



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO TECNOLÓGICO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Augusto de Oliveira Neto

**Avaliação da Inibição Biológica em Filtros Lentos**

Florianópolis  
2023

Augusto de Oliveira Neto

**Avaliação da Inibição Biológica em Filtros Lentos**

Dissertação submetida ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental

Orientador: Prof. Mauricio Luiz Sens, Dr.

Coorientador: Prof. Fernando Hymnô de Souza, Dr.

Florianópolis

2023

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,  
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Oliveira Neto, Augusto de  
Avaliação da inibição biológica em filtros lentos /  
Augusto de Oliveira Neto ; orientador, Mauricio Luiz  
Sens, coorientador, Fernando Hymnô de Souza, 2023.  
73 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa  
Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em  
Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2023.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Tratamento de água. 3.  
Filtração lenta. 4. Inibição biológica. I. Sens, Mauricio  
Luiz . II. Souza, Fernando Hymnô de. III. Universidade  
Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em  
Engenharia Ambiental. IV. Título.

Augusto de Oliveira Neto

**Avaliação da Inibição Biológica em Filtros Lentos**

O presente trabalho em nível de mestrado foi avaliado e aprovado por banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Sergio Luiz Belló, Dr.

Universidade Federal de Santa Maria

Prof. Bruno Segalla Pizzolatti, Dr.

Universidade Federal de Santa Catarina

Certificamos que esta é a **versão original e final** do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de mestre em Engenharia Ambiental.

---

Coordenação do Programa de Pós-Graduação

---

Prof. Mauricio Luiz Sens, Dr.

Orientador

Florianópolis, 2023.

*Este trabalho é dedicado à minha esposa, aos meus queridos pais e demais familiares. Sem o apoio de vocês essa jornada não se tornaria realidade.*

## AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, agradeço à Deus pela vida e por ter me proporcionado chegar até aqui. Aos meus pais, Vilardino de Oliveira e Nilce Aparecida da Cunha Oliveira, meus maiores incentivadores na busca pelo meu principal objetivo de contribuir diretamente na qualidade de vida das pessoas, escolhendo o saneamento como profissão.

Quero agradecer, principalmente, à minha esposa Dara Yanca Zimmermann, pelo apoio incondicional nos dias mais desafiadores que a jornada do mestrado nos propõe. Não tenho palavras para dizer o quanto sou grato a você, desde o início, quando me apoiou nos estudos para o processo seletivo até o último caractere inserido neste trabalho.

Ao professor Maurício Luiz Sens, meu principal mentor e orientador deste trabalho. Agradeço pelos ensinamentos desde a graduação como professor, pela confiança depositada em mim quando me acolheu no LAPOA, nas monitorias e viagens de estudo. Suas contribuições foram fundamentais para o meu desenvolvimento profissional.

Agradeço também ao meu amigo e coorientador Fernando Hymnô de Souza, sem os seus conselhos, esses últimos anos teriam sido muito mais difíceis. Obrigado por ter confiado em meu potencial nos tempos de laboratório, no TCC e, agora, no mestrado.

Aos amigos e professores companheiros de LAPOA! Muito obrigado a todos vocês pelos ensinamentos, conselhos, ajuda na montagem dos pilotos e realização dos experimentos. Ficarão boas lembranças das conversas e momentos de descontração durante as pausas do famoso café da tarde.

Aos meus familiares, principalmente às minhas irmãs, cunhados, sobrinhos e sogros, que também me acompanharam neste percurso: obrigado por terem compreendido minha ausência quando mais me desejaram presente. Agradeço por terem oferecido tantas palavras de conforto e estímulo nos momentos em que conversamos sobre o mestrado.

Também agradeço à banca examinadora que se propôs a avaliar o projeto de dissertação de mestrado e, por fim, o trabalho final de dissertação. Muito obrigado pelo tempo dedicado e orientações que ajudaram a guiar este estudo.

Gostaria de agradecer, por fim, à FAPESC (Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina), agência que me concedeu a bolsa de estudos durante o período de realização do mestrado.

## RESUMO

A tecnologia da filtração lenta em areia é uma das primeiras formas de tratamento de água e continua sendo um método importante para a sua purificação em todo o mundo. Durante o processo de filtração, os mecanismos biológicos desempenham um papel fundamental na qualidade da água filtrada. Este estudo teve como objetivo avaliar, por meio da inibição da atividade aeróbia, a contribuição do mecanismo biológico de remoção à tecnologia de filtração lenta para purificação da água. Foram construídos igualmente 2 filtros lentos em escala de bancada (F1 e F2), operados e monitorados recebendo água bruta natural durante o período experimental. Durante os ensaios de inibição biológica, F1 e F2 receberam intercaladamente por um período determinado, além da água bruta, a aplicação de um reagente inibidor da atividade biológica aeróbia. Houve também ensaios onde não foi inibida a atividade biológica, a título de comparação com os ensaios de inibição. Dentre os resultados obtidos, destaca-se que houve um decaimento na qualidade da água filtrada após a inibição da atividade biológica no interior dos filtros. Os parâmetros mais relevantes foram turbidez, cor aparente e cor verdadeira, com decaimentos médios de 5%, 6% e 14%, respectivamente, nas taxas de remoção, em comparação aos filtros que não tiveram a atividade biológica inibida. Atribuiu-se o decaimento na qualidade da água filtrada à inibição da atividade biológica, isto é, da inibição do mecanismo biológico de remoção das impurezas no interior dos filtros lentos.

**Palavras-chave:** Filtração Lenta. Mecanismo Biológico. Schmutzdecke. Tratamento de Água.

## ABSTRACT

Slow sand filtration technology is one of the first forms of water treatment and remains an important method for its purification worldwide. During the filtration process, biological mechanisms play a key role in the quality of the filtered water. This study aimed to evaluate, through the inhibition of aerobic activity, the contribution of the biological mechanism of removal to the slow filtration technology for water purification. Two slow bench scale filters (F1 and F2) were also built, operated and monitored receiving natural raw water during the experimental period. During the biological inhibition assays, F1 and F2 received, interspersedly for a certain period, in addition to raw water, the application of a reagent that inhibits the aerobic biological activity. There were also assays where the biological activity was not inhibited, by way of comparison with the inhibition assays. Among the results obtained, it is highlighted that there was a decrease in the quality of the filtered water after the inhibition of the biological activity inside the filters. The most relevant parameters were turbidity, apparent color and true color, with average decays of 5%, 6% and 14%, respectively, in removal rates, compared to filters that did not have their biological activity inhibited. The decline in the quality of the filtered water was attributed to the inhibition of biological activity, that is, to the inhibition of the biological mechanism for removing impurities within the slow filters.

**Keywords:** Slow Sand Filtration. Biological Mechanism. Schmutzdecke. Water treatment.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Filtro lento do tipo convencional .....	19
Figura 2 - Raspagem do filtro lento convencional - Walton Treatment Works, Londres, Reino Unido .....	20
Figura 3 - Mecanismos de transporte da filtração .....	22
Figura 4 - Interações biológicas na FL convencional.....	25
Figura 5 - crescimento da biomassa com o passar do tempo em FL cobertos e descobertos...29	
Figura 6 - Observação em microscopia do schmutzdecke .....	30
Figura 7 - Ciclo de ação do ProClin™ 950 .....	44
Figura 8 – <i>Layout</i> do sistema piloto .....	35
Figura 9 – Ensaio de inibição.....	39
Figura 10 – Ensaio do traçador no F1 e F2 .....	45
Figura 11 - Concentrações de OD na AB e filtradas de F1 e F2 .....	48
Figura 12 - Consumo de OD nas águas filtradas .....	50
Figura 13 - Concentração de <i>E. Coli</i> nas águas bruta e filtrada .....	52
Figura 14 - COD no início e fim do ensaio de inibição.....	53
Figura 15 - Absorbância 254 nm no início e fim do ensaio de inibição.....	53
Figura 16 - Turbidez das águas bruta e filtradas nos ensaios de inibição .....	55
Figura 17 - Boxplot de turbidez da água filtrada durante ensaio de inibição .....	55
Figura 18 - Boxplot de turbidez da água filtrada durante ensaio de filtração .....	56
Figura 19 - Remoção de turbidez durante os ensaios (com e sem inibição) .....	57
Figura 20 - Cor aparente das águas bruta e filtradas durante os ensaios .....	59
Figura 21 - Remoção de cor aparente durante os ensaios (com e sem inibição).....	60
Figura 22 - Boxplot de cor verdadeira das águas filtradas .....	61
Figura 23 - Perda de carga nos filtros F1 e F2 durante os ensaios de inibição .....	62
Figura 24 - Temperatura das águas filtradas de F1 e F2 durante os ensaios de inibição .....	63

## LISTA DE TABELAS

Tabela 2 – Características construtivas e operacionais dos filtros F1 e F2 .....	36
Tabela 3 – Características da água do lago RU .....	37
Tabela 4 – Ensaio de inibição.....	40
Tabela 5 – Ensaio de inibição.....	41
Tabela 6 – Análises das águas bruta e filtradas de F1 e F2 .....	41
Tabela 7 – TDH das colunas de filtração .....	45
Tabela 8 - Análise <i>ANOVA</i> do OD durante o ensaio de inibição .....	49
Tabela 9 – Análise <i>ANOVA</i> do consumo de OD após ensaio de inibição.....	51
Tabela 10 - Turbidez média horária da água filtrada durante os ensaios .....	56
Tabela 11 – Análise <i>ANOVA</i> das médias de turbidez após ensaio de inibição .....	57
Tabela 12 - análises de cor verdadeira.....	61

## **LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS**

AB: Água Bruta

ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas

COD: Carbono Orgânico Dissolvido

FL: Filtração Lenta

F1: Filtro Lento Convencional 1

F2: Filtro Lento Convencional 2

LAPOA: Laboratório de Potabilização das Águas

OD: Oxigênio Dissolvido

TDH: Tempo de Detenção Hidráulico

UFSC: Universidade Federal de Santa Catarina

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>15</b>
1.1	OBJETIVOS .....	17
1.1.1	<b>Objetivo Geral.....</b>	<b>17</b>
1.1.2	<b>Objetivos Específicos .....</b>	<b>17</b>
<b>2</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>18</b>
2.1	TECNOLOGIA DA FILTRAÇÃO LENTA .....	18
2.1.1	<b>Princípios básicos de operação dos filtros .....</b>	<b>18</b>
2.1.2	<b>Mecanismos de Filtração.....</b>	<b>21</b>
2.1.2.1	<i>Mecanismos de Transporte.....</i>	<i>21</i>
2.1.2.2	<i>Mecanismo de Aderência.....</i>	<i>23</i>
2.1.2.3	<i>Mecanismo de Purificação .....</i>	<i>23</i>
2.2	ATIVIDADE BIOLÓGICA EM FILTROS LENTOS.....	24
2.2.1	<b>Atividade biológica na água sobrenadante.....</b>	<b>25</b>
2.2.2	<b>Atividade biológica no <i>schmutzdecke</i> .....</b>	<b>27</b>
2.2.3	<b>Atividade biológica no meio filtrante.....</b>	<b>28</b>
2.3	ATIVIDADE BIOLÓGICA E A QUALIDADE DA ÁGUA .....	31
2.3.1	<b>Inibição da atividade biológica como procedimento de estudo .....</b>	<b>31</b>
<b>3</b>	<b>METODOLOGIA DE ESTUDO.....</b>	<b>34</b>
3.1	SISTEMA PILOTO DE FILTRAÇÃO LENTA .....	34
3.1.1	<b>Características construtivas e operacionais dos filtros .....</b>	<b>35</b>
3.1.2	<b>Água bruta e alimentação dos filtros .....</b>	<b>36</b>
3.2	OPERAÇÃO DO SISTEMA.....	38
3.2.1	<b>Ensaio de inibição biológica .....</b>	<b>38</b>
3.2.2	<b>Ensaio de recuperação.....</b>	<b>40</b>
3.2.3	<b>Parâmetros de controle .....</b>	<b>41</b>
3.2.4	<b>Limpeza dos filtros .....</b>	<b>42</b>

3.3	INIBIÇÃO DA ATIVIDADE BIOLÓGICA .....	43
3.3.1	Reagente inibidor.....	43
3.3.2	Aplicação e dosagem.....	44
3.4	ENSAIOS PRELIMINARES .....	45
3.4.1	Determinação do TDH dos filtros F1 e F2.....	45
4	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>47</b>
4.1	INIBIÇÃO DA ATIVIDADE BIOLÓGICA .....	47
4.1.1	Consumo de Oxigênio Dissolvido .....	47
4.1.2	Monitoramento de <i>Escherichia coli</i> .....	51
4.1.3	Absorbância 254 nm e COD .....	52
4.2	QUALIDADE DA ÁGUA .....	54
4.2.1	Turbidez .....	54
4.2.2	Cor Aparente e Cor Verdadeira.....	59
4.3	ASPECTOS HIDRÁULICOS .....	62
4.3.1	Perda de Carga .....	62
4.3.2	Temperatura .....	63
4.4	RECUPERAÇÃO DO SISTEMA APÓS INIBIÇÃO .....	64
4.4.1	Atividade biológica .....	64
4.4.2	Qualidade da água .....	66
5	<b>CONCLUSÃO.....</b>	<b>68</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>70</b>



## 1 INTRODUÇÃO

O processo de filtração lenta em areia (FL) é uma das primeiras formas de tratamento de água potável e continua sendo um processo importante para a purificação da água em todo o mundo (CAMPOS et al., 2002; GRAHAM, COLLINS, 2014).

Nas últimas décadas o uso da filtração lenta tem ganhado força por dispensar o emprego de produtos químicos e de energia elétrica, oferecendo um elevado nível de tratamento, devido aos processos físico-químicos e bioquímicos que ocorrem de forma natural (HAIG et al., 2014).

A tecnologia consiste na passagem da água em uma camada de areia, ocorrendo a filtração em baixa velocidade. Esses filtros operam com taxas de filtração de 3 a 12 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d, sendo até 100 vezes mais baixas do que os filtros de areia rápidos (HUISMAN, WOOD, 1974).

O sentido do fluxo de filtração geralmente é descendente. Na superfície do meio filtrante, onde há material retido ou sedimentado, forma-se o *schmutzdecke*, uma camada biológica superficial. Nas camadas mais profundas, bactérias se desenvolvem formando um biofilme aderido aos grãos de areia. Esta atividade biológica é considerada o mecanismo mais importante de purificação durante a filtração (HUISMAN, WOOD, 1974; NAKAMOTO, 2014).

Embora características importantes do processo de FL tenham sido estudadas em detalhes, muitos aspectos permanecem mal compreendidos, como os mecanismos que controlam o desempenho da filtração, o que limita de certa forma a vantagem total na utilização da FL (WEBER-SHIRK; DICK, 1997; GRAHAN, COLLINS, 2014).

Muito se sabe sobre a ecologia e a dinâmica fundamental do processo de filtro em termos qualitativos (por exemplo, espécies biológicas comuns e suas interações), mas uma descrição quantitativa abrangente do processo ainda precisa ser estabelecida (GRAHAN, COLLINS, 2014).

Para avaliar a importância dos mecanismos biológicos e físico-químicos de remoção de partículas, é necessário eliminar um destes mecanismos. Como a eliminação dos mecanismos físico-químicos não é considerada viável, são investigadas técnicas para eliminar a atividade biológica no leito do filtro (WEBER-SHIRK; DICK, 1997).

Diante destes fatos, o intuito desta pesquisa foi avaliar a parcela de purificação da água relativa ao mecanismo de remoção biológica na tecnologia de FL. Para isso, foi estudado um sistema em escala de bancada composto por 2 filtros lentos. Foi realizada a inibição

biológica, através da aplicação do reagente ProClin™ 950, o qual inibe a atividade de microrganismos biológicos aeróbios sem danificar a biomassa desenvolvida no interior dos filtros, não alterando a capacidade das partículas de serem removidas por mecanismos físico-químicos.

## 1.1 OBJETIVOS

### 1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar por meio da inibição da atividade aeróbia, a contribuição do mecanismo biológico de remoção à tecnologia de filtração lenta para purificação da água.

### 1.1.2 Objetivos Específicos

- Correlacionar as diferenças de qualidade físico-química da água filtrada ao mecanismo de remoção biológica.
- Avaliar a recuperação da qualidade da água após o estresse causado pela inibição da atividade biológica.
- Avaliar a eficácia do reagente ProClin™ 950 na inibição da atividade biológica.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 TECNOLOGIA DA FILTRAÇÃO LENTA

A filtração lenta (FL) é uma das tecnologias de tratamento de água mais antigas ainda em uso para o abastecimento público de água potável (WEBER-SHIRK; DICK, 1997). Os primeiros registros de sua utilização neste seguimento foram na Inglaterra, mais especificamente em Londres, no início do século XIX, quando James Simpson projetou e construiu uma estação de filtração lenta para a *Chelsea Water Company*, destinada ao abastecimento de água da cidade (DI BERNARDO, DANTAS, VOLTAN, 2017).

Desde então, a FL é uma tecnologia amplamente utilizada ao redor de todo o mundo (NAKAMOTO et al., 2014). Em Santa Catarina por exemplo, em 2015 cerca de 6% dos municípios utilizavam a FL como sistema de tratamento, sendo que, em metade destes municípios, era o único método de tratamento, precedendo a desinfecção (DE SOUZA et al., 2018). Destaca-se ainda que Santa Catarina é o estado brasileiro que mais possui ETA's que aplicam a técnica de filtração lenta (DI BERNARDO, 2003).

Estudos e conferências internacionais acerca da tecnologia demonstram seu potencial de aplicação para as mais diversas situações, mantendo a FL no escopo de tecnologias de interesse para a purificação de água, tanto nas pequenas comunidades rurais quanto em grandes cidades (GIMBEL; GRAHAM; COLLINS, 2006).

#### 2.1.1 Princípios básicos de operação dos filtros

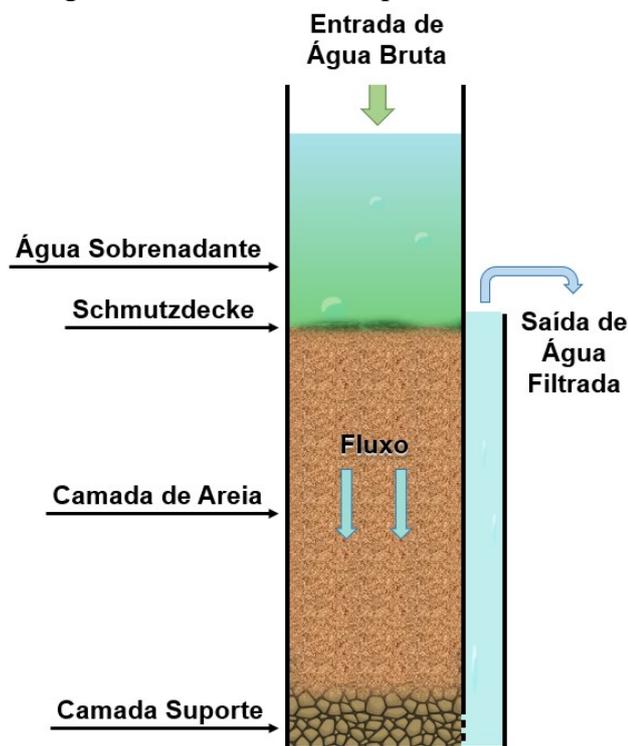
A denominação filtração lenta se dá, pois, os filtros trabalham com baixas taxas de filtração, sendo recomendado a utilização de taxas entre 3 e 12 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d. Devido a essa baixa velocidade, os principais mecanismos de operação são de transporte, aderência e atividade biológica. Isso permite a remoção de material suspenso e principalmente de patógenos presentes na água bruta (HUISMAN; WOOD, 1974).

Na superfície da camada de areia, ocorre a deposição de algas, bactérias e outros organismos presentes na água bruta sobrenadante, criando assim uma camada biológica, mais conhecida como *schmutzdecke*. Nela, ocorre a redução da matéria orgânica e patógenos da água tratada através da atividade biológica, representando a ação de purificação mais importante da

filtração lenta (HUISMAN; WOOD, 1974; MCNAIR et al., 1987; CAMPOS et al., 2002; MELO, 2006).

O sistema de filtração lenta convencional é ilustrado pela Figura 1. Nela, pode-se observar a água bruta entrando na parte superior, que é filtrada no sentido descendente. Na superfície da areia desenvolve-se o *schmutzdecke*. A água filtrada passa pela parte inferior do filtro, abaixo da camada suporte - composta de pedregulho - e sai em um nível acima do topo da camada filtrante.

Figura 1 - Filtro lento do tipo convencional



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Segundo Campos (2002), os filtros lentos geralmente são construídos sem cobertura, salvo em alguns casos, quando o filtro é coberto para minimizar os problemas de congelamento no inverno e para reduzir o crescimento excessivo de algas. O depósito de partículas e microrganismos, juntamente com o crescimento das populações biológicas, dá origem a um aumento da resistência hidráulica ao escoamento, que se manifesta como uma perda de carga crescente no interior dos filtros.

Quando esta perda de carga (compensada pela carga hidráulica) máxima é atingida, a quantidade de água que entra no filtro não é a mesma quantidade de água filtrada. Neste

momento não é mais possível atingir a taxa de filtração previamente estipulada, sendo necessária a limpeza do filtro (CAMPOS, 2002; PIZZOLLATI, 2010).

