1,00 e 0,45 mm, respectivamente). As eficiências de remoção (somente dos filtros) foram superiores a 2,5 log em todas as configurações de meio filtrante, tanto para cistos quanto oocistos. As eficiências de remoção médias dos oocistos foram de 2,5, 2,95 e 3,75 log nos filtros de areia, dupla camada fina e dupla camada espessa, respectivamente. No entanto, as diferenças de remoção medidas não foram, no nível de confiança de 95%, consideradas estatisticamente significativas para os diferentes meios filtrantes. Resultados

semelhantes foram encontrados por Emelko (2003), que ao comparar a eficiência de filtros de dupla e tripla camadas, não encontrou diferença significativa na remoção de oocistos.

Yu *et al.* (2006) também testaram dois meios filtrantes na avaliação da remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. Foram operados filtros piloto em duas configurações: camada única e mais espessa de areia (60 cm,  $d_{10} = 0,607$  mm, e coeficiente de uniformidade de 1,381) e camada dupla rasa composta de antracito (25 cm, de  $d_{10} = 1,097$  mm, coeficiente de uniformidade de 1,483) sobre areia (30 cm,  $d_{10} = 0,607$  mm, e coeficiente de uniformidade de 1,381), em condições de baixa e alta taxas de filtração. Os resultados indicaram que a remoção de oocistos a partir da água bruta de maior turbidez foi menor no filtro de camada dupla em comparação com o filtro de camada única. Esse comportamento foi atribuído ao fato de que, no filtro de dupla camada, as partículas menores passaram pelos poros do antracito (que são maiores) e ultrapassaram a camada relativamente pouco espessa de areia (30cm). Já a camada mais profunda de areia (60 cm) do filtro de camada única não permitiu essa passagem, visto que o tamanho efetivo dos grãos também era menor.

Yu *et al.* (2006) também registraram que o filtro de camada única e com areia fina garantiu melhor qualidade à água filtrada, porém produziu menor volume relativo de água, uma vez que a maior parte das impurezas ficou retida na superfície, enquanto o filtro de dupla camada mostrou-se com predominância da ação de profundidade.

Nos estudos de filtração é comum os autores compararem o período de operação estável do filtro com os períodos de amadurecimento, de ocorrência de transpasse de turbidez e de condições de falhas na coagulação. Essas condições e períodos são considerados como sensíveis, e demandam especial atenção na operação de filtros. Resultados encontrados por Dugan *et al.* (2001) mostraram que condições ótimas de coagulação promoveram aumento superior a 2 log de eficiência na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* quando comparadas a condições sub-ótimas de coagulação, por exemplo.

Os estudos relatados por Huck *et al.* (2002) mostraram a influência dos períodos de operação não otimizadas dos filtros (amadurecimento, transpasse/fim de ciclo e coagulação subótima) em duas estações piloto localizadas nas cidades de La Verne, Califórnia (EUA), e Ottawa (Canadá). Os resultados mostraram que, nas condições não otimizadas de funcionamento dos filtros, houve redução tanto na eficiência de remoção dos oocistos, quanto de partículas totais. No período de amadurecimento foi observada a menor diferença na eficiência de remoção (menos de 0,5 log) em relação ao período de operação estável. Já a condição em

que houve falha na coagulação apresentou redução de cerca de 2 log, quando comparado às condições ótimas de operação.

Assim como Huck *et al.* (2002), Gitis (2008), Fernandes *et al.* (2010) e Emelko (2003) observaram que uma coagulação deficiente pode ser mais prejudicial à qualidade da água do que outros fatores sensíveis, como o período de amadurecimento. Os resultados do trabalho de Emelko (2003) apontaram para uma diminuição na eficiência de remoção superior a 3 log quando filtros pilotos foram operados em condições de falha na coagulação. Já o período de amadurecimento apresentou redução mais moderada na eficiência, na ordem de 0,5 a 1 log.

Emelko *et al.* (2003) investigaram também a influência do período final da carreira de filtração e da condição de transpasse na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. No período de operação considerado estável, o filtro produziu água com turbidez de 0,05 uT; já no período de fim da carreira de filtração, a turbidez começou a aumentar até alcançar 0,1 uT; o período inicial de transpasse ocorreu quando a turbidez efluente aumentou de 0,1 para 0,3 uT e, a partir de então, foi considerado como período final de transpasse (>0,3 uT). Os resultados mostraram que durante o período considerado como fim da carreira de filtração, apesar dos níveis de turbidez estarem abaixo de 0,1 uT, a média de remoção de oocistos reduziu de 5,6 log para 3 log. Durante os períodos inicial e final de transpasse, as remoções de oocistos de *Cryptosporidium* diminuíram para 2,1 e 1,4 log, respectivamente. Com esses resultados, os autores sugeriram que finalizar a operação do filtro antes da turbidez alcançar 0,3 uT é uma boa estratégia para minimizar os riscos de passagem de oocistos.

Gitis *et al.* (2002) ao estudarem a dinâmica de adesão de partículas orgânicas e inorgânicas na superfície de areia de quartzo, constataram que oocistos de *Cryptosporidium* não se aderem muito bem a essas partículas, material normalmente utilizado como meio filtrante, devido às forças de repulsão eletroquímicas entre ambos. Os experimentos, realizados em reator de batelada desenvolvido pelos pesquisadores, mostraram que a eficiência de remoção de oocistos pelos filtros é maior quando há maior turbidez na água, uma vez que os colóides – que são mais facilmente retidos, estarão com os oocistos adsorvidos em sua estrutura. Por outro lado, a presença de material orgânico natural (que confere cor à água) reduziu a eficiência de remoção dos oocistos em mais de uma ordem de magnitude. Sem a presença de materiais húmicos, a remoção de oocistos de *C. parvum* aumentou de 1 log, sem o uso de coagulante, para 4,7 log, com adição de coagulante e polieletrólito. Assim, em situações em que há significativas flutuações de turbidez e cor no manancial de abastecimento, os autores

recomendaram alternância entre tratamento por ciclo completo e por filtração direta nos meses de menores valores de turbidez. Isso porque a redução muito grande da turbidez antes da etapa de filtração pode acabar prejudicando a retenção desses patógenos no meio filtrante e levar à uma interpretação errônea dos riscos de contaminação.

Fernandes *et al.* (2010) avaliaram a influência das condições de coagulação (pH e dosagem de coagulante) na remoção de oocistos, e relataram uma remoção de 1,4 a 3,2 log durante o período estável de operação. Nos resultados, os experimentos realizados em valores de pH de coagulação mais baixos, em torno de 5, promoveram as melhores eficiências de remoção, particularmente em relação ao período estável de operação do filtro. Esse baixo valor do pH de coagulação pode ter influenciado a maior remoção dos oocistos por favorecer a hidrofobicidade dessas biopartículas e reduzir, independentemente do mecanismo de coagulação, a repulsão entre eles.

Ainda, ao compararem as dosagens e o pH de coagulação utilizados nos experimentos ao diagrama de coagulação de Amirtharajah e Mills (1982), Fernandes *et al.* (2010) observaram que possivelmente ocorreu predominância do mecanismo de adsorção e neutralização de cargas, recomendado quando se utiliza a filtração direta. Além disso, os autores, que também destacaram o amadurecimento como sendo um período de vulnerabilidade quanto à passagem de oocistos de *Cryptosporidium*, atribuíram esse fenômeno à menor eficiência do mecanismo de aderência durante a fase inicial da filtração, minimizando a possibilidade de ser devido ao residual de água de lavagem no meio filtrante.

Diferentemente dos estudos relatados anteriormente, que testaram filtros descendentes, Nascimento *et al.* (2020) analisaram a eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por meio da filtração direta ascendente. Foram comparadas as eficiências de remoção de oocistos considerando o período de amadurecimento e o de operação estável do filtro. O filtro piloto testado possuía camada única de areia estratificada com 1,86 m de meio filtrante ( $d_{10} = 0,70$  mm;  $UC < 2$ ) e 0,85 m de camada suporte. Durante a operação estável, os autores relataram remoção, em média, superior a 3,87 log, enquanto no período de amadurecimento a remoção foi de 2,91 log. A diferença de quase 1 log na eficiência de remoção entre os períodos de operação estável e de amadurecimento esteve na mesma faixa relatada por Emelko (2003).

Nascimento *et al.* (2020) não observaram diferenças significativas na eficiência remoção de oocistos de *Cryptosporidium* entre os experimentos de filtração realizados com valores

relativamente mais elevados (28-30 uT) e mais baixos (3,2-5,7 uT) de turbidez da água bruta, diferente do relatado por Gitis *et al.* (2002), que observaram maior remoção em águas com maiores valores turbidez, devido à adsorção dos oocistos nas partículas coloidais. Assim como Fernandes *et al.* (2010), Nascimento *et al.* (2020) atribuíram maior passagem de oocistos durante o período de amadurecimento à pouca aderência das partículas coaguladas (incluindo os oocistos) à superfície dos grãos “limpos” no início da filtração. Ao comparar os resultados da filtração ascendente com os da filtração descendente tratando água bruta do mesmo manancial, os autores sugeriram que, considerando as diferenças de projeto, a filtração direta de fluxo ascendente pode se apresentar como uma opção mais robusta/segura em relação à remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, e também no desenvolvimento da perda de carga.

### **3.3 INDICADORES DE *CRYPTOSPORIDIUM* EM ESTUDOS DE FILTRAÇÃO**

Os riscos para saúde humana associados à presença dos oocistos de *Cryptosporium* já foram relatados na literatura, assim como a necessidade de se monitorar este patógeno na água para consumo humano. Porém, os procedimentos de detecção e quantificação desses oocistos, além de imprecisos e complexos, envolvem custos relativamente altos, os tornando inviáveis de serem praticados no controle rotineiro da qualidade da água. Assim, se fez necessária a adoção de um indicador (ou vários), que apresente maior viabilidade de análise e que bem represente a presença e/ou a eficiência de remoção dessas biopartículas (Headd e Bradford, 2016). Diversas pesquisas têm sido realizadas neste tema, testando possíveis indicadores como a turbidez, contagem de partículas, algas, esporos de bactérias anaeróbias e esporos de bactérias aeróbias, além de partículas sintetizadas como microesferas com tamanho similar ao dos oocistos (Dugan *et al.*, 2001; Akiba *et al.*, 2002; Kim *et al.*, 2002; Hijnen *et al.*, 2002; Emelko e Huck, 2004; Mazoua e Chauveheid, 2005; Swertfeger *et al.*, 1999, Headd e Bradford, 2016, entre outros).

Diversos estudos já demonstraram que a medida de turbidez e contagem de partículas na faixa de 2 – 150 µm podem se apresentar como bons indicadores de remoção de oocistos, não podendo ser utilizadas, no entanto, como indicadores quantitativos, e apresentando baixas correlações entre suas medidas (Dugan *et al.*, 2001; Edzwald *et al.*, 2000; Huck *et al.*, 2002; Swertfeger *et al.*, 1999; Ndiougue *et al.*, 2000). Não obstante, a USEPA reconhece a importância da medida de turbidez, ao indicar que uma instalação que alcance desempenho

de turbidez residual de 0,3 uT (em 95% das amostras mensais, não excedendo o valor máximo de 1,0 uT) obtém crédito de 3 log de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* (USEPA, 2006).

Dois dos indicadores que têm apresentado boas correlações com relação à eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* são os esporos de bactérias aeróbias (EBA) – biopartículas presentes nas águas naturais superficiais, e as microesferas de poliestireno – partículas sintéticas de tamanho semelhante ao dos oocistos (Dugan *et al.*, 2001; Emelko *et al.*, 2003; Emelko e Huck, 2004; Headd e Bradford, 2016; Swertfeger *et al.*, 1999, entre outros). Esses indicadores são destacados neste trabalho.

### **3.3.1 Esporos de bactérias aeróbias**

Conforme já mencionado, a remoção dos esporos de bactérias aeróbias (EBA) tem se mostrado bom indicador da remoção de oocistos de *Cryptosporidium* em vários estudos. Os EBA apresentam alguns requisitos que os credenciam como bons indicadores, como: não patogenicidade, baixos custos de análise em laboratório, baixa complexidade analítica, serem persistentes e abundantes no meio ambiente, além de possuírem a capacidade de se manterem inalterados durante o transporte, amostragem e análise laboratorial (USEPA, 2010 *apud* Headd e Bradford, 2016).

Os esporos são estruturas dormentes extremamente resistentes, nas quais certas espécies de bactérias possuem capacidade de passarem parte do seu ciclo de vida. A esporulação é uma estratégia de sobrevivência que tem sido relacionada principalmente à presença de condições metabólicas desfavoráveis. Os esporos apresentam grande longevidade e habitam as mais diversas partes do planeta, devido tanto às suas características metabólicas quanto à alta capacidade de dispersão através do vento, da água e de hospedeiros (Nicholson *et al.*, 2000).

As bactérias do gênero *Bacillus* são as principais representantes das bactérias aeróbias formadoras de esporos (Logan e De Vos, 2009 *apud* Oliveira *et al.*, 2018). Entretanto, existem outros gêneros representantes de bactérias formadoras de esporos, como os *Sporolactobacillus* e os *Clostridium* (em condições anaeróbias).

Headd e Bradford (2016) realizaram uma extensa revisão bibliográfica em que descrevem e examinam as similaridades entre os EBA e os oocistos de *Cryptosporidium* com relação ao ciclo de vida, anatomia, propriedades de superfície e resistência ambiental e, como esperado, concluíram que devido à abundância e facilidade de detecção dos esporos, estes

constituem uma solução prática e viável/econômica tanto nos estudos de laboratório quanto no monitoramento em estações de tratamento. A Tabela 3.5 apresenta uma comparação entre as principais propriedades dos oocistos e dos esporos de bactérias aeróbias.

Tabela 3.4 – Comparação das propriedades dos oocistos de *Cryptosporidium* e dos esporos de bactérias aeróbias (Headd e Bradford, 2016).

	<b>Oocistos de <i>Cryptosporidium</i></b>	<b>Esporos de Bactérias Aeróbias</b>
<b>Tamanho</b>	3,0–6,0 $\mu\text{m}$	1,0–2,0 $\mu\text{m}$
<b>Densidade</b>	1,045g/ $\text{cm}^3$	1,290–1,355 g/ $\text{cm}^3$
<b>Suscetibilidade Química</b>	Amônia, Dióxido de cloro, Óxido de etileno, Peróxido de hidrogênio, Brometo de metila, Ozônio	Hipoclorito de cálcio, Dióxido de cloro, Óxido de etileno, Cloro livre, Formaldeído, Glutaldeído, Peróxido de hidrogênio, Compostos de iodo, Brometo de metila, Ácido nitroso, Ozônio, Beta-propiolactona, Ácido peracético, Óxido de propileno, Hidróxido de sódio, Hipoclorito de sódio
<b>Resistência UV</b>	Sensível a 10–30 $\text{J/m}^2$	LD90 = 113,7 $\text{J/m}^2$ em monocamadas secas ao ar a 156 $\text{J/m}^2$ em suspensão aquosa
<b>Resistência ao Frio</b>	-22°C	-78°C
<b>Resistência ao Calor</b>	Até 55°C	>100 °C
<b>Dormência</b>	Meses	Anos
<b>Prevalência Ambiental</b>	Baixas concentrações nas águas, altas concentrações perto de instalações de manejo animal, sazonalidade.	Onipresente, pode exibir sazonalidade perto de instalações com manejo animal
<b>Hidrofobicidade</b>	Geralmente hidrofílico	Hidrofílico a hidrofóbico
<b>Ponto Isoelétrico</b>	~pH 2,5	<pH 3
<b>Potencial Zeta</b>	Geralmente menos negativo que os esporos aeróbicos, mas pode variar consideravelmente. Mais negativo com aumento do pH e diminuição da força iônica	Geralmente mais negativo que os oocistos, mas pode variar consideravelmente. Mais negativo com aumento do pH e diminuição da força iônica

Estudos realizados a partir do monitoramento de EBA e oocistos em estações de tratamento (escala real) também apresentaram resultados que mostram que esses esporos são bons indicadores. Mazoua e Chauveheid (2005) monitoraram por longo prazo a ocorrência de EBA, cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium*, em estação de tratamento de água

na Bélgica, tanto na água bruta quanto nas diversas etapas de tratamento. As análises das amostras coletadas mostraram maiores quantidades de EBA por litro (em relação aos oocistos) tanto no manancial de abastecimento quanto nas diversas etapas de tratamento, em que, muitas vezes os oocistos estavam em concentrações tão baixas que nem mesmo foram detectados.

Assim, em concordância com outros estudos, Mazoua e Chauveheid (2005) consideraram que a remoção de EBA é um bom indicador da remoção de oocistos. Os autores destacam que a maior abundância destas estruturas e sua resistência aos processos físicos e químicos de tratamento permitem um acompanhamento ao longo das etapas de tratamento. Além disso, os EBA se mostraram mais sensíveis às alterações/flutuações no processo de tratamento do que outros parâmetros usualmente considerados, como a turbidez. Os autores concluíram também que o registro de baixo valor de turbidez ( $< 0,1$  uT) não foi muito útil na previsão da eficiência de remoção de oocistos.

Brown e Cornwell (2007) também monitoraram a ocorrência e o desempenho de seis instalações de tratamento de água (cinco estações com tratamento convencional e uma estação de filtração direta descendente) na remoção de esporos de bactérias aeróbias, com o objetivo de incentivar o uso desses indicadores como mais um parâmetro para monitoramento da remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. Os resultados mostraram que, das instalações analisadas, três alcançaram remoção igual ou superior a 5 log (dentre as estações de tratamento convencional). A partir das observações feitas no estudo, os autores alertam que remoções de esporos maiores que 4 log não podem ser matematicamente demonstradas caso a concentração de esporos na água bruta seja menor que 10.000 esporos/L.

Nieminski *et al.* (2000) coletaram e analisaram informações fornecidas por 24 estações de tratamento de água localizadas nos EUA e no Canadá, com o objetivo de avaliar o uso de indicadores como ferramenta para a otimização do tratamento e também para prever a ocorrência de patógenos como cistos de *Giardia*, oocistos de *Cryptosporidium* e vírus entéricos. As 24 estações avaliadas foram divididas em 4 categorias: A) estações que realizavam a desinfecção após o processo de filtração, então os resultados de remoção não levaram em consideração o processo de desinfecção; B) estações em que o processo de desinfecção ocorria antes da coagulação, então os resultados de remoção levaram em conta a inativação por desinfecção; C) estações que realizavam a desinfecção entre o processo de

coagulação e filtração, porém com um tempo de contato menor que o das estações da categoria B; e D) estações que utilizam somente o processo de desinfecção. Os indicadores testados foram esporos de bactérias aeróbias (*Bacillus*), esporos anaeróbios (*Clostridium*) e bactérias heterotróficas.

Grande variação na quantificação dos parâmetros microbiológicos na água bruta que alimentava as estações monitoradas foi relatada por Nieminski *et al.* (2000). A quantidade de esporos de bactérias aeróbias variou de 100 a 1.000.000 esporos/L; a de esporos anaeróbios de 0,1 a 1.000 esporos/L; e, de bactérias heterotróficas, de 100 a 1.000.000 bactérias/L. Nenhuma correlação significativa foi encontrada entre as concentrações na água bruta dos possíveis indicadores e os patógenos considerados, o que indica que nenhum deles representaria um bom indicador da ocorrência de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium*.

Em suas conclusões, Nieminski *et al.* (2000) destacam que apenas os esporos de bactérias aeróbias e a contagem de partículas foram encontradas em quantidades suficientes para fornecer informações apropriadas para avaliação do desempenho da estação de tratamento de água, com a diferença de que os EBA mantêm seus tamanhos e formas durante todo o processo. Os demais indicadores considerados, ou foram detectados em concentrações demasiadamente baixas ou poderiam ter sua concentração alterada em filtros biológicos (caso das bactérias heterotróficas). Os autores ainda pontuaram que a remoção física de EBA foi mais significativa do que a remoção por inativação e que, assim, a avaliação de esporos de bactérias aeróbias complementa muito bem a análise de turbidez e contagem de partículas.

Ndiongue *et al.* (2000) realizaram experimentos em um filtro piloto de dupla camada (areia sob carvão ativado) para demonstrar a eficiência de remoção de três possíveis indicadores dos oocistos de *Cryptosporidium*: esporos de bactérias aeróbias (EBA), turbidez e contagem de partículas. Os experimentos foram realizados com utilização dos coagulantes policloreto de alumínio (PAC) e Percol LT35 (polímero catiônico). A água bruta utilizada possuía baixa turbidez, 2 uT, em média, não ultrapassando 6 uT. A taxa de filtração adotada foi de 240 m/d, e o objetivo do tratamento era manter a turbidez residual abaixo de 0,10 uT. Os resultados mostraram que a camada de carvão foi mais eficiente na remoção de partículas, turbidez e EBA. No entanto, quando comparadas as remoções na camada de areia, obteve-se maior remoção de EBA e de turbidez do que de partículas.

Ndiongue *et al.*(2000) relataram baixas correlações entre a quantidade de partículas e de EBA, quando utilizado o PAC como coagulante. Segundo os autores, uma possível explicação foi o fato de terem sido utilizadas elevadas doses de PAC, o que pode ter causado excessiva formação de flocos e conseqüente transpasse dos mesmos, diminuindo, assim, a eficiência de remoção. Quando o coagulante utilizado foi o "Percol LT35", boa correlação entre a remoção de EBA e da quantidade de partículas foi percebida. Em todos os testes foram relatadas correlações lineares entre a remoção de EBA e de turbidez, o que indica que, para qualidade da água semelhante ao desse estudo, uma considerável redução na turbidez corresponderia a uma considerável remoção de esporos de bactérias aeróbias. Os autores apresentaram, ainda, importantes apontamentos com relação à baixa variação da turbidez da água filtrada nos experimentos, indicando que a turbidez é, dos três parâmetros analisados, o menos sensível a variações na qualidade da água bruta.

Resultados encontrados por Galofré *et al.* (2004) indicaram certa limitação quanto à utilização de esporos de bactérias aeróbias como indicadores de remoção oocistos de *Cryptosporidium* em estação de ciclo completo dotada de ozonização e filtração dupla, com um filtro de areia e outro de carvão ativado granular. Isso porque os dados indicaram possível crescimento dos EBA nos filtros de carvão ativado. Os resultados encontrados pelos autores indicaram melhor correlação entre a remoção dos esporos anaeróbios (*Clostridium*) com a de oocistos, quando comparado com os esporos aeróbios do gênero *Bacillus*. No entanto, ambos indicadores se mostraram conservadores, sendo que os EBA apresentaram maior variação.

