

**UNIVERSIDADE FEDERAL DA FRONTEIRA SUL**  
**CAMPUS CERRO LARGO**  
**CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA**

**LAÍS ANDRESSA FINKLER**

**EXTRAÇÃO DE BIOPOLÍMERO DE PINHAS DE *PINUS ELLIOTTII* ENGELM  
PARA APLICAÇÃO COMO COAGULANTE NO PROCESSO DE TRATAMENTO  
DE ÁGUA**

**CERRO LARGO**

**2021**

**LAÍS ANDRESSA FINKLER**

**EXTRAÇÃO DE BIOPOLÍMERO DE PINHAS DE *PINUS ELLIOTTII* ENGELM  
PARA APLICAÇÃO COMO COAGULANTE NO PROCESSO DE TRATAMENTO  
DE ÁGUA**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), como requisito para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária.

Orientadora: Prof<sup>ª</sup> Dra. Juliana Marques Schöntag

Coorientadora: Prof<sup>ª</sup> Dra. Nessana Dartora

**CERRO LARGO**

**2021**

### **Bibliotecas da Universidade Federal da Fronteira Sul - UFFS**

Finkler, Laís Andressa

Extração de biopolímero de pinhas de *Pinus elliottii* Engelm para aplicação como coagulante no processo de tratamento de água / Laís Andressa Finkler. -- 2021. 105 f.:il.

Orientadora: Juliana Marques Schöntag

Co-orientadora: Nessana Dartora

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Federal da Fronteira Sul, Curso de Bacharelado em Engenharia Ambiental e Sanitária, Cerro Largo, RS, 2021.

I. Schöntag, Juliana Marques, orient. II. Dartora, Nessana, co-orient. III. Universidade Federal da Fronteira Sul. IV. Título.

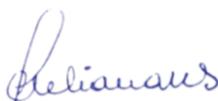
**LAÍS ANDRESSA FINKLER**

**EXTRAÇÃO DE BIOPOLÍMERO DE PINHAS DE *PINUS ELLIOTTII* ENGELM  
PARA APLICAÇÃO COMO COAGULANTE NO PROCESSO DE TRATAMENTO  
DE ÁGUA**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), como requisito para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária.


Este trabalho de conclusão foi defendido e aprovado pela banca em: 18/05/2021

**BANCA EXAMINADORA**



---

Prof<sup>a</sup> Dra. Juliana Marques Schöntag – UFFS  
Orientadora



---

Prof<sup>a</sup> Dra. Nessana Dartora – UFFS  
Avaliadora



Documento assinado digitalmente

Bruno Segalla Pizzolatti

Data: 21/05/2021 13:35:20-0300

CPF: [REDACTED]

Verifique as assinaturas em <https://v.ufsc.br>

---

Prof<sup>o</sup> Dr. Bruno Segalla Pizzolatti - UFSC  
Avaliador

Dedico a vocês: Cláudio, Ivone, Solange, Neimar  
e Pietro!

## AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo dom da vida e por todos os momentos vividos!

A meus pais, Cláudio e Ivone, por me ensinarem os verdadeiros valores da vida, por acreditarem sempre no meu potencial, pela paciência, dedicação e pelo investimento no meu ensino. Palavras não são suficientes para expressar o quão grande é o meu amor por vocês e a minha gratidão eterna!

A minha irmã Solange, cunhado Neimar e afilhado Pietro, por me ensinarem a importância e a alegria de poder compartilhar a minha vida com vocês. Sem vocês tudo teria sido mais difícil!

Aos amigos e colegas que estiveram ao meu lado nesta etapa. Aqui quero citar, especialmente: Ana, Daniele, Luana, Naiara, Paola, Raíssa e Suzana, pelo companheirismo e carinhos compartilhados. Também, pela compreensão nos momentos de ausência, que não foram poucos. Vocês são muitos especiais!

A Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS) e todo corpo docente, pela oportunidade do ensino gratuito e de excelente qualidade, pelo incentivo a pesquisa e por tudo que vivi e aprendi nestes 5 anos! A pessoa que me tornei hoje, foi graças a vocês!

A minha orientadora Prof<sup>a</sup> Dra. Juliana Marques Schöntag, que sempre esteve presente neste processo, por todo incentivo, sabedoria, orientação e paciência... ah a paciência, quando eu mesma achava que não teria mais! E por ter aprendido e crescido juntamente comigo na experiência de realização deste trabalho!

Da mesma forma, a minha coorientadora Prof<sup>a</sup> Dra. Nessana Dartora. Por toda ajuda, pela presença constante e fundamental, principalmente no ponta pé inicial desta pesquisa. E pela compreensão que teve comigo nos momentos que mais precisei!

Aos professores componentes da banca, pela disposição para avaliação deste trabalho.

A todos, que de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho, o meu muito obrigada!

“Pelo fato de estar em todos os lugares e ser abundante no planeta, a água é pouco valorizada. Pensando-se no mercado, não é tão valiosa como o ouro, o diamante ou o petróleo; no entanto, no que diz respeito à vida, poucas coisas são tão preciosas” (OTSU, 1958).