No método convencional, a limpeza consiste na raspagem dos primeiros 2 a 5 cm do leito filtrante, incluindo o *schmutzdecke*. A areia retirada deve ser lavada e inserida novamente no filtro, quando a espessura do leito filtrante ficar inferior ao estipulado previamente. A Figura 2 ilustra o processo de limpeza de um filtro lento do tipo convencional.

Figura 2 - Raspagem do filtro lento convencional - Walton Treatment Works, Londres, Reino Unido



Fonte: Campos (2002).

Uma das limitações da FL está na utilização de água bruta com turbidez elevada, pois a deposição das impurezas no topo do leito filtrante leva a um aumento rápido da perda de carga, reduzindo a carreira de filtração.

Não há um consenso quanto a turbidez máxima tolerável da água bruta para uso em FL. Porém é comum encontrar em literatura recomendações de utilização de água bruta com turbidez máxima de 10 uT e cor aparente menor do que 5 uC, embora picos de turbidez possam ser tolerados por um curto período (HUISMAN, WOOD, 1974; DI BERNARDO, DANTAS, 2017).

### 2.1.2 Mecanismos de Filtração

À medida que a água passa pelo leito filtrante, as impurezas entram em contato com as partículas de areia e ficam retidas. O material inerte capturado nas camadas superiores de areia é eventualmente removido por deposição do filtro, enquanto o que é química ou biologicamente degradável se converterá primeiro em formas mais simples (HUISMAN, WOOD, 1974).

As impurezas particuladas contidas na água bruta ficam retidas entre os grãos distribuídos ao longo do meio filtrante, havendo a remoção física. Na superfície destes grãos também ficam aderidos alguns microrganismos formando biofilme, o qual contribui para a degradação biológica do sistema. Os microrganismos são removidos da água por inativação (degradação e/ou predação), deformação física e fixação aos grãos de areia (HUISMAN; WOOD, 1974; DULLEMONT et al., 2006).

De modo geral, ocorrem nos filtros lentos devido as baixas taxas aplicadas, três mecanismos de filtração: mecanismos de transporte, aderência e purificação (AMIRTHARAJAH, 1988).

#### 2.1.2.1 Mecanismos de Transporte

Os mecanismos de transporte atuam nas linhas de fluxo das partículas, auxiliando na proximidade das superfícies dos grãos. Esses mecanismos incluem a ação de coar, sedimentação, difusão, ação hidrodinâmica, impacto inercial, e interceptação. Os três primeiros mecanismos citados são predominantes (AMIRTHARAJAH, 1988; SÁ, 2006).

A ação de coagem ocorre majoritariamente na superfície do material filtrante e não depende da taxa de filtração. Os poros do leito filtrante são suficientemente pequenos para impedir a passagem de partículas de até um sétimo do diâmetro dos grãos de areia. A areia por sua vez, em tecnologias de filtração lenta, é capaz de reter partículas coloidais e bactérias devido ao baixo diâmetro efetivo (HUISMAN; WOOD, 1974).

A ação de sedimentação consiste na deposição das partículas suspensas sobre os grãos de areia. Este processo é semelhante ao que ocorre em um tanque de decantação convencional, porém, neste caso os depósitos se formam apenas no fundo, enquanto que em um filtro, a área total da superfície dos grãos está teoricamente disponível (HUISMAN; WOOD, 1974).

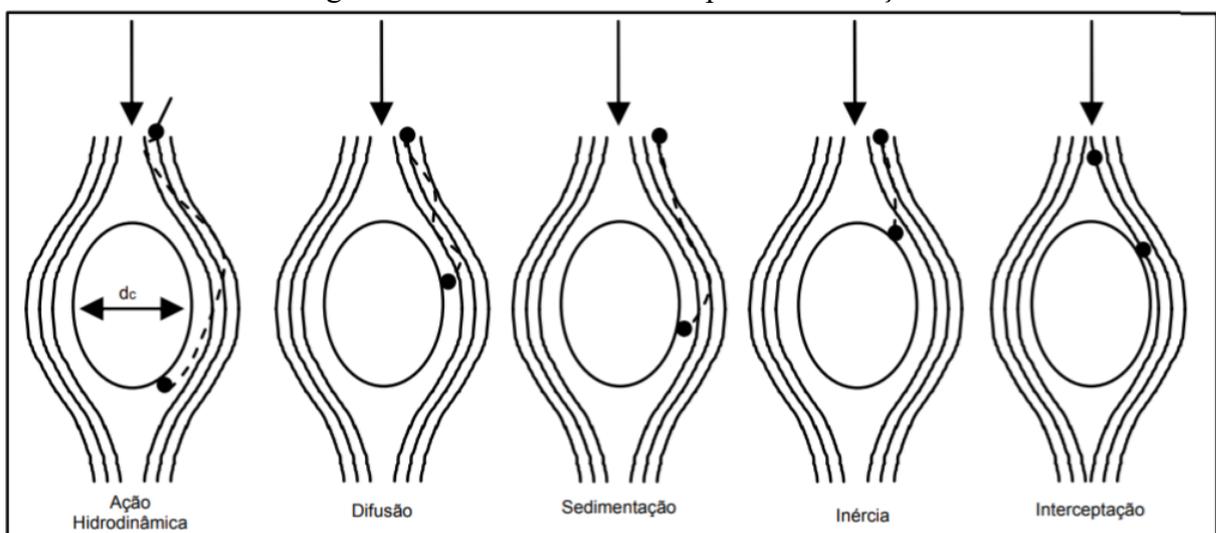
Na difusão ocorre o transporte das partículas devido ao movimento *browniano*. Isto é, o choque das moléculas do fluido nas partículas resulta no movimento aleatório das partículas e sua eventual retenção no meio filtrante (AMIRTHARAJAH, 1988).

Amirtharajah (1988) explica que na ação hidrodinâmica, o gradiente de velocidade das partículas em suspensão é diferente de zero e as extremidades destas partículas estão sujeitas a velocidades que provocam movimento giratório. Isso faz com que ocorra uma diferença de pressão na direção perpendicular à do escoamento. A diferença de pressão resulta em uma força que conduz a partícula para uma região de menor velocidade, sendo transportada até a superfície do coletor.

A ação de inércia ocorre quando a partícula tem velocidade superior a velocidade das linhas de fluxo, tendo quantidade de movimento suficiente para atravessar estas linhas e ser transportada ao encontro dos coletores. Já o mecanismo de interceptação ocorre quando a partícula a ser retida está próxima ao coletor, de modo que ao tocá-lo, adere-se ao mesmo (AMIRTHARAJAH, 1988).

A Figura 3 ilustra os mecanismos de transporte da filtração.

Figura 3 - Mecanismos de transporte da filtração



Fonte: Amirtharajah (1988).

A importância dos vários mecanismos de transporte depende principalmente da taxa de fluxo, tamanho da partícula, tamanho do grão e temperatura. No entanto, vários mecanismos de transporte geralmente atuam simultaneamente em uma partícula durante o processo de filtração (IVES, 1970; CAMPOS, 2002).

### 2.1.2.2 Mecanismo de Aderência

No mecanismo de aderência as partículas se ligam ao coletor através de forças de atração eletrostática, de Van der Waals e de adesão, sendo esta última a mais relevante. A combinação destas forças é comumente chamada de aderência (HUISMAN; WOOD, 1974).

Devido à natureza da estrutura cristalina, o grão de areia quando o filtro está limpo, apresenta carga inicialmente negativa. As bactérias apresentam carga elétrica negativa, não se aderindo aos grãos inicialmente, sendo um dos motivos pelo qual o filtro não se apresenta eficiente na remoção das impurezas quando a areia está limpa (SÁ, 2006).

No entanto, durante o processo de amadurecimento do filtro, o grão torna-se saturado de partículas com carga positiva. Isso possibilita a aderência de material coloidal, onde partículas orgânicas depositam-se na superfície dos grãos, formando um material viscoso contendo microrganismos, suas excretas e células mortas (SÁ, 2006; HUISMAN; WOOD, 1974; MANZ; ENG, 2004).

### 2.1.2.3 Mecanismo de Purificação

Por fim, o mecanismo de purificação nos filtros lentos é regido principalmente pela atividade biológica. Como já citado anteriormente, esta atividade biológica que está presente no *schmutzdecke* e no biofilme formado na superfície dos grãos, é responsável pela redução da matéria orgânica e patógenos presentes na água bruta (HUISMAN; WOOD, 1974).

Um filtro lento é um ecossistema onde vários organismos trabalham em condições aeróbicas. Os microrganismos podem se mover livremente entre as partículas de areia sob o fluxo vertical, onde as partículas de areia não se movem nem mesmo nenhuma mudança na taxa de fluxo (NAKAMOTO 2014).

No caso da atividade bacteriana, os organismos estão presentes principalmente na parte superior do leito do filtro e diminuem gradualmente com a profundidade, à medida que a fonte de alimento se torna mais escassa. Quando o filtro é limpo, raspando-se a camada superior, as bactérias desta camada também são removidas, sendo necessário um período de maturação para que a atividade biológica se reestabeleça (HUISMAN; WOOD, 1974).

## 2.2 ATIVIDADE BIOLÓGICA EM FILTROS LENTOS

Huisman e Wood (1974) relatam que em 1892 surgiram os primeiros indícios de que há purificação biológica nos filtros lentos, removendo microrganismos, além dos sólidos suspensos e outras impurezas. Comunidades vizinhas, Hamburgo e Altona (Alemanha), utilizavam o Rio Elba como fonte de abastecimento de água. Hamburgo realizava o tratamento através da decantação convencional, enquanto Altona utilizava a tecnologia da filtração lenta. Com a contaminação do rio, houve uma epidemia de cólera, causando 7500 mortes em Hamburgo, o que não aconteceu em Altona (HUISMAN, WOOD, 1974; DI BERNARDO, DANTAS, VOLTAN, 2017).

A atividade biológica mais discutida em filtração lenta ocorre no *schmutzdecke*, na parte superior do meio filtrante, porém, atividades influentes em todo o processo podem ocorrer na água sobrenadante de filtros descobertos e abaixo do *schmutzdecke* na superfície dos grãos de areia (IWASE et al., 2006; NAKAMOTO, 2011)

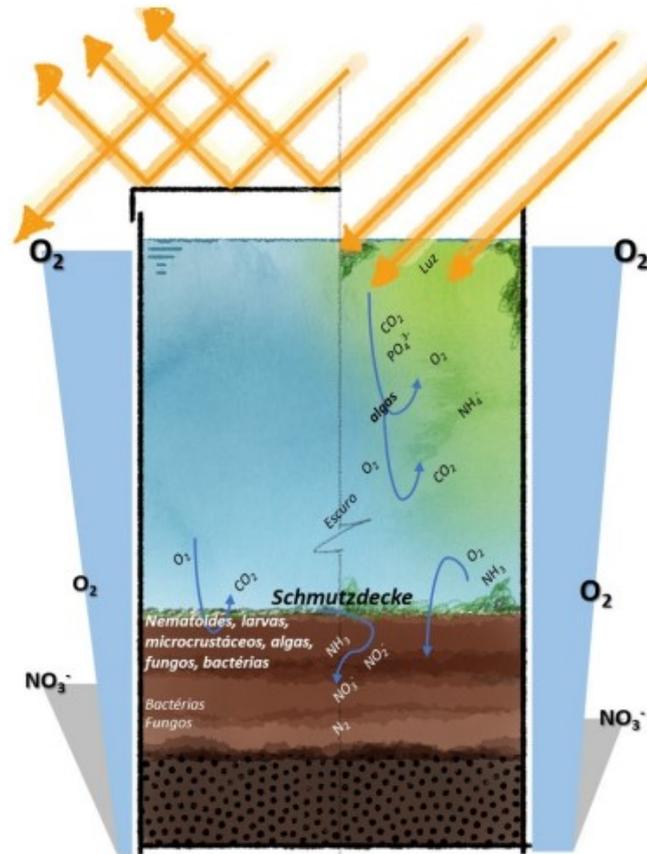
Nas últimas décadas a FL tem sido objeto de diversas conferências internacionais. Em 2014, no Japão por exemplo, foi realizado o evento *Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Process*. Na ocasião, Grahan e Collins (2014) discutiram os principais avanços da tecnologia de filtração lenta nos então últimos 30 anos.

Dentre suas constatações, os autores citam que houve uma evolução na compreensão razoável dos padrões espaciais e temporais no desenvolvimento da biomassa microbiana no *schmutzdecke* e no interior dos filtros. No entanto, muitos aspectos da natureza fundamental, dinâmica e as inter-relações da comunidade microbiana na FL permanecem incertas e requerem pesquisas mais aprofundadas (GRAHAN, COLLINS, 2014).

Os autores ainda relatam que embora a atividade biológica seja apontada como o principal mecanismo de purificação em filtros lentos, os estudos realizados geralmente são focados em variáveis operacionais, sem levar em consideração a sua influência nas atividades biológicas de forma quantitativa (GRAHAM; COLLINS, 2014).

Em estudo mais recente, De Souza (2020) se aprofundou no *schmutzdecke* e no meio filtrante, onde relata que além do *schmutzdecke*, a atividade biológica ocorre na água sobrenadante no filtro e ao longo da profundidade do meio filtrante na superfície dos grãos de areia. Estas interações biológicas na FL convencional podem ser visualizadas na Figura 4.

Figura 4 - Interações biológicas na FL convencional.



Fonte: De Souza (2020).

### 2.2.1 Atividade biológica na água sobrenadante

Como apresentado na Figura 4, os FL podem ser construídos de forma coberta ou expostos à luz solar. Nos filtros descobertos a incidência solar pode ser influente na atividade biológica, propiciando o crescimento de algas no sistema, o que pode ser suprimido quando os filtros são cobertos ou estão à sombra.

Segundo Huisman e Wood (1974), o processo de purificação da água em um FL começa na água sobrenadante. Durante o dia, sob a influência da luz solar, as algas absorvem dióxido de carbono, nitratos, fosfatos e outros nutrientes da água afluyente para formar novo material celular e oxigênio. O oxigênio se dissolve na água e reage com compostos orgânicos, tornando-os, por sua vez, mais assimiláveis por bactérias e outros microrganismos.

Pequenos microrganismos como os protozoários capturam e prendem qualquer material particulado, incluindo células germinativas. Existe uma cadeia alimentar de pequenos

protozoários a pequenos animais, como larvas de insetos, microcrustáceos, nematoides etc. Eles vivem perto da superfície da camada de areia (NAKAMOTO 2014).

De acordo com Di Bernardo, Minillo e Dantas (2010), na água sobrenadante, as microalgas podem ser encontradas em quantidades que podem variar desde 500 até 50000 cel./mL, com predominância, geralmente, de clorofíceas, com espécies móveis do gênero *Chlamidomonas* e não móveis, dos gêneros *Scenedesmus* ou *Ankistrodesmus*.

Como organismos autotróficos, as algas, através da presença de luz solar, usam minerais simples como água, dióxido de carbono, nitratos e fosfatos para sua composição celular, sendo essa sua propriedade mais significativa nos processos de tratamento, liberando oxigênio para o sistema (HUISMAN; WOOD, 1974).

Por sua vez, o oxigênio dissolvido na água reage com compostos orgânicos, tornando-os mais assimiláveis por bactérias ou outros microrganismos (HUISMAN; WOOD, 1974; IWASE et al., 2006). Além disso a condição aeróbia é essencial para a vida dos microrganismos presentes no ambiente (NAKAMOTO 2014).

De acordo com Bellinger et al. (1979) nos FL descobertos, até 30% da matéria orgânica sintetizada produzida pelas algas na água sobrenadante e na superfície da areia passa para o leito do filtro, sendo consumida pelas bactérias. Desta forma, o crescimento bacteriano também é considerado proporcionalmente relacionado à quantidade de entrada de carbono orgânico no *schmutzdecke* (CAMPOS et al. 2006)

Outros fatores influenciam a incidência de algas em filtros lentos como o fluxo, profundidade e nutrientes, e quais espécies são dominantes podendo, devido a isso, divergirem daquelas dominantes no corpo receptor (DE SOUZA, 2020).

Atualmente não há um consenso em relação à incidência solar e o crescimento de algas em filtros lentos em termos de melhoria de operação. Alguns autores, como Campos; Smith e Graham (2006) e Iwase et al., (2006) apontam que o crescimento de algas é fundamental para um bom aporte de oxigênio ao sistema, influenciando a atividade biológica no *schmutzdecke* e meio filtrante, melhorando a performance de tratamento e regulando o aumento da perda de carga no sistema

Outros estudos apontam que o crescimento de algas pode causar um aumento mais rápido da perda de carga no sistema (JABUR, 2006). Também há ainda aqueles que apontam que a quantidade de algas não tem influência nem no tratamento, nem no desenvolvimento de perdas de carga (KELKAR; TAJNE; DHAGE, 2009).

Contudo, todas essas questões podem estar relacionadas ao tipo e da quantidade de algas desenvolvidas no sistema (HUISMAN; WOOD, 1974; KELKAR; TAJNE; DHAGE, 2009), o que pode explicar a divergência em estudos diferentes.

### 2.2.2 Atividade biológica no *schmutzdecke*

Na superfície da camada de areia, ocorre a deposição de algas, bactérias e outros organismos presentes na água bruta sobrenadante, criando assim uma camada biológica, mais conhecida como *schmutzdecke*. Nela, ocorre a redução da matéria orgânica e patógenos da água tratada através da atividade biológica, representando a ação mais importante da filtração lenta (HUISMAN; WOOD, 1974; MCNAIR et al., 1987; CAMPOS et al., 2002; MELO, 2006).

As algas também se encontram presentes no *schmutzdecke*, podendo ser do tipo filamentosas, como as do gênero *Aulacoseira* e *Spirogyra*, ou variedades não filamentosas, destacando-se as diatomáceas e clorofíceas (DI BERNARDO, MINILLO, DANTAS, 2010).

Algas mortas e bactérias são consumidas no *schmutzdecke* e sais inorgânicos são liberados e compostos orgânicos nitrogenados são mineralizados e oxidados a nitrato (HUISMAN; WOOD, 1974).

A biomassa microbiana no *schmutzdecke* e no leito filtrante foi estudada e quantificada por Wu et al. (1990), Campos et al. (2002), e De Souza (2020). De acordo com Graham e Collins (2014), uma compreensão razoável dos padrões espaciais e temporais do desenvolvimento da biomassa tem sido obtido nos estudos envolvendo a FL.

No entanto, muitos aspectos da natureza fundamental, dinâmica e inter-relações da comunidade microbiana em FL permanece incerta e requer mais pesquisas (GRAHAM, COLLINS, 2014).

De acordo com Campos et al. (2002), a dificuldade em coletar amostras representativas de *schmutzdecke* e do material filtrante durante a operação do filtro, bem como a falta de um método simples para medir a biomassa microbiana são razões prováveis para a quantidade limitada de investigação em escala de campo dos mecanismos biológicos da FL.

### 2.2.3 Atividade biológica no meio filtrante

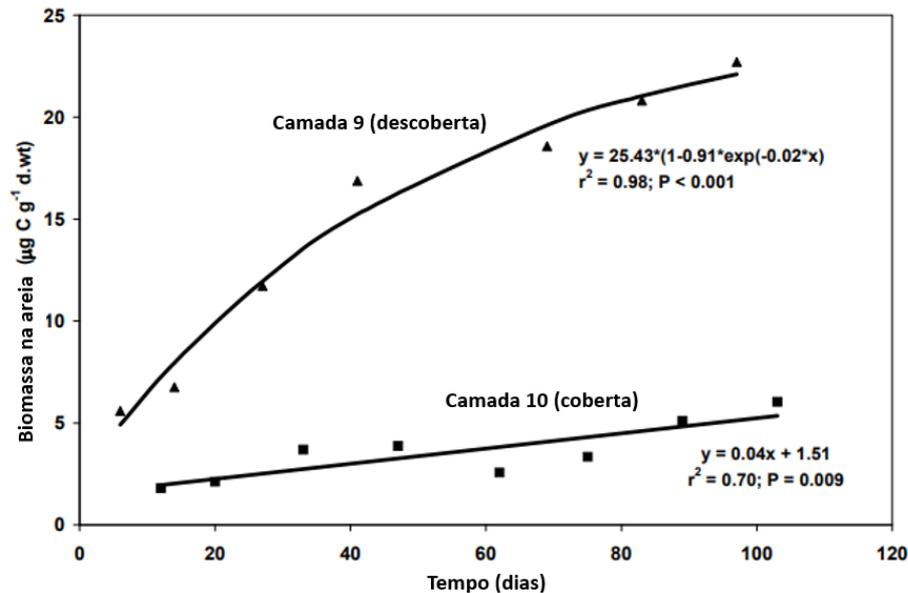
A FL é um processo biológico, e é preciso que ocorra a colonização com microrganismos, tais como bactérias, vírus, protozoários, metazoários, invertebrados, microalgas e seus produtos metabólitos, do topo da camada filtrante, geralmente em até 40 cm de sua profundidade, para que funcione satisfatoriamente (DI BERNARDO, DANTAS, VOLTAN, 2017). Diferentes formas de vida predominam em diferentes profundidades, porém a maior atividade ocorre perto da superfície, onde o alimento é abundante (CAMPOS et al., 2002).

Depois de passar pelo *schmutzdecke*, a água atinge o leito de areia e partículas, bactérias e vírus se fixam na superfície dos grãos de areia por atração de massa e forças elétricas. As superfícies do grão de areia ficam revestidas com uma camada semelhante em composição ao *schmutzdecke*, mas sem as partículas maiores e as algas, que não conseguiram penetrar. (CAMPOS et al., 2002).