Oliveira *et al.* (2018) monitoraram EBA nos processos de clarificação e desinfecção em uma estação de ciclo completo, e compararam com os valores indicados pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) quanto à remoção de turbidez e de (oo)cistos de *Giardia* e *Cryptosporidium*. A quantificação de EBA na água bruta apresentou elevada variabilidade, de  $3,6 \times 10^2$  a  $7,7 \times 10^3$  UFC/100mL, com média de  $2,1 \times 10^3$  UFC/100mL.

Os resultados apresentados por Oliveira *et al.* (2018) mostraram que os EBA foram removidos consistentemente ao longo das etapas de tratamento, sendo preponderante removido na filtração (1,6 log, em média), o que é consistente com o mecanismo determinante na remoção dos patógenos considerados. Além disso, a remoção dos esporos foi inferior à remoção esperada de turbidez, cistos e oocistos, que de acordo com indicações da USEPA (2006) seria de 3 log de oocistos para turbidez menor ou igual a 0,3 uT, em

tratamento por ciclo completo. O estudo mostrou, mais uma vez, o potencial de utilização dos esporos aeróbios como indicadores da remoção de oocistos.

Em conformidade com os conhecimentos consolidados sobre os EBA como indicadores da eficiência de remoção de oocistos *Cryptosporidium*, a Portaria nº 888/2021 (Brasil, 2021), do Ministério da Saúde, que *dispõe sobre o controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade*, apresentou inovações quanto às normas anteriores de potabilidade da água.

A Portaria 888/2021 do Ministério da Saúde preconiza que, caso seja identificada média geométrica móvel dos últimos 12 meses de monitoramento de *E. Coli* nos pontos de captação maior ou igual a 1.000/100 mL, deve-se avaliar a eficiência de remoção da ETA por meio do monitoramento semanal de esporos de bactérias aeróbias. Quando a média aritmética da avaliação de eficiência de remoção da ETA, com base no mínimo em 4 amostragens no mês, for inferior a 2,5 log (99,7%), deve ser realizado monitoramento de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em cada ponto de captação da água. Assim, a comprovação de que a ETA possui eficiência de remoção mínima de 2,5 log (99,7%) de EBA dispensaria o monitoramento de cistos e oocistos no manancial. Essa mudança representa avanço na legislação de qualidade da água para consumo humano no Brasil.

### **3.3.2 Microesferas de poliestireno**

Estudos, em escala de bancada e em escala piloto, com microesferas de poliestireno de tamanho similar ao dos oocistos já mostraram que estas são boas indicadoras da remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. Os experimentos, realizados em meio filtrante granular desde a década de 1990, mostraram que as microesferas apresentaram remoção, quando não similar, ligeiramente menor que a remoção de oocistos, indicando que estas poderiam ser consideradas como indicadoras de remoção desse patógeno (Brown e Emelko, 2009; Emelko *et al.*, 2003; Swertfeger *et al.*, 1999, entre outros).

Dai e Hozalski (2003) compararam, por meio de experimentos em escala de bancada, as características de superfície das microesferas e dos oocistos de *Cryptosporidium* em diferentes condições de soluções (com e sem matéria orgânica natural – MON), com o objetivo de avaliar a capacidade das microesferas de servirem como indicadoras de oocistos em experimentos de filtração. Foi observado que, em geral, a remoção de microesferas foi menor que a remoção de oocistos. Quando adicionados 5 mg C/L de MON na suspensão aquosa afluyente, as eficiências de remoção dos oocistos e das microesferas foram reduzidas

significativamente, mantendo-se, entretanto, similares entre si. A redução nas eficiências de remoção foi atribuída ao aumento da repulsão eletrostática entre as partículas estudadas e os grãos coletores, provocada pela presença de MON. Com relação às características superficiais, a presença de MON fez com que o potencial zeta tanto dos oocistos quanto das microesferas se tornasse mais negativo, o que reduziu a capacidade de remoção nos filtros.

Além disso, Dai e Hozalski (2003) observaram que a eficiência de remoção das microesferas foi semelhante ou inferior à remoção de oocistos em um meio filtrante de característica hidrofílica de carga negativa, como foi o caso do meio filtrante utilizado no estudo (contas esféricas de vidro) ou em areia. Nesse caso, as microesferas forneceram uma estimativa semelhante, ou conservadora, da remoção de oocistos. Diferentemente, essa estimativa conservadora, provavelmente não seria observada caso o meio filtrante utilizado nos experimentos tivesse característica hidrofóbica como, por exemplo, o carvão ativado granular.

Emelko e Huck (2004) investigaram a relação entre a remoção de microesferas de poliestireno e de oocistos de *C. parvum* em experimentos, em escala piloto, de filtração convencional e filtração direta, avaliando diversas condições operacionais, otimizadas e não otimizadas. As eficiências de remoção variaram de maneira semelhante para as partículas testadas, variando de 0,2 a 5,7 log para os oocistos, e de 0,2 a 5,1 log para as microesferas. Esta variação foi resultado das diferentes condições avaliadas, em que o filtro foi operado na ausência de coagulante (menor remoção), até condições em que foi adotada dosagem ótima de coagulante (maior remoção) com o filtro em período de operação estável.

Os resultados reforçaram que microesferas fluorescentes podem ser consideradas como boas indicadoras quantitativas da remoção de oocistos tanto na filtração direta quando no tratamento convencional. No entanto, as relações lineares entre as remoções de oocistos e microesferas se mostraram frágeis quando remoções inferiores a 2 log foram obtidas.

Brown e Emelko (2009) avaliaram, em escala piloto, os impactos relativos à utilização de diferentes coagulantes (sulfato de alumínio, cloreto férrico e quitosana) e diferentes dosagens na remoção de oocistos de *C. parvum* inativados e também de microesferas de poliestireno, em meio filtrante granular de antracito e areia. Os experimentos foram executados em três condições: dosagem ótima de coagulante, sub-dosagem de 50%, e ausência de coagulante. Os efluentes dos filtros apresentaram boa qualidade com os três coagulantes, quando em dosagem ótima e em período de operação estável (turbidez <0,1 uT;

<10 partículas/mL; remoção de oocistos >4 log; remoção de microesferas entre 3 e 4 log). Quando operado em condição de sub-dosagem, houve deterioração na qualidade, com aumento da turbidez efluente para 0,2 - 0,3 uT; partículas para 10-100/mL e redução na remoção de oocistos e de microesferas para 2–3 log. Porém, não foi observada deterioração quando o coagulante foi a quitosana.

Brown e Emelko (2009) relatam relação linear entre as remoções de oocistos e microesferas quando a coagulação foi realizada com sulfato de alumínio e cloreto férrico, com coeficiente de determinação  $R^2$  de 88 e 85%, respectivamente. Por outro lado, não foi observada boa relação linear quando o coagulante usado foi a quitosana ( $R^2$  de 36%).

Em conformidade com outros estudos, os resultados obtidos por Brown e Emelko (2009) indicaram que a remoção de microesferas pode ser bom indicador da remoção de oocistos de *Cryptosporidium* quando a coagulação for realizada com sulfato de alumínio ou cloreto férrico. Assim, há indícios de que a utilização de microesferas de poliestireno como indicadoras pode ser dependente do tipo de coagulante empregado.

Apesar do extenso uso de microesferas de poliestireno em experimentos científicos e do reconhecimento já consolidado como indicadoras de oocistos de *Cryptosporidium*, alguns estudos têm mostrado que microesferas revestidas de glicoproteína ou biomoléculas sintetizadas podem apresentar maiores semelhanças com oocistos viáveis no processo de filtração em meio poroso, devido às propriedades superficiais de carga superficial e hidrofobicidade (Pang *et al.*, 2012)

Liu *et al.*, (2019a), ao comparar as características da superfície dos oocistos de *Cryptosporidium* com as microesferas tradicionalmente utilizadas e microesferas modificadas (revestidas com glicoproteínas, com glicopolímeros e com copolímeros), relatam que, após modificação, as microesferas apresentaram potencial zeta, hidrofobicidade superficial e comportamentos de transporte e deposição mais próximos dos apresentados pelos oocistos viáveis. Os autores concluíram que, entre as microesferas testadas, as modificadas com copolímeros foram as mais representativas para o estudo da remoção de oocistos no processo de filtração granular, devido, possivelmente, aos componentes dos copolímeros que influenciaram na adesão aos grãos do meio filtrante.

Com base nos resultados apresentados por Liu *et al.* (2019a), Liu *et al.* (2019b) examinaram, em escala piloto, a remoção de microesferas modificadas com copolímeros na filtração direta descendente sob diferentes condições de coagulação e diferentes espessuras de meio

filtrante. Os coagulantes testados foram sulfato de alumínio e policloreto de alumínio (PAC), em duas configurações de meio filtrante: dupla camada (antracito – 20 cm, sobre areia – 55 cm) e dupla camada de leito profundo (antracito – 140 cm, sobre areia – 55 cm). Também foi avaliada a utilização de polímero auxiliar na filtração. A qualidade da água bruta foi considerada estável durante todo o período experimental, apresentando temperatura média de 0,45 °C, pH de 7,99, turbidez média de 3,85 uT e cor média de 5,97 uC.

No geral, a eficiência de remoção nas diferentes condições testadas por Liu *et al.* (2019b) variou de 1,3 a 4,5 log. A maior eficiência de remoção alcançada, de 4,5 log no filtro de leito profundo, foi obtida quando foi utilizada maior dose de polímero como auxiliar de filtração (poliDADMAC Magnafloc® LT-7995). Os autores observaram que maiores doses do polímero neutralizaram o potencial zeta das partículas afluentes, permitindo que os filtros alcançassem maior retenção de microesferas devido à redução das interações repulsivas entre microesferas-coletor. Com isso, o efeito do mecanismo de formação de pontes interpartículas foi potencializado. Assim, a maior eficiência de remoção de microesferas modificadas foi associada à dose mais elevada de polímero e à utilização de filtro em configuração de leito profundo.

## 4 METODOLOGIA

Os experimentos foram realizados no Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Brasília, e a água bruta utilizada foi proveniente do lago Paranoá (braço norte), cujo ponto de coleta está localizado na Estação Experimental do Instituto de Ciências Biológicas – EEB (Figura 4.1). Os experimentos foram divididos em duas etapas básicas: ensaios em escala de bancada e experimentos de filtração em escala piloto.

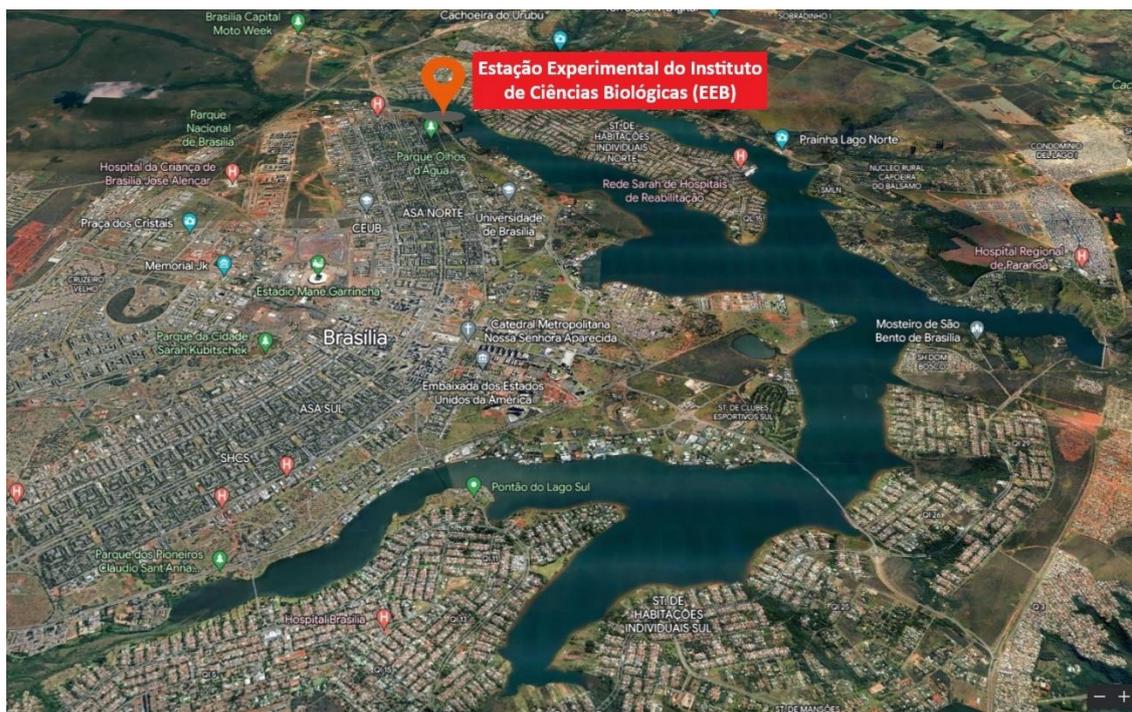


Figura 4.1 - Estação Experimental do Instituto de Ciências Biológicas (EEB). Fonte: *Google Earth*.

Os estudos em escala de bancada foram realizados por meio da execução de testes de jarros, cujo objetivo foi permitir a construção do diagrama de coagulação e a definição da região ótima de pH e dose de coagulante (sulfato de alumínio). Nos experimentos de filtração ascendente e filtração descendente em escala piloto foram avaliadas as remoções de esporos de bactérias aeróbias (EBA) e de microesferas de poliestireno, assim como o monitoramento da turbidez, cor aparente, coliformes totais e *E. coli*.

Em alguns dos experimentos em escala piloto foram adicionadas à água bruta microesferas de poliestireno com dimensão e características superficiais semelhantes às dos oocistos de *Cryptosporidium*. As microesferas em questão possuem diâmetro de 4,5  $\mu\text{m}$  e densidade de 1,045 g/mL, e foram fornecidas pela *Polyscience Incorporation* (Warrington, Pensilvânia,

EUA). O recipiente, de 5 mL, continha suspensão com aproximadamente de  $5 \times 10^8$  microesferas por mL. Uma suspensão foi preparada e inoculada à água bruta, de forma que a água de estudo fosse apresentasse aproximadamente  $10^5$  microesferas/L. Esta quantidade de microesferas na água bruta foi adotada com o objetivo de viabilizar a sua recuperação na água filtrada, com base na remoção máxima de oocistos de *Cryptosporidium* de 4 log obtida por Nascimento (2009).

#### 4.1 EXPERIMENTOS EM ESCALA DE BANCADA

Nesta etapa foi utilizado o aparelho de Jar Test para realização dos ensaios e subsequente elaboração do diagrama de coagulação, a fim de definir as melhores condições de pH e dose de coagulante para a água em questão. O equipamento utilizado foi o Jar Test da Nova Ética, modelo 218/LDB, acoplado a filtros de laboratório de areia (FLA), de modo a simular a filtração direta (Figura 4.2). As dimensões dos FLA e as características granulométricas da areia seguiram recomendações de Di Bernardo *et al.* (2003) e estão descritas na Tabela 4.1.



Figura 4.2 – Equipamento de teste de jarros adaptado para filtração direta.

Tabela 4.1 – Características dos Filtros de Laboratório de Areia (FLA) conforme recomendações de Di Bernardo *et al.* (2003).

<b>Material</b>	Acrílico
<b>Diâmetro interno</b>	0,19 cm
<b>Comprimento do filtro</b>	30 cm
<b>Espessura do meio filtrante</b>	15 cm
<b>Diâmetro do grão</b>	0,42 a 0,84 mm
<b>Coefficiente de desuniformidade</b>	1,2

Os produtos químicos, grau de pureza PA, utilizados nos experimentos foram os seguintes: sulfato de alumínio ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14-18\text{H}_2\text{O}$ ) como coagulante, bicarbonato de sódio ( $\text{NaHCO}_3$ ) como alcalinizante, e ácido clorídrico (HCl) como acidificante. Os parâmetros operacionais adotados para a realização dos testes de jarros estão apresentados na Tabela 4.2.

Tabela 4.2 – Parâmetros operacionais adotados para os testes de jarros.

	<b>Mistura Rápida</b>	<b>Floculação</b>
<b>Tempo (t)</b>	30 s	240 s
<b>Gradiente (G)</b>	1000 $\text{s}^{-1}$	40 $\text{s}^{-1}$

Para a mistura rápida foi adotado um gradiente de velocidade  $1.000 \text{ s}^{-1}$ , devido a limitação do equipamento, embora Amirtharajah e Mills (1982), em seus estudos, tenham recomendado valores de gradiente muito maiores. Após a mistura rápida, o gradiente de velocidade foi reduzido para  $40 \text{ s}^{-1}$  durante 4 minutos, para simular a floculação. A etapa de floculação simulou o tempo de detenção hidráulica entre a unidade de mistura rápida e a camada suporte do filtro ascendente. Para minimizar o efeito da sedimentação durante a etapa de filtração, uma agitação mínima foi mantida após o período da floculação. Então, a água floculada alimentava os FLA a uma taxa de aproximadamente 60 m/d (equivalente a 12 ml/min), conforme recomendações de Di Bernardo *et al.* (2003).

O efluente coletado dos filtros nos primeiros 20 minutos era descartado, para que não houvesse interferência da água remanescente das lavagens, e, em seguida, eram coletadas amostras de aproximadamente 30 mL para determinação da turbidez e cor aparente residual.

Após a realização de cada teste, o meio filtrante era retirado dos FLAs e lavado com água destilada em um béquer de vidro.

Para a realização dos experimentos e construção do diagrama de coagulação foram testadas as seguintes doses de sulfato de alumínio: 0, 4, 6, 8, 10 e 12 mg/L, pH variando de 5 a 7,5. Essas doses foram escolhidas com base em estudos anteriores que utilizaram água bruta proveniente do mesmo manancial deste estudo, como Fagundes (2006), Fernandes (2007) e Nascimento (2009).

#### 4.2 EXPERIMENTOS EM ESCALA PILOTO

Conforme ilustrado na Figura 4.3, a instalação piloto foi composta dos seguintes itens: 02 tanques de 250 L interligados, para alimentação de água bruta; 02 bombas de alimentação (uma foi utilizada nos experimentos que requeriam menor vazão e outra foi utilizada nos experimentos que requeriam maior vazão); reservatório de coagulante e bomba dosadora; dispositivo de mistura rápida em linha; coluna de filtração descendente; coluna de filtração ascendente e sua câmara de carga; e as tomadas de cargas piezométricas de cada filtro.

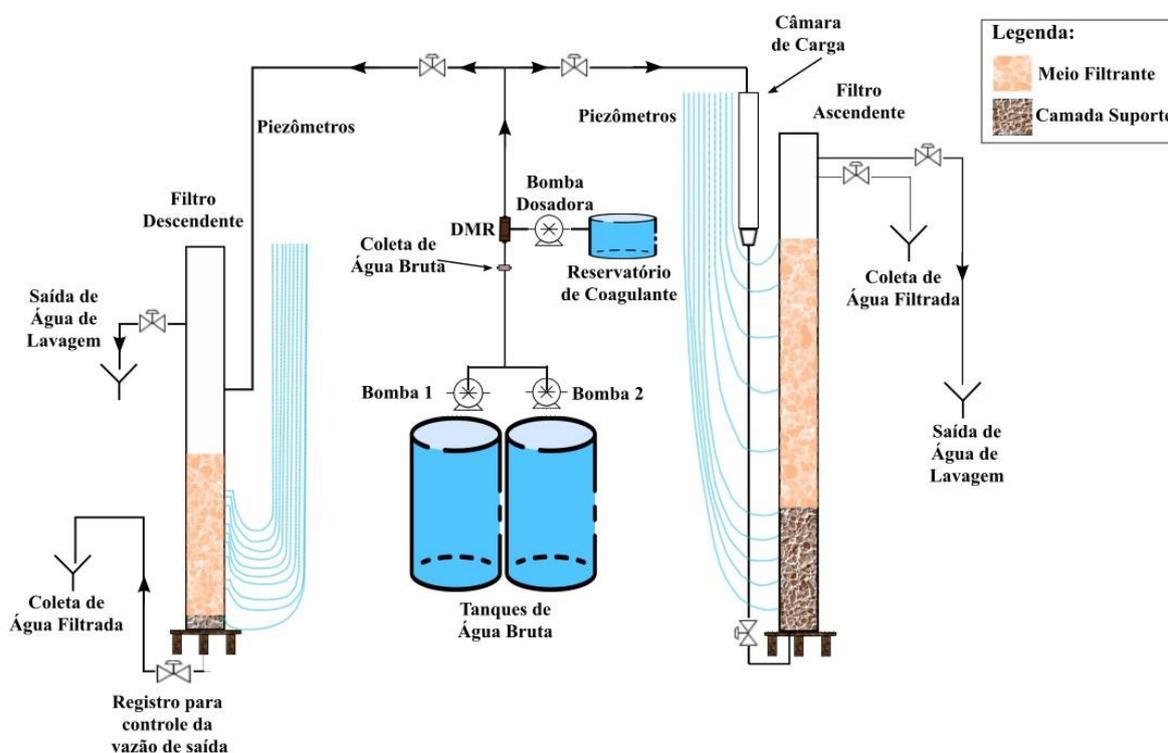


Figura 4.3 – Esquema da instalação piloto.

Duas bombas (ProMinent Sigma, modelos GALA0232 e SICAHMI2050) foram adotadas para alimentar os filtros durante os experimentos, e a utilização de uma ou outra dependeu da condição operacional a qual o experimento do dia foi submetido. Antes de cada experimento de filtração, era realizado um teste de jarros para definição da dose específica de sulfato de alumínio a ser adotada. A partir do início da operação da instalação piloto, a água bombeada passava pelo dispositivo de mistura rápida (DMR) do tipo injetor hidráulico, cuja ilustração e dimensões podem ser observadas na Figura 4.4 e Tabela 4.3. A solução coagulante era injetada no DMR por meio de uma bomba peristáltica (Modelo Gilson Miniplus 3).

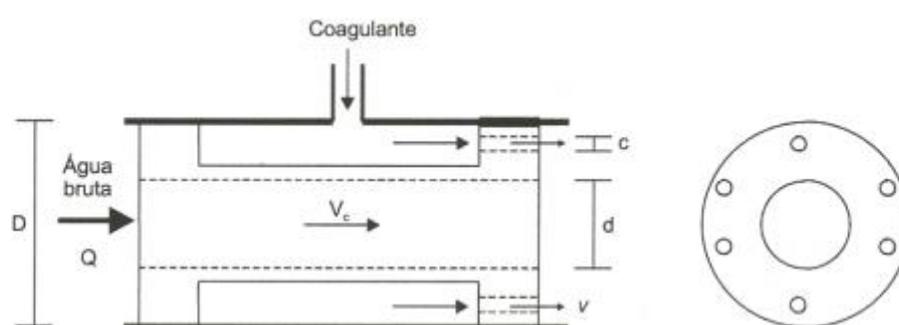


Figura 4.4 – Dispositivo de Mistura Rápida (Fagundes, 2006).