## RESUMO

A água é o elemento vital para a existência humana, e seu tratamento previne que doenças de veiculação hídrica atinjam a população. Ao substituir os insumos químicos utilizados no tratamento convencional por materiais biodegradáveis, tem-se diminuição de subprodutos tóxicos e resíduos do processo. Desse modo, uma das alternativas para o tratamento de águas pode ser o uso de biopolímeros naturais. O pinus no Brasil é cultivado para extração da madeira, e a pinha acaba sendo descartada. Assim, o objetivo do presente estudo foi reaproveitar esse material descartado, extraindo os biopolímeros, e utilizá-los como coagulantes no tratamento de água. Os resultados iniciais apontam que, a faixa de dosagem de coagulante definida entre 10 e 100 mg L<sup>-1</sup> e pH de 3,0 a 12,0 resultou em incremento nos parâmetros de cor aparente e turbidez, e que, somente dosagens mais baixas apresentaram considerável eficiência. Para a faixa de dosagem entre 1,7 e 5,0 mg L<sup>-1</sup>, verificou-se remoção de cor aparente acima de 95 % em pHs básicos com dosagens de 3,4 e 5,0 mg L<sup>-1</sup>, aos 40 minutos de sedimentação. Nestas mesmas condições, após 1200 minutos, atingiu-se 100 % de remoção de cor aparente. Já a turbidez aos 40 minutos alcançou os 82 % de remoção (dosagem de 1,7 mg L<sup>-1</sup> e pH 12,0). No maior tempo de sedimentação, houve total remoção desse parâmetro. A absorvância 254 nm atingiu os 82 % de remoção aos 40 minutos e 87 % aos 1200 minutos. Apoiado a isso, indicou-se valores ótimos de dosagem de coagulante de 1,0 mg L<sup>-1</sup> e pH de 12,55 para os 40 minutos de sedimentação, e 5,7 mg L<sup>-1</sup> e pH de 12,55 para os 1200 minutos, resultando este último, como o mais eficiente na remoção de cor aparente, turbidez e absorvância da água tratada. No entanto, considerando custos de implementação, além da eficiência, indicou-se a dosagem de coagulante de 1,0 mg L<sup>-1</sup> e pH de 12,55 como adequada nas condições operacionais utilizadas. Portanto, os biopolímeros da pinha de *Pinus elliottii* podem ser utilizados como uma fonte natural e sustentável para o tratamento de águas.

Palavras-chave: Coagulante natural. *Jar-test*. Pinha. Tratamento de água.

## ABSTRACT

Water is the vital element for human existence, and its treatment prevents waterborne diseases from reaching the population. By replacing the chemical inputs used in conventional treatment with biodegradable materials, there is a decrease in toxic by-products and process residues. Thus, one of the alternatives for water treatment may be the use of natural biopolymers. Pine in Brazil is grown for timber extraction, and the pine cone ends up being discarded. Thus, the objective of the present study was to reuse this discarded material, extracting the biopolymers, and using them as coagulants in the water treatment. The initial results indicate that the coagulant dosage range defined between 10 and 100 mg L<sup>-1</sup> and pH from 3.0 to 12.0 resulted in an increase in apparent color and turbidity parameters, and that only lower dosages showed considerable efficiency. For the dosage range between 1.7 and 5.0 mg L<sup>-1</sup>, apparent color removal was observed above 95 % at basic pHs with dosages of 3.4 and 5.0 mg L<sup>-1</sup>, at 40 minutes sedimentation. In these same conditions, after 1200 minutes, 100 % of apparent color removal was achieved. Turbidity at 40 minutes reached 82 % removal (dosage of 1.7 mg L<sup>-1</sup> and pH 12.0). In the longest sedimentation time, this parameter was completely removed. The absorbance at 254 nm reached 82% removal at 40 minutes and 87 % at 1200 minutes. Supported by this, optimal values of coagulant dosage of 1.0 mg L<sup>-1</sup> and pH of 12.55 were indicated for the 40 minutes of sedimentation, and 5.7 mg L<sup>-1</sup> and pH of 12.55 for the 1200 minutes, resulting in the latter, as the most efficient in removing apparent color, turbidity and absorbance from treated water. However, considering implementation costs, in addition to efficiency, the coagulant dosage of 1.0 mg L<sup>-1</sup> and pH of 12.55 was indicated as adequate under the operating conditions used. Therefore, *Pinus elliottii* pine cone biopolymers can be used as a natural and sustainable source for water treatment.

**Keywords:** *Jar-test*. Natural coagulant. Pine cone. Water treatment.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Interfaces do saneamento ambiental com a gestão de recursos hídricos e saúde pública .....	18
Figura 2 – Esquema geral do tratamento convencional para água de abastecimento público..	29
Figura 3 – Visão geral (à esquerda) e detalhes dos cones (à direita) da espécie <i>Pinus elliottii</i>	42
Figura 4 – Eficiência de coagulação de diferentes coagulantes naturais.....	44
Figura 5 – Etapas de extração de biopolímeros da pinha de <i>Pinus elliottii</i> .....	52
Figura 6 – Localização do ponto de coleta 1 no município de Cerro Largo/RS .....	53
Figura 7 – Localização do ponto de coleta 2 no município de Salvador das Missões/RS .....	53
Figura 8 – Pontos de coleta 1 e 2, respectivamente .....	54
Figura 9 – Equipamento <i>jar-test</i> utilizado nos ensaios de coagulação/floculação/sedimentação .....	55
Figura 10 – Modelo de gráfico de dispersão dos pontos experimentais com valor de alfa padrão .....	57
Figura 11 – Gráfico de remoção de cor aparente (%) em 20, 30, 40 e 1200 min de sedimentação .....	64
Figura 12 – Diagrama de coagulação de cor aparente remanescente (uH) em função da dosagem de coagulante X pH de coagulação para 1200 min de sedimentação.....	65
Figura 13 – Gráfico de Pareto dos efeitos padronizados de cor aparente.....	66
Figura 14 – Gráfico de otimização do CCD para remoção de cor aparente .....	67
Figura 15 – Gráfico de remoção de turbidez (%) em 20, 30, 40 e 1200 min de sedimentação	68
Figura 16 – Diagrama de coagulação de turbidez remanescente (uT) em função da dosagem de coagulante X pH de coagulação para 1200 min de sedimentação .....	69
Figura 17 – Gráfico de Pareto dos efeitos padronizados de turbidez .....	70
Figura 18 – Gráfico de otimização do CCD para remoção de turbidez .....	71
Figura 19 – Gráfico de remoção de absorvância (%) em 20, 30, 40 e 1200 min de sedimentação .....	72
Figura 20 – Diagrama de coagulação de absorvância remanescente 254 nm em função da dosagem de coagulante X pH de coagulação para 1200 min de sedimentação.....	73
Figura 21 – Gráfico de Pareto dos efeitos padronizados de absorvância .....	73
Figura 22 – Gráfico de otimização do CCD para remoção de absorvância .....	74
Figura 23 – Água bruta e amostras de água tratada após sedimentação .....	76