No entanto, devido à sua forma, tamanho ou mobilidade, alguns gêneros de algas são capazes de penetrar no meio filtrante, tais como *Nitzschia* e *Synedra*, *Chlamidomonas*, *Euglena*, *Navicula* e *Phacus* (DI BERNARDO, MINILLO, DANTAS 2010). Certas espécies dos gêneros de diatomáceas de *Nitzschia* e *Navicula* penetraram a uma profundidade de 30 cm ou mais, contribuindo para o conteúdo de *clorofila-a* da areia.

Campos et al., (2002) analisaram o crescimento da biomassa em filtros lentos abertos à luz solar e em filtros cobertos. Como pode ser observado na Figura 5, a biomassa cresce em quantidade muito superior em filtros em que há a presença de luz solar (Bed 9) do que nos filtros cobertos (Bed 10).

Figura 5 - crescimento da biomassa com o passar do tempo em FL cobertos e descobertos.



Fonte: Traduzido de Campos et al. (2002).

Os autores concluem que a biomassa microbiana na areia dos filtros descobertos está amplamente relacionada às entradas de carbono proveniente da atividade fotossintética no *schmutzdecke* e envolve mecanismos que distribuem espacialmente o substrato de carbono do *schmutzdecke* para a areia (CAMPOS et al., 2002).

Na superfície dos grãos de areia ficam aderidas partículas orgânicas, propiciando sobrevivência de microrganismos que formam um biofilme, o qual contribui para a degradação biológica do sistema (HUISMAN; WOOD, 1974; NAKAMOTO, 2014).

O biofilme pode cobrir a areia em camadas de meio filtrante até 40 cm em média, onde se estabiliza. Já nas camadas mais profundas há diferentes formas de vida, porém, a maior atividade é reportada na superfície (MCNAIR et al., 1987; HER et al., 2008; HAIG et al., 2014).

Além da atividade biológica em diferentes partes do sistema, outras variáveis podem ser consideradas na atividade biológica em filtros lentos, também relacionadas entre si, como a temperatura, taxa de filtração e o aporte de oxigênio e nutrientes para o sistema.

Por fim, devido às variações de condições nutricionais e ausência de oxigênio no sistema, estudos relatam processos de nitrificação e desnitrificação na tecnologia de FL, ao longo do meio filtrante (NAKHLA; FAROOQ, 2003; MERMILLOD-BLONDIN; MAUCLAIRE; MONTUELLE, 2005; ASLAN; CAKICI, 2007).

Recentemente, De Souza et al. (2021) realizaram um estudo enriquecedor, abordando a temática da biomassa e atividade bacteriana em filtros lentos convencionais e retrolaváveis.

Dentre as análises realizadas, destacam-se o sequenciamento *High-throughput* da região 16S do rRNA, identificada antes e após a limpeza dos filtros.

Dentre as bactérias encontradas, destacam-se, a nível de filo: Proteobacteria (42% a 80%), Acidobacteria (3% a 22%), Verrucomicrobia (5% a 16%), Chloroflexi (3% a 15%), Bacteroidetes (4% a 12%), Actinobactérias (2% a 6%), Nitrospirae (0% a 6%), Chlorobi (1% a 6%) e Cianobactérias (0% a 2%) (DE SOUZA et al., 2021).

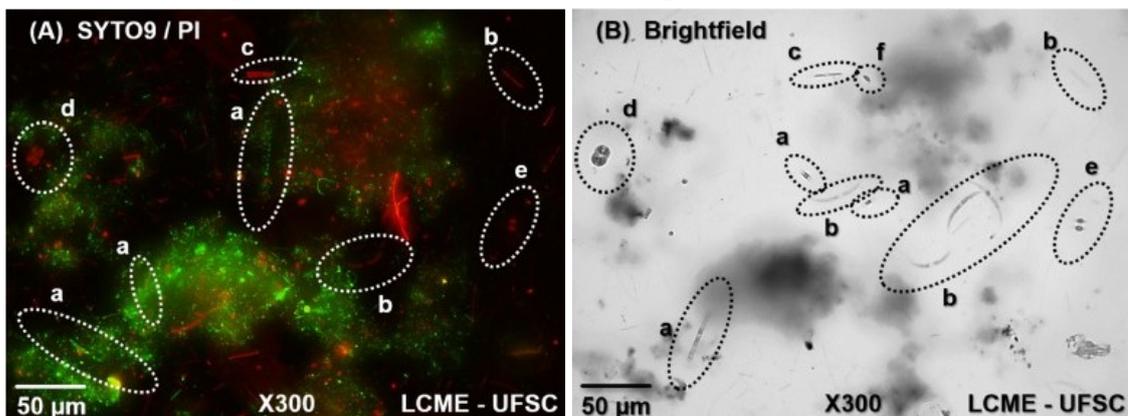
As proteobactérias são geralmente predominantes em FL, devido à disponibilidade e variabilidade do metabolismo desse filo no ambiente. Sua presença está relacionada à degradação de diversos compostos orgânicos em biofiltros. Outros filios de bactérias associadas à degradação da matéria orgânica foram Verrucomicrobia, Chloroflexi, Bacteroidetes e Actinobacteria. Além disso, as bactérias Nitrospirae são indicativas do processo de nitrificação em FL e mais comuns em camadas mais profundas (D'ALESSIO et al., 2015; HAIG et al., 2015; LAUTENSCHLAGER et al., 2014; LIAO et al., 2015).

Os autores ainda utilizaram metodologias quantitativas indiretas em casos específicos, como a contagem de unidades formadoras de colônia de fungos e bactérias (UFC), sólidos voláteis (SV) e biomassa celular. Microscopia de fluorescência e eletrônica de varredura também foram utilizadas como apoio para observação do meio filtrante.

A Figura 6 apresenta a observação em microscopia dos organismos diversos que compõem o *schmutzdecke*, como microalgas, especialmente diatomáceas, cianobactérias, bactérias e protozoários.

Na imagem é possível observar: (a) *Aulacoseira sp.*; (b) *Closterium sp.*; (c) *Fragilaria sp.*; (d) *Cosmarium sp.*; (e) *Staurastrum sp.*; e (f) Rotífero.

Figura 6 - Observação em microscopia do *schmutzdecke*



Fonte: De Souza et al., (2021).

Bellinger (1979) apontou que as populações de algas da água sobrenadante e da superfície da areia liberaram até 30% de seus produtos fotossintéticos como substâncias orgânicas extracelulares, que passam para o leito do filtro fornecendo uma fonte de substrato facilmente metabolizável para os organismos intersticiais, particularmente bactérias.

## 2.3 ATIVIDADE BIOLÓGICA E A QUALIDADE DA ÁGUA

Entre os vários processos biológicos que ocorrem na FL, a ação predatória, a maturidade do leito filtrante e o desenvolvimento do *schmutzdecke* são muito importantes para a purificação da água (HUISMAN; WOOD, 1974; NAKAMOTO, 2014).

Poynter e Slade (1977) *apud* Campos (2002) descobriram que os FL eram altamente eficientes na remoção de bactérias e vírus de reservatórios de água contaminados. Durante seus experimentos, um dos dois filtros sob investigação foi retirado de uso para reparos. O filtro foi recarregado com areia limpa e colocado novamente em uso. Uma diferença significativa no desempenho e na remoção de vírus foi observada entre os dois filtros com o filtro antigo, indicando uma eficiência de remoção dez vezes maior do que o novo leito de areia. A maturidade da areia foi importante no controle da remoção de cistos de *Giardia* e *Cryptosporidium*.

Collins et al. (1994) avaliaram a capacidade da FL em remover materiais precursores orgânicos quantificados por carbono orgânico dissolvido (COD), absorvância ultravioleta (UV) e potencial de formação de trihalometano (THMFP). A remoção de matéria orgânica natural e material orgânico precursor foram relacionados à biomassa do filtro e aumentaram com o aumento das concentrações de biomassa no filtro.

Na mesma linha, Eighmy et al. (1994) observaram que o acúmulo excessivo de biomassa pode obstruir o filtro, porém grandes quantidades de biomassa são necessárias para reduzir o carbono orgânico dissolvido não purificável, o potencial de formação de trihalometano e o carbono orgânico biodegradável para níveis mínimos.

### 2.3.1 Inibição da atividade biológica como procedimento de estudo

Para avaliar a importância dos mecanismos de remoção biológica ou físico-químicos na eficiência do tratamento em FL, é necessário eliminar um destes mecanismos durante a operação do filtro. De acordo com Weber-Shirk e Dick (1997), a eliminação dos mecanismos

físico-químicos não é considerada viável, sendo então necessárias técnicas para eliminar a atividade biológica em FL.

Vários agentes antimicrobianos de amplo espectro podem ser utilizados para realizar a inibição biológica, desde que seja utilizada uma substância que iniba os microrganismos, sem que seja alterada a capacidade das partículas de serem removidas por meios físico-químicos.

Bellamy, Hendricks e Logsdon (1985) utilizaram cloro como desinfetante para diferenciar o amadurecimento biológico do físico-químico em FL. Dentre os resultados obtidos pelos autores, destacam-se 60% da remoção de coliformes totais no efluente do filtro com atividade biológica inibida, enquanto o filtro controle (sem inibição), obteve percentual de remoção próximo à 98%.

Porém, vale salientar que o cloro é um oxidante forte que não faz distinção entre matéria orgânica viva e não viva. A matéria orgânica não viva pode também contribuir para o desempenho da filtração (WEBER-SHIRK; DICK, 1997a).

Sendo assim, quando essa matéria orgânica natural sem vida é oxidada pelo cloro, não há como comparar o desempenho de filtração de forma a avaliar exclusivamente os mecanismos de remoção biológica.

Em outros trabalhos de avaliação de filtração lenta e biofiltração, a azida de sódio foi utilizada (COSTA, 1980; WEBER-SHIRK; DICK, 1997b). Tal componente é um inibidor que age nos microrganismos interferindo na cadeia fosfatase, impedindo o ciclo da respiração e dessa maneira inibindo a ação dos microrganismos aeróbios.

Weber-Shirk e Dick (1997a) investigaram mecanismos físico-químicos e biológicos de remoção de partículas em filtros lentos de areia em escala de laboratório. Os papéis comparativos dos mecanismos físico-químicos e biológicos de remoção de partículas foram avaliados pela medição de *E. coli* e remoção de partículas na presença e ausência da azida de sódio (usada para inibir a atividade biológica). Os mecanismos físico-químicos de remoção de partículas foram importantes para a remoção de partículas acima de 0,75-10  $\mu\text{m}$ .

A eficiência da remoção de partículas aumentou com o acúmulo de partículas no leito do filtro. Já o decaimento na remoção de *E. coli* e de partículas menores que 2  $\mu\text{m}$  quando utilizada a azida de sódio indicou que os mecanismos biológicos melhoraram o desempenho do filtro lento (Weber-Shirk e Dick, 1997).

Carpenter e Helbling (2017) avaliaram a remoção de micropoluentes na produção de água potável através da biofiltração. Dentre os experimentos realizados, houve a inibição da

atividade biológica durante a filtração, sendo utilizada a azida de sódio ( $\text{NaN}_3$ ) como reagente inibidor.

Neste estudo, 5 micropoluentes (cimetidina, difenidramina, progesterona, ranitidina e venlafaxina) foram removidos na mesma proporção, tanto na filtração abiótica, quanto nos filtros sem inibição. Os autores atrelam estas remoções ao mecanismo de adsorção dos grãos de areia e, possivelmente da coluna de filtração (CARPENTER; HELBLING, 2017).

Elliott, Digiano e Sobsey (2011) investigaram a remoção dos vírus MS2 e PRD-1 em FL de operação intermitente em escala domiciliar. A taxa de redução dos vírus aumentou de acordo com o período de maturação dos filtros.

A azida de sódio foi utilizada para inibição da atividade biológica no filtro. Após a aplicação do inibidor, a redução de MS2 e PRD-1 durante o tempo ocioso do filtro foi nula, corroborando com a hipótese de que a atividade da comunidade microbiana é a responsável pela remoção dos vírus (ELLIOTT; DIGIANO; SOBSEY, 2011).

Rattier, Reungoat, Keller e Gernjak (2014) estudaram a remoção de micropoluentes por filtração biológica em biofiltros de antracito. No referido estudo, a remoção dos micropoluentes aumentou ao longo do tempo, indicando a relevância da atividade biológica. No entanto, o controle negativo - coluna de filtração com atividade biológica inibida - não mostrou nenhuma remoção significativa dos micropoluentes.

Uma vantagem do uso da azida de sódio em relação a compostos clorados é que não age na superfície do meio filtrante e em outros compostos orgânicos presentes, como os compostos exopoliméricos.

De modo semelhante, o conservante ProClin<sup>TM</sup> 950 é um biocida altamente eficaz oferecido para o controle de microrganismos em reagentes e produtos destinados ao uso diagnóstico *in vitro*. Em concentrações excepcionalmente baixas, o reagente erradica bactérias, fungos e leveduras por períodos prolongados (SIGMA-ALDRICH, 2020).

O uso do ProClin<sup>TM</sup> 950 apresenta algumas vantagens sobre a azida sódica, sem as preocupações de manuseio e descarte dos conservantes tradicionais. O reagente não apresenta problemas toxicológicos ou riscos à saúde nos níveis de uso recomendados, enquanto a azida sódica é muito tóxica e a ingestão ou inalação pode ser fatal (AFFATATO, 2004).

### 3 METODOLOGIA DE ESTUDO

De modo a se cumprirem os objetivos geral e específicos, os procedimentos práticos do presente estudo foram desenvolvidos por meio da operação de um sistema de filtração em escala de bancada, contendo 2 filtros lentos, os quais foram operados através do método convencional (filtração no sentido descendente e limpeza realizada por raspagem).

#### 3.1 SISTEMA PILOTO DE FILTRAÇÃO LENTA

Foi operado um sistema piloto composto por 2 filtros lentos em escala de bancada. Este sistema é uma adaptação de estudos anteriores envolvendo a tecnologia de FL, como Oliveira Neto (2019) e De Souza (2020).

Os filtros foram construídos obedecendo iguais parâmetros de projeto, de forma que a única diferença entre eles pode ser através da alimentação independente de água bruta, durante os ensaios de inibição da atividade biológica.

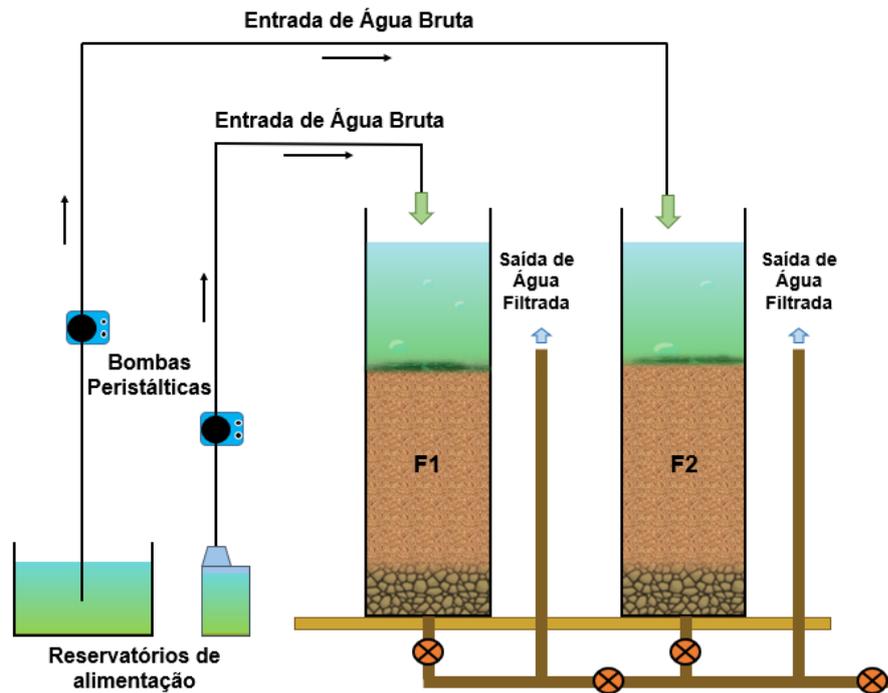
Os 2 filtros foram operados de acordo com a tecnologia de filtração lenta convencional, onde há o desenvolvimento do *schmutzdecke* e a limpeza é feita por raspagem. Durante o período experimental, os filtros tiveram de modo intercalada a atividade biológica no meio filtrante inibida, através da aplicação de um reagente inibidor na água afluente.

Os filtros são então, denominados:

- Filtro Lento Convencional 1 (**F1**);
- Filtro Lento Convencional 2 (**F2**);

A Figura 7 apresenta o layout do sistema piloto.

Figura 7 – Layout do sistema piloto



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

O sistema foi instalado e operado nas dependências do Laboratório de Potabilização das Águas (LAPOA), situado no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), em Florianópolis – Santa Catarina.

### 3.1.1 Características construtivas e operacionais dos filtros

As colunas de filtração são construídas de material acrílico, sendo possível a observação visual da água sobrenadante, *schmutzdecke* e meio filtrante. O diâmetro interno de cada coluna é de 6 cm.

No local há incidência solar, o sistema foi instalado próximo a uma parede com janelas. Desta forma, os filtros e os reservatórios de água bruta receberam iluminação solar moderada durante o dia.

As colunas de filtração foram envoltas por mantas do tipo “*black out*”, de modo a bloquear a incidência solar diretamente no meio filtrante, simulando a função da alvenaria em filtros lentos em escala real.

O meio filtrante é composto de areia e a camada suporte de seixos rolados. A Tabela 1 apresenta as principais características construtivas e operacionais dos filtros F1 e F2.

Tabela 1 – Características construtivas e operacionais dos filtros F1 e F2

Característica	F1	F2
Diâmetro da coluna	6 cm $A_F = 0,0028\text{m}^2 / 28\text{cm}^2$	6 cm $A_F = 0,0028\text{m}^2 / 28\text{cm}^2$
Taxa de operação	4 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> . d	4 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> . d
Vazão	11,2 L/d 7,8 mL/min	11,2 L/d 7,8 mL/min
Carga hidráulica máxima	40 cm	40 cm
Meio Filtrante (Areia)	L = 40 cm d <sub>10</sub> = 0,3 mm c <sub>u</sub> = 1,56	L = 40 cm d <sub>10</sub> = 0,3 mm c <sub>u</sub> = 1,56
Camada Suporte (Seixos Rolados)	L = 5 cm d = 6,65 – 12,7 mm L = 5 cm d = 3,18 – 6,65 mm L = 5 cm d = 2,0 – 3,18 mm	L = 5 cm d = 6,65 – 12,7 mm L = 5 cm d = 3,18 – 6,65 mm L = 5 cm d = 2,0 – 3,18 mm

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Após a realização dos ensaios preliminares (descritos no item 3.4), os filtros foram operados por um período de 4 semanas, até que se iniciassem os ensaios de inibição biológica. Esse período foi necessário para ocorrer a maturação da atividade biológica no sistema.

Os filtros foram operados de modo contínuo, por um período de aproximadamente 5 meses. A carreira de filtração dos filtros F1 e F2 foi fixada em 7 dias. Após a realização dos ensaios semanais, ambos os filtros eram limpos. Dessa forma, o tempo de operação atua de forma igualitária em ambos os filtros.

Após a limpeza, os filtros eram colocados novamente em operação, iniciando assim, uma nova carreira. O processo de limpeza é descrito com maiores detalhes no item 3.2.4.

### 3.1.2 Água bruta e alimentação dos filtros

A água bruta utilizada para abastecer o sistema é proveniente do Lago do Restaurante Universitário (RU) da UFSC, fonte de abastecimento já utilizada em estudos anteriores (ROECKER, 2018; OLIVEIRA NETO, 2019; DE SOUZA, 2020.)

A Tabela 2 apresenta valores característicos da água do Lago do Restaurante Universitário (AB – RU).

Tabela 2 – Características da água do lago RU

<b>Parâmetro</b>	<b>Antes da diluição</b>
Turbidez (uT)	37
Cor Aparente (uH)	399
Cor Verdadeira (uH)	30
Coliformes Totais (NMP / 100 mL)	17329
E. coli (NMP / 100 mL)	343,6
Clorofila - a ( $\mu\text{g} / \text{L}$ )	29,49
Condutividade Elétrica ( $\mu\text{S} / \text{cm}$ )	81,4
pH	8,84

Fonte: adaptado de Roecker (2018).

A água do lago do RU possui uma qualidade não indicada para utilização no seu estado puro em filtros lentos. Desta maneira, é necessário ser efetuada uma diluição com água de melhor qualidade, até que se atinjam os parâmetros compatíveis a esta tecnologia de tratamento.

A diluição foi realizada com água tratada, proveniente de tratamento convencional fornecida pela CASAN a qual foi armazenada em galões de 20 litros, por pelo menos um dia antes de ser realizada a diluição, de modo que se elimine o cloro residual e não haja interferência nos processos biológicos.

A água diluída para abastecimento do sistema foi armazenada em um reservatório principal de 78 litros, situado abaixo da cota dos filtros. A alimentação do sistema é realizada através de bombas peristálticas que enviam a vazão necessária individualmente para cada filtro.

O reservatório principal conta ainda com iluminação natural e recirculação interna, a fim de serem preservadas as características da água bruta.