Tabela 4.3 - Características do dispositivo de mistura rápida.

<b>D (mm)</b>	<b>d (mm)</b>	<b>c (mm)</b>
17	3,60	0,60

Após a mistura rápida, uma linha conduzia a água coagulada para a coluna de filtração descendente e outra linha conduzia para câmara de carga que alimentava o filtro ascendente. Os experimentos foram realizados em dias diferentes (geralmente consecutivos) e os filtros não foram operados em paralelo.

As colunas de filtração e a configuração dos meios filtrantes adotada no presente trabalho foram as mesmas utilizadas por Fagundes (2006) e por Nascimento (2009), para fins comparativos, uma vez que ambos os autores desenvolveram seus trabalhos voltados para a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. As dimensões dos filtros e suas granulometrias estão descritas nos itens 4.2.1 e 4.2.2.

#### 4.2.1 Filtro Descendente

O filtro descendente, em escala piloto, dimensionado por Fagundes (2006), foi construído em material acrílico e possui 2,70 m de altura e 8,5 cm de diâmetro interno. Essas dimensões foram adotadas seguindo recomendações de Ives (1966, *apud* Di Bernardo *et al.* 2003), de que o diâmetro da coluna seja, no mínimo, 50 vezes o diâmetro do maior grão do meio filtrante, para minimização dos efeitos de parede. A coluna foi dotada de tomadas de pressão ao longo do meio filtrante, para monitoramento da perda de carga e avaliação da penetração da frente de impurezas.

O meio filtrante adotado foi de camada única de areia com granulometria praticamente uniforme, e suas características podem ser observadas na Tabela 4.4. Na Figura 4.5 é apresentado esquema do filtro descendente com o posicionamento das tomadas de pressão piezométricas e, na Figura 4.6, é apresentada a visão geral do filtro descendente, montado no Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da UnB.

Tabela 4.4 – Características do meio filtrante do filtro descendente.

<b>Material filtrante</b>	Areia
<b>Tamanho efetivo dos grãos (mm)</b>	1,00
<b>Coefficiente de desuniformidade</b>	1,15
<b>Tamanho do menor grão (mm)</b>	0,84
<b>Tamanho do maior grão (mm)</b>	1,19
<b>Porosidade</b>	0,40
<b>Espessura da camada (cm)</b>	110

O filtro descendente foi operado sob taxa de filtração e carga hidráulica constantes, por ser o modo de operação adotado por Fagundes (2006), e pela simplicidade operacional. Assim, para compensar a perda de carga e manter a carga hidráulica constante sobre o meio filtrante, foi acoplado ao sistema um registro do tipo esfera na tubulação de saída do filtro. Ao início de cada experimento, o registro encontrava-se parcialmente fechado e foi sendo gradativamente aberto à medida que aumentava a perda de carga. Dessa forma, foi possível manter as vazões de entrada e saída praticamente constantes e, conseqüentemente, a lâmina d'água sobre o meio.

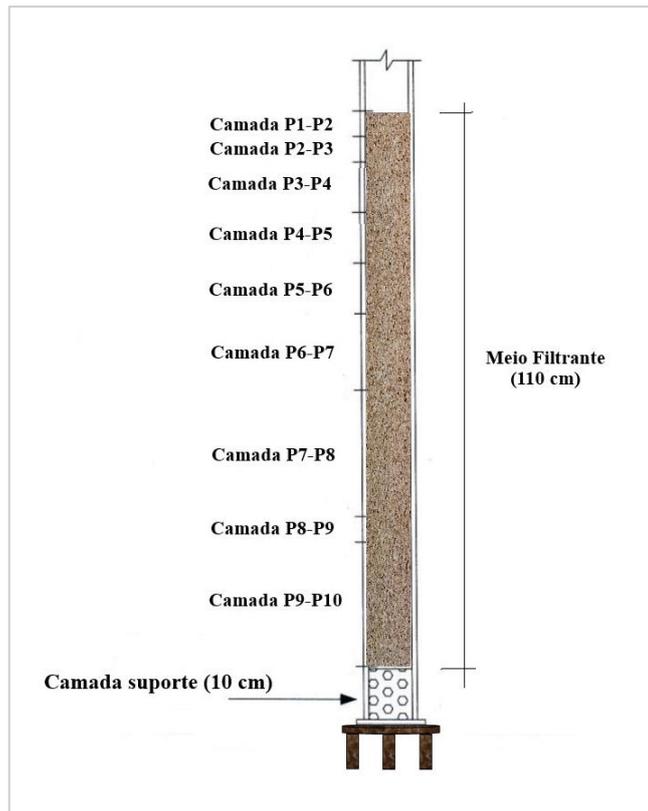


Figura 4.5 – Esquema do filtro descendente com posicionamento das tomadas de pressão piezométricas entre as subcamadas. Fonte: Fagundes (2006), adaptado.



Figura 4.6 – Visão geral do filtro descendente em escala piloto.

#### 4.2.2 Filtro Ascendente

O filtro ascendente, dimensionado e montado originalmente por Nascimento (2009), está localizado na área externa do Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA), devido ao seu comprimento total. Este consiste em um tubo de acrílico de 4 m de comprimento, 12,3 cm de diâmetro interno, e 5 mm de espessura de parede. A coluna de filtração é dotada de tomadas de pressão para monitoramento da perda de carga e avaliação da frente de impurezas. A câmara de carga que alimenta o filtro ascendente foi confeccionada em material PVC com um diâmetro de 20 cm e uma altura de 5,10 m.

O meio filtrante utilizado por Nascimento (2009), e adotado neste trabalho, é composto de camada única de areia estratificada com uma espessura total de 1,86 m, tamanho efetivo de 0,70 mm e coeficiente de desuniformidade  $< 2$ . A granulometria e espessura das subcamadas do meio filtrante e da camada suporte são apresentadas nas Tabelas 4.5 e 4.6. Na Figura 4.7 é apresentado esquema do filtro ascendente com as subcamadas e posicionamento das tomadas de pressão piezométricas e, na Figura 4.8, é apresentada a visão geral do filtro ascendente.

Tabela 4.5 – Granulometria e espessura das subcamadas da camada suporte.

<b>Diâmetro dos grãos (mm)</b>	<b>Espessura das subcamadas (cm)</b>
4,8 – 2,4 (topo)	20
9,6 – 4,8	20
16 – 9,6	13
25,4 – 16	12
31,4 – 25,4 (base)	20

Tabela 4.6 - Granulometria e espessura das subcamadas do meio filtrante.

<b>Diâmetro dos grãos (mm)</b>	<b>Espessura das subcamadas (cm)</b>
0,59 – 0,83 (topo)	26
0,83 – 1,19	40
1,19 – 1,68	60
1,68 – 2,30 (base)	60

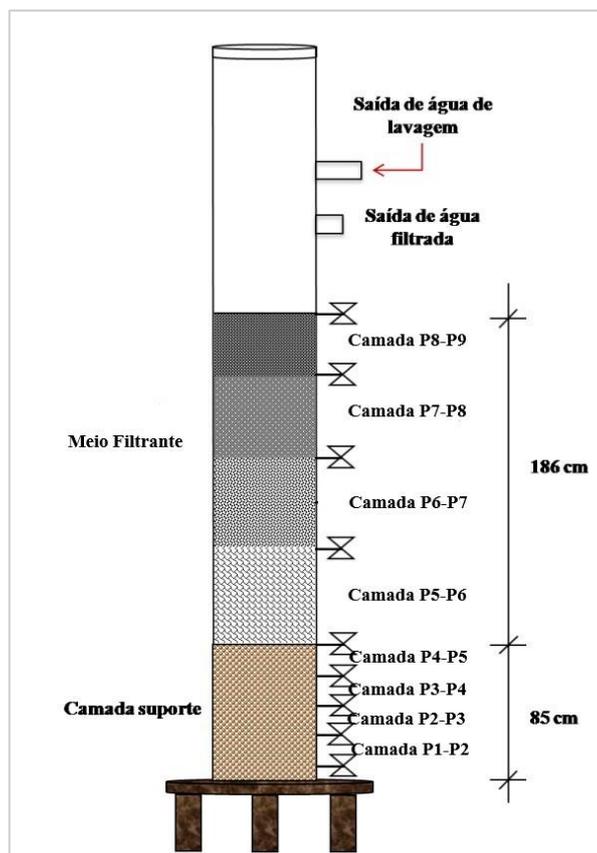


Figura 4.7 – Esquema do filtro ascendente com posicionamento das tomadas de pressão piezométricas entre as subcamadas. Fonte: Nascimento (2009), adaptado.

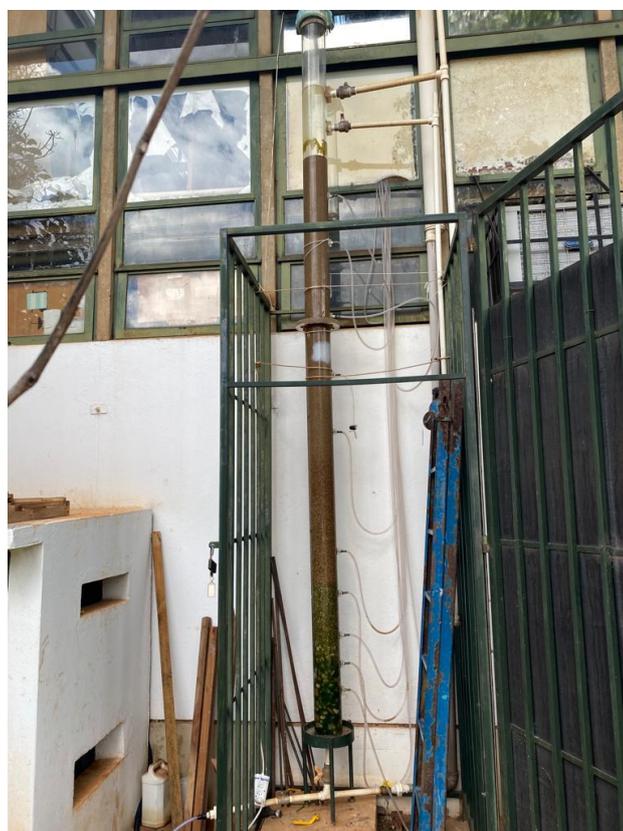


Figura 4.8 – Visão geral do filtro ascendente em escala piloto.

### 4.2.3 Desenvolvimento dos Experimentos de Filtração

A comparação do desempenho entre os filtros foi realizada a partir de duas condições operacionais adotadas: (1) filtros ascendente e descendente operando com a mesma taxa de filtração, de 5 m/h; e (2) filtros ascendente e descendente operando com a mesma vazão, de 59,41 L/h (equivalente a uma taxa de 10,48 m/h no filtro descendente e de 5 m/h no filtro ascendente). Esses valores de taxa de filtração são os mais comumente adotados quando consideradas estações de tratamento em escala real, o que justifica a escolha para este trabalho.

Para a condição operacional 1, como mencionado, ambos os filtros foram operados com uma taxa de filtração de 5 m/h (120 m/d) durante o mesmo intervalo de tempo, à princípio pré-estabelecido em 8 horas. Considerando as diferenças de área em planta das colunas de filtração, o filtro ascendente e o descendente operaram com vazões de 60 e 28,4 L/h e produziram, respectivamente, 480 e 227,2 L de água filtrada (para os experimentos que alcançaram as 8 horas). O experimento foi repetido 5 vezes e, em 2 delas, foram inoculadas à água bruta microesferas fluorescentes para posterior recuperação, contagem e avaliação da eficiência de remoção.

Já na condição operacional 2, o filtro ascendente foi operado a uma taxa de 5 m/h, e o filtro descendente a uma taxa de 10,42 m/h (ambos alimentados com vazão de alimentação de 59,41 L/h). Tanto as taxas de filtração quanto o critério de mesma produtividade de água foram adotados na tentativa de simular uma situação real. Da mesma forma, os experimentos foram repetidos 5 vezes e delas, 2 com inoculação das microesferas.

Após a execução de cada experimento de filtração foi realizada lavagem ascensional dos filtros com água de torneira em velocidade mínima de fluidificação para promover expansão do leito filtrante de 20 a 30%, conforme preconizado na NBR 12216/1992 (ABNT, 1992). A lavagem foi realizada por um período de 30 minutos ou até que fosse possível observar a saída de água limpa/transparente do filtro.

Ao longo de cada experimento de filtração foram coletadas amostras da água bruta e de água filtrada de 30 em 30 minutos, para determinação da turbidez e cor aparente. Nos tempos de 40 minutos e de 6 horas após o início do experimento eram coletados cerca de 400 mL de amostra de água filtrada em frascos esterilizados, para realização das análises de coliformes totais, *E. coli* e EBA. Nos experimentos em que a água bruta foi enriquecida com

microesferas foram coletados mais 200 mL de água filtrada, para posterior recuperação e contagem das microesferas.

As amostras coletadas no tempo de 40 minutos representam o período de amadurecimento, e as coletadas no tempo de 6 horas representam o período de operação de estável. O início do experimento foi considerado após transcorrido o tempo de detenção hidráulica, definido a partir do teste de condutividade com traçador NaCl realizado em ambos os filtros e em ambas as condições operacionais, com objetivo de deslocar a água presente nos interstícios dos meios filtrantes.

As características de qualidade da água analisadas, métodos, equipamentos e frequência de amostragens estão indicados na Tabela 4.7.

Tabela 4.7 – Características de qualidade da água analisadas, métodos e equipamentos utilizados.

Parâmetro	Método	Equipamento	Amostras	Frequência de amostragem
Turbidez	Nefelométrico	Turbidímetro Nefelométrico	AB, AF	A cada 30 minutos
Cor aparente 455 nm	Espectrofotométrico	Espectrofotômetro	AB, AF	A cada 30 minutos
pH	Potenciométrico	pHmetro	AB, AC	Início e final do experimento
Coliformes totais e <i>E. coli</i>	Substrato enzimático MUG ONPG - Kit Colilert®	Substrato enzimático MUG ONPG - Kit Colilert®; seladora; incubadora bacteriológica; lâmpada ultravioleta	AB, AF	AB (início), AFA (amostra com 40 min de operação) e AFF (amostra com 6h de operação)
Contagem de Esporos de Bactérias Aeróbias (EBA)	9218-B (APHA, 2017)	Capela de fluxo laminar, equipamento de banho-maria, incubadora bacteriológica	AB, AF	
Contagem de microesferas	Emelko <i>et al.</i> (2003), adaptado por Cerqueira (2008).	Microscópio ótico Leica, Modelo DM LB2; Agitador	AB, AF	

Legenda: AB – água bruta; AC – água coagulada; AF – água filtrada.

A determinação e contagem de EBA foi realizada de acordo com a metodologia descrita no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, na Seção 9218-B (APHA, 2017). Basicamente, após coletadas em frascos esterilizados, as amostras eram submetidas a banho-maria. Quando a temperatura no interior dos frascos atingia 80° C, iniciava-se contagem de 10 minutos, agitando, periodicamente, as amostras. A temperatura era

monitorada com a utilização de frasco controle com termômetro embutido. Passados os 10 minutos, os frascos eram imediatamente submetidos a banho de gelo, até que alcançassem temperatura ambiente. O objetivo do choque térmico é a inativação das células vegetativas de bactérias (Oliveira, 2015).

Após o tratamento térmico, as amostras eram filtradas em membrana de celulose com poros de 0,45  $\mu\text{m}$  e 47 mm de diâmetro (membranas de cor branca, quadriculadas e estéreis, marca Química Moderna). O procedimento de filtração era realizado em capela de fluxo laminar, devidamente esterilizada, para minimização de contaminação. As membranas eram cuidadosamente colocadas em placas de Petri contendo meio de cultura ágar nutriente com azul de tripano autoclavado, e mantidas em estufa a 35° C durante 24h  $\pm$  2h, para desenvolvimento das colônias. Após retiradas da estufa, as placas eram abertas para a realização da contagem de unidades formadoras de colônias (UFC). As Figuras de 4.9 a 4.13 apresentam imagens das etapas da análise de EBA.

Cabe mencionar que antes do início dos experimentos de filtração foram realizadas várias análises-teste com a água do Lago Paranoá, para definir a diluição que geraria melhores resultados de contagem para os EBA. Após as análises-teste, foi definido que a melhor diluição seria de 1:10, e que as análises seriam realizadas em triplicata, tanto para a água bruta quanto para a água filtrada, a fim de melhorar a confiabilidade dos dados gerados.

O método para recuperação e contagem de microesferas foi baseado na metodologia proposta Emelko *et al.* (2003) e adaptada por Cerqueira (2008). O procedimento consistiu, basicamente, na filtração de alíquotas de 50 mL de amostra através de membranas filtrantes, seguida da adição de 1 mL de solução padrão de fosfato com adição de solução Tween 20 (PBST). A membrana utilizada é caracterizada por ser de material policarbonato, na cor preta (para melhor visualização das microesferas ao microscópio), possui 13 mm de diâmetro e poros de 1  $\mu\text{m}$  (Sterlitech Corporation – EUA).

Após a recuperação, foi realizada a contagem de microesferas. Para isso, foi utilizado microscópio Leica (modelo DM LB2) dotado de fluorescência, com um aumento de 100X. Para cada amostra coletada, foram filtradas 3 alíquotas de 100 mL. A média das contagens indicou a quantificação final de microesferas.



Figura 4.9 – Amostra em banho-maria.



Figura 4.10 – Amostras em banho de gelo até alcançarem temperatura ambiente.

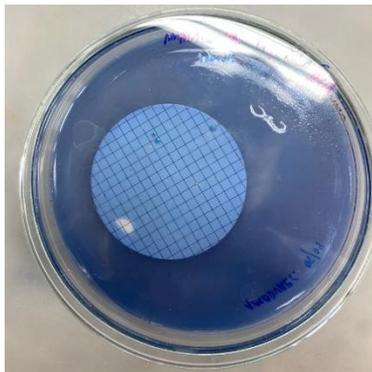


Figura 4.11 – Placa de Petri após 24h em estufa a 35° C (água filtrada).

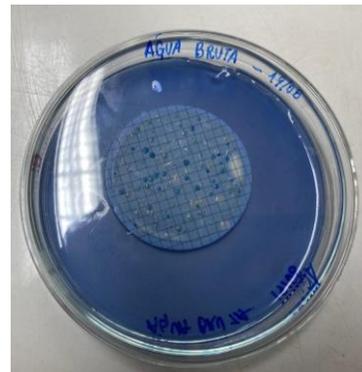


Figura 4.12 – Placa de Petri após 24h em estufa a 35° C (água bruta 1:10).

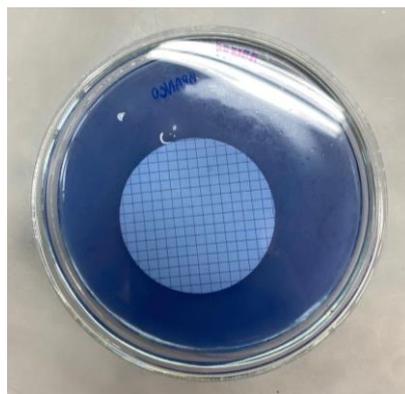


Figura 4.13 – Placa de Petri após 24h em estufa a 35° C (placa controle/branco).

### 4.3 ANÁLISE DOS DADOS

A princípio, os dados obtidos foram submetidos a tratamento por estatística descritiva, e depois foram analisados mediante ferramentas estatísticas para verificar a existência, ou não, de diferenças de eficiência entre filtros nas condições operacionais avaliadas, bem como de correlação entre a remoção de turbidez, coliformes totais e *E. coli* com os indicadores dos oocistos de *Cryptosporidium*, a saber, os EBA e as microesferas fluorescentes.

Para a definição do método estatístico mais adequado ao teste de correlação, os dados selecionados foram inicialmente submetidos ao teste de Kolmogorov-Smirnov, para verificação da normalidade na distribuição. Este método foi escolhido pelo fato de ser o teste mais relatado nos estudos revisados. Como houve retorno negativo quanto à distribuição normal dos dados, o método escolhido para verificar a existência de correlação foi o teste não-paramétrico de Spearman, e para avaliação das diferenças de eficiência entre os filtros foi usado o teste não paramétrico de Mann-Whitney (para dados não pareados) e de Wilcoxon (para dados pareados), com nível de confiança de 95%.

As análises estatísticas foram realizadas utilizando o software *GraphPad Prism*, v. 8.0.1.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A apresentação dos resultados e discussão é dividida em duas partes principais. Na primeira parte são apresentados os diagramas de coagulação elaborados para água do lago Paranoá a partir dos testes de jarros. Na segunda parte, são apresentados e discutidos os resultados dos experimentos de filtração em escala piloto.

### 5.1 DIAGRAMAS DE COAGULAÇÃO

Como resultados dos ensaios em jarreste, foram construídos três diagramas de coagulação. Os dois primeiros abrangeram uma faixa maior de dose de coagulante (0, 4, 6, 8, 10 e 12 mg/L), e o terceiro diagrama foi construído a partir da análise dos dois primeiros, considerando uma faixa mais estreita de doses. A qualidade da água bruta nos dias em que foram construídos os três diagramas de coagulação era semelhante. Os dois primeiros diagramas estão apresentados nas Figuras 5.1 (a) e (b).

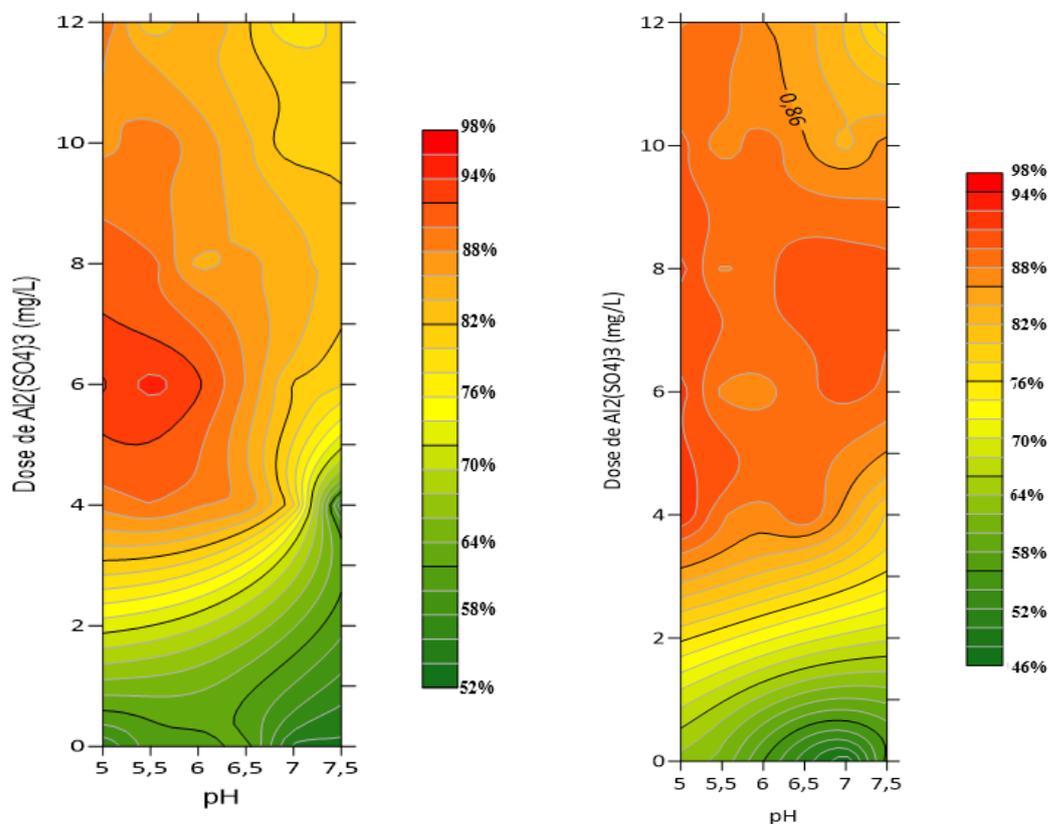


Figura 5.1 – Remoção de turbidez: (a) diagrama de coagulação 1, de 02 de julho de 2022; (b) diagrama de coagulação 2, de 11 de julho de 2022.