Figura 24 – Diagrama de coagulação de cor aparente (uH) remanescente dos pontos ótimos de dosagem de coagulante X pH.....	77
Figura 25 – Diagrama de coagulação de turbidez (uT) remanescente dos pontos ótimos de dosagem de coagulante X pH.....	77

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Limites permitidos de alguns padrões de potabilidade.....	25
Tabela 2 – Indicadores de referência e os fatores que influenciam na eficiência do tratamento de água em uma ETA convencional .....	30
Tabela 3 – Valores utilizados para ensaios em <i>jar-test</i> .....	47
Tabela 4 – Definição dos tratamentos através dos pontos experimentais .....	57
Tabela 5 - Tratamentos a partir dos pontos experimentais para a Rodada 1 .....	58
Tabela 6 - Tratamentos a partir dos pontos experimentais para a Rodada 2 .....	58
Tabela 7 – Rendimento das etapas de extração dos biopolímeros de pinha de <i>Pinus elliottii</i> .	59
Tabela 8 – Caracterização da água bruta dos pontos de coleta .....	60
Tabela 9 – Remoção de cor aparente e turbidez para a Rodada 1 .....	61
Tabela 10 – Dosagens de coagulante e pH utilizados para a Rodada 2.....	63
Tabela 11 – Valores residuais de cor aparente, turbidez e absorvância das melhores condições e do ensaio adicional.....	75

## LISTA DE SIGLAS

CCD	<i>Central Composite Design</i>
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CORSAN	Companhia Rio-grandense de Saneamento
COT	Carbono Orgânico Total
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DCE	Dupla Camada Elétrica
DOE	<i>Design of Experiments</i>
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETA	Estação de Tratamento de Água
MON	Matéria Orgânica Natural
MS	Ministério da Saúde
nm	Nanômetro
OMS	Organização Mundial da Saúde
pH	Potencial hidrogeniônico
PNMA	Política Nacional do Meio Ambiente
PNSB	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
RSM	<i>Response Surface Methodology</i>
USPHS	<i>United States Public Health Service</i>
uH	Unidade Hazen
uT	Unidade de Turbidez
UV	Ultravioleta
VMP	Valor Máximo Permitido

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	15
1.1	OBJETIVOS .....	16
<b>1.1.1</b>	<b>Objetivo geral</b> .....	16
<b>1.1.2</b>	<b>Objetivos específicos</b> .....	16
<b>2</b>	<b>REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	17
2.1	RECURSOS HÍDRICOS PARA ABASTECIMENTO PÚBLICO .....	17
<b>2.1.1</b>	<b>Águas superficiais para abastecimento</b> .....	20
2.2	QUALIDADE DA ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO.....	21
<b>2.2.1</b>	<b>Padrões de potabilidade da água para consumo humano</b> .....	24
2.3	PROCESSOS DE TRATAMENTO DE ÁGUA .....	27
<b>2.3.1</b>	<b>Coagulação e floculação</b> .....	31
2.3.1.1	Coagulantes utilizados no tratamento convencional de água .....	35
2.3.1.2	Aplicação de coagulantes naturais no tratamento de água .....	37
2.3.1.2.1	<i>Pinha de Pinus elliotii</i> .....	41
2.3.1.2.2	<i>Extração de biopolímeros de vegetais</i> .....	44
<b>2.3.2</b>	<b>Ensaio de coagulação/floculação/sedimentação</b> .....	46
2.4	DELINEAMENTO DOS EXPERIMENTOS .....	49
<b>3</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	51
3.1	PROCESSO DE EXTRAÇÃO DO BIOPOLÍMERO DA PINHA DE <i>PINUS ELLIOTTII</i> .....	51
<b>3.1.1</b>	<b>Material vegetal</b> .....	51
<b>3.1.2</b>	<b>Extração e fracionamento de biopolímeros</b> .....	51
3.2	CAPTAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA A SER TRATADA .....	52
3.3	ENSAIOS DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/SEDIMENTAÇÃO .....	54
<b>3.3.1</b>	<b>Planejamento experimental</b> .....	56
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	59