Há também um reservatório secundário de 5 litros, que pode ser visualizado na Figura 7. Este reservatório armazena a mistura de água bruta + reagente inibidor da atividade biológica, sendo utilizado apenas durante os ensaios de filtração para abastecer o filtro que estava sendo inibido. Nos demais períodos os filtros F1 e F2 foram abastecidos pelo reservatório principal.

O abastecimento do reservatório de AB era feito sempre 1 dia antes da realização dos ensaios de inibição e de recuperação, não sendo necessário reabastecer até o término dos ensaios semanais. Este procedimento visou obter uma AB mais homogênea possível durante os experimentos.

## 3.2 OPERAÇÃO DO SISTEMA

O principal objetivo de se ter 2 filtros é a possibilidade de intercalação da inibição biológica em cada filtro durante o período experimental.

Os filtros F1 e F2 foram operados 7 dias por semana, com taxa de filtração de 4 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>. d. A carreira de filtração foi fixada em 7 dias para os 2 filtros, de modo que o tempo de operação não interfira na qualidade da água filtrada de modo separado.

### 3.2.1 Ensaios de inibição biológica

Durante o período experimental foi realizado 1 ensaio de inibição a cada 7 dias. A cada ensaio, foi realizada a inibição da atividade biológica em 1 dos filtros, enquanto o outro filtro era operado de forma normal (sem inibição biológica). Neste ensaio era monitorada a qualidade das águas bruta e filtradas de F1 e F2.

De modo geral, o ensaio de inibição consiste na aplicação de um reagente (Proclin 950<sup>TM</sup>) misturado na água bruta, responsável por inibir a atividade biológica no interior do filtro.

Semanalmente foi realizada a inibição da atividade biológica em 1 dos filtros. Durante cada ensaio foi monitorada a qualidade das águas bruta e filtradas de F1 e F2.

O tempo de aplicação do reagente inibidor foi de 7 horas por ensaio, ao mesmo tempo que o outro filtro foi operado normalmente, sem a aplicação do reagente inibidor.

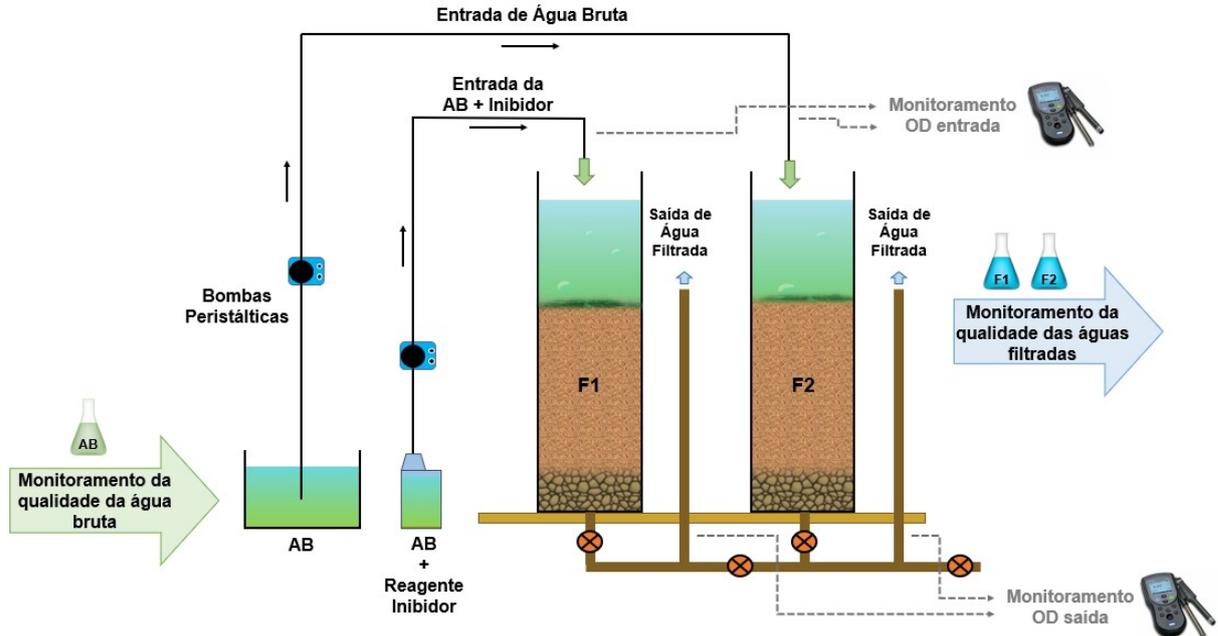
Na semana seguinte, o filtro que não recebeu o reagente inibidor passou a receber o reagente durante o ensaio de inibição, enquanto o outro filtro (que recebeu o reagente na semana anterior) foi operado normalmente, sem inibição.

Ao fim de cada ensaio, a aplicação do inibidor biológico era interrompida, com o filtro voltando a ser alimentado apenas com água bruta. Desta forma, cada filtro teve um intervalo de 14 dias entre uma inibição biológica e outra, de modo que o filtro já estivesse com uma maior maturação da atividade biológica, para uma amostragem que demonstre a real eficiência do sistema.

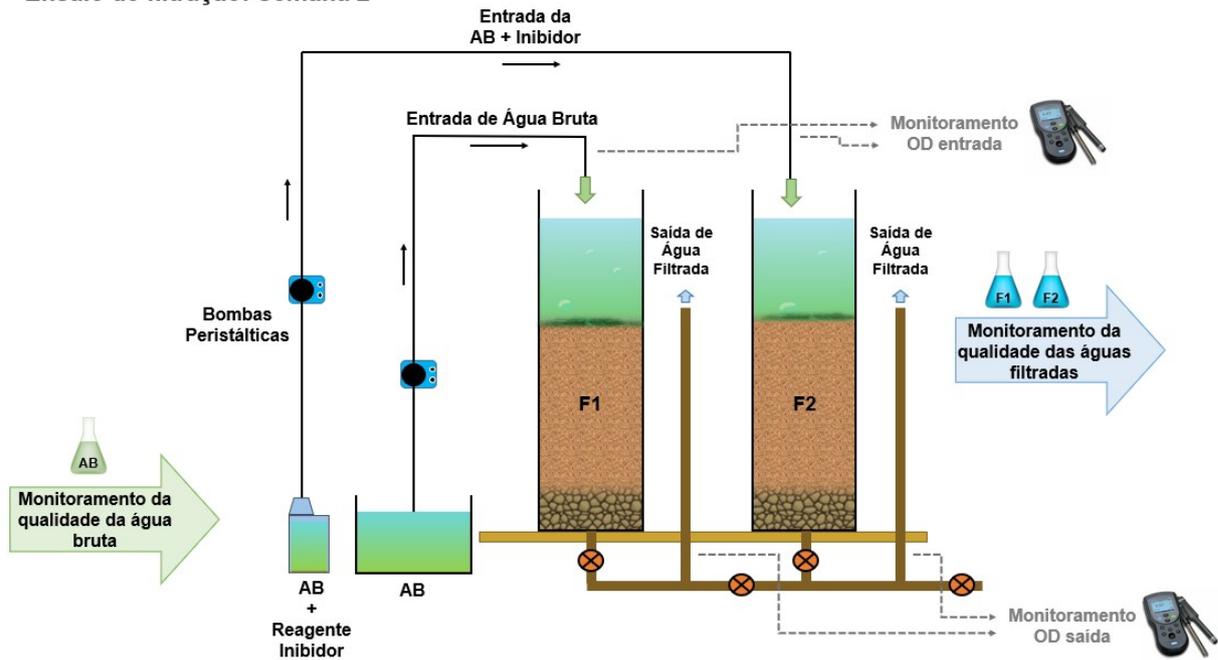
Um esquema dos ensaios de inibição é apresentado na Figura 8, onde é possível observar as diferenças operacionais entre uma semana e outra.

Figura 8 – Ensaio de inibição

## Ensaio de filtração: Semana 1



## Ensaio de filtração: Semana 2



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

A estrutura de cada ensaio de inibição é apresentada na Tabela 3. A aplicação do reagente inibidor em 1 dos filtros é iniciada no tempo 0:00h e finalizada em 07:00h. Os parâmetros descritos foram analisados nas águas bruta e filtradas de F1 e F2.

Tabela 3 – Ensaio de inibição

Parâmetro analisado	Horas de ensaio							
	0	1	2	3	4	5	6	7
<b>Turbidez</b>	x	x	x	x	x	x	x	x
<b>Cor Aparente</b>	x	x	x	x	x	x	x	x
<b>OD</b>	x	x	x	x	x	x	x	x
<b>pH</b>	x	x	x	x	x	x	x	x
<b>Temperatura</b>	x	x	x	x	x	x	x	x
<b>Cor Verdadeira</b>	x	-	-	-	-	-	-	x
<b>Abs. 254 nm</b>	x	-	-	-	-	-	-	x
<b>Coliformes Tot. <i>E. coli</i></b>	x	-	-	-	-	-	-	x*

\*análise apenas nas águas filtradas de F1 e F2

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

A cada hora durante o ensaio de inibição foi monitorada a perda de carga no interior dos filtros, para avaliação de possíveis interferências hidráulicas devido à inibição da atividade biológica. A perda de carga foi monitorada através de piezômetros instalados na coluna de filtração.

### 3.2.2 Ensaio de recuperação

Dado o término do ensaio de inibição, era cessada a aplicação do inibidor biológico e retornada a alimentação do filtro apenas com água bruta. A água sobrenadante do filtro em que estava ocorrendo a inibição era retirada, devido a presença de inibidor biológico. Nesse momento, era iniciado o ensaio de recuperação, com os filtros F1 e F2 em operação normal, ambos sendo alimentados com água bruta, sem inibidor. O objetivo do ensaio é avaliar a recuperação do filtro após o estresse da inibição da atividade biológica.

O monitoramento dos parâmetros de controle nas primeiras horas após o término do ensaio de inibição foi inviável, visto o horário de funcionamento do laboratório LAPOÁ durante o período experimental. Sendo assim, o monitoramento dos parâmetros era iniciado no dia seguinte, 17 horas após o término do ensaio de inibição (24 horas após o início).

A estrutura do ensaio de recuperação é apresentada na Tabela 4. Os parâmetros descritos foram analisados nas águas bruta e filtradas de F1 e F2.

Tabela 4 – Ensaio de recuperação

Parâmetro analisado	Horas após o fim da inibição							
	17	18	19	20	21	22	23	24
<b>Turbidez</b>	x	x	x	x	x	x	x	x
<b>Cor Aparente</b>	x	x	x	x	x	x	x	x
<b>OD</b>	x	x	x	x	x	x	x	x
<b>pH</b>	x	x	x	x	x	x	x	x
<b>Temperatura</b>	x	x	x	x	x	x	x	x
<b>Cor Verdadeira</b>	x	-	-	-	-	-	-	x
<b>Abs. 254 nm</b>	x	-	-	-	-	-	-	x

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Ao fim do ensaio de recuperação os filtros F1 e F2 eram mantidos em operação normalmente, até o início do ensaio de inibição, na semana seguinte.

### 3.2.3 Parâmetros de controle

Os parâmetros de qualidade de água monitorados nos ensaios de inibição e de recuperação, tanto na água afluenta aos filtros quanto na efluente, são apresentados na Tabela 5. Também são apresentadas metodologias, equipamentos e materiais utilizados (quando relevantes).

Tabela 5 – Análises das águas bruta e filtradas de F1 e F2

Parâmetro	Método	Equipamentos / Materiais
Oxigênio Dissolvido	Eletrodo de Clark	Sonda OD HACH HQ40D
Turbidez	Nefelométrico - 2130b (APHA, 2017)	Turbidímetro HACH 2100N
Cor Aparente	Espectrofotométrico, padrão Pt-Co. - 2120C (APHA, 2017)	Espectrofotômetro HACH DR2100 e DR2800
Temperatura	2550 B (APHA, 2017)	Sonda pH HACH HQ40D
pH	Eletrométrico – 4500-H+ B (APHA, 2017)	Sonda pH HACH HQ40D
Coliformes (Totais e <i>E. coli</i> )	Substrato Cromogênico Definido	Substrato ONPG-MUG COLILERT® Cartelas Quanti-tray®/2000 Lâmpada UV Estufa Selador Quanti-tray
Cor Verdadeira	Espectrofotométrico, padrão Pt-Co. - 2120C (APHA, 2017)	Espectrofotômetro HACH DR2100 e DR2800
Absorbância 254 nm		Espectrofotômetro OptizenPop 3000W
Carbono Orgânico Dissolvido	Combustão em Alta Temperatura	Analisador Shimadzu Toc5000A

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

O OD da água filtrada foi medido diretamente antes da saída da água dos filtros, não havendo contato da água com o oxigênio da atmosfera, enquanto o OD da água bruta foi medido diretamente no reservatório de AB.

Para a medição de cor verdadeira, carbono orgânico dissolvido (COD) e absorvância a 254 nm as amostras foram todas filtradas em membrana de fibra de vidro, livre de resina e 0,45 µm de abertura de poros (*Machery-Nagel* GF-5). As membranas foram limpas com 500 mL de água destilada, saturadas com 50 mL de amostra e assim 300 mL de amostra foram filtrados, o suficiente para as análises descritas.

Com relação aos ensaios de colimetria, quando necessário, as amostras foram diluídas anteriormente à incubação para a determinação dos coliformes. Todos os materiais e soluções utilizados foram autoclavados a 121°C por 20 min.

### **3.2.4 Limpeza dos filtros**

Durante a realização do período experimental, a carreira de filtração dos filtros F1 e F2 foi fixada em 7 dias. Os filtros eram lavados ao final de cada semana, logo após o ensaio de recuperação, com objetivo de diminuir um possível residual de reagente no interior dos filtros.

Os filtros F1 e F2 eram sempre lavados no mesmo dia, de modo que o tempo de operação não interferisse de forma diferente na maturação dos filtros.

A limpeza dos filtros consiste na remoção de 5 cm da camada superficial de areia. O material retirado foi lavado com água tratada da torneira, previamente armazenada em galões de 20 L para remoção do cloro residual e, após limpo, era reinserido no interior do respectivo filtro.

A areia foi retirada dos filtros por meio de um sifão, feito com mangueira de silicone de diâmetro interno de 5 mm. O procedimento atua de forma similar à raspagem realizada na operação de limpeza de FL convencional. A raspagem manual não é possível de ser realizada neste estudo, devido ao diâmetro interno das colunas ser reduzido.

No momento da limpeza, o registro de saída da água filtrada era fechado. Desse modo, a água sobrenadante permanece no interior do filtro, possibilitando o processo de sifonamento. Com o meio filtrante limpo reinserido nos filtros, a saída da água filtrada era aberta e os filtros eram colocados em operação novamente. Após 6 dias dava-se início o ensaio de inibição da semana seguinte.

### 3.3 INIBIÇÃO DA ATIVIDADE BIOLÓGICA

#### 3.3.1 Reagente inibidor

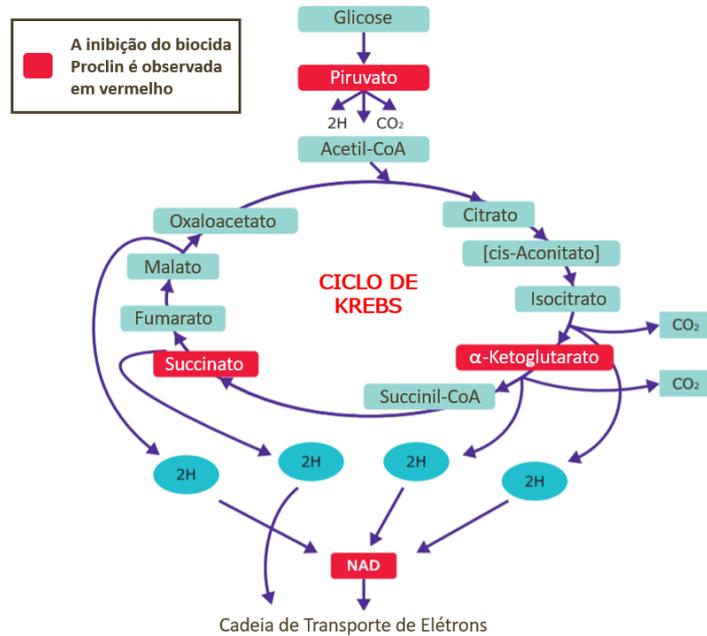
A inibição da atividade biológica foi realizada por meio da aplicação do reagente ProClin™ 950, que tem como princípio ativo o *2-metil-4-isotiazolin-3-ona* (MIT), com fórmula molecular  $C_4H_5NOS$ . O intuito de utilizar o conservante é de que não se destruam as paredes celulares, mas as atividades microbianas sejam cessadas, sendo então possível avaliar apenas a influência biológica dos microrganismos.

O desenvolvimento de biomassa no filtro auxilia no tratamento tanto por ações biológicas de biooxidação e predação, como com ações físicas de adsorção nas substâncias exopoliméricas liberadas pelos microrganismos quanto pela própria retenção física na massa microbiana (CARPENTER; HELBLING, 2017; WEBER-SHIRK; DICK, 1997a). A utilização do ProClin™ 950 permite que os mecanismos de retenção física sejam preservados.

O MIT, ingrediente ativo do conservante ProClin™ 950, atua no ciclo de Krebs em quatro pontos principais dos microrganismos aeróbios: as enzimas piruvato desidrogenase,  $\alpha$ -cetoglutarato desidrogenase, succinato desidrogenase e NADH desidrogenase. De Souza (2020) monitorou o desenvolvimento destes fungos e bactérias no interior de FL. Como todos estes microrganismos possuem pelo menos parte do ciclo de Krebs, o ProClin™ 950 possui amplo espectro em sua atividade.

A Figura 9 apresenta os processos do ciclo de Krebs onde o ProClin™ 950 age, inibindo a atividade biológica.

Figura 9 - Ciclo de ação do ProClin™ 950



Fonte: Sigma-Aldrich (2020).

### 3.3.2 Aplicação e dosagem

O ProClin™ 950 é um reagente comercializado em estado líquido, sendo composto por 9,5% de MIT em água, sem a adição de sais minerais. A faixa de pH de trabalho recomendada é de 2 a 12, portanto, não foi necessária correção do pH da água bruta.

De acordo com a recomendação do fabricante, a dosagem de ProClin™ 950 indicada para adequada inibição dos microrganismos é de 0,1% do produto comercial (SIGMA-ALDRICH, 2020). Deste modo, para cada 1L de água bruta, foi adicionado 1mL do reagente ProClin™ 950 na mistura.

O reagente foi aplicado diretamente na água bruta antes de iniciar o ensaio de inibição, sendo armazenado em reservatório de material inerte. Foi preparada apenas a quantidade necessária para o referido ensaio semanal, não havendo sobra de mistura AB + reagente.

A mistura contendo AB e ProClin™ 950 foi introduzida no filtro por meio da mesma bomba peristáltica de alimentação de água bruta. No início do ensaio de inibição, a mangueira de sucção da bomba era retirada do reservatório principal de água bruta e inserida no reservatório contendo a mistura AB + ProClin™ 950.

No início de cada ensaio era também calculada a quantidade necessária e introduzida a mesma dosagem de ProClin™ 950 na água sobrenadante do filtro em questão, evitando a diluição da mistura de AB + ProClin™ 950, bombeada do reservatório.

### 3.4 ENSAIOS PRELIMINARES

#### 3.4.1 Determinação do TDH dos filtros F1 e F2

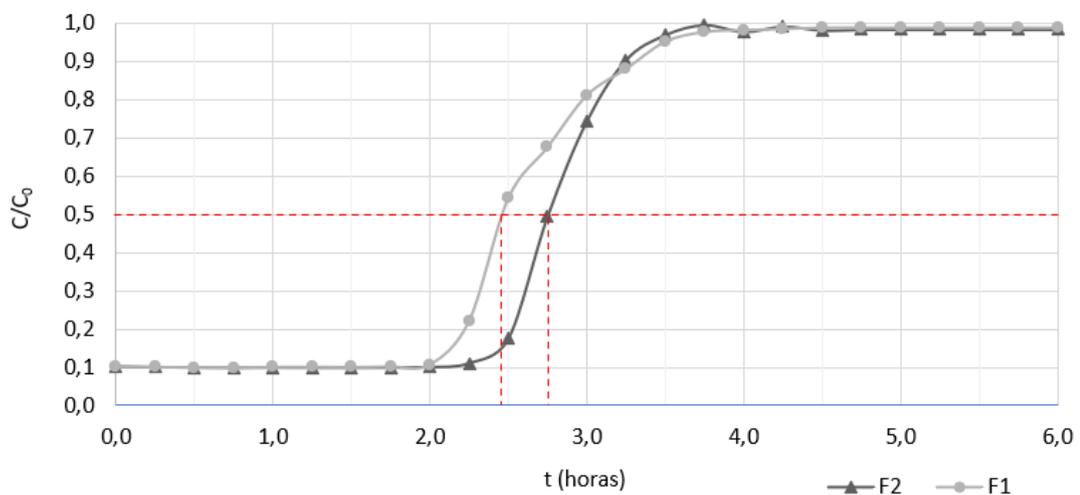
De modo a avaliar o comportamento hidrodinâmico nas colunas, foi determinado o tempo de detenção hidráulica (TDH) por meio de teste de traçador, utilizando-se solução de NaCl suficiente para um aporte de condutividade de aproximadamente 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

A escolha deste traçador foi feita com base na facilidade e segurança de manuseio, baixo custo e alta disponibilidade. Além disso, o NaCl é altamente solúvel em água e estável ao longo do tempo. A variação da condutividade elétrica no efluente foi medida em intervalos de 15 min para a determinação do TDH.