Nas Figuras (a) e (b) nota-se que a região em que há maior remoção de turbidez (acima de 88%) está compreendida entre as doses de 4 e 8 mg/L de  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  no diagrama 1 (Figura 5.1 – a) e entre 4 e 10 mg/L de  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  no diagrama 2 (Figura 5.1 – b), sendo que a região de maior remoção (acima de 92%) está entre 4 e 6 mg/L.

Assim, decidiu-se por realizar um terceiro ensaio de jarreste a partir dos dois primeiros diagramas, reduzindo a faixa de dosagem de sulfato de alumínio para 0, 4, 5, 6, 7 e 8 mg/L, com pH variando de 5 a 7,5 (Figura 5.2).

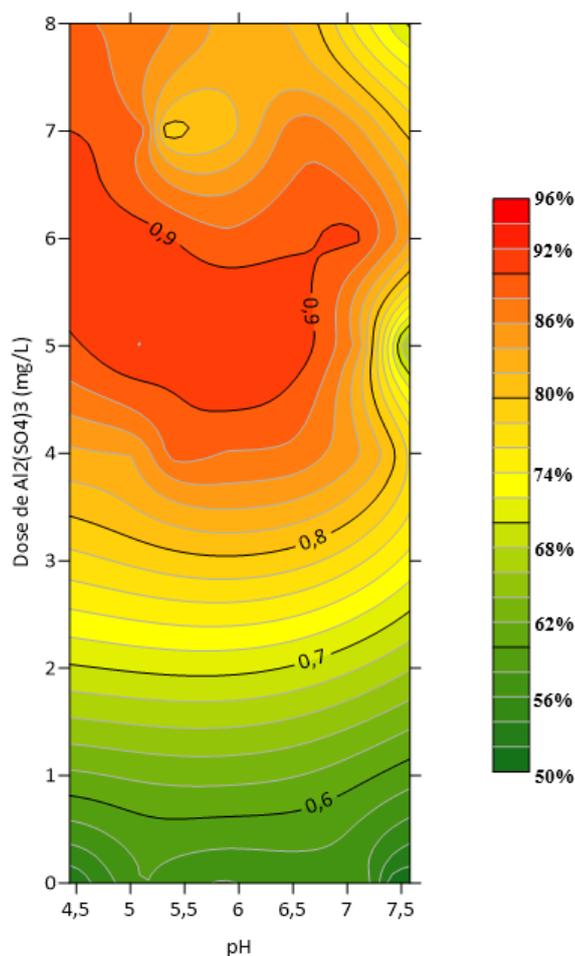


Figura 5.2 – Diagrama de coagulação 3 – remoção de turbidez, 19 de julho de 2022.

Na Figura 5.2, se nota uma região em que a remoção da turbidez é próxima a 90%, quando a dose utilizada foi de 5 a 6 mg/L de  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ , numa faixa ampla de pH de coagulação de 5 a 7. Esses resultados são consistentes com os encontrados por Fagundes (2006) e Nascimento (2009), que utilizaram água bruta do mesmo manancial (lago Paranoá) para realizar experimentos de filtração direta. Ao comparar a Figura 5.2 ao diagrama de coagulação proposto por Amirtharajah e Mills (1982), pode-se inferir que o mecanismo

predominante da coagulação foi o de adsorção-neutralização de cargas, mecanismo recomendado para a filtração direta.

A partir desta análise, optou-se por adotar nos experimentos de filtração doses de sulfato de alumínio ( $Al_2(SO_4)_3$ ) de 5 a 7 mg/L, utilizando o pH natural da água de estudo, que variou de 6,7 a 7,5, permitindo um pH de coagulação na faixa considerada ótima e sem a adição de outros produtos químicos. Buscou-se integrar menores gastos de produtos químicos (coagulante, acidificante e/ou alcalinizante) com maiores eficiências de remoção. A definição da dose específica de sulfato de alumínio a ser utilizada em cada experimento de filtração foi feita a partir da realização do teste de jarros antes do início de cada experimento.

## 5.2 EXPERIMENTOS DE FILTRAÇÃO EM ESCALA PILOTO

### 5.2.1 Caracterização da água de estudo

Para a caracterização da água de estudo, proveniente do lago Paranoá, os resultados dos parâmetros físico, químicos e microbiológicos analisados estão apresentados na Tabela 5.1.

Tabela 5.1 – Estatística descritiva da caracterização da água do lago Paranoá.

Parâmetro	Turbidez (uT)	Cor Ap. (uC)	pH	Alcalinidade (mg/L $CaCO_3$ )	Coliformes Totais (NMP/100 mL)	<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	EBA (UFC/100 mL)
N	20	20	20	20	20	14	19
Mínimo	1,98	23	6,7	28	3700	178	700
Máximo	6,78	60	7,7	30	77655	10715	5520
Mediana	3,32	32,5	7,1	29,5	16310	1220	1267
Média	3,69	35,4	7,1	29,35	25209	2889	1604
Desvio Padrão	1,44	10,3	0,3	0,75	23863	3673	1125
Coefficiente Variação	0,39	0,29	0,04	0,03	0,95	1,27	0,70

Legenda: Cor Ap.: cor aparente; N: número de amostras; EBA: esporos de bactérias aeróbias.

Como pode ser observado na Tabela 5.1, a turbidez da água do lago Paranoá variou de 1,98 a 6,78 uT, com média de 3,69 uT, durante o período de realização dos experimentos. A cor aparente variou de 23 a 60 uT, com média de 35,4 uC, refletindo a influência da turbidez, e o valor do pH variou de 6,7 a 7,7.

Com relação às variáveis microbiológicas, houve ampla variação na água de estudo, o que pode ser observado por meio dos altos valores do desvio padrão, sempre próximos aos valores da média. A média calculada para cada parâmetro microbiológico foi sempre maior que a mediana, o que mostra, além da assimetria da distribuição dos valores, também que os valores no topo da distribuição estão distantes do centro com relação aos valores que estão na parte inferior da distribuição.

A contagem de EBA na água bruta apresentou grande variabilidade, conforme pode ser observado na Tabela 5.1. Essa grande variabilidade de EBA em amostras ambientais também foi observada por autores como Dugan *et al.* (2001), que relataram de 450 a 40.000 UFC/100 mL em seus experimentos e Oliveira *et al.* (2018), que relataram de 360 a 7.700 UFC/100 mL. Nieminski *et al.* (2000) chegaram a relatar variações de 10 a 100.000 UFC/100 mL.

### 5.2.2 Resumo das condições de realização dos experimentos de filtração

Foram realizados, ao todo, 20 experimentos de filtração em escala piloto, no período de setembro de 2022 a fevereiro de 2023. Para cada tipo de filtração, ascendente ou descendente, metade dos experimentos foi realizado na condição operacional 1 (mesma taxa de filtração) e metade na condição operacional 2 (mesma vazão afluyente, taxas de filtração diferentes). As Tabelas 5.2 e 5.3 apresentam, resumidamente, as condições em que foram executados os experimentos no filtro ascendente e descendente, respectivamente.

Tabela 5.2 – Condições de realização dos experimentos de filtração direta ascendente.

Exp.	Data	Turbidez AB (uT)	Cor Ap. AB (uC)	Alcal. AB (mg/L de CaCO <sub>3</sub> )	pH AB	pH AC	Dose de Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> (mg/L)	TF (m/h)	CO
FA-1	06/09/22	5,55	45	30	7,3	7	5	5	1
FA-2	12/09/22	4,21	44	29	6,9	6,5	5	5	1
FA-3	26/09/22	4,28	42	29	7	6,5	6	5	2
FA-4	04/10/22	2,33	28	30	6,9	6,5	5	5	2
FA-5	08/11/22	2,04	23	30	6,9	6,3	6	5	1
FA-6	23/11/22	2,45	26	29	7,2	6,7	5	5	2
FA-7	12/01/23	2,54	33	29	7	6,6	5	5	2
FA-8	25/01/23	2,59	35	30	6,7	6,1	6	5	1
FA-9	01/02/23	2,04	26	30	7,7	7,1	6	5	1
FA-10	09/02/23	2,04	30	30	7,7	7,1	6	5	2

Legenda: Exp.: experimento; AB: água bruta; Cor Ap.: cor aparente; Alcal.: alcalinidade; AB: água bruta; AC: água coagulada; TF: taxa de filtração; CO: condição operacional.

Para fins comparativos, cada par de experimentos de filtração direta ascendente e descendente foi realizado em dias consecutivos (por exemplo, FD-1 e FA-1 realizados nos dias 05/09 e 06/09, respectivamente), com exceção dos experimentos FA-6 e FD-6, que foram executados nos dias 23/11 e 07/12, respectivamente.

Tabela 5.3 – Condições de realização dos experimentos de filtração direta descendente.

Exp.	Data	Turbidez AB (uT)	Cor Ap. AB (uC)	Alcal. AB (mg/L de CaCO <sub>3</sub> )	pH AB	pH AC	Dose de Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> (mg/L)	TF (m/h)	CO
<b>FD-1</b>	05/09/22	6,23	60	28	6,9	6,4	5	5	1
<b>FD-2</b>	13/09/22	4,72	52	29	7	6,5	5	5	1
<b>FD-3</b>	27/09/22	3,07	32	28	7,2	6,8	6	10,48	2
<b>FD-4</b>	05/10/22	3,08	32	29	6,9	6,3	5	10,48	2
<b>FD-5</b>	09/11/22	4,3	39	30	7,1	6,6	6	5	1
<b>FD-6</b>	07/12/22	4,49	36	30	7,1	6,5	6	10,48	2
<b>FD-7</b>	11/01/23	3,57	48	29	6,9	6,4	5	10,48	2
<b>FD-8</b>	26/01/23	2,3	25	30	7,2	6,7	5	5	1
<b>FD-9</b>	02/02/23	2,22	27	28	7,7	7	6	5	1
<b>FD-10</b>	08/02/23	2,97	24	30	7,5	7	6	10,48	2

Legenda: Exp.: experimento; Cor Ap.: cor aparente; Alcal.: alcalinidade; AB: água bruta; AC: água coagulada; TF: taxa de filtração; CO: condição operacional.

Como as faixas “ótimas” de dose de coagulante e de valores de pH foram definidas em Jar Test, antes da execução de cada experimento de filtração era realizado ensaio em teste de jarros para definição da dose de coagulante a ser adotada no experimento do dia. Com a água de estudo coletada no mesmo dia, eram testadas as doses 5, 6 e 7 mg/L de sulfato de alumínio, em pH natural da água. A dose de coagulante que promovia a maior remoção de turbidez era então adotada para o experimento de filtração daquele dia.

### 5.2.3 Comparação dos resultados da filtração direta ascendente e descendente

Para comparação do desempenho dos filtros ascendente e descendente foram avaliados os seguintes parâmetros: perda de carga, turbidez, cor aparente, coliformes totais, *E. coli* e, como indicadores dos oocistos de *Cryptosporidium*, esporos de bactérias aeróbias e microesferas fluorescentes com tamanho semelhante ao dos oocistos.

### 5.2.3.1 Perda de carga

A evolução da perda de carga nos experimentos de filtração ascendente está apresentada na Figura 5.3. Embora a perda de carga seja um dos fatores limitantes para duração da carreira de filtração em estações de tratamento de água (ETAs), neste trabalho isso não se constituiu em fator limitante, já que a duração da carreira de filtração foi pré-estabelecida em 8 horas, em função dos objetivos deste estudo.

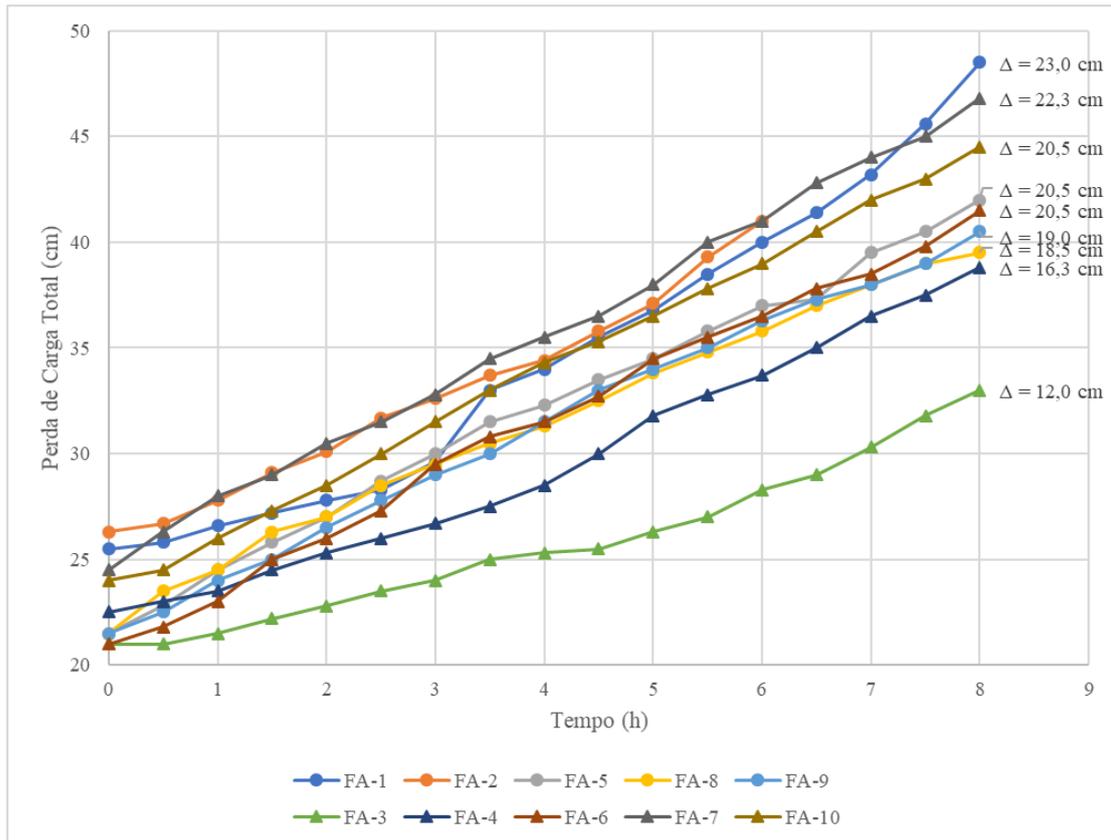


Figura 5.3 – Evolução da perda de carga total nos experimentos realizados no filtro ascendente (taxa de filtração = 5 m/h; “●”: condição operacional 1; “▲”: condição operacional 2).

Como pode ser observado na Figura 5.3, o desenvolvimento da perda de carga no filtro ascendente aconteceu, em geral, de forma lenta, não passando dos 50 cm em 8 horas de operação. A perda de carga inicial variou de 21 a 26,3 cm (23 cm, em média), variação esta que, apesar de estreita, pode estar relacionada com impurezas que não foram retiradas da camada suporte e/ou do meio filtrante com a lavagem executada após a realização de cada experimento.

Com relação ao experimento FA-3, em que perda de carga total ( $\Delta$ ) se apresentou em valor bem menor em relação aos demais experimentos (12 cm), é de se notar que a taxa de filtração foi inferior à taxa de filtração dos demais experimentos, o que foi ocasionado pela calibração deficiente do equipamento de bombeamento no dia do experimento.

A Figura 5.4 apresenta a perda de carga em cada subcamada do filtro ascendente, medida com base na diferença das leituras piezométricas entre cada tomada de pressão (por exemplo, Camada 1-2 representa a perda de carga entre as tomadas de pressão 1 e 2). As leituras da Camada P1-P2 à Camada P4-P5 representam a perda de carga na camada suporte, e as leituras da Camada P5-P6 à Camada P8-P9 representam a perda de carga no meio filtrante, do fundo para o topo (ver Figura 4.7).

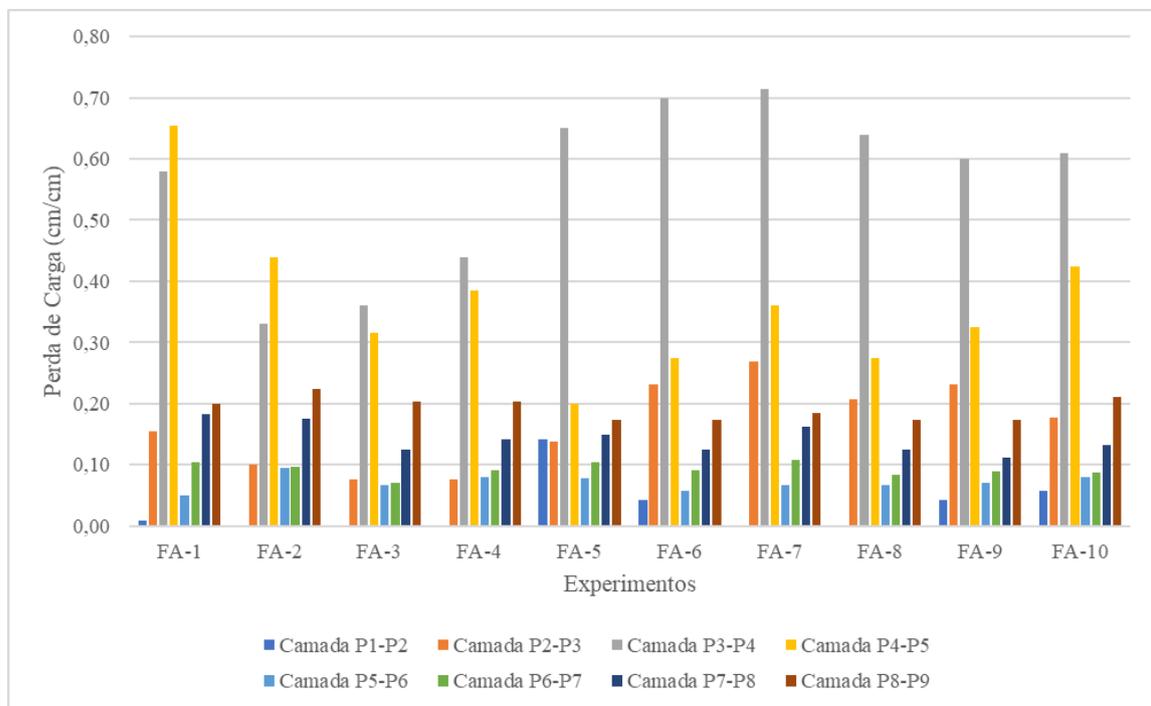


Figura 5.4 – Perda de carga em cada subcamada do filtro ascendente após 8 horas de filtração. Experimentos realizados na condição operacional 1: FA-1, FA-2, FA-5, FA-8 e FA-9. Experimentos realizados na condição operacional 2: FA-3, FA-4, FA-6, FA-7 e FA-10.

Quando analisadas as perdas de carga por subcamadas no filtro ascendente, é possível notar que os maiores valores de perda de carga estão na camada suporte do filtro, a saber as camadas P3-P4 e P4-P5, sendo que a camada P3-P4, penúltima da camada suporte de baixo para cima, apresentou perdas de carga maiores que as demais, especialmente após o experimento FA-5. Isso significa que essas subcamadas retiveram uma quantidade maior de impurezas que as outras, e mostra a grande importância da camada suporte no processo de

filtração e sua contribuição no prolongamento da duração da carreira de filtração. Comportamento similar foi observado por Nascimento (2009) e Méndez (2014), que operaram este filtro, com as mesmas configurações granulométricas, em seus estudos.

Apesar disso, observa-se que as camadas do meio filtrante (da camada P5-P6 à camada P8-P9) também retiveram parte significativa das impurezas, o que mostra que no processo de filtração houve predominância do efeito de profundidade, quando as partículas vão sendo retidas ao longo de toda a espessura do meio filtrante. Di Bernardo *et al.* (2003) consideraram essa característica como sendo uma das principais vantagens dos filtros de escoamento ascendente, visto que uma retenção de partículas bem distribuída ao longo do meio filtrante permite que a carreira de filtração seja mais longa.

A evolução da perda de carga nos experimentos de filtração direta descendente está apresentada na Figura 5.5.

De todos os experimentos no filtro descendente, somente os experimentos FD-8 e FD-9, realizados na condição operacional 1 (menor taxa de filtração, 5 m/h), alcançaram as 8 horas pré-estabelecidas no início dos experimentos, conforme apresentado na Figura 5.5. Nos demais experimentos de filtração descendente, o encerramento da carreira de filtração se deu por perda de carga, com exceção do experimento FD-2, que foi encerrado com 6 horas de duração por questões logísticas específicas do dia do experimento.

Os experimentos de filtração FD-1 e FD-5, também operados na condição operacional 1 (taxa de filtração = 5 m/h e vazão = 28,4 L/h), apresentaram carreiras de filtração com duração de 7 e 6 horas, respectivamente. A turbidez e a cor aparente da água bruta foram superiores nesses dias em relação aos demais experimentos com esta taxa de filtração, o que pode explicar o maior desenvolvimento da perda de carga. A turbidez da água bruta no dia do experimento FD-2 também foi maior com relação aos demais, e, ao analisar o desenvolvimento da perda de carga, percebeu-se que a tendência era que houvesse o encerramento antes das 8 horas de experimento, semelhante ao experimento FD-1.