4.1	EXTRAÇÃO E RENDIMENTO DO BIOPOLÍMERO DE PINHAS DE <i>PINUS ELLIOTTII</i> .....	59
4.2	CARACTERIZAÇÃO DAS AMOSTRAS DE ÁGUA BRUTA .....	59
4.3	DOSAGENS DE COAGULANTE E POTENCIAL HIDROGENIÔNICO (pH) ....	60
4.4	REMOÇÃO DE COR APARENTE.....	63
4.5	REMOÇÃO DE TURBIDEZ .....	67
4.6	REMOÇÃO DE ABSORBÂNCIA 254 NM.....	71
4.7	PONTOS ÓTIMOS DE DOSAGEM DE COAGULANTE E pH.....	75
5	CONCLUSÕES.....	80
	REFERÊNCIAS .....	81
	<b>ANEXO A – Relação da rotação do agitador e gradiente de velocidade .....</b>	<b>98</b>
	<b>ANEXO B – Diagrama de coagulação, gráfico de pareto e gráfico de otimização da variável cor aparente (uH) para os 40 min de sedimentação .....</b>	<b>99</b>
	<b>ANEXO C – Diagrama de coagulação, gráfico de pareto e gráfico de otimização da variável turbidez (uT) para os 40 min de sedimentação .....</b>	<b>101</b>
	<b>ANEXO D – Diagrama de coagulação, gráfico de pareto e gráfico de otimização da variável absorvância 254 nm para os 40 min de sedimentação .....</b>	<b>103</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A água é fundamental para a vida e responsável direta pelo bem-estar da humanidade, devendo estar disponível em quantidade e qualidade suficientes para a população mundial (CARVALHO, 2008). Consequentemente, o final da década de 60 e o início da década de 70 caracterizaram-se, no campo de tratamento de água, por grandes avanços tecnológicos (SANTOS, 2004). Estes devem estar em constante evolução, tendo em vista as problemáticas que podem surgir ao longo dos processos de tratamento de água e a necessidade de conhecimentos atualizados neste ramo (DE VELOSA, 2015).

Na atualidade, a principal fonte de abastecimento de água são os mananciais superficiais. Esses mananciais na maioria das vezes, encontram-se com a qualidade de suas águas prejudicadas, pois são destino de águas contaminadas provenientes de esgotos domésticos ou industriais (BERLANDA *et al.*, 2021; BONGIOVANI *et al.*, 2010; MIRANDA; MONTEGGIA, 2007). Isso acontece, pois não há um investimento maciço em instalações de redes com destino adequado dessas fontes poluidoras (CASTRO *et al.*, 1995).

A água para ser considerada potável, deve obedecer aos critérios de qualidade definidos por normas nacionais ou internacionais. Desta forma, pode-se determinar qual a tecnologia de tratamento a ser adotada, considerando além da qualidade da água a ser tratada, as próprias características da comunidade a ser beneficiada (KONRADT-MORARES, 2009; MARTINS, 2014a; PROSAB *et al.*, 1999).

O tratamento de água convencional, composto por coagulação, floculação, sedimentação, filtração, desinfecção, fluoretação e correção da acidez, representa a categoria de tratamento que se mostra em maior número na atualidade (DI BERNARDO, 2003; SOUZA; FERRAREZE, 2019).

Diversos fatores influenciam na viabilidade de processos de tratamento de água. A escolha de um sistema de tratamento tem como base a qualidade final, a simplicidade do processo e o custo para implementação (LIBÂNIO, 2010; RICHTER, 2009). Estes fatores são levados em consideração quanto à escolha do processo de coagulação/floculação/sedimentação para o presente estudo, como uma técnica relativamente simples e economicamente vantajosa (VAZ *et al.*, 2010).

Desta forma, o desenvolvimento de novos coagulantes e floculantes, baseados em matérias-primas naturais biodegradáveis abundantes na natureza, estão ganhando cada vez mais espaço nos centros de pesquisa. Estes apresentam-se como uma tecnologia ambiental que tem como prioridade os princípios da química verde propostos na década de 90, utilizando materiais

projetados para causar o menor dano natural possível (CARVALHO, 2008; JÚNIOR; ABREU, 2018). Assim, tem-se buscado na biodiversidade de recursos naturais um produto que apresente baixa toxicidade e seja de uso simples, barato e de fácil obtenção e aplicação (BUENAÑO; VERA; ALDÁS, 2019; SILVA, 2005).

A utilização de coagulantes naturais visa muitas vezes resolver dois problemas: i) evitar a utilização de elementos sintéticos no tratamento de água de abastecimento, que podem deixar residuais na água tratada; e ii) a reutilização de elementos orgânicos para um fim mais nobre que os aterros sanitários (JUSTEN, 2019; TEIXEIRA *et al.*, 2017; THEODORO *et al.*, 2013).

Neste contexto, o objetivo do presente trabalho foi realizar o tratamento de água utilizando matéria-prima natural, disponível em grandes quantidades, de pouco ou nenhum valor econômico, e que, frequentemente, apresenta um problema de descarte: a pinha de *Pinus elliottii* (ADEGOKE; BELLO, 2015; MORETTO; KLAUCK, 2015). Todavia, Júnior e Abreu (2018) pontuam que estes processos devem ser mais estudados, incentivados e priorizados pelas iniciativas públicas e privadas para expandir o acesso a estes recursos, tendo uma visão integrada entre a eficiência do processo, a diminuição dos impactos ambientais e o desenvolvimento de novas tecnologias ambientalmente sustentáveis.

## 1.1 OBJETIVOS

### 1.1.1 Objetivo geral

Este trabalho tem como objetivo extrair os biopolímeros da pinha de *Pinus elliottii* e utilizá-los como coagulante para fins de tratamento de água.

### 1.1.2 Objetivos específicos

I) Conhecer o rendimento de extração do biopolímero da pinha em materiais vegetais triturados;

II) Caracterizar a água bruta e tratada em parâmetros físicos e químicos como pH, cor aparente, turbidez, absorvância e temperatura;

III) Verificar o desempenho dos biopolímeros da pinha no tratamento da água de estudo;

IV) Determinar a melhor combinação entre dosagem de coagulante e pH de coagulação utilizados.

## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

Neste item serão apresentadas as principais definições, características e problemáticas do tratamento das águas de abastecimento, e, demonstrando a necessidade de dispor de técnicas alternativas de tratamento de água, fundamenta-se a execução deste trabalho de pesquisa.