A

Figura 10 apresenta o comportamento dos filtros durante o ensaio do traçador e a Tabela 6 apresenta resumidamente os resultados obtidos.

Figura 10 – Ensaio do traçador no F1 e F2



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Tabela 6 – TDH das colunas de filtração

Parâmetro	F1	F2
$C_0$ ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	997	997
$C_i$ ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	101	102
$C_f$ ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	984	981
TDH (h)	2,5	2,7

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Conforme apresentado na Tabela 6, o TDH dos filtros F1 e F2 são de 2,5 horas e 2,7 horas, respectivamente. É importante ressaltar que o TDH foi determinado com as colunas de filtração limpas. Conforme os filtros entram em operação, há a colmatação natural gradativa no meio filtrante, diminuindo o TDH no interior das colunas.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os ensaios de filtração com e sem inibição da atividade biológica foram iniciados em novembro de 2021, sendo finalizados em fevereiro de 2022. Foram realizados 10 ensaios com dados contabilizados de inibição biológica e 10 ensaios com dados contabilizados sem inibição biológica, alternando as inibições entre os filtros F1 e F2. Os resultados apresentados nesta seção são referentes a estes ensaios finalizados.

Em virtude da quantidade do reagente ProClin™ 950 disponível, os ensaios de inibição biológica foram limitados a 7 horas de exposição ao reagente inibidor. Sendo assim, todos os parâmetros avaliados serão apresentados em um intervalo de 0 hora (início) e 7 horas, representando o fim do ensaio.

Os principais parâmetros quantitativos monitorados foram analisados estatisticamente com o auxílio do software *Minitab*® 18. Os dados foram comparados pelo método da análise de variância (*ANOVA* de um fator) com comparações pelo método de *Tukey* para o agrupamento entre as médias. A hipótese nula foi a de igualdade entre as médias, considerando diferenças com confiança acima de 95% ( $p < 0,05$ ).

### 4.1 INIBIÇÃO DA ATIVIDADE BIOLÓGICA

A inibição da atividade biológica na água bruta e no interior dos filtros foi monitorada através de parâmetros diretos e indiretos. Como parâmetro indireto foi monitorado o consumo de oxigênio dissolvido (OD) nas águas filtradas, em relação à água bruta. Já os parâmetros diretos foram monitorados por meio do controle da bactéria *Escherichia coli* no início e fim dos ensaios, nas águas bruta e filtradas.

A permanência do reagente ProClin™ 950 durante o período de análises foi monitorada pelos indicadores de absorvância 254nm e carbono orgânico dissolvido (COD) nas águas bruta e filtradas.

#### 4.1.1 Consumo de Oxigênio Dissolvido

O oxigênio dissolvido (OD) das águas filtradas foi um importante parâmetro de monitoramento indireto da eficiência da inibição da atividade biológica. Os microrganismos presentes na água bruta, no *schmutzdecke* e no meio filtrante consomem o OD da água no

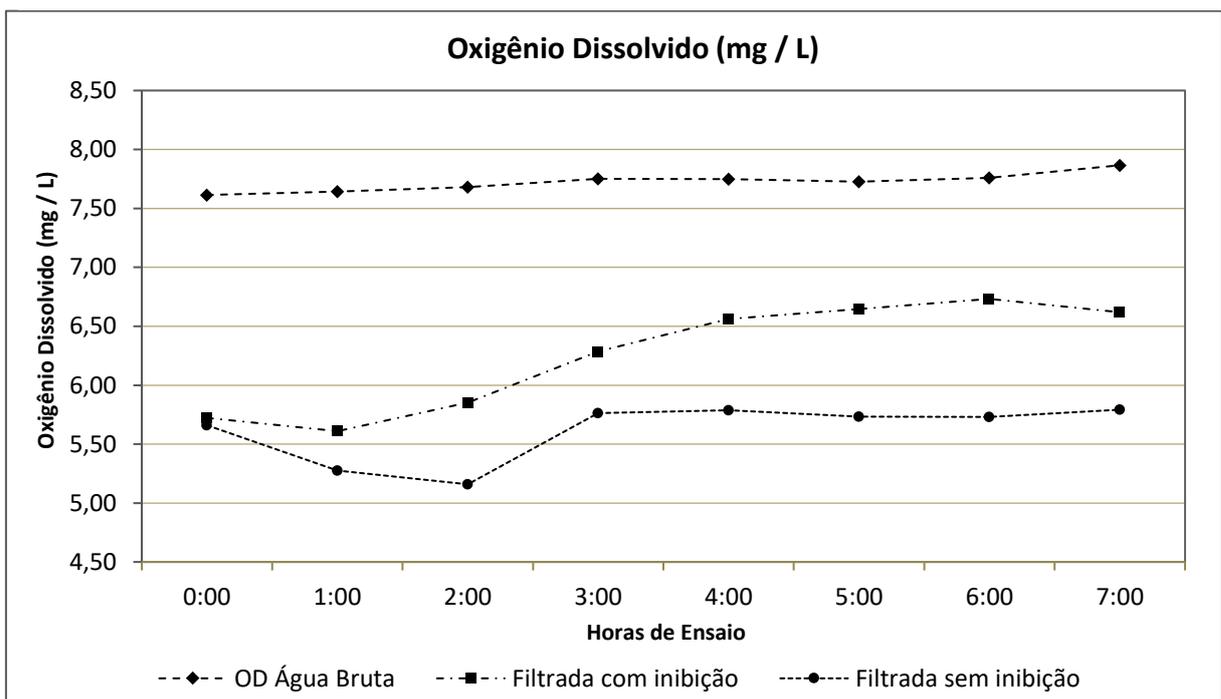
decorrer do processo de filtração, o que acarreta em uma diminuição na concentração de OD da água filtrada, em relação à água bruta.

Nos ensaios de inibição o reagente ProClin™ 950, atua no processo respiratório dos microrganismos aeróbios, bloqueando as etapas do ciclo de Krebs (SIGMA-ALDRICH, 2020). Diante disso, a inibição da atividade biológica reflete na disponibilidade de oxigênio dissolvido no interior do filtro.

Com o passar das horas de ensaio de inibição biológica, o OD da água filtrada tende a se aproximar do OD da água bruta, no filtro em que está sendo aplicado o reagente, em razão da inibição da atividade biológica.

Os níveis de OD na água bruta e águas filtradas (com e sem inibição biológica) ao decorrer do tempo de ensaio são apresentados na Figura 11. Os valores apresentados representam a média aritmética referente aos 10 ensaios realizados.

Figura 11 - Concentrações de OD na AB e filtradas de F1 e F2



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

No início dos ensaios (hora 0:00), o OD das águas filtradas encontra-se igualado, como pode ser observado na Figura 11. Com o decorrer das horas de ensaio, os níveis de OD das águas filtradas com e sem inibição biológica se distanciam. Após 4h, inicia-se uma estabilização no OD da água filtrada quando há inibição biológica. Neste momento, o OD da água filtrada sem inibição se encontra estabilizado.

## A

Tabela 7 apresenta o demonstrativo da análise estatística dos dados de OD das águas filtradas com e sem inibição da atividade biológica, durante os ensaios. É possível observar que há diferença significativa entre os grupos (médias horárias de OD) quando há inibição da atividade biológica, desde o início até o fim dos ensaios. No entanto, quando não há inibição da atividade biológica, não há diferença significativa entre os dados de OD (valor  $-p > 0,05$ ).

Tabela 7 - Análise *ANOVA* do OD durante o ensaio de inibição

OD médio (mg/L)	0:00	1:00	2:00	3:00	4:00	5:00	6:00	7:00	Valor F	Valor -P
Sem inibição	5,82	5,27	5,16	5,76	5,79	5,73	5,73	5,79	0,39	0,904
Com inibição	5,72	5,61	5,85	6,28	6,56	6,65	6,73	6,62	2,79	0,012

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

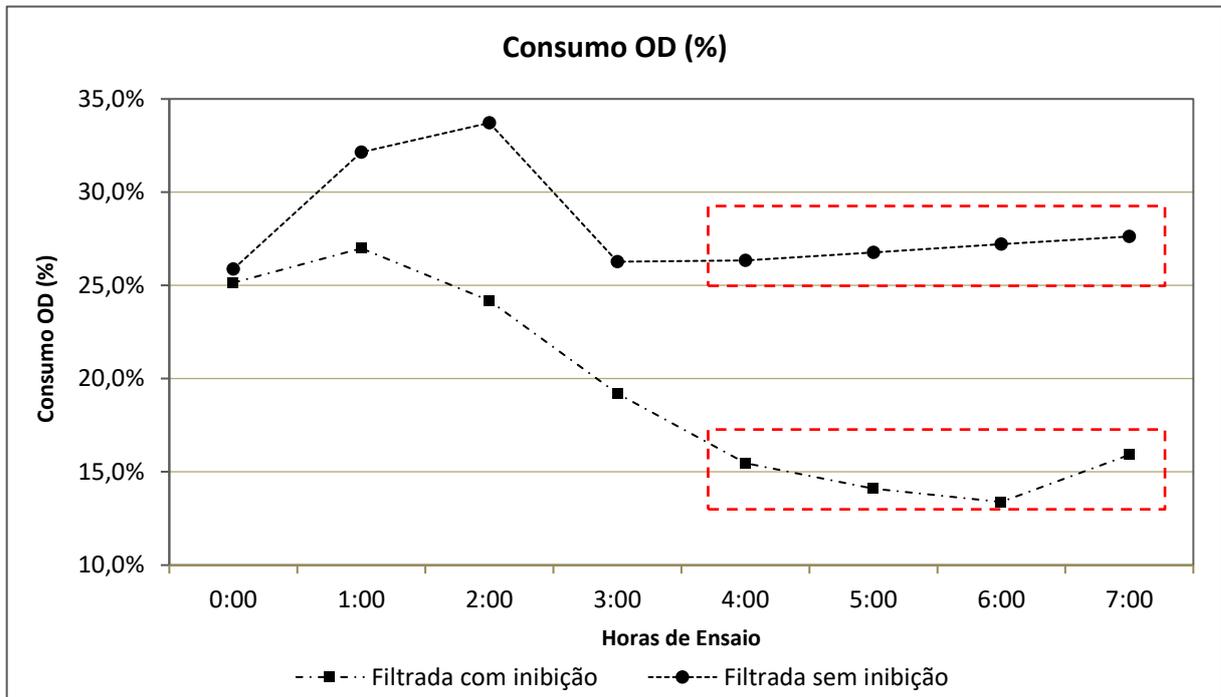
O aumento na concentração de OD ao longo dos ensaios com a aplicação do ProClin™ 950 entra em consonância com o princípio de ação do reagente: a inibição da atividade biológica aeróbia. Isso se explica, pois, a mistura de AB + ProClin™ 950 realiza a inibição na água sobrenadante, nos organismos presentes no *schmutzdecke* e também no meio filtrante, à medida que vai percorrendo pelos grãos de areia, onde há a presença dos biofilmes.

O reagente ProClin™ 950 realiza a quebra no ciclo de respiração desses microrganismos, fazendo com que o OD presente na água seja consumido com menor intensidade, conforme dá-se o tempo de reação para inibição da atividade biológica.

O OD também foi utilizado como parâmetro de monitoramento da atividade biológica nos estudos de Peter et al. (2011). Os autores avaliaram a biodiversidade e capacidade de remoção de COD dos biofilmes formados no interior de biorreatores, para o tratamento de água. No estudo de Peter et al. (2011), a constância no consumo de OD foi utilizada como ferramenta para validação do funcionamento do ecossistema (PETER et al., 2011).

A Figura 12 apresenta o consumo de OD nas águas filtradas, a partir do início dos ensaios de filtração com e sem inibição biológica. É destacado na figura a estabilização dos consumos de OD a partir da hora 04:00 dos ensaios.

Figura 12 - Consumo de OD nas águas filtradas



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

A partir da quarta hora de ensaio, o consumo médio de OD da água filtrada sem inibição biológica é de 27,0%, enquanto quando há a inibição da atividade biológica, o consumo médio de OD é de 14,7%, no mesmo intervalo de tempo de análise. Isso representa um decaimento de 45,5% no consumo de OD da água filtrada quando há a inibição da atividade biológica, quando comparado ao consumo de OD sem a aplicação do ProClin™ 950.

Vale destacar que o tempo de detenção hidráulica (TDH) dos filtros F1 e F2 são de 2,5 horas e 2,7 horas, respectivamente. O TDH foi determinado com as colunas de filtração limpas. Conforme os filtros entram em operação, há a colmatação natural gradativa no meio filtrante, aumentando o TDH no interior das colunas. Isso explica o aumento expressivo dos níveis de OD entre a segunda e quarta hora dos ensaios de inibição.

Para consolidação dos dados, foi realizada a análise estatística das médias de consumo de OD ao final dos ensaios, após 07:00 horas com e sem inibição biológica. Os dados analisados dos dois grupos não apresentaram relação entre si (valor  $-p < 0,05$ ), conforme apresentado na Tabela 8.

Tabela 8 – Análise *ANOVA* do consumo de OD após ensaio de inibição

Consumo OD	7:00 (com inibição)	7:00 (sem inibição)	Valor F	Valor -P
Consumo médio OD	16%	28%	5,85	0,027

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

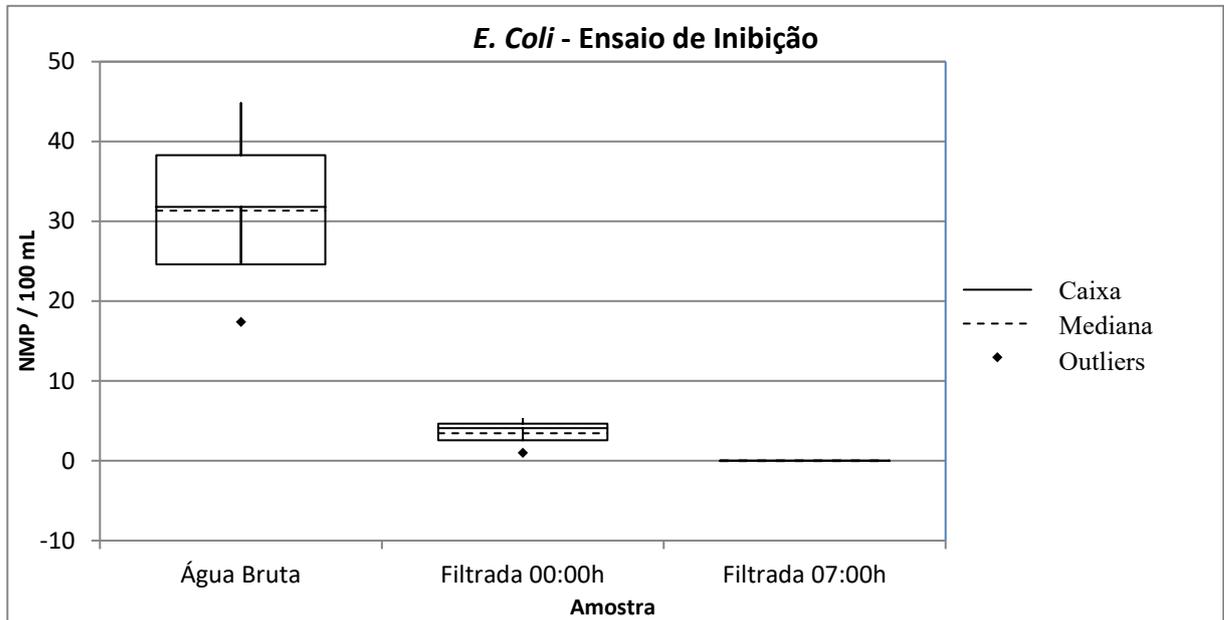
O monitoramento das concentrações de OD evidenciou a eficácia do ProClin™ 950 na inibição da atividade biológica. Contudo, mesmo com a adição do reagente, houve consumo de OD na água filtrada.

Uma das possíveis causas é que o espectro de ação do ProClin™ 950 não atinja toda a gama de microrganismos que estão presentes na filtração lenta e consomem o OD no interior dos filtros.

Acredita-se também que maiores dosagens do reagente possam ser testadas em estudos futuros, visto que o ProClin™ 950 é um conservante utilizado para culturas *in vitro*, e as concentrações recomendadas pelo fabricante podem não ser suficientes para inibição de toda a comunidade microbiana dos filtros lentos.

#### 4.1.2 Monitoramento de *Escherichia coli*

A remoção de *E. coli* foi um dos parâmetros de monitoramento direto da efetividade de inibição biológica na água em análise. A Figura 13 apresenta os quantitativos médios das análises de *E. coli* na água bruta e na água filtrada no início e fim dos ensaios com inibição da atividade biológica.

Figura 13 - Concentração de *E. Coli* nas águas bruta e filtrada

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

A remoção média dos filtros é de 89% antes da inibição da atividade biológica, enquanto que a remoção é de 100% após os testes de inibição. Isto é, a aplicação do ProClin™ 950 inibiu a atividade da bactéria *E. coli* na água filtrada.

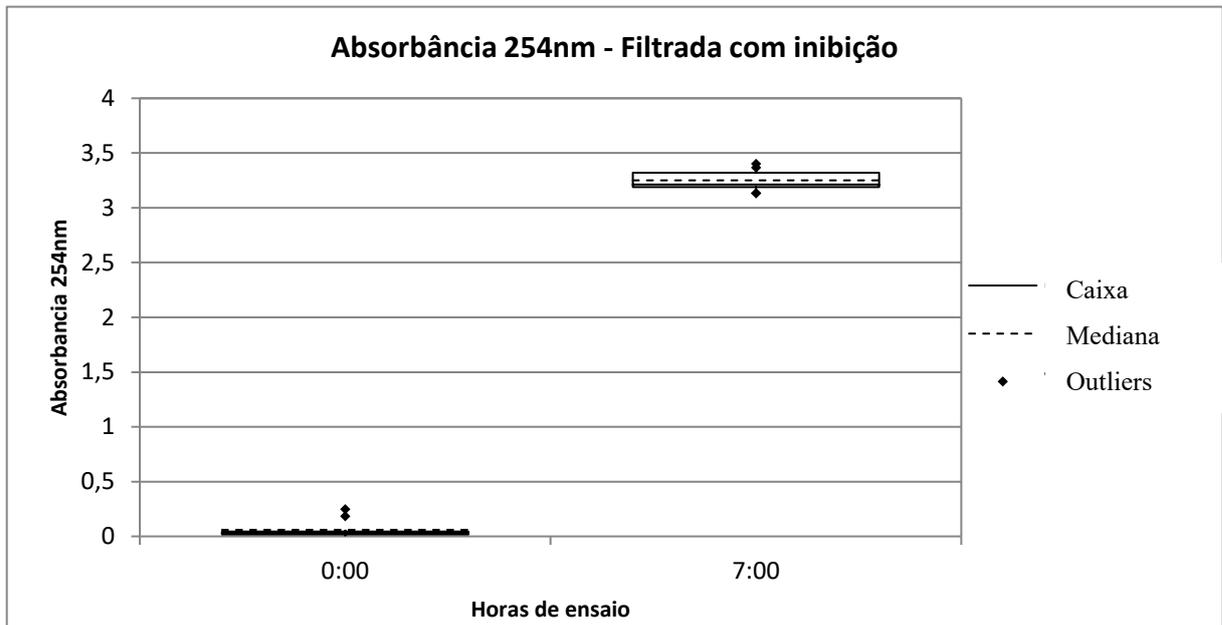
Como aporte ao estudo, foram realizadas também análises de coliformes totais e *E. Coli* apenas na água bruta antes e após aplicação da dosagem de ProClin™ 950, sem passar pelo processo de filtração. Nesses casos, 100% das análises apresentaram ausência de Coliformes Totais e *E. Coli* após a aplicação do inibidor.

Com as remoções totais de coliformes totais e *E. coli* nas águas bruta e filtradas após a adição de ProClin™ 950, fica evidente a eficácia na inibição biológica para estes microrganismos.