Com relação aos experimentos realizados com a condição operacional 2 (taxa de filtração = 10,48 m/h e vazão = 59,41 L/h), as carreiras de filtração foram encerradas nos tempos de 3 e 3,5 horas, cerca de metade do tempo médio de encerramento dos experimentos realizados na condição operacional 1, o que faz sentido, visto que a taxa de filtração na condição operacional 2 é aproximadamente o dobro da taxa de filtração da condição operacional 1.

Na Figura 5.6 são apresentadas as perdas de carga total por intervalos de profundidade no filtro descendente, cuja camada identificada como ‘Camada P1-P2’ corresponde aos 5 cm mais superficiais do meio filtrante, ou seja, onde há o primeiro contato da água coagulada com a areia.

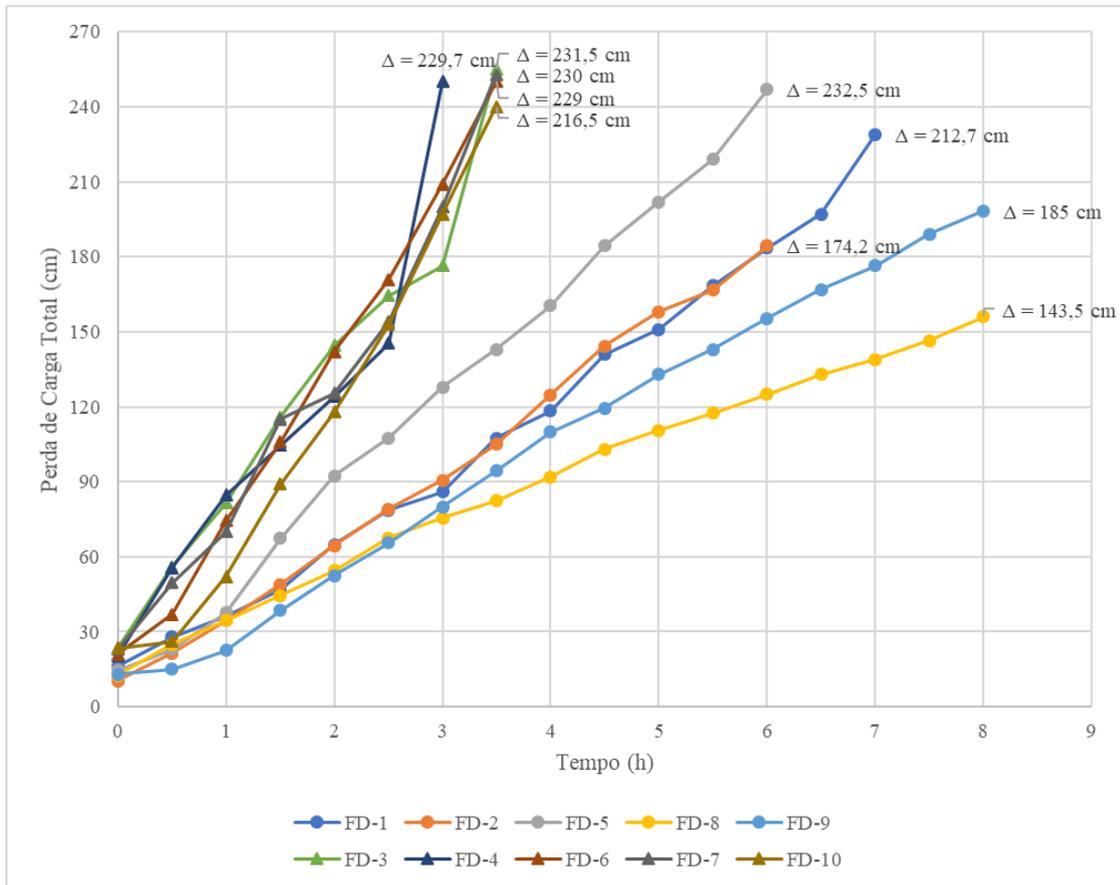


Figura 5.5 – Evolução da perda de carga total nos experimentos realizados no filtro descendente (taxa de filtração = 5 m/h para condição operacional 1, representada por “●”; e taxa de filtração = 10,48 m/h para condição operacional 2, representada por “▲”).

Ao observar a Figura 5.6 fica evidente que a maior perda de carga ocorreu nos primeiros 5 centímetros do meio filtrante (camada P1-P2, Ver Figura 5.6) em todos os experimentos de filtração descendente, o que significa que a maior parte das impurezas foram retidas nessa camada mais superficial de areia. Isso mostra que não houve ação de profundidade na filtração, o que, segundo Di Bernardo *et al.* (2003), pode acontecer com frequência na filtração direta descendente. Essa característica da filtração descendente em filtros de camada única consiste em uma das desvantagens desse tipo de filtração, uma vez que ao acumular impurezas nos primeiros centímetros do meio filtrante há encurtamento da carreira de filtração, sem aproveitamento da profundidade do meio filtrante.

Como era esperado, o experimento FD-2 apresentou menores perdas de carga nas camadas do filtro devido à menor duração do experimento de filtração com relação aos demais.

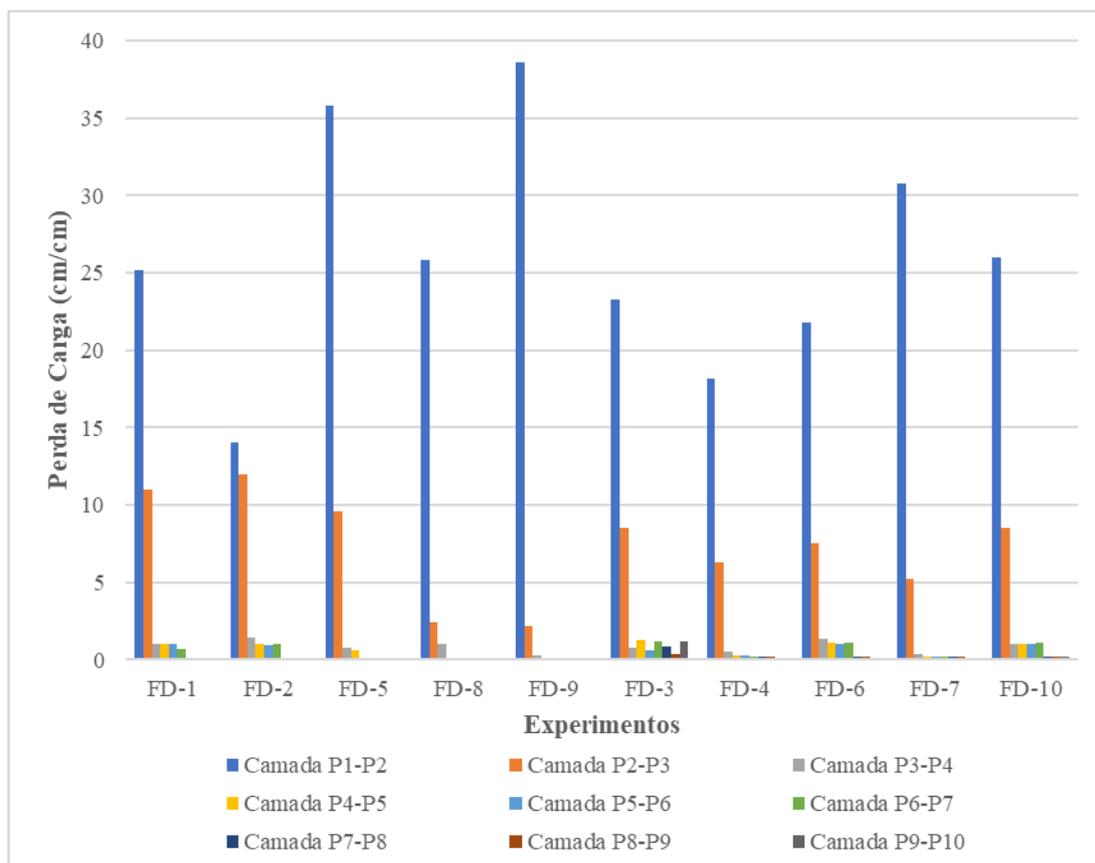


Figura 5.6 – Perda de carga em cada camada do filtro descendente. Experimentos realizados na condição operacional 1: FD-1, FD-2, FD-5, FD-8 e FD-9. Experimentos realizados na condição operacional 2: FD-3, FD-4, FD-6, FD-7 e FD-10.

Para melhor visualização e comparação das perdas de carga em cada experimento, a Figura 5.7 ilustra a perda de carga total média ( $N = 5$ ) nos experimentos realizados nos filtros ascendente e descendente, por condição operacional. Nota-se que o filtro ascendente apresentou um desenvolvimento da perda de carga consideravelmente menor quando comparado ao filtro descendente, o que permitiu carreiras de filtração mais longas e maior produção de água filtrada. Isso porque o processo de filtração ascendente se deu, predominantemente, pela ação de profundidade, conforme já apontado anteriormente. Importante mencionar que em nenhum dos experimentos a turbidez da água filtrada ultrapassou 0,5 uT, atendendo à legislação vigente de qualidade da água para consumo humano.

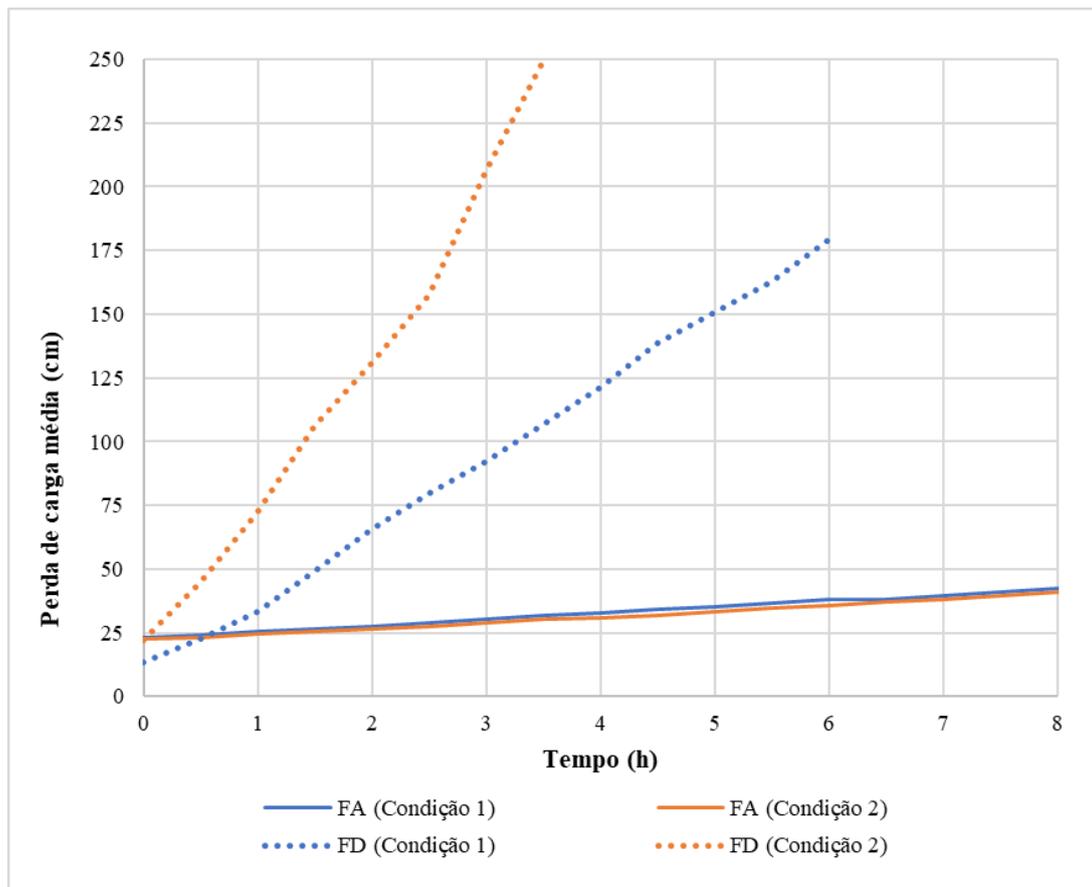


Figura 5.7 – Perda de carga total nos filtros (valores médios, n=5).

Legenda: FD: filtro descendente; FA: filtro ascendente. Condição 1: filtros operados com taxa de filtração de 5 m/h. Condição 2: filtros operados com vazão de 59,41 L/h (equivalente à taxa de filtração de 10,48 m/h no FD e de 5 m/h no FA).

Como esperado, o desenvolvimento da perda de carga nos experimentos realizados no filtro ascendente apresenta comportamento semelhante nas duas condições operacionais, visto que a taxa de filtração é a mesma para ambas neste filtro. A perda de carga total média no FA não ultrapassou os 50 cm. No filtro descendente, as carreiras de filtração executadas na condição 1 duraram 6 horas, em média, e as executadas na condição 2 duraram, em média, 3,5 horas, o que foi um comportamento esperado, já que a taxa de filtração na condição 2 (59,41 L/h) é pouco maior que o dobro da condição 1 (28,40 L/h).

#### 5.2.3.2 Turbidez e cor aparente

A turbidez e a cor aparente consistem em importantes parâmetros no monitoramento da qualidade da água para consumo humano, uma vez que, além de interferir em aspectos organolépticos, a presença de altos valores de turbidez pode estar associado a contaminação microbiológica, já que microrganismos podem estar aderidos à superfície das partículas, e os oocistos de protozoários por si só, são considerados partículas em suspensão.

A legislação que estabelece o padrão de potabilidade da água para consumo humano, Portaria nº 888/2021 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2021), preconiza que a turbidez da água na saída do filtro deve ser de 0,5 uT em 95% das amostras para a filtração rápida.

A turbidez e a cor aparente foram monitoradas de 30 e 30 minutos, tanto na saída do filtro como antes da coagulação (água bruta). Os valores médios desses parâmetros, além das eficiências de remoção em cada experimento, estão apresentados nas Tabelas 5.4 e 5.5. A água de estudo, do lago Paranoá, apresentou baixa turbidez durante o período em que foram realizados os experimentos, com valor médio de 3,4 uT, e cor aparente mediana, de 33,5 uC, em média.

Nas Tabelas 5.4 e 5.5 é possível notar que em todos os experimentos a turbidez e a cor aparente residuais estiveram abaixo do preconizado no padrão de potabilidade da água. A turbidez média da água filtrada esteve sempre abaixo de 0,4 uT e a cor aparente residual média esteve sempre abaixo de 4,4 uC. Esses resultados se assemelham aos apresentados por Fagundes (2006), Fernandes (2007), Nascimento (2009) e Méndez (2014), que também utilizaram em seus estudos sobre filtração direta água bruta do lago Paranoá, sendo que os dois primeiros autores operaram filtros piloto descendentes e os dois últimos, filtros pilotos ascendentes.

Tabela 5.4 – Valores médios da turbidez e da cor aparente e eficiências de remoção nos experimentos realizados no filtro ascendente.

<b>Experimento</b>	<b>CO</b>	<b>Turbidez AB (uT)</b>	<b>Turbidez AF (uT)</b>	<b>Remoção de Turbidez (log)</b>	<b>Cor Ap. AB (uC)</b>	<b>Cor Ap. AF (uC)</b>	<b>Remoção da Cor Ap.(log)</b>
<i>FA-1</i>	1	5,55	0,23	1,38	45	4,25	1,02
<i>FA-2</i>	1	4,21	0,16	1,42	44	2,83	1,19
<i>FA-3</i>	2	4,28	0,16	1,43	43	4,35	0,99
<i>FA-4</i>	2	2,33	0,17	1,14	28	4,00	0,85
<i>FA-5</i>	1	2,04	0,31	0,82	23	2,88	0,90
<i>FA-6</i>	2	2,45	0,21	1,07	26	3,18	0,91
<i>FA-7</i>	2	2,54	0,29	0,94	29	2,47	1,07
<i>FA-8</i>	1	2,59	0,17	1,18	26	1,94	1,13
<i>FA-9</i>	1	2,04	0,26	0,89	25	3,41	0,87
<i>FA-10</i>	2	2,04	0,30	0,83	25	3,59	0,84

Legenda: CO: condição operacional; AB: água bruta; AF: água filtrada; Cor ap.: cor aparente.

Tabela 5.5 - Valores médios da turbidez e da cor aparente e eficiências de remoção nos experimentos realizados no filtro descendente.

Experimento	CO	Turbidez AB (uT)	Turbidez AF (uT)	Remoção da Turbidez (log)	Cor Ap. AB (uC)	Cor Ap. AF (uC)	Remoção da Cor Ap.(log)
<i>FD-1</i>	1	6,23	0,27	1,36	60	3,07	1,29
<i>FD-2</i>	1	4,72	0,31	1,18	52	3,75	1,14
<i>FD-3</i>	2	3,07	0,17	1,26	32	2,75	1,07
<i>FD-4</i>	2	3,08	0,19	1,21	32	2,83	1,05
<i>FD-5</i>	1	4,30	0,18	1,38	39	3,08	1,10
<i>FD-6</i>	2	4,49	0,20	1,35	36	1,33	1,43
<i>FD-7</i>	2	3,57	0,28	1,11	33	2,2	1,18
<i>FD-8</i>	1	2,30	0,24	0,98	24	1,94	1,09
<i>FD-9</i>	1	2,22	0,28	0,90	27	2,53	1,03
<i>FD-10</i>	2	2,97	0,32	0,97	28	3,00	0,97

Legenda: CO: condição operacional; AB: água bruta; AF: água filtrada; Cor ap.: cor aparente.

Outros autores que trabalharam com filtração direta em água de estudo com baixos valores de turbidez e coagulante à base de alumínio relataram resultados de turbidez na água filtrada semelhantes aos obtidos neste estudo. Zouboulis *et al.* (2007) relataram turbidez na faixa de 0,1 – 0,3 uT na água filtrada, utilizando doses de 0,4 – 0,5 mg Al/L e valores de pH 7 – 7,3. Santos *et al.* (2007), trabalhando com águas naturais com turbidez média de 7 uT, relataram valores sempre abaixo de 0,50 uT para água filtrada, quando adotadas doses aproximadas de 8 mg/L de sulfato de alumínio. Barkay-Arbel *et al.* (2012), utilizando doses de 3,0 – 5,0 mg/L de sulfato de alumínio hidratado, com o auxílio de uma etapa de pré-oxidação, para tratar água bruta com turbidez média de 1,0 – 3,0 uT, relataram resultados de turbidez da água filtrada abaixo de 0,2 uT.

Para comparar os desempenhos dos filtros na remoção de turbidez e cor aparente, a Tabela 5.6 apresenta as eficiências de remoção médias de cada filtro. Essas eficiências de remoção foram obtidas calculando a média dos valores de turbidez da água bruta e tratada em cada experimento, e depois calculando a média geral das médias encontradas em cada experimento.

Ao observar a Tabela 5.6 é possível notar que, em valores médios absolutos, o filtro descendente apresentou eficiência de remoção levemente superior ao filtro ascendente. A eficiência de remoção no filtro descendente foi de 1,17 e 1,14 log para turbidez e cor aparente, respectivamente; e no filtro ascendente foi de 1,11 e 0,98 log para turbidez e cor

aparente, respectivamente. Esta tendência se manteve quando foram levadas em conta a condição operacional.

Tabela 5.6 – Eficiência de remoção média de turbidez e de cor aparente (em log) nos filtros ascendente e descendente, por condição operacional, e geral.

PARÂMETRO	CO 1 (n=5)		CO2 (n=5)		GERAL (n=10)	
	FA	FD	FA	FD	FA	FD
<b>Turbidez</b>	1,14	1,16	1,08	1,18	1,11	1,17
<b>Cor Aparente</b>	1,02	1,13	0,93	1,14	0,98	1,14

Legenda: CO1: Condição operacional 1 – filtros operados com taxa de filtração de 5 m/h. CO2: Condição operacional 2 – filtros operados com vazão de 59,41 L/h (equivalente à taxa de filtração de 10,48 m/h no FD e de 5 m/h no FA).

Para melhor visualização das nuances nas diferenças da turbidez obtida na água filtrada em cada experimento de filtração, a Figura 5.8 apresenta em gráficos *boxplot* a estatística descritiva dos resultados de turbidez da água filtrada. Nota-se que, apesar de apresentar valores absolutos inferiores de eficiência de remoção, o filtro ascendente apresentou estabilidade ligeiramente superior nos resultados de turbidez residual, em que 100% das amostras resultaram em turbidez menor que 0,3 uT e, destes, mais de 75% das amostras apresentaram turbidez inferior a 0,25 uT, como apontam os limites superiores dos retângulos que formam o gráfico representativo da turbidez residual no filtro ascendente. Ainda assim, nenhuma média de turbidez residual do filtro descendente ultrapassou 0,33 uT.

Ao submeter o conjunto de dados de turbidez da água filtrada ao teste não paramétrico de Mann-Whitney, com nível de confiança de 95%, verificou-se que os dados não apresentam diferenças estatisticamente significativas, conforme apresentado na Tabela 5.7. Ou seja, filtros ascendente e descendente não apresentaram eficiência de remoção estatisticamente diferentes na remoção de turbidez, considerando as condições operacionais ou não. As eficiências de remoção de cor aparente seguiram a mesma tendência, com exceção da eficiência geral, em que o p-valor foi menor que 0,05, indicando que a diferença entre a eficiência de remoção de cor aparente entre o filtro ascendente e descendente foi, sim, estatisticamente significativa.

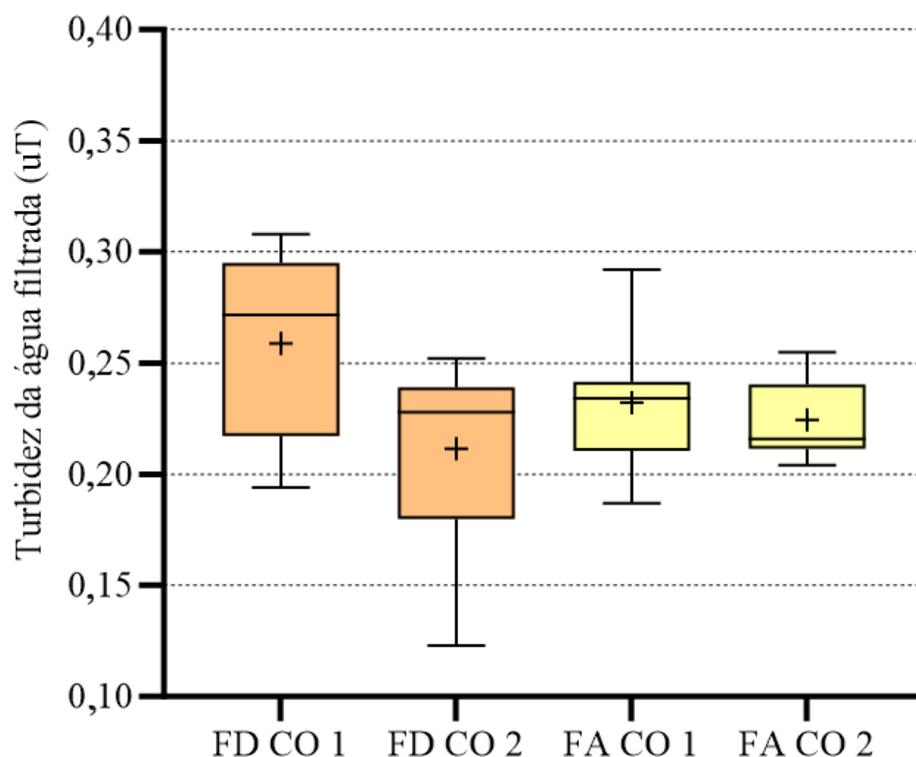


Figura 5.8 - Turbidez da água filtrada no filtro ascendente e no filtro descendente em cada condição operacional.