### 2.1 RECURSOS HÍDRICOS PARA ABASTECIMENTO PÚBLICO

O saneamento básico compõe o conjunto de cinco fatores: abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza pública, drenagem pluvial e controle de vetores. Neste meandro, encontram-se as águas de abastecimento público, tendo papel fundamental na saúde e no bem-estar das populações (HELLER; PÁDUA, 2006).

Por meio de diversos registros, verificou-se o desenvolvimento das técnicas de abastecimento e o aumento da consciência a respeito da qualidade da água para a saúde humana (DE VELOSA, 2015). Com o passar do tempo, surgiu a necessidade de mudanças de hábitos de uso e consumo da água. Isso ocorreu devido ao aumento das populações, e consequentemente, maior demanda por esse bem comum (HELLER; PÁDUA, 2006).

Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS) (2017), em todo o mundo, cerca de três em cada dez pessoas (2,1 bilhões) não têm acesso à água potável, e seis em cada dez (4,5 bilhões) carece de saneamento adequado. Como resultado, todos os anos, 361 mil crianças com menos de cinco anos morrem devido à diarreia e doenças relacionadas. Estima-se que cerca de 70 % dos leitos dos hospitais estejam ocupados por pessoas que contraíram doenças transmitidas pela água contaminada e esgotamento sanitário inadequado (GUEDES *et al.* 2017; WANG *et al.*, 2011).

A contaminação das águas naturais representa um dos principais riscos à saúde pública, sendo amplamente conhecida a estreita relação entre a qualidade de água e inúmeras enfermidades que acometem as populações, especialmente aquelas não atendidas por serviços de saneamento (LIBÂNIO; CHERNICHARO; NASCIMENTO, 2005). A Figura 1 ilustra a vasta interface do conjunto “saneamento ambiental” e sua importante dimensão junto à gestão de recursos hídricos e à saúde pública.

Figura 1 – Interfaces do saneamento ambiental com a gestão de recursos hídricos e saúde pública



Fonte: Libânio (2004).

Mano, Pacheco e Bonelli (2010) destacam que o Planeta Terra apresenta 70 % de sua superfície coberta por água, distribuídas entre oceanos, mares, rios, lagos e águas subterrâneas. Do total, apenas 4,9 % são águas doces e o restante se encontra em oceanos e mares. Dessa água doce, somente 0,2 % está disponível em rios e lagos, 68 % encontram-se como águas subterrâneas e o restante, em estado sólido.

O Brasil está entre os países de maior reserva de água doce, na forma de águas superficiais e subterrâneas do Planeta Terra. Desse modo, a população possui grande quantidade de água para abastecimento, porém mal distribuído internamente: a região Norte que apresenta menor densidade demográfica (6,98 % da população brasileira) possui a maior disponibilidade hídrica do país, enquanto que, a região do Nordeste possui menor disponibilidade hídrica per capita, sendo que alguns estados se encontram em situações críticas (BRITO; SILVA; PORTO, 2007).

Grande parte dos problemas de disponibilidade hídrica e degradação na qualidade da água advém da dificuldade de muitos países estabelecerem políticas públicas consistentes e contínuas, capazes de propiciar formas de aproveitamento sustentável de suas disponibilidades hídricas. Infelizmente, as consequências de tais deficiências afetam particularmente as populações mais pobres (KONRADT-MORARES, 2009).

A disponibilidade hídrica é condição importante, mas não suficiente para garantir o bem-estar social, o qual pode ser melhorado pelo alcance de serviços essenciais para a

população, tais como os serviços de abastecimento de água e de esgotamento sanitário (LIBÂNIO; CHERNICHARO; NASCIMENTO, 2005).

Diante das diversas modificações do pensamento ambiental mundial, o Brasil passou a se adequar aos avanços com a implantação do Código das Águas, do Código Florestal e da Lei de Proteção a Fauna. No final da década de 1970 e início de 1980 passou-se a debater com maior intensidade os problemas ambientais, enfatizando a proteção dos recursos hídricos, essenciais para o abastecimento público (SANTOS, 2004). Portanto, em 1981, foi criada a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), instituída por meio da Lei Federal nº 6.938/1981.

Visando realizar o abastecimento de água em boas condições sanitárias, deve ser considerada a qualidade dos mananciais de captação, de acordo com o apresentado na Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (BRASIL, 2005).

Nesta resolução, os mananciais de água doce são classificados como Classe Especial, Classe 1, Classe 2, Classe 3 e Classe 4. As águas da Classe Especial podem ser destinadas ao consumo humano apenas com desinfecção; da Classe 1, após tratamento simplificado; Classe 2, após tratamento convencional e Classe 3, após tratamento convencional ou avançado. A Classe 4 não pode ser utilizada para abastecimento, mesmo após tratamento, elas somente são destinadas a navegação e harmonia paisagística. Para realizar essa classificação existe a definição de parâmetros físicos, químicos e biológicos a serem analisados, bem como os Valores Máximos Permitidos (VMP) para cada classe (BRASIL, 2005).

No estado do Rio Grande do Sul, de acordo com a Companhia Rio-grandense de Saneamento (CORSAN), os primeiros projetos de saneamento surgiram nas cidades de Porto Alegre (1864) e Rio Grande (1877). Em 1917, devido a diversos problemas sanitários em várias cidades gaúchas, foi criada a Comissão de Saneamento, com objetivo de o Estado coordenar, instruir e fiscalizar a implantação de sistemas de tratamento de água e esgoto. Alguns anos depois, a Comissão passou a ser chamada de Diretoria de Saneamento e Urbanismo da Secretaria de Obras Públicas, transferindo a responsabilidade pela implantação do serviço ao órgão estadual (CORSAN, 2018).