#### 4.1.3 Absorbância 254 nm e COD

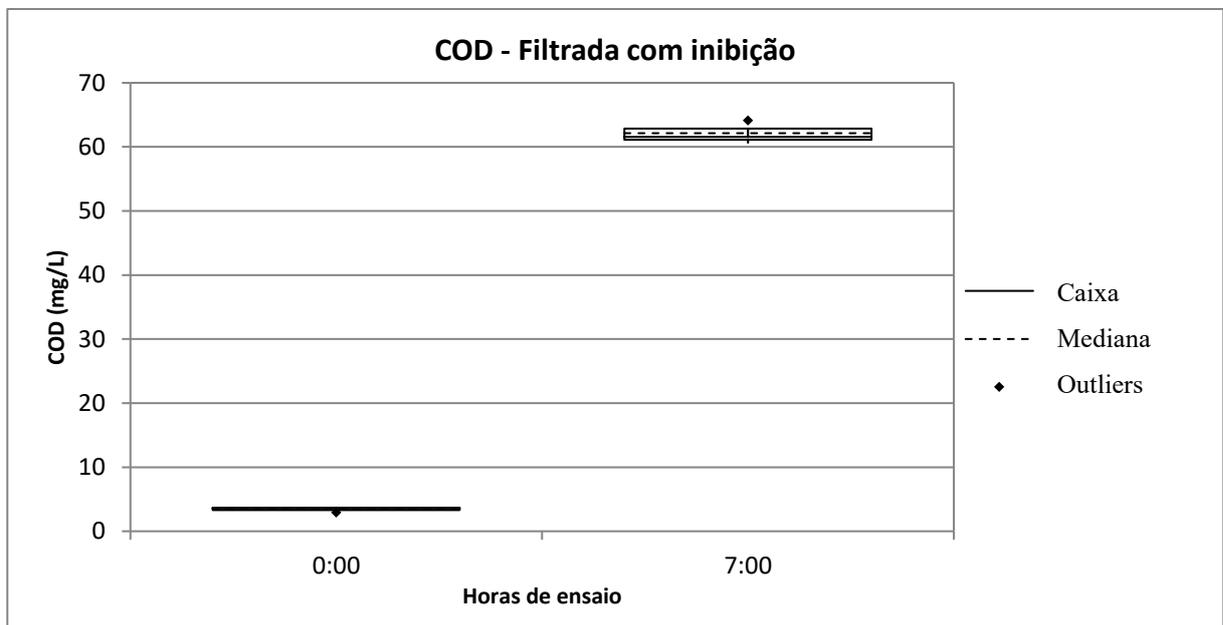
Foram obtidos valores significativos após as análises de absorbância 254 nm e COD nos ensaios com inibição da atividade biológica. A Figura 14 apresenta o resultado das análises de absorbância 254 nm no início e fim dos ensaios, enquanto a Figura 15 ilustra as análises de COD, em mesmas condições.

Figura 14 - Absorbância 254 nm no início e fim do ensaio de inibição



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Figura 15 - COD no início e fim do ensaio de inibição



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

O aumento significativo de COD e absorbância 254nm na água após inibição é proveniente da natureza química do reagente inibidor. Os resultados apresentados evidenciam

a permanência do ProClin™ 950 após a passagem pelo interior dos filtros durante os ensaios de inibição.

## 4.2 QUALIDADE DA ÁGUA

Durante os 10 ensaios validados foram coletadas amostras de hora em hora para avaliação da qualidade das águas bruta e filtradas.

Como era esperado, os ensaios em que não tiveram inibição da atividade biológica resultaram em uma água filtrada de melhor qualidade. Os parâmetros que apresentaram maior disparidade nos resultados com e sem inibição biológica foram turbidez, cor aparente e cor verdadeira.

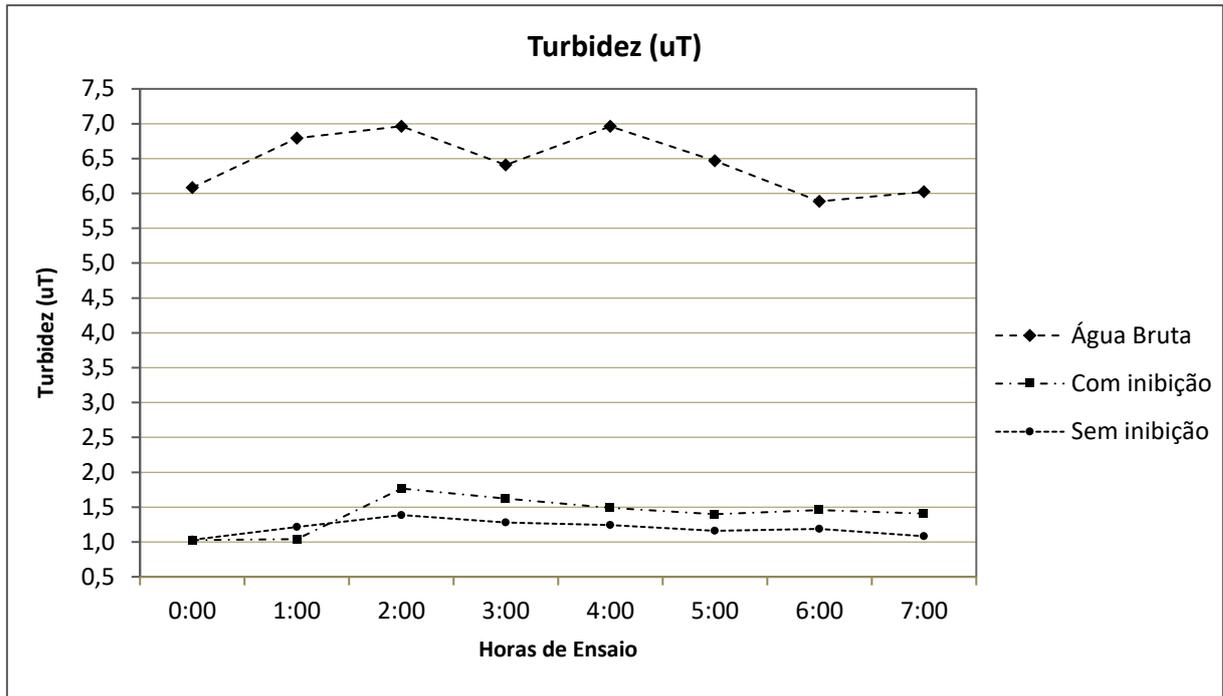
### 4.2.1 Turbidez

As médias de turbidez das águas bruta e filtradas com e sem inibição biológica são apresentados na Figura 16. Como pode ser observado, a turbidez da AB teve pouca variação, mantendo entre 6 e 7 uT durante os ensaios. Essa linearidade é devida a recirculação interna e o enchimento do reservatório 1 dia antes dos ensaios, garantindo a não necessidade de abastecimento durante os experimentos.

Em relação as águas filtradas, há uma elevação na turbidez média quando há a inibição da atividade biológica entre a primeira e a segunda hora de ensaio. Esse decaimento na qualidade da água, em termos de turbidez, se mantém no decorrer do ensaio.

Quando não há a inibição da atividade biológica, a turbidez da água filtrada apresenta uma linearidade mais uniforme, mantendo valores médios mais baixos do que as amostras dos ensaios de inibição, em todo o tempo após a elevação dos valores médios supracitados.

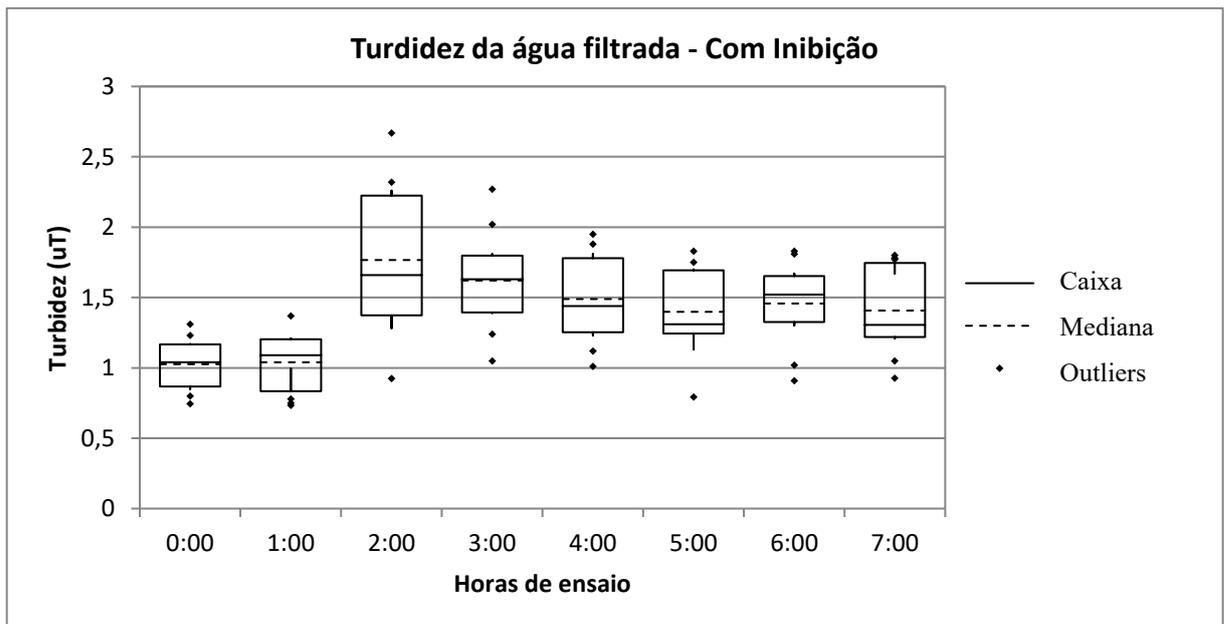
Figura 16 - Turbidez das águas bruta e filtradas nos ensaios de inibição



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

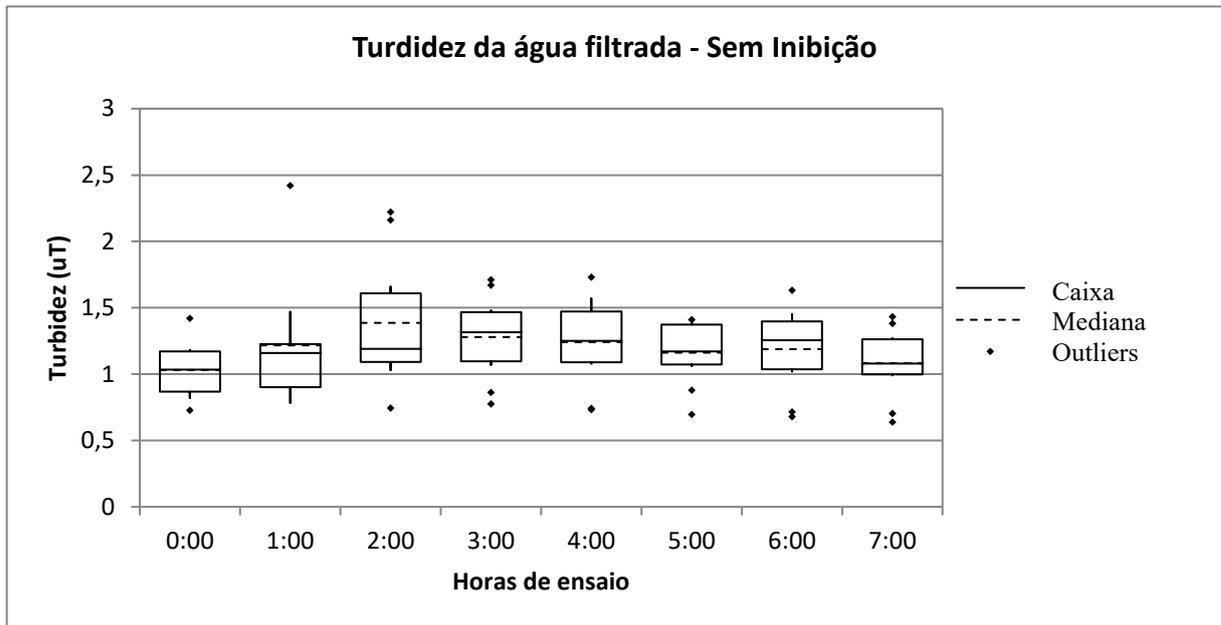
Para melhor exploração dos resultados, o *boxplot* dos dados de turbidez das águas filtradas com e sem inibição biológica são apresentados na Figura 17 e na Figura 18.

Figura 17 - Boxplot de turbidez da água filtrada durante ensaio de inibição



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Figura 18 - Boxplot de turbidez da água filtrada durante ensaio de filtração



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

É perceptível o aumento nos dados de turbidez a partir da segunda hora de ensaio em ambos os casos, com e sem inibição da atividade biológica. Possivelmente esse aumento na turbidez média é influenciado pela temperatura da água, onde há também um aumento considerável comparado às duas horas anteriores. Os dados de temperatura são apresentados na seção 4.3.2. Contudo, o pico de turbidez após a segunda hora nos ensaios de inibição é mais elevado, mantendo os dados médios elevados nas horas seguintes.

A análise estatística (ANOVA) das médias de turbidez indicou que quando não há inibição da atividade biológica, os valores médios de turbidez da água filtrada ao longo do ensaio não apresentam diferença significativa entre si, com nível de significância ( $\alpha$ ) de 0,05.

Em relação às médias de turbidez da água filtrada dos ensaios com inibição da atividade biológica, a análise estatística indicou que há diferenciação entre a turbidez média da água filtrada no decorrer do ensaio, também considerando nível de significância ( $\alpha$ ) de 0,05.

Tabela 9 - Turbidez média horária da água filtrada durante os ensaios

Turbidez média	0:00	1:00	2:00	3:00	4:00	5:00	6:00	7:00	Valor F	Valor -P
Sem inibição	1,03	1,22	1,39	1,28	1,24	1,16	1,19	1,08	1,05	0,405
Com inibição	1,03	1,04	1,77	1,62	1,49	1,40	1,46	1,41	5,56	0,001

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Também foram avaliadas as médias de turbidez das águas filtradas ao término dos ensaios. Novamente os dados apresentaram diferença estatística entre os grupos (com e sem inibição da atividade biológica). O resultado do teste é apresentado na Tabela 10, de forma resumida, apresentando apenas as médias consolidadas, bem como o valor de -p.

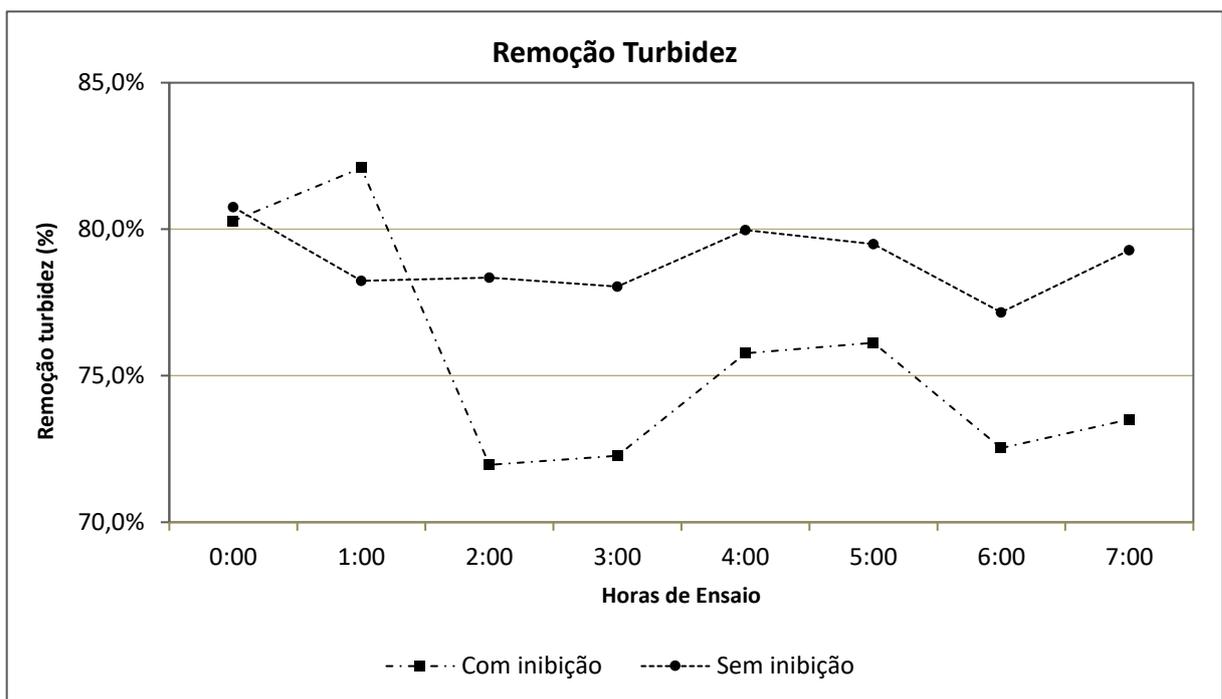
Tabela 10 – Análise *ANOVA* das médias de turbidez após ensaio de inibição

Turbidez média	7:00 (com inibição)	7:00 (sem inibição)	Valor F	Valor -P
Turbidez (uT)	1,41	1,08	6,04	0,024

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Para melhor comparação entre os ensaios com e sem inibição biológica, foi analisada a eficiência de remoção de turbidez no decorrer dos ensaios. A Figura 19 apresenta os dados de remoção de turbidez nas águas filtradas com e sem inibição.

Figura 19 - Remoção de turbidez durante os ensaios (com e sem inibição)



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

É perceptível o decaimento na eficiência de remoção de turbidez após a segunda hora de ensaio, quando há inibição da atividade biológica. A partir da segunda hora, a remoção média é de 78,7% sem inibição biológica, enquanto quando há inibição, a remoção média é de 73,7%, uma perda de 5,0% de eficiência.

Atrela-se essa perda de eficiência à parcela de contribuição dos mecanismos biológicos no processo de purificação da água, tendo em vista que a comunidade microbiana existente no interior dos filtros exerce a função de captura e predação de contaminantes que prejudicam a qualidade da água.

Tais resultados convergem com o estudo de Weber-Shirk e Dick (1997), que avaliaram os mecanismos de filtração em filtros lentos em escala de bancada. Nesse estudo, os autores utilizaram um contador de partículas para monitorar a qualidade da água filtrada antes e após a inibição da atividade biológica. As partículas de 0,75 a 10,0  $\mu\text{m}$  de diâmetro foram removidas por mecanismos físico-químicos.

No entanto, apesar da parcela de contribuição dos mecanismos físico-químicos, os mecanismos biológicos tiveram atribuição importante na remoção de partículas de 0,75 a 2,0  $\mu\text{m}$  de diâmetro (WEBER-SHIRK E DICK, 1997).

Nakamoto (2014) destaca que no interior de filtros lentos existe uma cadeia alimentar de pequenos protozoários a pequenos animais, como larvas de insetos, microcrustáceos, nematoides entre outros. Além disso, pequenos microrganismos presentes no interior dos FL, como os protozoários capturam e prendem qualquer material particulado, incluindo células germinativas (NAKAMOTO 2014).

Na ausência destas atividades biológicas devido à aplicação do reagente ProClin™ 950, há chances de essas impurezas presentes na água bruta não serem capturadas e transpassarem pelo meio filtrante, ocasionando o incremento na turbidez da água filtrada.

Entende-se que a perda de 5,0% de eficiência em remoção de turbidez não foi mais expressiva pois, mesmo havendo a inibição da atividade biológica, a biomassa se manteve preservada, promovendo a retenção por mecanismo físico-químico. O ProClin™ 950 preserva a estrutura celular dos microrganismos, não alterando a biomassa presente no interior dos filtros. As interações entre a comunidade biológica e a qualidade da água filtrada tendem a melhorar com o acúmulo de biomassa, contribuindo para a remoção da turbidez e da maioria dos patógenos biológicos, como bactérias, vírus e cistos de protozoários (DE SOUZA et al., 2021; HIJNEN et al., 2004; BELLAMY et al., 1985; MCNAIR et al., 1987).

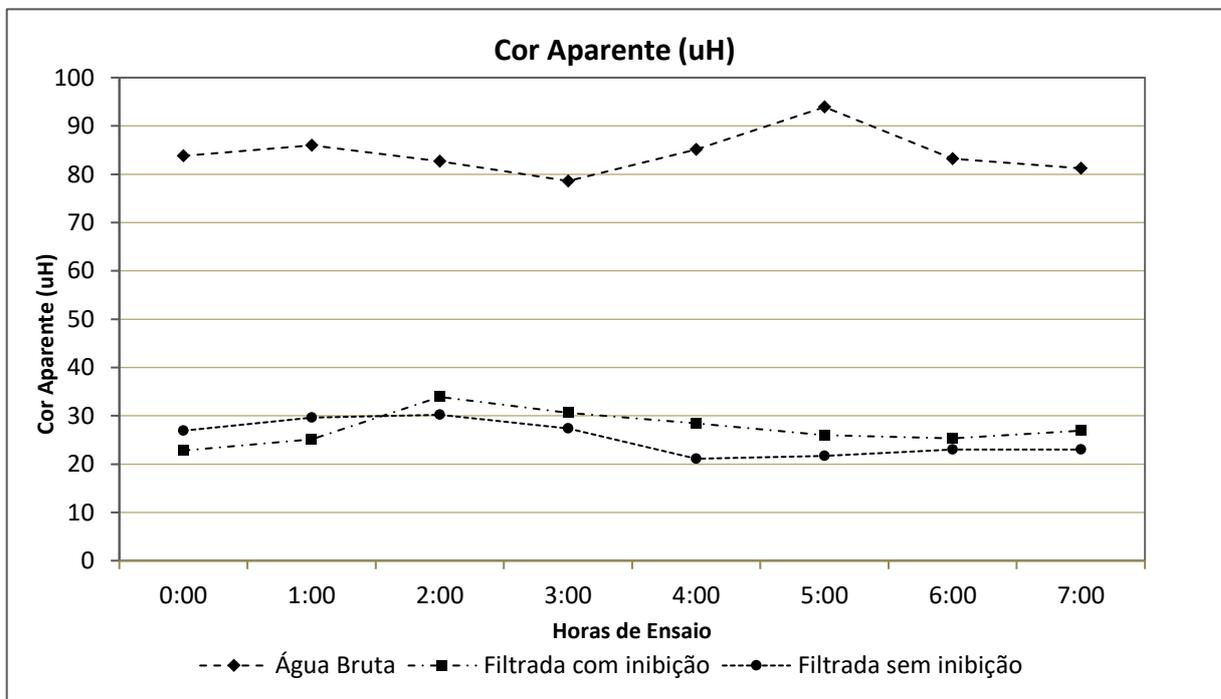
O mecanismo físico-químico de aderência está diretamente relacionado com essa retenção das partículas pela biomassa. Com o amadurecimento do filtro, o grão de areia torna-se saturado de partículas com carga positiva, onde partículas orgânicas depositam-se na superfície dos grãos, formando um material viscoso contendo microrganismos, suas excretas e

células mortas, bem como a retenção de material coloidal (SÁ, 2006; HUISMAN; WOOD, 1974; MANZ; ENG, 2004).