Legenda: Condição 1 (CO 1): filtros operados com taxa de filtração de 5 m/h. Condição 2 (CO 2): filtros operados com vazão de 59,41 L/h (equivalente à taxa de filtração de 10,48 m/h no FD e de 5 m/h no FA).

Tabela 5.7 – Teste de Mann-Whitney, com nível de confiança de 95%, para comparação das eficiências de remoção de turbidez e cor aparente nos filtros ascendente e descendente, por condição operacional, e geral.

PARÂMETRO	CO 1 (n=5)	CO2 (n=5)	GERAL (n=10)
	p-valor	p-valor	p-valor
<b>Turbidez</b>	0,9524	0,4206	0,5661
<b>Cor Aparente</b>	0,3095	0,0635	<b>0,0197</b>

Legenda: Condição 1 (CO 1): filtros operados com taxa de filtração de 5 m/h. Condição 2 (CO 2): filtros operados com vazão de 59,41 L/h (equivalente à taxa de filtração de 10,48 m/h no FD e de 5 m/h no FA).

Esses resultados seguem a tendência apontada por Teixeira *et al.* (2005) que, ao compararem dois filtros idênticos, um operado em escoamento ascendente e outro em escoamento descendente, tratando uma água bruta de baixa turbidez, mostraram que a filtração direta ascendente e a filtração direta descendente não produziram resultados de turbidez residual considerados estatisticamente semelhantes, para diferentes taxas de filtração testadas.

### 5.2.3.3 Coliformes totais e *Escherichia coli* (*E. coli*)

Os resultados do monitoramento de coliformes totais e de *E. coli* estão apresentados nas Tabelas 5.8 e 5.9 para os filtros ascendente e descendente, respectivamente. O número mais provável de coliformes totais em 100 mL de água bruta variou de aproximadamente  $3,7 \times 10^3$  a  $7,8 \times 10^4$ , e de *E. coli*. variou de 11 a  $1,1 \times 10^4$ .

Em alguns experimentos pode ser observado NMP maior de coliformes totais no período de operação estável com relação ao período de amadurecimento, o que seria, a princípio inesperado. Porém, ao comparar os dados, usando do teste de Wilcoxon para amostras pareadas (nível de confiança de 95%), tanto para o filtro ascendente quanto para o descendente, verificou-se que as diferenças de eficiência de remoção obtidas no período de amadurecimento não foram estatisticamente significativas comparadas às eficiências obtidas no período de operação estável (Tabela 5.10). Um p-valor menor que 0,05 indica que os dados são estatisticamente significativos, e um p-valor maior ou igual a 0,05 indica o contrário.

Tabela 5.8 – Concentração de coliformes totais e *E. coli* (NMP/100mL) na água bruta e na água filtrada, no filtro ascendente.

Experimento	CO	Coliformes totais (NMP/100 mL)			<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)		
		AB	AFA	AFF	AB	AFA	AFF
<i>FA-1</i>	1	$4,08 \times 10^4$	$6,48 \times 10^2$	$4,88 \times 10^2$	$9,15 \times 10^3$	$0,34 \times 10^2$	$0,16 \times 10^2$
<i>FA-2</i>	1	$5,23 \times 10^4$	$5,17 \times 10^2$	$1,12 \times 10^3$	-	-	-
<i>FA-3</i>	2	$3,70 \times 10^3$	$5,17 \times 10^2$	$1,86 \times 10^2$	$0,15 \times 10^2$	$0,02 \times 10^2$	ND
<i>FA-4</i>	2	$8,93 \times 10^3$	$1,49 \times 10^2$	$2,18 \times 10^2$	$0,18 \times 10^2$	$0,02 \times 10^2$	ND
<i>FA-5</i>	1	$1,72 \times 10^4$	$2,24 \times 10^2$	$1,16 \times 10^2$	$1,14 \times 10^3$	$0,28 \times 10^2$	$0,17 \times 10^2$
<i>FA-6</i>	2	$8,08 \times 10^3$	$5,47 \times 10^2$	$1,85 \times 10^2$	$0,56 \times 10^2$	$0,03 \times 10^2$	$0,01 \times 10^2$
<i>FA-7</i>	2	$2,31 \times 10^4$	$0,73 \times 10^2$	$0,52 \times 10^2$	$2,82 \times 10^3$	$0,03 \times 10^2$	$0,04 \times 10^2$
<i>FA-8</i>	1	$4,42 \times 10^3$	$4,88 \times 10^2$	$0,76 \times 10^2$	$0,11 \times 10^2$	ND	ND
<i>FA-9</i>	1	$1,83 \times 10^4$	$3,42 \times 10^2$	$0,47 \times 10^2$	$9,59 \times 10^3$	$0,08 \times 10^2$	$0,07 \times 10^2$
<i>FA-10</i>	2	$5,23 \times 10^4$	$1,84 \times 10^2$	$1,10 \times 10^2$	$1,07 \times 10^4$	$0,50 \times 10^2$	$0,36 \times 10^2$

Legenda: CO: condição experimental; NMP: número mais provável; AB: água bruta; AFA: água filtrada no período de amadurecimento (40 min após o início da operação); AFF: água filtrada no período de operação estável filtro (6 horas após o início da operação); ND: não detectado.

Tabela 5.9 – Concentração de coliformes totais e *E. coli* (NMP/100mL) na água bruta e na água filtrada, no filtro descendente.

Experimento	<i>Coliformes totais</i> (NMP/100 mL)				<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)		
	CO	AB	AFA	AFF	AB	AFA	AFF
<i>FD-1</i>	1	7,77x10 <sup>4</sup>	5,47x10 <sup>2</sup>	3,87x10 <sup>2</sup>	3,08x10 <sup>2</sup>	ND	0,01x10 <sup>2</sup>
<i>FD-2</i>	1	4,54x10 <sup>4</sup>	4,88x10 <sup>2</sup>	1,29x10 <sup>2</sup>	-	-	-
<i>FD-3</i>	2	6,48x10 <sup>3</sup>	1,19x10 <sup>2</sup>	1,51x10 <sup>2</sup>	9,21x10 <sup>2</sup>	0,12x10 <sup>2</sup>	0,09x10 <sup>2</sup>
<i>FD-4</i>	2	1,83x10 <sup>4</sup>	2,72x10 <sup>2</sup>	7,27x10 <sup>2</sup>	1,30x10 <sup>3</sup>	0,29x10 <sup>2</sup>	0,56x10 <sup>2</sup>
<i>FD-5</i>	1	1,54x10 <sup>4</sup>	2,01x10 <sup>2</sup>	1,31x10 <sup>2</sup>	1,99x10 <sup>3</sup>	0,31x10 <sup>2</sup>	0,12x10 <sup>2</sup>
<i>FD-6</i>	2	4,67x10 <sup>3</sup>	0,73x10 <sup>2</sup>	1,52x10 <sup>2</sup>	3,87x10 <sup>2</sup>	0,07x10 <sup>2</sup>	0,11x10 <sup>2</sup>
<i>FD-7</i>	2	1,09x10 <sup>4</sup>	0,06x10 <sup>2</sup>	0,06x10 <sup>2</sup>	0,39x10 <sup>2</sup>	ND	ND
<i>FD-8</i>	1	9,68x10 <sup>3</sup>	0,09x10 <sup>2</sup>	0,12x10 <sup>2</sup>	2,60x10 <sup>2</sup>	0,01x10 <sup>2</sup>	0,01x10 <sup>2</sup>
<i>FD-9</i>	1	8,93x10 <sup>3</sup>	0,79x10 <sup>2</sup>	0,18x10 <sup>2</sup>	1,78x10 <sup>2</sup>	0,08x10 <sup>2</sup>	0,02x10 <sup>2</sup>
<i>FD-10</i>	2	7,77x10 <sup>4</sup>	0,99x10 <sup>2</sup>	0,69x10 <sup>2</sup>	5,07x10 <sup>3</sup>	0,15x10 <sup>2</sup>	0,20x10 <sup>2</sup>

Legenda: NMP: número mais provável; AB: água bruta; AFA: água filtrada no período de amadurecimento (40 min após o início da operação); AFF: água filtrada no período de operação estável filtro (6 horas após o início da operação); ND: não detectado.

Tabela 5.10 – Teste de Wilcoxon, com nível de confiança de 95%, para comparação das eficiências de remoção de coliformes totais nos períodos de amadurecimento e operação estável dos filtros ascendente e descendente.

	Filtro Ascendente	Filtro Descendente
<i>p-valor</i>	0,0645	0,7148

Para comparar as eficiências dos dois filtros, a Tabela 5.11 apresenta as eficiências médias de remoção de coliformes totais nos filtros ascendente e descendente, tanto levando em consideração as condições operacionais quanto independentemente delas.

Nota-se, ao observar a Tabela 5.11, que os valores médios da eficiência de remoção no período de operação estável foram sempre maiores que o do período de amadurecimento, o que mostra o desempenho inferior do filtro na primeira hora de operação, conforme já relatado e amplamente discutido por outros autores.

Tabela 5.11 – Eficiência média de remoção (em log) de coliformes totais nos filtros ascendente e descendente, por condição operacional e geral.

PERÍODO	CO 1 (n=5)		CO 2 (n=5)		GERAL (n=10)	
	FA	FD	FA	FD	FA	FD
<i>Amadurecimento</i>	1,67	2,23	1,97	2,30	1,71	2,27
<i>Período Estável</i>	2,02	2,51	2,14	2,16	2,00	2,33

Legenda: CO: condição experimental; Condição 1: filtros operados com a mesma taxa de filtração, de 5 m/h; Condição 2: filtros operados com a mesma vazão, de 59,41 L/h (equivalente à taxa de filtração de 10,48 m/h no FD e de 5 m/h no FA); FA: filtro ascendente, FD: filtro descendente.

Nota-se, ainda, que o filtro descendente apresentou, em valores absolutos, eficiência de remoção superior quando comparado ao filtro ascendente, sendo 2,33 e 2,00 log, respectivamente. Essa tendência se repetiu quando consideradas as condições operacionais. Apesar disso, quando submetidos ao teste de Mann-Whitney, verificou-se que as diferenças entre os dois filtros não foram consideradas estatisticamente significativas, conforme pode ser observado na Tabela 5.12.

Os dados de remoção de *E. coli* não foram comparados porque considerou-se haver um número insuficiente de dados para gerar resultados confiáveis.

Tabela 5.12 – Teste de Mann-Whitney, com nível de confiança de 95%, para comparação das eficiências de remoção de coliformes totais nos filtros ascendente e descendente, por condição operacional, e geral.

PARÂMETRO	CO 1 (n=5)	CO2 (n=5)	GERAL (n=10)
	p-valor	p-valor	p-valor
<i>Período Estável</i>	0,0952	0,8413	0,3150

Legenda: CO: condição experimental; CO 1: filtros operados com a mesma taxa de filtração, de 5 m/h; CO 2: filtros operados com a mesma vazão, de 59,41 L/h (taxa de filtração de 10,48 m/h no FD e de 5 m/h no FA).

#### 5.2.3.4 Esporos de bactérias aeróbias (EBA)

As Tabelas 5.13 e 5.14 apresentam os dados do monitoramento de EBA e as eficiências de remoção obtidas em cada experimento realizado no filtro ascendente e descendente, respectivamente.

Tabela 5.13 – Concentração de EBA (UFC/100mL) na água bruta e na água filtrada, e eficiência de remoção, no filtro ascendente.

Experimento	UFC/100 mL				Remoção (log)	
	CO	AB	AFA	AFF	AFA	AFF
<i>FA-1</i>	1	3,11x10 <sup>2</sup>	186	93	0,22	0,52
<i>FA-2</i>	1	1,60x10 <sup>3</sup>	154	58	1,02	1,44
<i>FA-3</i>	2	2,60x10 <sup>3</sup>	221	164	1,07	1,2
<i>FA-4</i>	2	1,00x10 <sup>3</sup>	152	61	0,82	1,21
<i>FA-5</i>	1	8,87x10 <sup>2</sup>	21,3	13,6	1,61	1,81
<i>FA-6</i>	2	1,01x10 <sup>3</sup>	60	13	1,22	1,89
<i>FA-7</i>	2	1,96x10 <sup>3</sup>	22	8	1,95	2,38
<i>FA-8</i>	1	1,77x10 <sup>3</sup>	5,3	5,3	2,52	2,52
<i>FA-9</i>	1	1,42x10 <sup>3</sup>	4,67	5	2,48	2,45
<i>FA-10</i>	2	1,27x10 <sup>3</sup>	12,67	7	2	2,26

Legenda: CO: condição operacional; UFC: unidade formadora de colônia; AB: água bruta; AFA: água filtrada coletada durante o período de amadurecimento do filtro (40 min após o início da operação); AFF: água filtrada coletada durante o período de operação estável do filtro (6 horas após o início da operação).

Tabela 5.14 – Concentração de EBA (UFC/100mL) na água bruta e filtrada, e eficiência de remoção, no filtro descendente.

Experimento	UFC/100 mL				Remoção (log)	
	CO	AB	AFA	AFF	AFA	AFF
<i>FD-1</i>	1	1,61x10 <sup>3</sup>	11	7	2,17	2,36
<i>FD-2</i>	1	1,70x10 <sup>3</sup>	26	26	1,82	1,82
<i>FD-3</i>	2	1,03x10 <sup>3</sup>	16	9	1,27	1,52
<i>FD-4</i>	2	7,00x10 <sup>2</sup>	13	33	1,73	1,33
<i>FD-5</i>	1	1,13x10 <sup>3</sup>	10	3	2,05	2,57
<i>FD-6</i>	2	9,60x10 <sup>2</sup>	9,3	17,3	2,53	2,26
<i>FD-7</i>	2	5,52x10 <sup>3</sup>	2,3	0,67	3,37	3,97
<i>FD-8</i>	1	9,03x10 <sup>2</sup>	0,33	0,67	3,43	3,13
<i>FD-9</i>	1	9,05x10 <sup>2</sup>	29,67	2	1,48	2,66
<i>FD-10</i>	2	7,35x10 <sup>2</sup>	2,67	1	2,44	2,87

Legenda: CO: condição operacional; UFC: unidade formadora de colônia; AB: água bruta; AFA: água filtrada coletada durante o período de amadurecimento do filtro (40 min após o início da operação); AFF: água filtrada coletada durante o período de operação estável do filtro (6 horas após o início da operação para a condição operacional 1 e ao final dos experimentos na condição operacional 2).

O número de unidades formadoras de colônia de esporos de bactérias aeróbias (EBA) quantificadas na água bruta variou amplamente, de  $3,11 \times 10^2$  a  $5,52 \times 10^3$  UFC/100 mL. No entanto, a maioria das amostras apresentou valores na ordem de grandeza de  $10^3/100$  mL. Essa quantificação de EBA está em acordo com o valor médio relatado Nieminski *et al.* (2000), de  $1,82 \times 10^3$  UFC/100 mL, em amostras ambientais de diferentes regiões dos Estados Unidos. Outros autores como Rice *et al.* (1995), Dugan *et al.* (2001) e Oliveira *et al.* (2018) reportaram concentrações da mesma ordem de grandeza. A eficiência de remoção de EBA também variou amplamente, de 0,52 a 2,52 log no filtro ascendente, e de 1,33 a 3,97 log no filtro descendente (Tabelas 5.13 e 5.14).

A eficiência média de remoção de EBA nos filtros ascendente e descendente é apresentada na Tabela 5.15. É importante salientar que para o cálculo da média aritmética, o experimento FA-1 (que apresentou 0,52 log de remoção de EBA) não foi considerado, visto que os resultados gerados a partir deste experimento foram considerados como *outliers*.

Tabela 5.15 - Eficiência média de remoção (em log) de esporos de bactérias aeróbias nos filtros ascendente e descendente, por condição operacional e geral.

PERÍODO	CO 1 (FA - n=4; FD - n = 5)		CO 2 (n=5)		GERAL (n=9)	
	FA	FD	FA	FD	FA	FD
<i>Amadurecimento</i>	1,91	2,19	1,41	2,27	1,63	2,23
<i>Período Estável</i>	2,06	2,51	1,79	2,39	1,91	2,45
<i>Amad. + Estável</i>	1,98	2,35	1,60	2,33	1,77	2,34

Legenda: CO: condição experimental; CO 1: filtros operados com a mesma taxa de filtração, de 5 m/h; CO 2: filtros operados com a mesma vazão, de 59,41 L/h (taxa de filtração de 10,48 m/h no FD e de 5 m/h no FA).

No geral, o filtro descendente apresentou eficiência média de remoção de EBA de 2,45 log no período de operação estável, enquanto o filtro ascendente alcançou eficiência média de 1,91 log. Em valores médios absolutos, o filtro descendente manteve desempenho superior ao do filtro ascendente, mesmo quando operado com o dobro da taxa de filtração do filtro ascendente. O mesmo ocorreu para o período de amadurecimento.

Eficiências médias de remoção de EBA em faixas similares às obtidas neste estudo foram registradas por outros autores: Dugan *et al.* (2001), que ao operarem uma estação em escala piloto simulando o tratamento em ciclo completo, encontraram eficiência de remoção de 0,73 a 3,4 log somente nos filtros, com média de 2,0 log. Rice *et al.* (1996); Oliveira *et al.* (2018), a partir do monitoramento de estações em escala real, registraram, em filtros

descendentes, eficiências de remoção de EBA de 1,69-2,57 e de 1,71 log, respectivamente. Não foi encontrado estudo que analisasse a remoção de esporos de bactérias aeróbias em filtro de escoamento ascendente, para fins de comparação.

Para melhor comparação e análise, a Figura 5.9 apresenta, em gráfico *boxplot*, as eficiências de remoção de EBA para os filtros ascendente e descendente, por condição operacional. Nota-se que, apesar do filtro ascendente apresentar menores eficiências de remoção (em valores medianos) tanto na condição 1 quanto na condição 2, esses valores estão próximos, variando em faixa pouco maior que 0,5 log. A proximidade das eficiências de remoção pode ser confirmada na Figura 5.10, em que são comparadas as eficiências de remoção para os filtros ascendente e descendente, sem levar em consideração a condição operacional.

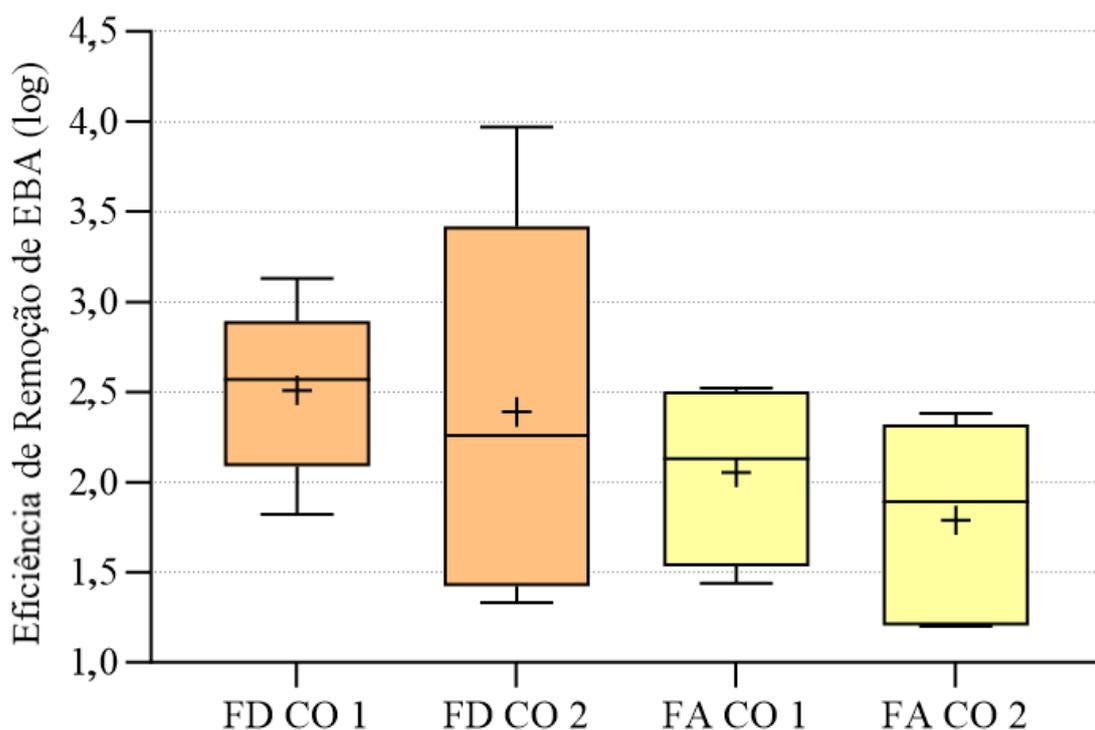


Figura 5.9 – Eficiências de remoção (log) de EBA no filtro ascendente (FA) e no filtro descendente (FD), por condição operacional.

Legenda: CO: condição experimental; CO 1: filtros operados com a mesma taxa de filtração, de 5 m/h; CO 2: filtros operados com a mesma vazão, de 59,41 L/h (taxa de filtração de 10,48 m/h no FD e de 5 m/h no FA).