Com o crescimento das cidades rio-grandenses, o Estado optou por criar uma empresa estatal para melhor tomar conta da demanda de saneamento urbano, a CORSAN, oficialmente instalada em março de 1966. Atualmente, a CORSAN é responsável por abastecer aproximadamente 6 milhões de pessoas, em 316 municípios gaúchos (CORSAN, 2018), representando 99,7 % dos municípios atendidos por serviços de abastecimento de água no RS.

### 2.1.1 Águas superficiais para abastecimento

O homem possui dois tipos de fontes para seu abastecimento, que são as águas superficiais (rios, lagos, canais, etc.) e subterrâneas (lençóis subterrâneos). A água superficial é definida como a parcela de água armazenada ou fluindo sobre a superfície, que está continuamente interagindo com a atmosfera e com o solo, dependendo de uma série de fatores, como climáticos, topográficos e cobertura vegetal (KOLLET; MAXWELL, 2006). Estas águas são as de mais fácil captação e por isso, há uma tendência que sejam mais utilizadas para tratamento e consumo humano. No entanto, tem-se que menos de 5 % da água doce existente no globo terrestre encontra-se disponível superficialmente, ficando o restante armazenado em reservas subterrâneas (GUIMARÃES; CARVALHO; SILVA, 2007).

Para captação de águas superficiais parte-se do princípio sanitário, de que esta é uma água suspeita, pois está naturalmente sujeita a ações antropológicas e de contaminação. É básico, sob o ponto de vista operacional do sistema, captar águas de melhor qualidade possível, localizando adequadamente a tomada e efetivando-se medidas de proteção sanitária desta tomada (MANO; PACHECO; BONELLI, 2010).

As águas superficiais apresentam normalmente elevadas quantidades de materiais em suspensão, elevada carga orgânica e baixo teor de sais dissolvidos. Os rios, por exemplo, apresentam variações bruscas na qualidade da água, principalmente quando ocorre a mudança das estações climáticas. Estes também podem ser mais afetados por descargas de contaminantes (BRASIL, 2014; REGO, 2004).

Na superfície das águas, ações físicas danosas à mesma podem ter origem através de ventos, correntezas (principalmente durante os períodos de enchentes) e impactos de corpos flutuantes. Nas partes mais profundas, tem-se maior quantidade de sedimentos em suspensão, dificultando ou encarecendo a remoção de turbidez nos processos de tratamento (GUIMARÃES; CARVALHO; SILVA, 2007). No fundo de lagos, gera-se uma massa biológica, chamada de plâncton, que confere características impróprias para utilização da água ali acumulada (MEDEIROS FILHO, 2009).

Biologicamente, nas camadas superiores da massa de água, há maior proliferação de algas. Essa ocorrência gera gosto e odor desagradável, dificultando o tratamento, principalmente em regiões de clima quente e ensolarado (MEDEIROS FILHO, 2009). Os agentes químicos poderão estar presentes a qualquer profundidade da massa de água. As águas mais próximas da superfície possuem maior teor de gases dissolvidos (CO<sub>2</sub>, por exemplo), de dureza, ferro, manganês e seus compostos (GUIMARÃES; CARVALHO; SILVA, 2007).

Os processos de tratamento são dependentes de inúmeros fatores, tais como a qualidade da água na origem, volume de água a ser tratado, entre outras variáveis (MARTINS, 2014b; RICHTER, 2009). No entanto, Simas *et al.* (2005) pontuam que, normalmente, as águas superficiais necessitam de processos de tratamento mais complexos que as águas subterrâneas, justamente pelos fatores supracitados.

## 2.2 QUALIDADE DA ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO

O conceito de qualidade das águas refere-se à confiabilidade do seu uso em termos de saúde humana e, a potabilidade, significa à inexistência de contaminantes microbiológicos e substâncias tóxicas (PHILIPPI JR.; SILVEIRA, 2005). Assim, para consumo humano, devem ser removidas ou reduzidas as concentrações de substâncias químicas e microrganismos, de modo que não causem danos à saúde humana (DI BERNARDO; DANTAS, 2005a).

Durante séculos, embora aspectos estéticos (aparência, sabor, cheiro) possam ter influenciado a escolha da fonte de água, a qualidade da água, em relação às substâncias nela contidas, não foi considerada um fator restritivo. Historicamente, água potável era aquela considerada limpa, clara, de bom sabor e sem odor. As pessoas ainda não relacionavam a água impura às doenças e não dispunham de tecnologia necessária para reconhecer que a estética agradável não garantiria a ausência de microrganismos danosos à saúde (PINTO, 2006; PROSAB, 2009).

Até o início do século XX não haviam padrões de qualidade para a água potável. Nos Estados Unidos, ainda na década de 1890, a *United States Public Health Service* (USPHS) propôs um esforço cooperativo para a padronização dos testes bacteriológicos, evoluindo para a primeira edição do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (USEPA, 1999). As diretrizes internacionais propunham padrões mínimos, considerados possíveis de serem alcançados por todos os países. Porém, os padrões europeus consideravam a privilegiada posição econômica e tecnológica dos países envolvidos, estabelecendo padrões mais rigorosos (PROSAB, 2009).

Como reporta Von Sperling (1996), a qualidade de qualquer fenômeno pode ser representada por um indicador de qualidade com características que demonstram sua relevância, mensurabilidade, confiabilidade, estabilidade, representatividade e eficiência. Também é importante que seja possível realizar comparações entre resultados obtidos com os indicadores escolhidos e valores de referência, além desses resultados não apresentarem redundâncias (SANTOS, 2004).