#### 4.2.2 Cor Aparente e Cor Verdadeira

Em relação aos dados de cor aparente e cor verdadeira, houve também perda na eficiência de remoção nos ensaios com inibição da atividade biológica. A Figura 20 apresenta os valores médios de cor aparente das águas bruta e filtradas, nos ensaios com e sem inibição.

Figura 20 - Cor aparente das águas bruta e filtradas durante os ensaios

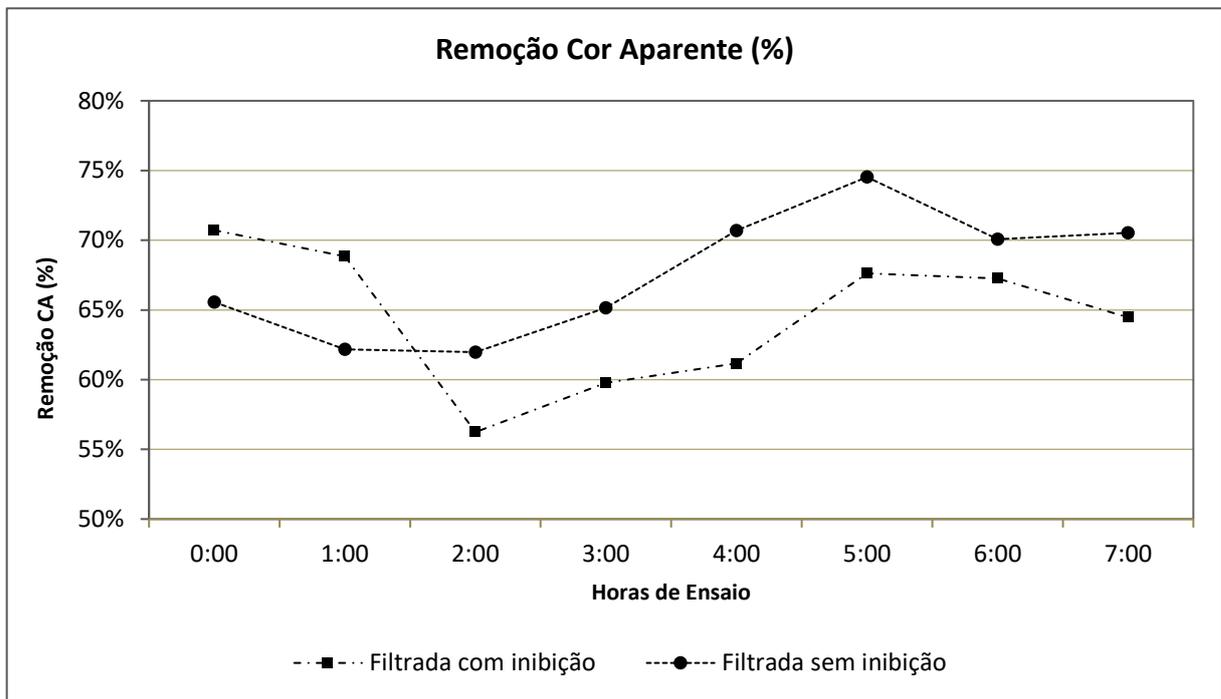


Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

É perceptível o aumento da cor aparente da primeira para a segunda hora de ensaio quando há a inibição da atividade biológica. Após esse momento, as médias de cor aparente se mantêm maiores do que a água filtrada sem inibição.

Corroborando com a discussão, a Figura 21 apresenta as remoções médias de cor aparente durante os ensaios com e sem inibição.

Figura 21 - Remoção de cor aparente durante os ensaios (com e sem inibição)



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

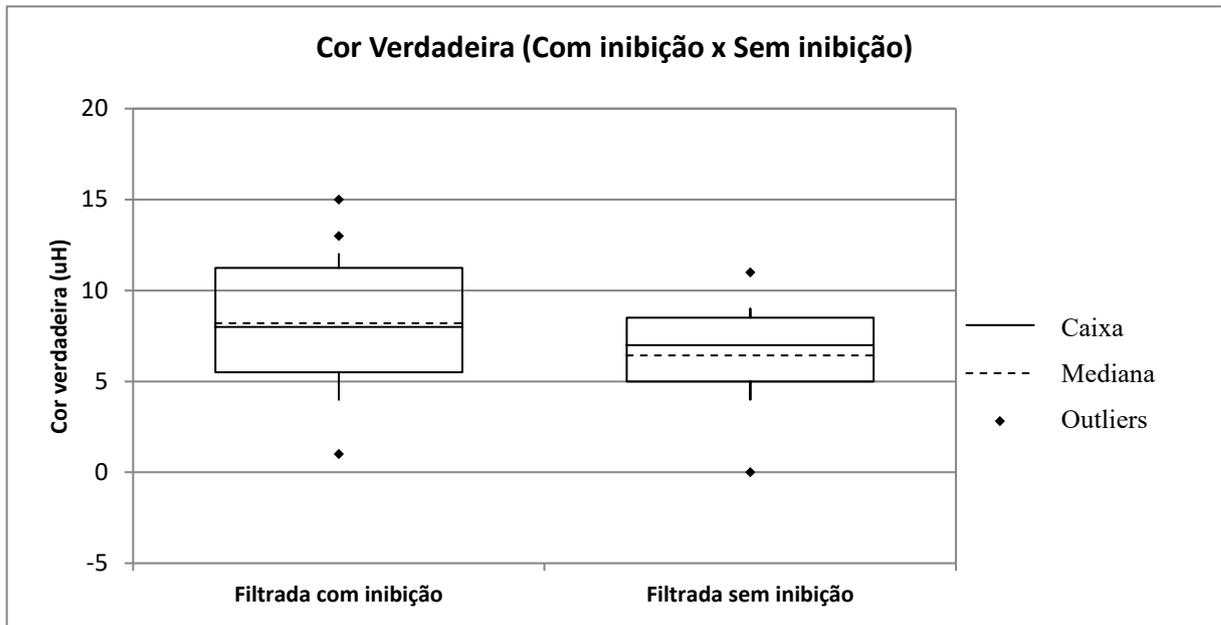
A partir da segunda hora do início dos ensaios, a remoção média de cor aparente no ensaio sem inibição biológica é de 69%, enquanto no ensaio com inibição biológica, a remoção de cor aparente decai para 63%.

Observa-se ainda que, a partir da segunda hora de filtração, a perda de rendimento na remoção de cor aparente na água filtrada com inibição biológica mantém certa uniformidade, se comparada ao rendimento quando não há inibição, mantendo em média 6% de perda de eficiência.

Em comparação análoga ao monitoramento da remoção de turbidez, atrela-se à perda de eficiência de remoção da cor aparente ao mecanismo de purificação biológica, visto que os poluentes que não são capturados pela comunidade microbiana transpassam para a água filtrada, influenciando parâmetros como cor aparente e turbidez.

Em relação a cor verdadeira, as diferenças entre os ensaios com e sem inibição biológica foram ainda mais evidentes. A Figura 22 apresenta o *boxplot* dos dados de cor verdadeira das águas filtradas ao fim dos ensaios (passadas 7 horas do início).

Figura 22 - Boxplot de cor verdadeira das águas filtradas



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Como observado, a água filtrada dos ensaios sem inibição apresentou em média, valores de cor verdadeira inferiores aos dados de saída dos ensaios com inibição biológica, o que altera a eficiência de remoção deste parâmetro. A Tabela 11 apresenta com maiores detalhes os resultados.

Tabela 11 - análises de cor verdadeira

Amostra	Cor verdadeira	Remoção
Água Bruta	12,36	-
Filtrada sem inibição	6,43	48%
Filtrada com inibição	8,20	34%

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

O decaimento de eficiência de remoção indica que a remoção de cor verdadeira é reduzida, quando há inibição da atividade biológica. Conforme observado na Tabela 11, quando é realizada a inibição biológica, há um decaimento médio de 14% na remoção de cor verdadeira.

A perda de eficiência de remoção de cor verdadeira pode estar relacionada a materiais dissolvidos ou a sólidos em suspensão, como coloides ou argila, menores que 0,45  $\mu\text{m}$ . Atrela-se a perda de eficiência de remoção aos mecanismos de purificação biológica que foram inibidos.

De modo análogo, nos estudos de Weber-Shirk e Dick (1997), os mecanismos biológicos tiveram atribuição importante na remoção de partículas de 0,75 a 2,0  $\mu\text{m}$  de diâmetro. No entanto, os autores não monitoraram o parâmetro de cor verdadeira em seus estudos.

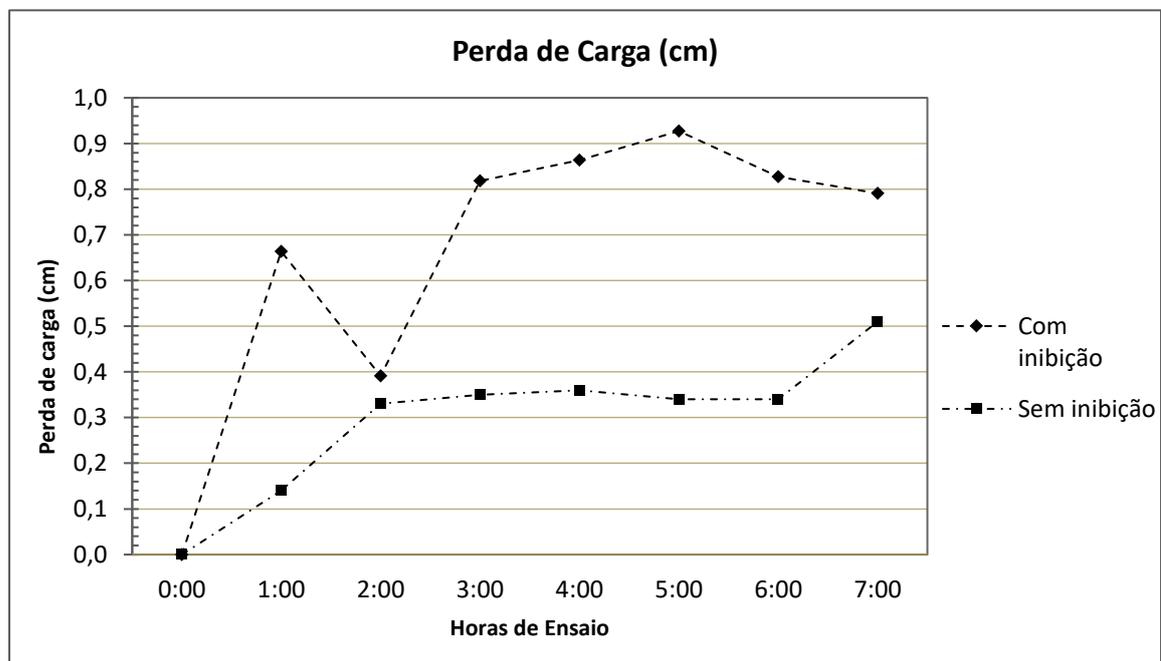
### 4.3 ASPECTOS HIDRÁULICOS

Como aporte para interpretação dos resultados, a perda de carga durante a filtração e a temperatura das águas bruta e filtradas foram monitorados e analisados.

#### 4.3.1 Perda de Carga

Durante as 7 horas dos ensaios com e sem inibição da atividade biológica, os filtros F1 e F2 apresentaram um incremento de perda de carga inferior a 1 centímetro. A Figura 23 apresenta a variação da perda de carga durante os ensaios.

Figura 23 - Perda de carga nos filtros F1 e F2 durante os ensaios de inibição



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Observa-se que o incremento na perda de carga nos ensaios sem inibição da atividade biológica manteve a uma variação de modo geral, crescente, seguindo a normalidade, conforme a retenção das impurezas presentes na água bruta.

Já nos ensaios com inibição da atividade biológica, apesar de haver um incremento na perda de carga comparando o início e fim do ensaio, percebe-se em 2 momentos – hora 1 para a hora 2 e hora 5 para a hora 7 – há uma variação negativa da perda de carga.

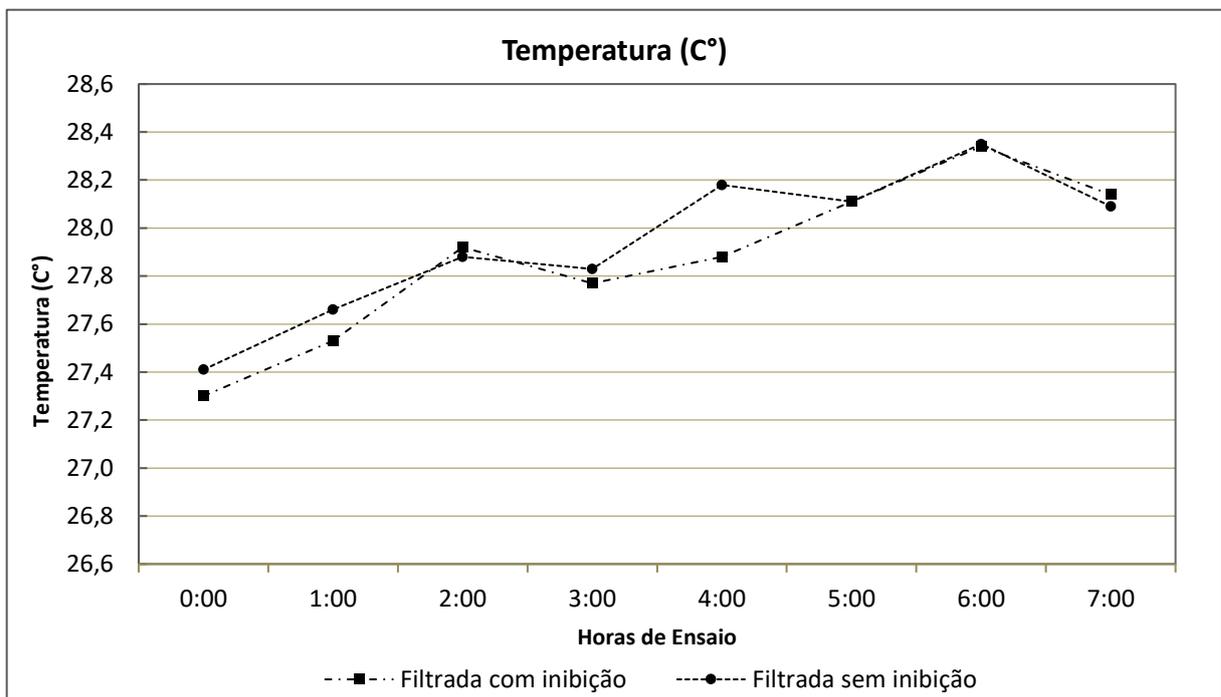
Uma das possíveis causas para o decaimento da perda de carga seria um desprendimento de impurezas.

### 4.3.2 Temperatura

Os experimentos foram realizados entre os meses de novembro de 2021 e fevereiro de 2022, período de verão, quando a temperatura ambiente é mais elevada. Todos os ensaios foram iniciados entre as 08:00 e 09:00 horas AM, sendo finalizados entre 15:00 e 16:00 horas PM.

A temperatura média das águas filtradas durante os ensaios é apresentada na Figura 24.

Figura 24 - Temperatura das águas filtradas de F1 e F2 durante os ensaios de inibição



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Observa-se um comportamento crescente da temperatura média das águas filtradas nos ensaios com e sem inibição da atividade biológica, em consonância com a elevação natural da temperatura ambiente, de acordo com o horário de realização dos ensaios.

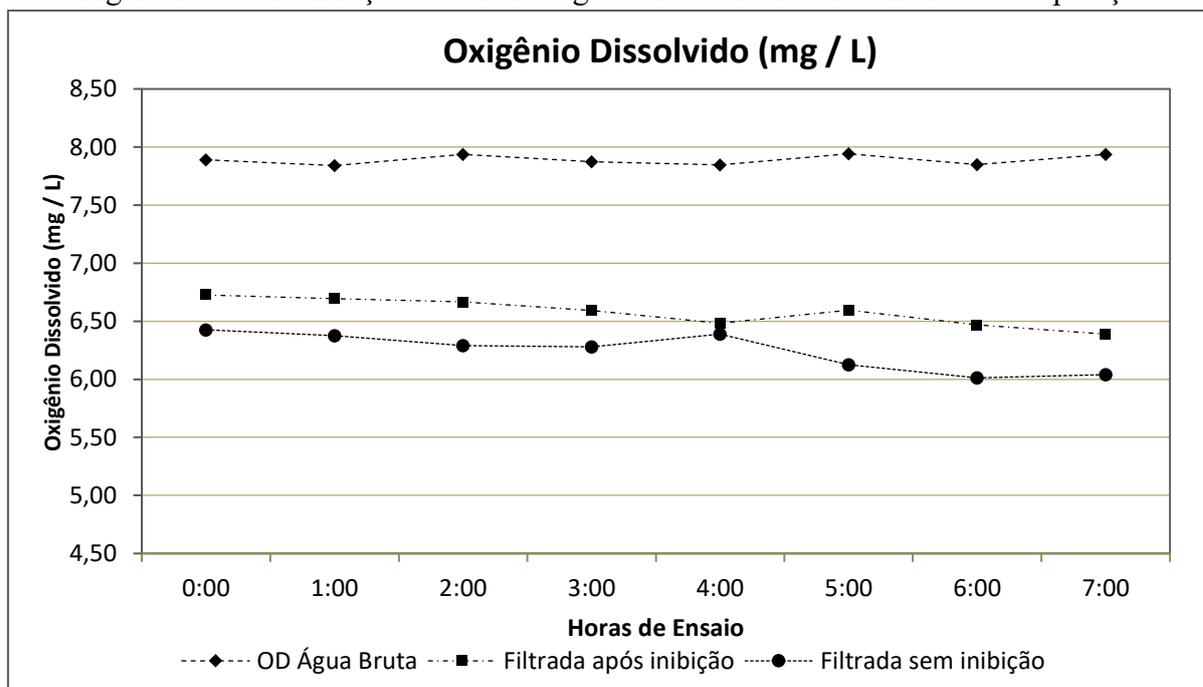
#### 4.4 RECUPERAÇÃO DO SISTEMA APÓS INIBIÇÃO

##### 4.4.1 Atividade biológica

A recuperação da atividade biológica após o ensaio de inibição foi avaliada através do monitoramento do OD nas águas bruta e filtradas, durante o ensaio de recuperação. Os níveis de OD na água filtrada após inibição permaneceram em média, acima do OD da água filtrada onde não houve inibição.

No entanto, a diferença entre o OD das águas filtradas pós inibição e sem inibição é consideravelmente menor no ensaio de recuperação, quando comparada ao ensaio de inibição. Isso representa que após interromper a aplicação do ProClin™ 950, há um aumento no consumo de OD, indicando o início da recuperação da atividade biológica. A Figura 25 apresenta as médias de OD nas águas bruta e filtradas.

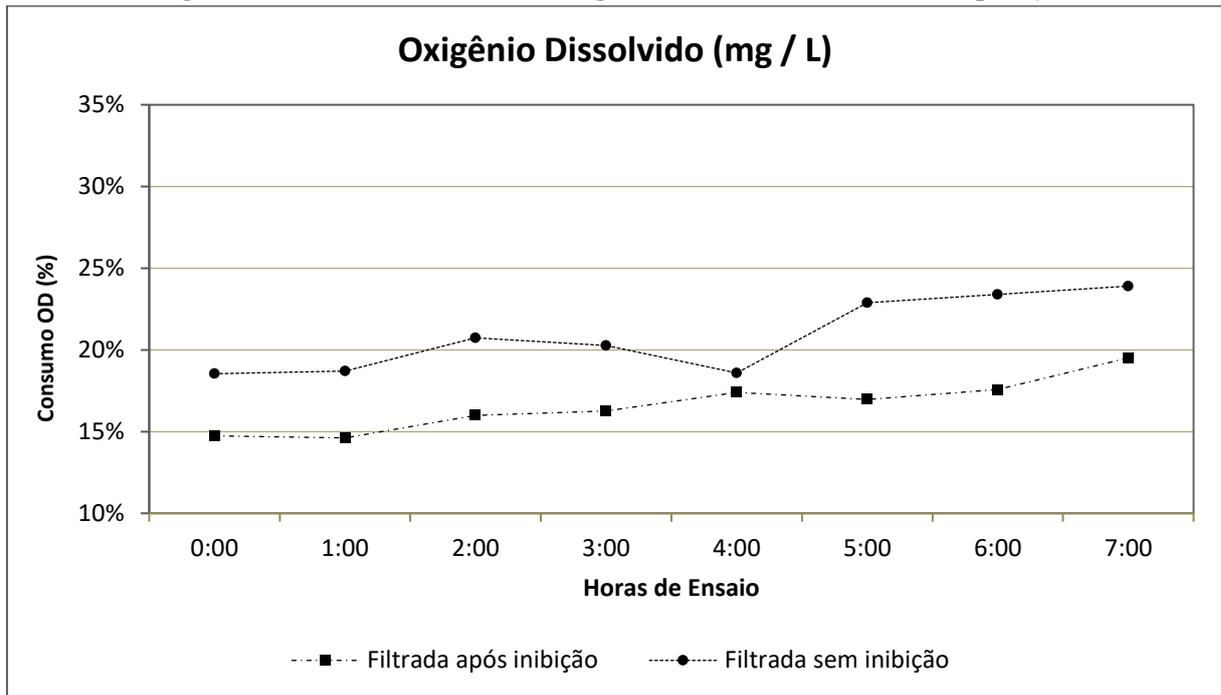
Figura 25 - Concentração de OD nas águas bruta e filtradas - ensaio de recuperação



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Percebe-se que não há a elevação nos níveis de OD da água filtrada no ensaio de recuperação, fato ocorrido no ensaio de inibição após aplicação do ProClin™ 950. Com isso, o consumo de OD na água filtrada pós ensaio de inibição é crescente, fato que evidencia a retomada da atividade biológica no interior do filtro. O consumo de OD nas águas filtradas é apresentado na Figura 26.