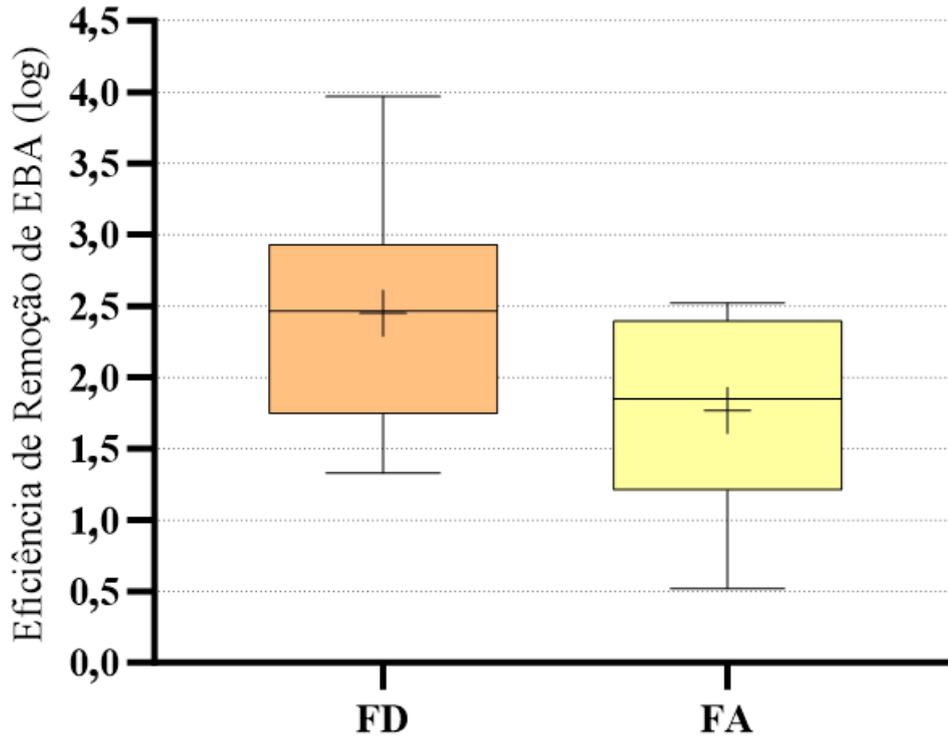


Figura 5.10 – Eficiência de remoção (log) de EBA no filtro ascendente (FA) e no filtro descendente (FD), independente da condição operacional.

Ao comparar os dados de eficiência de remoção para os FA e FD (teste de Mann-Whitney com 95% de confiança – Tabela 5.16), as diferenças entre um filtro e outro não foram estatisticamente significativas tanto para o período de amadurecimento quanto para o período de operação estável, o que confirma a tendência de proximidade das eficiências apresentada nos gráficos *boxplot*.

Porém, se forem agregados os resultados do período de amadurecimento com os dados do período de operação estável na condição operacional 1 (filtros operados com mesma taxa de filtração) e compará-los aos dados agregados na condição operacional 2 (filtros operados com mesma vazão – taxas de filtração diferentes), essas tendências mudam. As eficiências de remoção para a condição 1 continuam sendo estatisticamente semelhantes, mas para a condição 2, os dados indicam que houve, sim, diferença estatisticamente significativa entre o filtro ascendente e descendente na remoção de EBA. Essa diferença deve-se, muito provavelmente, ao fato de que na condição operacional 2 os filtros ascendente e descendente operam em taxas de filtração diferentes, sendo 5 m/h e 10,48 m/h, respectivamente, o que não acontece na condição 1. Uma maior taxa de filtração faz com que a vazão nos interstícios

do meio filtrante aumente, podendo acelerar o processo de desprendimento das partículas/impurezas.

Tabela 5.16 - Teste de Mann-Whitney, com nível de confiança de 95%, para comparação das eficiências de remoção de esporos de bactérias aeróbias nos filtros ascendente e descendente, por condição operacional, e geral.

PARÂMETRO	CO 1 (FA n=4; FD n = 5)	CO2 (n=5)	GERAL (n=9)
	p-valor	p-valor	p-valor
<i>Amadurecimento</i>	0,5476	0,0952	0,0524
<i>Período Estável</i>	0,1905	0,3413	0,0992
<i>Amad. + Estável</i>	0,2271	<b>0,0304</b>	<b>0,0192</b>

Legenda: CO: condição experimental; CO 1: filtros operados com a mesma taxa de filtração, de 5 m/h; CO 2: filtros operados com a mesma vazão, de 59,41 L/h (taxa de filtração de 10,48 m/h no FD e de 5 m/h no FA).

Os filtros apresentaram, em geral, eficiências de remoção no período de amadurecimento inferiores às eficiências de remoção no período de operação estável, o que era esperado, de acordo com a literatura. No entanto, ao se comparar os dados de log de remoção do período de amadurecimento com o de operação estável por meio do teste de Wilcoxon, que testa dados pareados (Tabela 5.17), as diferenças não foram estatisticamente significativas no filtro descendente (p-valor = 0,2500), mas foram, sim, no filtro ascendente (p-valor = 0,0156).

Tabela 5.17 – Teste de Wilcoxon, com nível de confiança de 95%, para comparação das eficiências de remoção de esporos de bactérias aeróbias nos períodos de amadurecimento e operação estável dos filtros ascendente e descendente.

	Filtro Ascendente	Filtro Descendente
<b>p-valor</b>	<b>0,0156</b>	0,2500

Os resultados do teste de Wilcoxon apontam que, nos experimentos realizados neste estudo, o período de amadurecimento representou, de fato, um período de maior vulnerabilidade na remoção de EBA para os experimentos de filtração direta ascendente, tendência apontada também por Nascimento (2009) em relação à remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

No geral, é importante salientar que a remoção de EBA nos filtros, na maioria dos casos, apresentou valores médios abaixo do valor de referência de 2,5 log indicado na Portaria 888/2021 do Ministério da Saúde. No contexto desta Portaria, a eficiência de remoção de

EBA de pelo menos 2,5 log (99,7%) na saída do filtro (seja por tratamento por filtração direta ou por ciclo completo), em conjunto com o valor de turbidez da água filtrada de até 0,5 uT, sinaliza uma remoção segura de oocistos de *Cryptosporidium*.

Quando a turbidez da água filtrada é inferior ou igual a 0,3 uT, a *Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule* (LT2ESWTR), da Agência Ambiental Americana (USEPA, 2006), atribui ao tratamento convencional com filtração rápida e ao tratamento por filtração direta a capacidade de remoção de 3 e 2,5 log de oocistos de *Cryptosporidium*, respectivamente; e, caso a água bruta apresente menos do que 0,0075 oocistos/L, nenhum tratamento adicional visando a remoção/inativação de oocistos de *Cryptosporidium* é necessário. Nessas condições, considerando que a remoção de EBA é indicador conservador da remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, é razoável a hipótese de que o valor de remoção de EBA como indicador da remoção de oocistos na filtração direta poderia ser inferior a 2,5 log.

Entretanto, na legislação brasileira, a aplicação da remoção de EBA como indicador de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, como exposto anteriormente, tem como referencial o valor de 0,5 uT de turbidez na água filtrada. Dessa forma, faz-se necessário a realização de mais estudos para avaliar qual seria o valor de remoção de EBA que indicaria uma remoção segura de oocistos de *Cryptosporidium*, considerando diferentes valores de turbidez na água filtrada.

#### 5.2.3.5 Microesferas fluorescentes

Além da utilização dos esporos de bactérias aeróbias como indicador da remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, em alguns experimentos, foram adicionadas à água de estudo microesferas fluorescentes de poliestireno. O uso das microesferas como indicadores de oocistos é reconhecido e tem sido utilizado em estudos em há mais de uma década.

Ao todo, foram utilizadas microesferas em 8 experimentos, dos 20 realizados. As microesferas foram adicionadas nos reservatórios de água bruta antes do início de cada experimento de filtração, e então homogeneizadas por cerca de 10 minutos. Ao início de cada experimento de filtração, uma alíquota de 200 mL era coletada para determinar a concentração de microesferas na água de estudo. Para água filtrada, era coletada uma amostra referente ao período de amadurecimento (após 40 minutos do início da operação), e

outra referente ao período de operação estável (após 6 horas do início da operação para a maioria dos experimentos, e ao final dos experimentos no filtro descendente quando operado na taxa de 10,42 m/h).

O monitoramento da quantidade de microesferas e as eficiências de remoção estão apresentadas nas Tabelas 5.18 e 5.19 para os filtros ascendente e descendente, respectivamente.

Tabela 5.18 – Concentração de microesferas fluorescentes na água bruta e na água filtrada, e eficiência de remoção, no filtro ascendente.

Experimento	Microesferas/L				Remoção (log)	
	CO	AB	AFA	AFF	AFA	AFF
<i>FA-7</i>	2	4,60 x 10 <sup>5</sup>	1,00x10 <sup>2</sup>	0,80x10 <sup>2</sup>	3,63	3,73
<i>FA-8</i>	1	2,20 x 10 <sup>5</sup>	1,70x10 <sup>2</sup>	0,30x10 <sup>2</sup>	3,11	3,87
<i>FA-9</i>	1	4,15 x 10 <sup>5</sup>	1,20x10 <sup>2</sup>	0,80x10 <sup>2</sup>	3,54	3,71
<i>FA-10</i>	2	6,75 x 10 <sup>5</sup>	3,80x10 <sup>2</sup>	0,20x10 <sup>2</sup>	3,25	4,53

Legenda: AB: água bruta; AFA: água filtrada coletada durante o período de amadurecimento do filtro (40 min após o início da operação); AFF: água filtrada coletada durante o período de operação estável do filtro (6 horas após o início da operação); CO: Condição operacional; CO 1: filtros operados com taxa de filtração de 5 m/h; CO 2: filtros operados com vazão de 59,41 L/h (equivalente à taxa de filtração de 10,48 m/h no FD e de 5 m/h no FA).

Tabela 5.19 – Concentração de microesferas fluorescentes na água bruta e na água filtrada, e eficiência de remoção, no filtro descendente.

Experimento	Microesferas/L				Remoção (log)	
	CO	AB	AFA	AFF	AFA	AFF
<i>FD-7</i>	2	5,15 x 10 <sup>5</sup>	3,17x10 <sup>2</sup>	5,25x10 <sup>2</sup>	3,21	3
<i>FD-8</i>	1	3,20 x 10 <sup>5</sup>	0,30x10 <sup>2</sup>	0,40x10 <sup>2</sup>	4,03	3,9
<i>FD-9</i>	1	4,95 x 10 <sup>5</sup>	1,00x10 <sup>2</sup>	0	3,69	>5
<i>FD-10</i>	2	5,25 x 10 <sup>5</sup>	0,20x10 <sup>2</sup>	0,40x10 <sup>2</sup>	4,42	4,12

Legenda: AB: água bruta; AFA: água filtrada coletada durante o período de amadurecimento do filtro (40 min após o início da operação); AFF: água filtrada coletada durante o período de operação estável do filtro (6 horas após o início da operação); CO: Condição operacional; CO 1: filtros operados com taxa de filtração de 5 m/h; CO 2: filtros operados com vazão de 59,41 L/h (equivalente a taxa de filtração de 10,48 m/h no FD e de 5 m/h no FA).

A eficiência de remoção de microesferas variou entre 3 e 5 log nos filtros ascendente e descendente. No experimento FD-9 não foi detectada nenhuma microesfera nas amostras de água filtrada no período de operação estável do filtro. Para esse experimento, foi considerado que a remoção foi maior que 5 log, visto que a contagem de microesferas na água de estudo foi de 4,95 x 10<sup>5</sup> microesferas/L. É importante ressaltar que o experimento FD-9 foi o único

em que o filtro descendente apresentou eficiência de remoção consideravelmente superior ao filtro ascendente. Nos demais experimentos, em que foram detectadas microesferas na água filtrada, o filtro ascendente apresentou eficiência semelhante ou superior ao filtro descendente.

As eficiências de remoção de microesferas alcançadas neste estudo, tanto para o filtro ascendente quanto para o descendente foram, em geral, maiores do que as observadas por Emelko e Hulk (2004), que investigaram, em escala piloto, a relação entre a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e de microesferas de poliestireno utilizando um filtro descendente de dupla camada. Os autores relataram eficiência de remoção média de 3 e de 4,6 log para as microesferas e para os oocistos, respectivamente.

Em outro estudo, Brown e Emelko (2009) reportaram eficiência de remoção média de 4 log de microesferas de poliestireno, ao operarem um filtro piloto de dupla camada de antracito e areia, utilizando coagulante à base de alumínio. Já Cerqueira (2008) registou média de 1,44-1,46 log de remoção de microesferas em uma estação piloto de filtração direta descendente. A diferença entre as eficiências de remoção relatadas por estes autores pode ser explicada, além dos próprios mecanismos de retenção específicos de cada filtro, também pela diferença na concentração de microesferas que cada autor utilizou na água de estudo. Cerqueira (2008) aplicou na água bruta cerca de  $10^3$  microesferas/L, enquanto Brown e Emelko (2009) utilizaram  $10^7$  microesferas/L.

Com relação à filtração ascendente, Méndez *et al.* (2016) relataram eficiências de remoção de microesferas maiores que as obtidas no presente estudo. Os autores, ao operarem o filtro piloto de escoamento ascendente utilizado neste estudo, adotando quitosana como coagulante, obtiveram eficiência de remoção média de 4,66 log. Nascimento *et al.* (2020) obtiveram, no mesmo filtro ascendente, eficiências de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* variando de 2,80 a 4,20 log.

Não foram comparadas as médias das eficiências de remoção das microesferas nos filtros ascendente e descendente devido ao reduzido número de experimentos realizados. Contudo, é de se notar que as eficiências de remoção das microesferas apresentadas neste estudo foram, em geral, superiores às eficiências de remoção de EBA, coliformes totais, *E. coli*, turbidez e cor aparente.

A Figura 5.11 apresenta, em gráfico *boxplot*, a comparação entre os dados de log de remoção de microesferas fluorescentes e esporos de bactérias aeróbias nos filtros ascendente e

descendente, levando em consideração as eficiências de remoção obtidas nas fases de amadurecimento e operação estável. Já a Figura 5.12 apresenta comparação dos valores de log de remoção de microesferas e EBA sem levar em consideração o tipo de filtro operado. Em ambas comparações, nota-se que as eficiências de remoção obtidas pelos filtros para as microesferas são consideravelmente superiores às eficiências obtidas para EBA.

Na Figura 5.11 é possível notar que houve maior diferença entre eficiência de remoção de microesferas e EBA no filtro ascendente em comparação ao filtro descendente. É possível notar também que, com relação à remoção de microesferas, a mediana da eficiência registrada no filtro ascendente foi próxima à mediana do filtro descendente, variando cerca de 0,25 log. Tal comportamento não foi observado com relação à remoção de EBA, que apresentou diferença maior que 0,5 log do filtro ascendente para o filtro descendente.

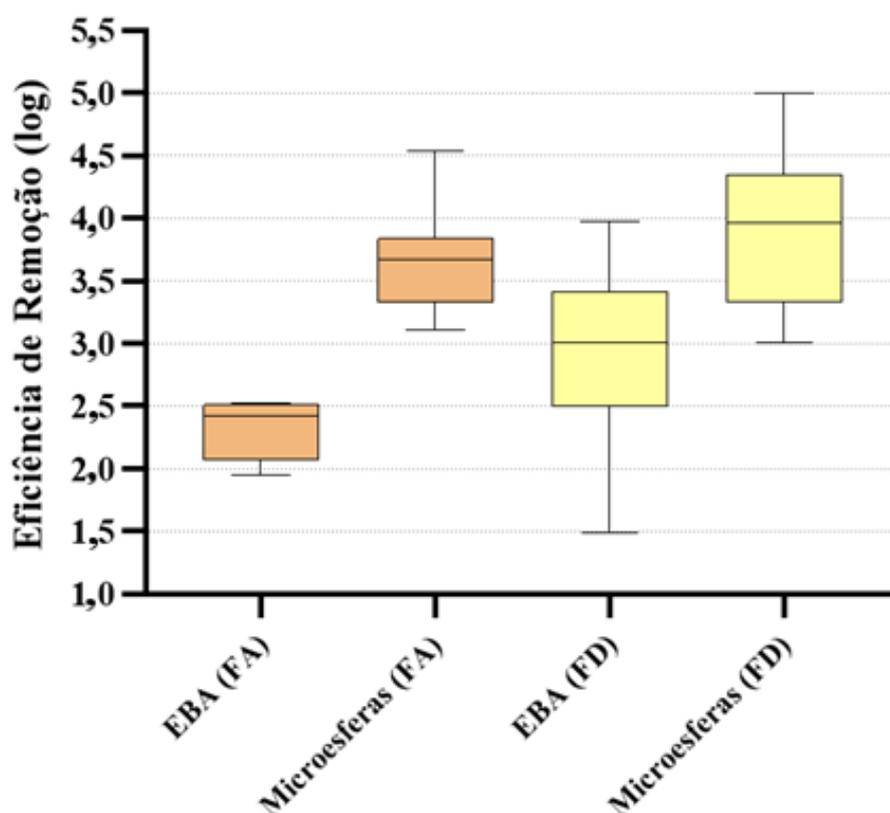


Figura 5.11 – Eficiências de remoção (log) de microesferas fluorescentes e de EBA no filtro ascendente (FA) e no filtro descendente (FD).

A Figura 5.12, que compara as eficiências de remoção de EBA e de microesferas, independentemente do tipo de filtro, confirma que a remoção de microesferas fluorescentes foi consideravelmente superior à remoção de EBA. Esses resultados reforçam o entendimento, já consolidado da literatura, de que a remoção de esporos de bactérias aeróbias

é indicador conservador da remoção de microesferas, que, por sua vez, é indicador conservador da remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

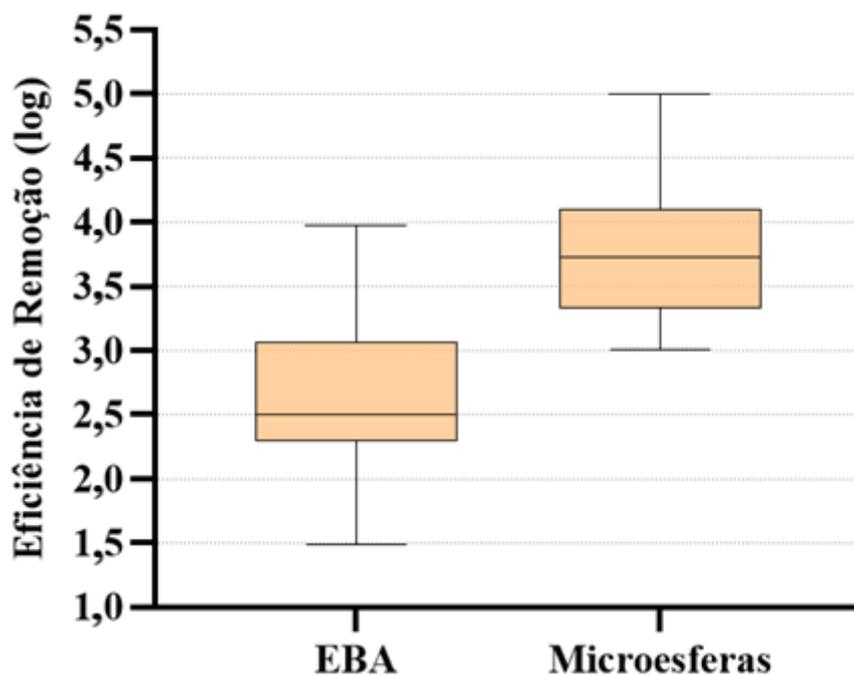


Figura 5.12 – Eficiências de remoção (log) de microesferas fluorescentes e de EBA independentemente do tipo de filtro.

#### 5.2.4 Análise de correlação das eficiências de remoção

As Tabelas 5.20 e 5.21 apresentam os resultados dos testes de correlação de Spearman (coeficiente de correlação  $r$  e  $p$ -valor) entre as eficiências de remoção de EBA e de turbidez e de coliformes totais.

Tabela 5.20 – Correlação de Spearman (95% de confiança) entre log remoção de EBA e de turbidez e de coliformes totais, no filtro ascendente.

	<i>Remoção de EBA (log)</i>	
<i>Remoção de Turbidez (log)</i>	<b>p-valor</b>	0,1334
	<b>r</b>	-0,5152
<i>Remoção de Coliformes Totais (log)</i>	<b>p-valor</b>	0,1139
	<b>r</b>	0,5394

Tabela 5.21 – Correlação de Spearman (95% de confiança) entre os dados de log remoção de EBA e os parâmetros turbidez e coliformes totais, no filtro descendente.

		<i>Remoção de EBA (log)</i>	
<i>Remoção de Turbidez (log)</i>	<b>p-valor</b>	0,1548	
	<b>r</b>	-0,4909	
<i>Remoção de Coliformes Totais (log)</i>	<b>p-valor</b>	0,0016	
	<b>r</b>	0,8788	

Na comparação entre a eficiência de remoção de EBA com a eficiência de remoção de turbidez e de coliformes totais, não foi observada a existência de correlação significativa entre eles, com exceção dos coliformes totais no filtro descendente, que, além de apresentar correlação significativa, também pode ser considerada como correlação forte.

Para comparar os resultados de EBA com as microesferas, foram utilizados os dados das eficiências de remoção apenas dos experimentos em que a água de estudo foi enriquecida com microesferas, a saber, os experimentos de FA-7 a FA-10 e FD-7 a FD-10. Devido ao baixo número de experimentos utilizando microesferas, não foi levado em consideração o tipo de filtro. Foram considerados, então, para a análise, todos os dados de eficiência de remoção no período de amadurecimento e no período de operação estável, independentemente do tipo de filtro. A Tabela 5.22 apresenta esses dados.

Tabela 5.22 – Correlação de Spearman (95% de confiança) entre remoção de EBA e microesferas fluorescentes, independentemente do filtro ou condição operacional (N = 16).

		<i>Remoção de EBA (log)</i>	
<i>Remoção de Microesferas (log)</i>	<b>p-valor</b>	0,8887	
	<b>r</b>	-0,0383	

Os dados de remoção de microesferas, incluindo os períodos de amadurecimento e de operação estável dos filtros, não apresentaram correlação significativa, em um nível de confiança de 95%, com os dados de remoção de EBA. O valor negativo de ‘r’ reforça a inexistência de qualquer relação entre as variáveis. Ao testar um nível de confiança de 90%, os valores de ‘r’ e ‘p-valor’ permaneceram inalterados, confirmando a não existência de correlação significativa.

Diferente das tendências apontadas neste estudo, Cerqueira (2008) encontrou correlação significativa entre os valores absolutos e o log de remoção da turbidez com relação às microesferas, e da turbidez com relação ao EBA, na filtração direta descendente.

Oliveira (2015) analisou amostras de água filtrada da ETA UFV (Universidade Federal de Viçosa) e investigou a existência de correlação entre os parâmetros EBA e turbidez, utilizando o teste paramétrico de Pearson. Os resultados apontaram para a não existência de correlação significativa entre os parâmetros considerados, tanto nos resultados de água decantada quanto de água filtrada.

## 6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Ao comparar os dois tipos de filtros operados neste estudo, verificou-se que o filtro descendente apresentou, para a maioria dos parâmetros testados, eficiências médias de remoção um pouco superiores às do filtro ascendente. Entretanto o teste não-paramétrico de Mann-Whitney, com 95% de confiança, mostrou que as diferenças nas eficiências de remoção alcançadas pelos filtros ascendente e descendente não foram, na maioria dos casos, estatisticamente significativas.