Em geral, os indicadores analisados em qualquer corpo hídrico são: pH (potencial hidrogeniônico), temperatura, turbidez, cor, sólidos totais, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total, fósforo total, coliformes totais e coliformes fecais, entre outros (BRASIL, 2021; PROSAB, 2009; SANTOS, 2004; VON SPERLING, 1996). Após a análise dos indicadores, consulta-se a legislação para verificar se estes se encontram dentro dos padrões estabelecidos. Esses padrões provêm de conhecimento científico que correlacionam os efeitos dos indicadores sobre o ecossistema e a saúde humana (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2006).

O constante monitoramento da qualidade da água bruta e tratada fornece dados favoráveis para a correta gestão e redução dos riscos para a saúde pública, visto a diversidade de enfermidades transmitidas pela água (KOCH *et al.*, 2017). É importante ressaltar que a qualidade da água também está relacionada com as condições de funcionamento das estações de tratamento e da forma pela qual o tratamento é realizado, que quando incorretos, podem produzir água contaminada e imprópria para consumo. Desta forma, possibilita a ocorrência de doenças e agravos de veiculação hídrica (SILVA; LOPES; AMARAL, 2016).

Di Bernardo e Dantas (2005a) citam algumas das doenças de transmissão hídrica, como as febres tifoides e paratífoides, disenterias bacilar e amebiana, cólera, esquistossomose, hepatite infecciosa, giardíase, criptosporidiose, cáries dentárias (falta de flúor na água), fluorose (excesso de flúor), saturnismo (decorrente do chumbo), metahemoglobinemia (teor elevado de nitratos), além de outras doenças relacionadas com substâncias tóxicas. No Brasil, cerca de 60 % das internações hospitalares estão relacionadas com as deficiências do saneamento básico, sendo 90 % das doenças decorrentes devido à má qualidade das águas de abastecimento (RUFINO *et al.*, 2016).

Outro fator a ser considerado é que, muitos sistemas coletivos ou individuais ainda apresentam carências nas instalações de abastecimento de água de qualidade, devido à, principalmente, deficiências nos sistemas (HELLER; PÁDUA, 2006). Além disso, há a problemática relacionada à industrialização e ao aumento populacional, que intensificaram a contaminação de mananciais superficiais e subterrâneos, prejudicando ainda mais a saúde pública de localidades que não possuem sistemas de tratamento e distribuição de água adequada (DI BERNARDO; DANTAS, 2005a).

O uso indiscriminado da água tem levado ao surgimento de efeitos indesejáveis, principalmente no que diz respeito ao volume de esgotos diluídos em corpos receptores, ocasionando a alteração dos parâmetros de qualidade das águas (MIRANDA; MONTEGGIA, 2007). Baseado nisso, Berlanda *et al.* (2021), Konradt-Moraes (2009) e PROSAB *et al.* (1999)

reportam as principais alterações da qualidade da água nos recursos hídricos, onde além do crescimento e/ou adensamento das populações urbanas, estão relacionadas às diversas formas de poluição:

a) Poluição natural dos mananciais superficiais e subterrâneos, que ocorre devido ao arraste de partículas orgânicas e inorgânicas por meio das águas pluviais;

b) Poluição devido ao lançamento de esgotos domésticos, tratados ou não, que causam alterações nas características físicas, químicas e biológicas dos corpos hídricos;

c) Poluição devido ao lançamento de efluentes industriais, dependente da natureza do processo industrial, variando suas características de acordo com o produto. Esse efluente pode conter altas concentrações de sólidos suspensos, matéria orgânica, metais pesados, compostos tóxicos, mutagênicos, entre outros;

d) Poluição causada por drenagens de áreas urbanas ou agrícolas, que ocorre devido ao carregamento pelas chuvas de materiais acumulados e depositados pelo ser humano sobre o solo. Na área urbana, geralmente as impurezas são carregadas através das bocas de lobo de drenagem urbana para os mananciais, enquanto que na área agrícola podem ser transportados fertilizantes, defensivos agrícolas e partículas do solo para os mananciais devido a remoção da vegetação, ocasionando erosão, ou ainda se deslocam para o subsolo por meio da infiltração.

Com relação ao aspecto qualitativo, os mananciais empregados para abastecimento público geralmente são escolhidos de modo a possibilitar que as Estações de Tratamento de Água (ETAs) sejam do tipo convencional ou de variantes mais simplificadas (FERREIRA FILHO; MARCHETTO, 2006). Todavia, dependendo dos níveis de poluição dos mananciais utilizados, os sistemas convencionais de tratamento de água, que contempla as etapas de coagulação, floculação, sedimentação, filtração e desinfecção, seriam insuficientes para tornar a água de qualidade segura para consumo humano (KONRADT-MORAES, 2009).

Em muitos países em desenvolvimento, não há disponibilidade de recursos financeiros para construir estações de tratamento sofisticadas, exigindo que, técnicas apropriadas sejam difundidas, visando convertê-las em projetos realistas, econômicos e confiáveis (PROSAB *et al.*, 1999). Ademais, os responsáveis pelos sistemas de abastecimento também têm a responsabilidade de adequar as técnicas de tratamento convencional ou, conforme necessidade, da aplicação de novas técnicas de tratamento da água, assegurando a qualidade da água final distribuída ao consumidor (KONRADT-MORAES, 2009).