Figura 26 - Consumo de OD nas águas filtradas - ensaio de recuperação



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Fato importante a ser destacado é que o início do ensaio de recuperação se dá 24 horas após o início do ensaio de inibição, isto é, 17 horas após o fim da aplicação do ProClin™ 950. Isso evidencia a rápida recuperação da atividade biológica no interior dos filtros. A diferença média do consumo de OD entre as águas filtradas no ensaio de recuperação é de 4%. Os dados são apresentados na Tabela 12.

Tabela 12 - Monitoramento de OD - ensaio de recuperação

<b>Hora</b>	<b>OD AB</b>	<b>Pós inib.</b>	<b>Pós sem inib.</b>	<b>Cons inib</b>	<b>Cons sem inib</b>	<b>Diferença</b>
0:00	7,89	6,73	6,43	15%	19%	4%
1:00	7,84	6,69	6,37	15%	19%	4%
2:00	7,94	6,67	6,29	16%	21%	5%
3:00	7,87	6,59	6,28	16%	20%	4%
4:00	7,85	6,48	6,39	17%	19%	1%
5:00	7,94	6,59	6,12	17%	23%	6%
6:00	7,85	6,47	6,01	18%	23%	6%
7:00	7,94	6,39	6,04	20%	24%	4%

Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

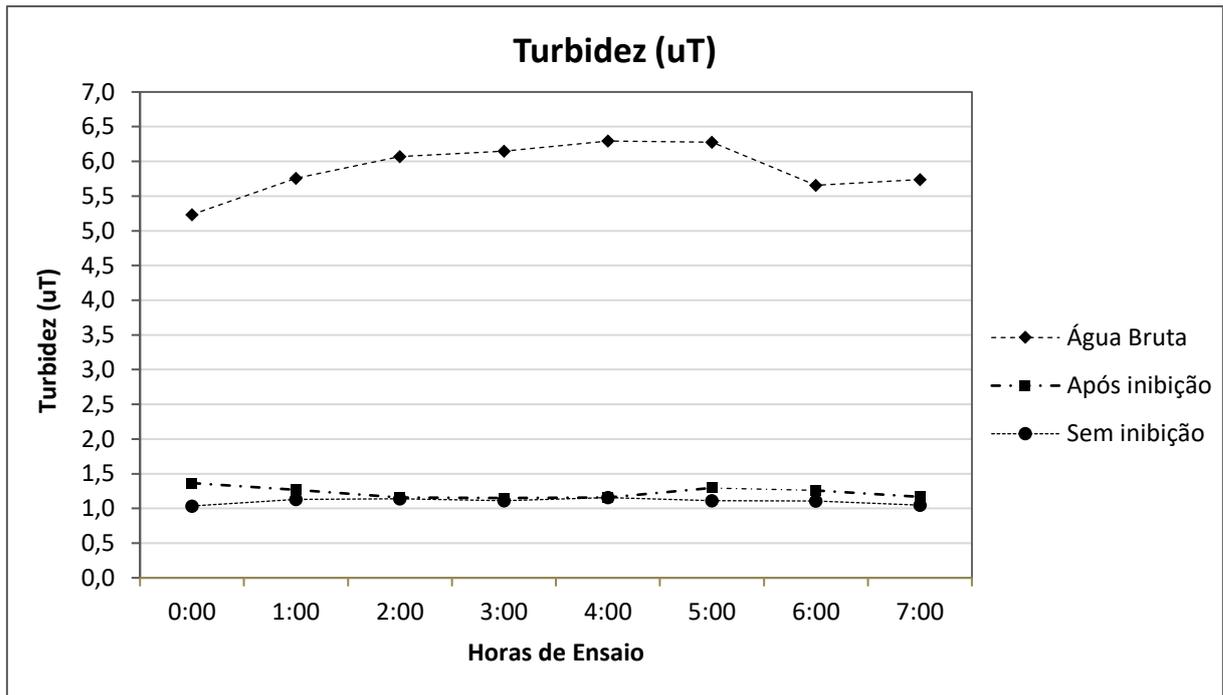
Ainda é possível constatar a recuperação da atividade biológica através do monitoramento de OD no início do ensaio de inibição, quando o OD médio das águas filtradas de F1 e F2 na hora 0:00 é basicamente igual, evidenciando que o filtro que teve atividade biológica inibida na semana anterior está consumindo OD normalmente. Essa informação pode ser observada na Figura 11.

#### 4.4.2 Qualidade da água

Em relação a qualidade da água filtrada, ficou evidenciada uma rápida recuperação dos parâmetros avaliados após o estresse da inibição da atividade biológica. Tal constatação pode ser observada na Figura 27, a qual apresenta as médias de turbidez das águas bruta e filtradas durante os ensaios de recuperação.

No início do ensaio de recuperação há um incremento de 6% na turbidez da água filtrada pós inibição biológica, em relação à turbidez da água filtrada do filtro onde não houve inibição. Contudo, a partir da segunda hora de ensaio as médias de turbidez nas águas filtradas de ambos os filtros convergem, representado uma diferença entre 0% e 2% até o fim do ensaio.

Figura 27 - Turbidez das águas bruta e filtrada durante os ensaios de recuperação



Fonte: Elaborada pelo autor (2022).

Em consonância com os dados obtidos nos ensaios de recuperação, destaca-se que não há diferença na turbidez média das águas filtradas no início dos ensaios de inibição, as quais apresentaram valores de 1,03 NTU para ambos os filtros F1 e F2 na hora 0:00 do ensaio, conforme já observado na Figura 16.

Os dados supracitados evidenciam a rápida recuperação do sistema após o estresse da inibição da atividade biológica, possibilitando a continuidade dos experimentos nas semanas seguintes, sem prejudicar a eficiência de tratamento dos filtros F1 e F2.

## 5 CONCLUSÃO

A inibição da atividade biológica aeróbia para avaliação das contribuições do mecanismo biológico de remoção à tecnologia de filtração lenta para purificação da água se mostrou promissora, representando uma importante metodologia para avaliação das contribuições exclusivamente metabólicas dos microrganismos, preservando a biomassa, onde há também a contribuição por mecanismos físico-químicos.

O monitoramento dos parâmetros de controle evidenciou as alterações que ocorrem no interior dos filtros lentos e na qualidade da água após a aplicação do reagente ProClin<sup>TM</sup> 950. Nesse âmbito, surgem algumas considerações:

- De modo geral, houve um decaimento na qualidade da água filtrada após a inibição da atividade biológica no interior dos filtros. Os parâmetros mais relevantes foram turbidez, cor aparente e cor verdadeira, com decaimentos médios de 5%, 6% e 14%, respectivamente, nas taxas de remoção, em comparação aos filtros que não tiveram a atividade biológica inibida. Atribuiu-se o decaimento na qualidade da água filtrada à inibição da atividade biológica, isto é, da inibição do mecanismo biológico de remoção das impurezas no interior dos filtros lentos.
- A perda de eficiência de remoção de cor verdadeira foi mais significativa quando comparada com a perda de eficiência na remoção de cor aparente, destacando maior ação do mecanismo biológico na remoção de materiais dissolvidos e pequenos sólidos em suspensão, como coloides ou argila, menores que 0,45  $\mu\text{m}$ .
- No entanto, o decaimento da qualidade da água filtrada foi considerado baixo. A atividade biológica em si não exerce influência expressiva nos parâmetros físico-químicos analisados. A principal atribuição do mecanismo biológico de purificação está atrelada à biomassa desenvolvida no *schmutzdecke* e no meio filtrante, onde há a retenção físico-química das partículas presentes na água bruta.

- A purificação da água em parâmetros patogênicos não pode ser avaliada, devido a inibição biológica também dos microrganismos presentes na água filtrada. É importante realizar avaliações futuras nessa temática.
- O monitoramento do oxigênio dissolvido (OD) e de *E. coli* nas águas bruta e filtradas foi um importante mecanismo para avaliação da eficácia do reagente ProClin™ 950 na inibição da atividade biológica. Contudo, após análise dos resultados e com base na metodologia proposta, não foi possível afirmar que a inibição da atividade biológica aeróbia ocorreu de forma global no interior dos filtros, visto que ainda houve consumo de OD após a aplicação do reagente ProClin™ 950.
- O monitoramento da qualidade da água e do OD nos ensaios de recuperação indicaram que os filtros conseguem se reestabelecer após a aplicação do reagente ProClin™ 950, o que possibilitou a continuidade dos experimentos no período planejado, sem prejudicar a eficiência de tratamento dos filtros F1 e F2.

Diante das conclusões alcançadas nesse estudo e das experiências obtidas na utilização do reagente ProClin™ 950, são elencadas algumas recomendações para estudos futuros, tais como a testagem de diferentes dosagens do produto para inibição da atividade biológica; a combinação de diferentes metodologias para inibição também das atividades biológicas anaeróbias; a avaliação da influência dos mecanismos biológicos na remoção de vírus, bactérias, entre outros parâmetros biológicos na água filtrada.

## REFERÊNCIAS

- AFFATATO, S. Sodium-azide versus ProClin 300: influence on the morphology of uhmwpe particles generated in laboratory tests. **Biomaterials**, [S.L.], v. 25, n. 5, p. 835-842, fev. 2004. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0142-9612\(03\)00603-3](http://dx.doi.org/10.1016/s0142-9612(03)00603-3).
- AMIRTHARAJAH, A. Some theoretical and conceptual views of filtration. **Journal of the American Water Works Association**, v. 80, n. 12, p. 36-46, 1988.
- ASLAN, S.; CAKICI, H. Biological Denitrification of Drinking Water in a Slow Sand Filter. **Journal of hazardous materials**, v. 148, n. 1–2, p. 253–8, 5 Sep. 2007.
- BELLAMY, W. D.; HENDRICKS, D. W.; LOGSDON, G. S. Slow Sand Filtration: influences of selected process variables. **Journal - American Water Works Association**, [S.L.], v. 77, n. 12, p. 62-66, dez. 1985. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/j.1551-8833.1985.tb05659.x>.
- BELLINGER, E. G. Some biological aspects of slow sand filters. J. Inst. Wat. **Engng Sci**, 1979.
- CAMPOS, L. C.; SMITH, S. R.; GRAHAM, N. J. D. Deterministic-Based Model of Slow Sand Filtration. I: Model Development. **Journal of Environmental Engineering**, v. 132, n. 8, p. 872– 886, Aug. 2006.
- CAMPOS, L. et al. Biomass Development in Slow Sand Filters. **Water Research**, v. 36, n. 18, p. 4543–4551, Nov. 2002.
- CARPENTER, C. M. G.; HELBLING, D. E. Removal of micropollutants in biofilters: hydrodynamic effects on biofilm assembly and functioning. **Water Research**, [S.L.], v. 120, p. 211-221, set. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2017.04.071>.
- COLLINS, M. R, et al. Removal of natural organic material by slow sand filtration. In: Collins MR, Graham NDJ, editors. Slow sand filtration. Denver, CO: **AWWA**, p.190–216, 1994.
- COSTA, R. H. R. **Estudos comparativos da eficiência de filtros lentos de areia convencionais e de fluxo ascendente**. 1980. 1 v. Dissertação (Mestre) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 1980.
- D’ALESSIO, M. et al. Pharmaceutically Active Compounds: Their Removal during Slow Sand Filtration and Their Impact on Slow Sand Filtration Bacterial Removal. **Science of the Total Environment**, v. 524–525, p. 124–135, Aug. 2015.
- DE SOUZA, F. H. **Influência do Diâmetro Efetivo do Meio Filtrante em Filtros Lentos Retrolaváveis**. 2013. 54 f.. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Sanitária e Ambiental) - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.
- DE SOUZA, F. H. **Estudo da biomassa e comunidade bacteriana em filtros lentos retrolaváveis**. 2020. Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Tese de Doutorado, Florianópolis, 2020.

DE SOUZA, F. H. et al. Influence of slow sand filter cleaning process type on filter media biomass: backwashing versus scraping. **Water Research**, v. 189, Fev. 2021.

DE SOUZA, F. H. et al. Diagnóstico e Discussão Sobre Uso Da Filtração Lenta Para Abastecimento Público Em Santa Catarina, Brasil. **Revista DAE**, v. 66, n. 209, p. 37–50, 2018.

DI BERNARDO, L. (ED.). **Tratamento de água para abastecimento por filtração direta**. São Carlos: RiMa, 2003.

DI BERNARDO, L. DANTAS, A. D. B., VOLTAN, P. E. N. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água**. 3nd. ed. São Carlos: LDiBe, 2017.

DI BERNARDO, L. MINILLO, A. DANTAS, A. D. B. **Florações de algas e de cianobactérias: suas influências na qualidade da água e nas tecnologias de tratamento**. 1nd. ed. São Carlos: LDiBe, 2010.

DULLEMONT, Y. J. et al. Removal of microorganisms by slow sand filtration. In: GIMBEL, R.; GRAHAM, N. J. D.; COLLINS, M. R. (Ed.). **Recent Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes**. London: IWA Publishing, 2006. p. 12–20.

ELLIOTT, M. A.; DIGIANO, F. A.; SOBSEY, M. D. Virus attenuation by microbial mechanisms during the idle time of a household slow sand filter. **Water Research**, [S.L.], v. 45, n. 14, p. 4092-4102, ago. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.05.008>.

GRAHAM, N. J. D.; COLLINS, M. R. Slow sand filtration: recent research and application perspectives. In: NAKAMOTO, N. et al. (Ed.). **Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes: Further Developments and Applications**. 1st. ed. London: IWA Publishing, 2014. p. 3–16.

GIMBEL, R.; GRAHAM, N. J. D.; COLLINS, M. R. **Recent Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes**. 1st. ed. London: IWA Publishing, 2006.

HAIG, S. J. et al. Replicating the Microbial Community and Water Quality Performance of Full-Scale Slow Sand Filters in Laboratory-Scale Filters. **Water Research**, v. 61, p. 141–151, 2014.

HIJNEN, W. A.M.; SCHIJVEN, J. F.; BONNÉ, P.; VISSER, A.; MEDEMA, G. J. Elimination of viruses, bacteria and protozoan oocysts by slow sand filtration. **Water Science And Technology**, [S.L.], v. 50, n. 1, p. 147-154, 1 jul. 2004. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2004.0044>.

HER, N. et al. Characterizing Dissolved Organic Matter and Evaluating Associated Nanofiltration Membrane Fouling. **Chemosphere**, v. 70, n. 3, p. 495–502, Jan. 2008.

HUISMAN, L.; WOOD, W. E. **Slow sand filtration**. Geneva, Belgium: World Health Organization, 1974.

IVES, K. Rapid Filtration. **Water research**, v. 4.p. 201-23, 1970.

IWASE, N. et al. Role of algal growth and photosynthesis in slow sand filters as an advanced wastewater treatment. In: GIMBEL, R.; GRAHAM, N. J. D.; COLLINS, M. R. (Ed.). **Recent Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes**. London: IWA Publishing, 2006. p. 60–67.

JABUR, H. S. The effect of water temperature on the slow sand filter process. In: GIMBEL, R.; GRAHAM, N. J. D.; COLLINS, M. R. (Ed.). **Recent Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes**. London: IWA Publishing, 2006. p. 74–77.

KELKAR, P.; TAJNE, D.; DHAGE, S. Effect of Shading on Performance of Slow Sand Filters. **Journal: American Water Works Association**, n. December, p. 69–76, 2009.

LAUTENSCHLAGER, K. et al. Abundance and Composition of Indigenous Bacterial Communities in a Multi-Step Biofiltration-Based Drinking Water Treatment Plant. **Water Research**, v. 62, p. 40–52, Oct. 2014.

LIAO, X. et al. Operational Performance, Biomass and Microbial Community Structure: Impacts of Backwashing on Drinking Water Biofilter. **Environmental science and pollution research international**, v. 22, n. 1, p. 546–554, 2015.

MANZ, D.; ENG, P. **New Horizons for Slow Sand Filtration. Eleventh Canadian National Conference and Second Policy Forum on Drinking Water and the Biennial Conference of the Federal – Provincial Territorial Committee on Drinking Water**, Promoting Public Health Through Safe Drinking Water, n. 403, p. 682 - 692, 2004.

MELO, A. E. S. de. **Avaliação da filtração lenta na remoção de células de *Cylindrospermopsis raciborskii* e saxitoxinas**. 2006. Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. Dissertação de Mestrado, Brasília, 2006.

MERMILLOD-BLONDIN, F.; MAUCLAIRE, L.; MONTUELLE, B. Use of Slow Filtration Columns to Assess Oxygen Respiration, Consumption of Dissolved Organic Carbon, Nitrogen Transformations, and Microbial Parameters in Hyporheic Sediments. **Water research**, v. 39, n. 9, p. 1687–98, May 2005.

MCNAIR, D. R. et al. *Schmutzdecke* Characterization of Clinoptilolite-Amended Slow Sand Filtration. **Journal - American Water Works Association**, v. 79, n. 12, p. 74–81, Dec. 1987.

NAKHLA, G.; FAROOQ, S. Simultaneous Nitrification-Denitrification in Slow Sand Filters. **Journal of hazardous materials**, v. 96, n. 2–3, p. 291–303, 31 Jan. 2003.

NAKAMOTO, N. Idea of Ecological Purification System for Drinking Water Comes from Broa Reservoir. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 3, p. 709–713, 2011.

NAKAMOTO, N. et al. **Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes: Further Developments and Applications**. 1st. ed. London: IWA Publishing, 2014.

OLIVEIRA NETO, A. D. **Desenvolvimento e Avaliação de um Sistema Simplificado para Potabilização de Água Combinando as Tecnologias da Filtração Lenta Retrolavável e Adsorção**. 2019. 91 f.. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Sanitária e Ambiental) - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2019.

PAGE, T. G.; COLLINS, M. R.; BAUER, M. J.; RACHWAL, A. J. NOM removals by “GAC Sandwich<sup>TM</sup>” modification to slow sand filtration. In: GRAHAM, N. J. D.; COLLINS, M. R. (Eds.). **Advances in slow sand and alternative biological filtration**. 1. ed. Chichester: Wiley, 1996. p. 267 – 276.

PETER, H.; YLLA, I.; GUDASZ, C.; ROMANÍ, A. M.; SABATER, S.; TRANVIK, L. J.. Multifunctionality and Diversity in Bacterial Biofilms. **Plos One**, [S.L.], v. 6, n. 8, p. 1-8, 5 ago. 2011. Public Library of Science (PLoS). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0023225>.

PIZZOLATTI, B. S. **Estudos de limpeza de filtro lento por raspagem e retrolavagem**. 2010. 119 f.. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil, 2010.

RATTIER, M.; REUNGOAT, J.; KELLER, J.; GERNJAK, W.. Removal of micropollutants during tertiary wastewater treatment by biofiltration: role of nitrifiers and removal mechanisms. **Water Research**, [S.L.], v. 54, p. 89-99, maio 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.01.030>.

ROECKER, P. B. **O efeito da retrolavagem como método de limpeza de filtros lentos no desenvolvimento da biomassa no meio filtrante**. 2018. Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Relatório Final apresentado ao Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, Florianópolis, 2018. (Não publicado).

SÁ, J. C. **Influência das características da camada filtrante e da taxa de filtração na eficiência da remoção de Microcystis aeruginosa e microcistina na filtração lenta em areia**. 2006. 190 f. Tese (Doutor) – Universidade de Brasília, Brasília, 2006. SÁ, J. C.; CELIA, C.; BRANDÃO, S. Influência do diâmetro efetivo da areia na eficiência da filtração lenta no tratamento de águas contendo Microcystis aeruginosa. **Lloydia (Cincinnati)**, v. 518, 2004.

SIGMA-ALDRICH. **Combat Microbes with ProClin<sup>TM</sup> Biocidal Preservatives. An eco-friendly alternative to sodium azide for diagnostic assays**. Merck. Germany, 2020.

WEBER-SHIRK, Monroe L.; DICK, Richard I.. Physical-chemical mechanisms in slow sand filters. **Journal - American Water Works Association**, [S.L.], v. 89, n. 1, p. 87-100, jan. 1997.

WEBER-SHIRK, Monroe L.; DICK, Richard I.. Biological mechanisms in slow sand filters. **Journal - American Water Works Association**, [S.L.], v. 89, n. 2, p. 72-83, fev. 1997. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/j.1551-8833.1997.tb08180.x>.

WU, J. et al. Measurement of Soil Microbial Biomass by Fumigation-Extraction-an Automated Procedure. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 22, n. 8, p. 1167–1169, Jan. 1990.