Os filtros ascendente e descendente apresentaram, em geral, eficiências de remoção de turbidez satisfatórias e diferenças estatisticamente não significativas. Em média, a turbidez da água filtrada apresentou valores sempre abaixo de 0,4 uT, em acordo ao padrão de potabilidade da água vigente no país.

Com relação à eficiência de remoção dos esporos de bactérias aeróbias (EBA), quando operados com mesma taxa de filtração (condição operacional 1), e considerando tanto o período de amadurecimento como de operação estável, os filtros ascendente e descendente apresentaram médias de 1,98 log e 2,35 log, e medianas de 2,13 log e 2,27 log, respectivamente. A mediana da remoção de EBA no filtro descendente foi próxima à remoção no filtro ascendente. Essa semelhança foi confirmada por meio da realização do teste não-paramétrico de Mann-Whitney, que mostrou que a diferença das remoções obtidas nos filtros na condição operacional 1 não foram estatisticamente significativas.

Em média, a remoção de EBA no filtro ascendente (1,6 log) foi menor que a do filtro descendente (2,33 log), mesmo quando o filtro descendente foi operado com o dobro da taxa de filtração (condição operacional 2). Em valores medianos, a remoção de EBA foi de 1,56 log e 2,35 log para o filtro ascendente e filtro descendente, respectivamente, e o teste de Mann-Whitney mostrou que houve diferença estatisticamente significativa entre os filtros, refletindo a influência da taxa de filtração.

A eficiência de remoção das microesferas fluorescentes variou de 3 a >5 log, independentemente do filtro ou do período/estágio da filtração. Esses valores de remoção são, em geral, superiores aos de remoção de esporos de bactérias aeróbias, reforçando os dados da literatura que apontam que a remoção de EBA é indicador conservador com relação à remoção de microesferas e, conseqüentemente, da remoção dos oocistos de *Cryptosporidium*.

A remoção de EBA nos filtros, na maioria dos casos, apresentou valores médios abaixo do valor de referência de 2,5 log indicado na Portaria 888/2021 do Ministério da Saúde. É importante que sejam realizados mais estudos para verificação da eficiência da tecnologia de filtração direta à luz da legislação brasileira, considerando diferentes valores de turbidez da água filtrada.

A análise estatística revelou que não houve correlação significativa entre as eficiências de remoção de EBA e remoção de turbidez, e de remoção de EBA e remoção de microesferas fluorescentes.

Destaca-se, por fim, que o presente estudo traz para discussão, no contexto brasileiro, a comparação da remoção de microesferas fluorescentes com a remoção de esporos de bactérias aeróbias. No entanto, os dados gerados são quantitativamente limitados e, portanto, mais estudos são necessários, inclusive em instalações de ciclo completo, a fim de comparar e propor reflexões sobre a eficiência mínima de remoção de EBA preconizada na atual Portaria MS 888/2021, que é de 2,5 log.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Amirtharajah, A., Mills, K. M. (1982). Rapid-mix design for mechanisms of alum coagulation. *Journal - American Water Works Association*, 74(4), 210–216. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1982.tb04890.xb>
- Anbazhagi, M., Loganathan, D., Tamilselvan, S., Jayabalou, R., Kamatchiammal, S., Kumar, R. (2007). Cryptosporidium oocysts in drinking water supply of Chennai City, southern India. *Clean - Soil, Air, Water*, 35(2), 167–171. <https://doi.org/10.1002/clen.200600034>
- Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT. (1992). *NBR 12216 - Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público*.
- Ayalew, D., Boelee, E., Endeshaw, T., Petros, B. (2008). Cryptosporidium and Giardia infection and drinking water sources among children in Lege Dini, Ethiopia. *Tropical Medicine and International Health*, 13(4), 472–475. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3156.2008.02024.x>
- Baldursson, S., Karanis, P. (2011). Waterborne transmission of protozoan parasites: Review of worldwide outbreaks – An update 2004–2010. *Water Research*, 45(20), 6603–6614. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.10.013>
- Barkay-Arbel, Y., Hatukai, S., Asheri, T., Vaizel-Ohayon, D., Rebhun, M. (2012). Performance and process mechanisms of a high-rate direct filtration plant targeting 0.1 ntu. *Journal - American Water Works Association*, 104(12). <https://doi.org/10.5942/jawwa.2012.104.0156>
- Bilung, L. M., Tahar, A. S., Yunos, N. E., Apun, K., Lim, Y. A. L., Nillian, E., Hashim, H. F. (2017). Detection of Cryptosporidium and Cyclospora Oocysts from Environmental Water for Drinking and Recreational Activities in Sarawak, Malaysia. *BioMed Research International*, 2017. <https://doi.org/10.1155/2017/4636420>
- Brasil. (2006). *Boas Práticas no Abastecimento de Água: Procedimentos para a minimização de riscos à saúde - Manual para os responsáveis pela vigilância e controle* (Ministério da Saúde). [www.saude.gov.br](http://www.saude.gov.br)
- Brasil. (2021). *Portaria /MS Nº 888, de 4 de maio de 2021 - Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre*

*os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade* (Ministério da Saúde).

- Brown, R. A., Cornwell, D. A. (2007). Using spore removal to monitor plant performance for *Cryptosporidium* removal. *Journal - American Water Works Association*, 99(3), 95–109. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2007.tb07892.x>
- Brown, T. J., Emelko, M. B. (2009). Chitosan and metal salt coagulant impacts on *Cryptosporidium* and microsphere removal by filtration. *Water Research*, 43(2), 331–338. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.10.035>
- Cacciò, S. M., Thompson, R. C. A., McLauchlin, J., Smith, H. V. (2005). Unravelling *Cryptosporidium* and *Giardia* epidemiology. *Trends in Parasitology*, 21(9), 430–437. <https://doi.org/10.1016/j.pt.2005.06.013>
- Cerqueira, D. A. (2008). *Remoção de oocistos de Cryptosporidium parvum e de indicadores no tratamento de água por ciclo completo, filtração direta descendente e dupla filtração, em escala piloto* [Tese de Doutorado]. Universidade Federal de Minas Gerais.
- Dai, X., Hozalski, R. M. (2003). Evaluation of microspheres as surrogates for *Cryptosporidium parvum* oocysts in filtration experiments. *Environmental Science and Technology*, 37(5), 1037–1042. <https://doi.org/10.1021/es025521w>
- D'ANTONIO, R. G. (1985). A Waterborne Outbreak of Cryptosporidiosis in Normal Hosts. *Annals of Internal Medicine*, 103(6\_Part\_1), 886. <https://doi.org/10.7326/0003-4819-103-6-886>
- De Freitas, D. A., De Paiva, A. L. R., De Carvalho Filho, J. A. A., Da Silva Pereira Cabral, J. J., Rocha, F. J. S. (2015). Occurrence of *cryptosporidium* spp., *giardia* spp. and other pathogenic intestinal parasites in the beberibe river in the State Of Pernambuco, Brazil. *Revista Da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, 48(2), 220–223. <https://doi.org/10.1590/0037-8682-0174-2014>
- Di Bernardo, L., Cruz, C. H., Pinto, D. M. C. L. (1999). *Filtração Direta Ascendente de Alta Taxa*.

- Di Bernardo, L., Dantas, A. D. B., Voltan, P. E. N. (2017). Métodos e Técnicas de Tratamento de Água. In *Métodos e Técnicas de Tratamento de Água* (3rd ed.). LDiBe Editora.
- Di Bernardo, L., Mendes, C. G. N. (1986). Coagulação e filtração direta ascendente. *Revista DAE*, 46(145), 202–208.
- Di Bernardo, L., Mendes, C. G. N., Brandão, C. C. S., Sens, M. L., Pádua, V. L. (2003). *Tratamento de água para abastecimento por filtração direta*. ABES - Projeto PROSAB. [www.finep.gov.br/prosab](http://www.finep.gov.br/prosab)
- Di Bernardo, L., Razaboni, J. D. (1984). Influência da realização de DFI durante a carreira de filtração no comportamento de sistemas de FDA. *Revista DAE*, 44(139), 340–345.
- Dugan, N. R., Fox, K. R., Owens, J. H., Miltner, R. J. (2001). Controlling Cryptosporidium Oocysts Using Conventional Treatment. *Journal / American Water Works Association*, 93(12), 64–76. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2001.tb09356.x>
- Edzwald, J. K., Tobiason, J. E., Parento, L. M., Kelley, M. B., Kaminski, G. S., Dunn, H. J., Galant, P. B. (2000). Giardia and Cryptosporidium Removals by clarification and filtration under challenge conditions. *Journal - American Water Works Association*, 92(12), 70–84. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2000.tb09072.x>
- Efstratiou, A., Ongerth, J. E., Karanis, P. (2017). Waterborne transmission of protozoan parasites: Review of worldwide outbreaks - An update 2011–2016. *Water Research*, 114, 14–22. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.036>
- Emelko, M. B. (2003). Removal of viable and inactivated Cryptosporidium by dual- and tri-media filtration. *Water Research*, 37(12), 2998–3008. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00113-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00113-1)
- Emelko, M. B., Huck, P. M. (2004). Microspheres as Surrogates for Cryptosporidium Filtration. In *Journal / American Water Works Association* (Vol. 96, Issue 3). American Water Works Association. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2004.tb10577.x>

- Emelko, M. B., Huck, P. M., Douglas, I. P. (2003). Cryptosporidium and microsphere removal during late in-cycle filtration. *Journal American Water Works Association*, 95(5), 173–182. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2003.tb10371.x>
- Fagundes, A. P. (2006). *Remoção de Oocistos de Cryptosporidium por filtração direta - Influência de alguns aspectos operacionais* [Dissertação de Mestrado]. Universidade de Brasília.
- Fernandes, N. M. G. (2007). *Influência do pH de Coagulação e Dosagem de Sulfato de Alumínio na Remoção de Oocistos de Cryptosporidium por Filtração Direta Descendente* [Dissertação de Mestrado]. Universidade de Brasília.
- Fernandes, N. M. G., Ginoris, Y. P., Rios, R. H. T., Brandão, C. C. S. (2010). Influência do pH de coagulação e da dose de sulfato de alumínio na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta descendente. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 15(4), 375–384. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522010000400010>
- Franco, B., Branco, R. M., Amaro, T., Neto, B. C., Da, R. C., Fiuza, S. (2016). Cryptosporidium Species and Giardia Genotypes Detected in Surface Water Supply of Campinas, Southeast Brazil, by Molecular Methods. *Journal of Veterinary Medicine and Research*, 3(3), 1053.
- Franco, R. M. B., Rocha-Eberhardt, R., Cantusio Neto, R. (2001). Occurrence of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in raw water from the Atibaia river, Campinas, Brazil. *Revista Do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo*, 43(2), 109–111. <https://doi.org/10.1590/S0036-46652001000200011>
- Galofré, B., Israel, S., Dellundé, J., Ribas, F. (2004). *Aerobic bacterial spores as process indicators for protozoa cysts in water treatment plants*. <http://iwaponline.com/wst/article-pdf/50/1/165/421351/165.pdf>
- Gitis, V. (2008). Rapid sand filtration of *Cryptosporidium parvum*: effects of media depth and coagulation. *Water Supply*, 8(2), 129–134. <https://doi.org/10.2166/ws.2008.058>
- Gitis, V., Hought, R. C., Clark, R. M., Rothenberg, G. (2002). Assessing the removal of inorganic colloids and *Cryptosporidium parvum* from drinking water. *Journal of Environmental Monitoring*, 4(2), 244–248. <https://doi.org/10.1039/b110464k>

- Headd, B., Bradford, S. A. (2016). Use of aerobic spores as a surrogate for cryptosporidium oocysts in drinking water supplies. In *Water Research* (Vol. 90, pp. 185–202). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.12.024>
- Hijjawi, N. (2010). Cryptosporidium: new developments in cell culture. *Exp. Parasitol.*, 54–60.
- Huck, P., Coffey, B., Anderson, W., Emelko, M., Maurizio, D., Slawson, R., Douglas, I., Jasim, S. (2002). *Using turbidity and particle counts to monitor Cryptosporidium removals by filters*. <http://iwaponline.com/ws/article-pdf/2/3/65/408214/65.pdf>
- Hussein, A. S. (2011). Cryptosporidium parvum causes gastroenteritis epidemics in the Nablus region of Palestine. *Tropical Medicine and International Health*, 16(1), 12–17. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3156.2010.02673.x>
- IBGE. (2002). *Pesquisa nacional de saneamento básico : 2000* (Departamento de População e Indicadores Sociais, Ed.). <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhesid=283195>
- IBGE. (2010). *Pesquisa nacional de saneamento básico : 2008* (Coordenação de População e Indicadores Sociais, Ed.). <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhesid=283636>
- IBGE. (2020). *Pesquisa nacional de saneamento básico : 2017 - abastecimento de água e esgotamento sanitário* (Coordenação de População e Indicadores Sociais, Ed.). <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhesid=2101734>
- Ives, K. J. (1966). The use of models in filter design – Conclusion. *Effluent and Water Treatment Jour*, 591–596.
- Ives, K. J. (1970). Rapid filtration. *Water Research*, 4(3), 201–223. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(70\)90068-0](https://doi.org/10.1016/0043-1354(70)90068-0)
- Karanis, P., Kourenti, C., Smith, H. (2007). Waterborne transmission of protozoan parasites: A worldwide review of outbreaks and lessons learnt. *Journal of Water and Health*, 5(1), 1–38. <https://doi.org/10.2166/wh.2006.002>
- Kong, Y., Lu, P., Yuan, T., Niu, J., Li, Z., Yang, B. (2017). Cryptosporidium Contamination and Attributed Risks in Yunlong Lake in Xuzhou, China. *Canadian*

*Journal of Infectious Diseases and Medical Microbiology*, 2017.

<https://doi.org/10.1155/2017/4819594>

- Kwon, S. B., Ahn, H. W., Park, N. S., Son, B. Y., Wang, C. K. (2006). A case study for process optimization of direct filtration in Korea. *Water Science and Technology: Water Supply*, 6(2), 231–237. <https://doi.org/10.2166/ws.2006.074>
- Liu, L., Liu, Y., Craik, S., James, W., Shu, Z., Narain, R. (2019). Removal of Cryptosporidium surrogates in drinking water direct filtration. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 181, 499–505. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2019.05.065>
- Liu, L., Wang, Y., Narain, R., Liu, Y. (2019). Functionalized polystyrene microspheres as Cryptosporidium surrogates. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 175, 680–687. <https://doi.org/10.1016/J.COLSURFB.2018.12.046>
- Logan, N. A., De Vos, P. (2009). Genus Bacillus Cohn 1872. In *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology* (2nd ed., pp. 21–128). Springer.
- Mac Kenzie, W. R., Hoxie, N. J., Proctor, M. E., Gradus, M. S., Blair, K. A., Peterson, D. E., Kazmierczak, J. J., Addiss, D. G., Fox, K. R., Rose, J. B., Davis, J. P. (1994). A Massive Outbreak in Milwaukee of Cryptosporidium Infection Transmitted through the Public Water Supply. *New England Journal of Medicine*, 331(3), 161–167. <https://doi.org/10.1056/NEJM199407213310304>
- Ma, L., Sotiriadou, I., Cai, Q., Karanis, G., Wang, G., Wang, G., Lu, Y., Li, X., Karanis, P. (2014). Detection of Cryptosporidium and Giardia in agricultural and water environments in the Qinghai area of China by IFT and PCR. *Parasitology Research*, 113(9), 3177–3184. <https://doi.org/10.1007/s00436-014-3979-5>
- Mazoua, S., Chauveheid, E. (2005). Aerobic spore-forming bacteria for assessing quality of drinking water produced from surface water. *Water Research*, 39(20), 5186–5198. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.09.027>
- Mazounie, P., Bernazeau, F., Alla, P. (2000). Removal of Cryptosporidium by high rate contact filtration: the performance of the prospect water filtration plant during the Sydney water crisis. *Water Science and Technology*, 41(7), 93–101. <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0120>

- Méndez, I. M. R., Ginoris, Y. P., Brandão, C. C. S., Nascimento, M. F. (2016). Remoção de partículas similares aos oocistos de cryptosporidium por filtração direta ascendente usando um coagulante natural: Estudo em escala piloto. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 7(2), 15–24.
- Nascimento; M. F. (2009). *Remoção de oocistos de Cryptosporidium por meio da filtração direta ascendente em areia: avaliação em escala piloto* [Dissertação de Mestrado]. Universidade de Brasília.
- Nascimento, M. F., Ginoris, Y. P., Brandão, C. C. S. (2020). Cryptosporidium oocysts removal by upflow direct filtration: Pilot scale assessment. *Water (Switzerland)*, 12(5). <https://doi.org/10.3390/W12051328>
- Ndiongue, S., Desjardins, R., Prévost, M. (2000). Relationships between total particle count, aerobic spore-forming bacteria and turbidity in direct filtration. *Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA*, 49(2), 75–87. <https://doi.org/10.2166/aqua.2000.0007>
- Nicholson, W. L., Munakata, N., Horneck, G., Melosh, H. J., Setlow, P. (2000). Resistance of Bacillus Endospores to Extreme Terrestrial and Extraterrestrial Environments. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, 64(3), 548–572. <https://doi.org/10.1128/MMBR.64.3.548-572.2000>
- Nieminski, E. C., Bellamy, W. D., Moss, L. R. (2000). Using surrogates to improve plant performance. *Journal / American Water Works Association*, 92(3), 67–78. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2000.tb08910.x>
- Nieminski, E. C., Ongerth, J. E. (1995). Removing Giardia and Cryptosporidium by Conventional Treatment and Direct Filtration. *Journal AWWA*, 87(9), 96–106.
- Oliveira, K. C. (2015). *Avaliação de Esporos de Bactérias Aeróbias como variável indicadora da Eficiência da Remoção de Protozoários no Tratamento de Água em Ciclo Completo* [Universidade Federal de Viçosa]. <https://www3.dti.ufv.br/bbt/ficha/cadastrarficha/visua...>
- Oliveira, K. C., Bastos, R. K. X., Silva, C. V. da. (2018). Esporos de bactérias aeróbias são bons indicadores da eficiência do tratamento de água? Um estudo exploratório. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 23(6), 1103–1109. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522018151590>

- Ongerth, J. E., Stibbs, H. H. (1987). Identification of *Cryptosporidium* oocysts in river water. *Applied and Environmental Microbiology*, 53(4), 672–676.  
<https://doi.org/10.1128/aem.53.4.672-676.1987>
- Pang, L., Nowostawska, U., Weaver, L., Hoffman, G., Karmacharya, A., Skinner, A., Karki, N. (2012). Biotin- and Glycoprotein-Coated Microspheres: Potential Surrogates for Studying Filtration of *Cryptosporidium parvum* in Porous Media. *Environmental Science Technology*, 46(21), 11779–11787.  
<https://doi.org/10.1021/es302555n>
- Pignata, C., Bonetta, S., Bonetta, S., Cacciò, S. M., Sannella, A. R., Gilli, G., Carraro, E. (2019). *Cryptosporidium* oocyst contamination in drinking water: A case study in Italy. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(11).  
<https://doi.org/10.3390/ijerph16112055>
- Ramo, A., Del Cacho, E., Sánchez-Acedo, C., Quílez, J. (2017). Occurrence of *Cryptosporidium* and *Giardia* in raw and finished drinking water in north-eastern Spain. *Science of the Total Environment*, 580, 1007–1013.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.055>
- Rice, E. W., Fox, K. W., Miltner, R. J., Lytle, D. A., Johnson, C. H. (1995). A MICROBIOLOGICAL SURROGATE FOR EVALUATING TREATMENT EFFICIENCY.
- Ryan, U., Fayer, R., Xiao, L. (2014). *Cryptosporidium* species in humans and animals: Current understanding and research needs. In *Parasitology* (Vol. 141, Issue 13, pp. 1667–1685). Cambridge University Press.  
<https://doi.org/10.1017/S0031182014001085>
- Ryan, U., Hijjawi, N. (2015). New developments in *Cryptosporidium* research. *International Journal for Parasitology*, 45(6), 367–373.  
<https://doi.org/10.1016/j.ijpara.2015.01.009>
- Santos, E. P. C. C. dos, Teixeira, A. R., Almeida, C. P., Libânio, M., Pádua, V. L. de. (2007). Estudo da coagulação aplicada à filtração direta descendente. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 12(4), 361–370. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522007000400002>

- Swaffer, B., Abbott, H., King, B., van der Linden, L., Monis, P. (2018). Understanding human infectious Cryptosporidium risk in drinking water supply catchments. *Water Research*, 138, 282–292. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.03.063>
- Swertfeger, J., Metz, D. H., DeMarco, J., Braghetta, A., Jacangelo, J. G. (1999). Effect of filter media on cyst and oocyst removal. *Journal / American Water Works Association*, 91(9), 90–100. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1999.tb08700.x>
- Tchio, M., Koudjonou, B., Desjardins, R., Gadbois, A., Prévost, M. (2003). Evaluation of the impact of design and operation parameters on direct filtration. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 2(5), 343–353. <https://doi.org/10.1139/s03-042>
- Teixeira, A. R., Libanio, M., Santos, E. P. C., Pádua, V. L. (2005). Comparação do Tratamento de Água com Baixa Turbidez por Filtração Direta Ascendente e Descendente. *Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental* . <https://www.researchgate.net/publication/267413855>
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2006). *National Primary Drinking Water. Regulations: Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule; Final Rule.*
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2010). *Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule Toolbox Guidance Manual.*
- Valencia, J. A. (2000). *Teoría y práctica de la purificación del agua* (3rd ed.). Mac-Graw Hill.
- Widerström, M., Schönning, C., Lilja, M., Lebbad, M., Ljung, T., Allestam, G., Ferm, M., Björkholm, B., Hansen, A., Hiltula, J., Långmark, J., Löfdahl, M., Omberg, M., Reuterwall, C., Samuelsson, E., Widgren, K., Wallensten, A., Lindh, J. (2014). Large outbreak of Cryptosporidium hominis infection transmitted through the public water supply, Sweden. *Emerging Infectious Diseases*, 20(4), 581–589. <https://doi.org/10.3201/eid2004.121415>
- Yu, M. J., Ahn, S. K., Chung, S. H., Noh, S., Park, J. A., Rhim, Y. T., Jheong, W. H., Chung, H. M. (2006). Evaluation of the rapid filtration system with particle size distribution and Cryptosporidium in different operating conditions. *Water Science and Technology: Water Supply*, 6(1), 129–139. <https://doi.org/10.2166/ws.2006.014>

Zouboulis, A., Traskas, G., Samaras, P. (2007). Comparison of single and dual media filtration in a full-scale drinking water treatment plant. *Desalination*, 213(1–3), 334–342. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.02.102>