### 2.2.1 Padrões de potabilidade da água para consumo humano

No ano de 1975, foi aprovada a Lei nº 6.229/1975, que instituiu o Sistema Nacional de Saúde, redefinindo os campos de ação dos órgãos federais em sua ordenação. Foi com base nessa Lei que foi editado o Decreto Federal nº 79.367/1977, que atribuiu competência ao Ministério da Saúde (MS) para elaborar normas e o padrão de potabilidade de água para consumo humano a serem observados em todo o território nacional. A partir dessa estrutura legal, vários dispositivos normativos foram aprovados relacionados à proteção sanitária dos mananciais, aos serviços de abastecimento público e aos padrões de potabilidade da água para consumo humano (FRAZÃO *et al.*, 2018; FREITAS; FREITAS, 2005; QUEIROZ *et al.*, 2012).

O CONAMA prevê em algumas resoluções à proteção das águas superficiais e subterrâneas, referente à qualidade e quantidade. Dentre estas, a Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011, que complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, define condições e padrões de lançamento de efluentes, além de estabelecer quais as condições que os efluentes devem atender para serem lançados em corpos hídricos sem causar danos à saúde ambiental, definidos por meio dos VMP (BRASIL, 2011). Destaca-se ainda, que os órgãos competentes podem tornar esses valores mais restritivos (BRASIL, 2005).

De acordo com a Portaria GM/MS nº 888, de 04 de maio de 2021, água para consumo humano e água potável apresentam as seguintes definições (BRASIL, 2021):

- I - água para consumo humano: água potável destinada à ingestão, preparação de alimentos e à higiene pessoal, independentemente da sua origem;
- II - água potável: água que atenda ao padrão de potabilidade estabelecido neste Anexo e que não ofereça riscos à saúde;
- III - padrão de potabilidade: conjunto de valores permitidos para os parâmetros da qualidade da água para consumo humano, conforme definido neste Anexo.

O controle da qualidade da água é competência do responsável pelo sistema ou solução alternativa de abastecimento de água. Assim, cabe à Secretaria de Saúde dos Municípios realizarem a vigilância da qualidade da água disponibilizada aos seus munícipes, inspecionando a qualidade e as práticas operacionais do sistema ou alternativa coletiva de abastecimento (BRASIL, 2021).

Na Portaria nº 888/2021 são apresentados VMP e limites de substâncias, fatores químicos, físicos e biológicos, que norteiam os padrões de qualidade para as águas de abastecimento (BRASIL, 2021). Na Tabela 1, encontram-se alguns dos principais parâmetros que devem ser analisados e os seus limites permitidos.

Tabela 1 – Limites permitidos de alguns padrões de potabilidade

<b>Parâmetro</b>	<b>Limite permitido da água tratada</b>
Absorbância ( $\lambda - 254$ nm)	-
Coliformes totais	Ausência em 100 mL
Escherichia coli	Ausência em 100 mL
Cor aparente (uH)	15
Potencial Hidrogeniônico	6,0 a 9,5
Turbidez* (uT)	5,0
Cloro (mg L <sup>-1</sup> )	0,2 a 2,0
Flúor (mg L <sup>-1</sup> )	1,5
Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	10
Sólidos Totais (mg L <sup>-1</sup> )	-
Temperatura (°C)	-
Condutividade Elétrica (uS cm <sup>-1</sup> )	-

Fonte: Adaptado da Portaria GM/MS nº 888/2021.

Nota: \*Turbidez para água tratada no sistema de distribuição.

Referente aos parâmetros apresentados acima, a presença de matéria orgânica natural (MON) na água bruta é indesejável sob o ponto de vista de tratabilidade, desde a presença de cor aparente até o aumento da quantidade de sítios de absorção para substâncias tóxicas e/ou mutagênicas na água (BERLANDA *et al.*, 2021). A MON também será adsorvida por partículas inorgânicas presentes na água bruta, desse modo, reduzindo as características de sedimentabilidade das mesmas. A presença de altos níveis de certos constituintes de MON requerem maiores doses de coagulante para desestabilizar as partículas e, posteriormente removê-las durante a sedimentação e/ou filtração (EPA, 1999).

A determinação da absorbância em luz UV (ultravioleta) 254 nm é uma alternativa rápida de obtenção de uma estimativa do conteúdo de matéria orgânica de amostras de água bruta ou tratada, ou seja, a capacidade da matéria orgânica de absorver luz UV (ANDRADE JÚNIOR, 2004). Embora a relação numérica entre absorbância UV 254 e Carbono Orgânico Total (COT) é única para cada água bruta, uma mudança no teor de carbono orgânico geralmente pode ser detectada, em termos de absorbância de luz UV. Isto torna a determinação da absorbância UV 254 adequada para monitorar mudanças na concentração de MON (PENITSKY, 2003).

A cor aparente, característica física do resíduo, consiste no processo de reflexão da luz em partículas minúsculas, finamente dispersas e de caráter predominantemente orgânico (materiais originários de resíduos vegetais em decomposição) (LIBÂNIO, 2010). A determinação da cor aparente de uma amostra apresenta interferência da turbidez, pois esta absorve parte da radiação eletromagnética da amostra (SÓRIA *et al.*, 2020). Além da

decomposição da matéria orgânica, os causadores de cor aparente também incluem a presença de ferro, manganês, resíduos industriais e esgotos domésticos (VON SPERLING, 1996).

A turbidez pode ser definida como sendo o grau de redução que a luz sofre ao atravessar uma determinada quantidade de água, devido à presença de partículas e substâncias que a mesma contém (PAVANELLI, 2001). Seus principais causadores são: areia, argila, microrganismos em geral, despejos domésticos e industriais e erosão (DI BERNARDO; DANTAS, 2005; VON SPERLING, 1996).

De acordo com a Portaria nº 888/2021, cita-se que, para a garantia da qualidade microbiológica da água, em complementação às exigências relativas aos indicadores microbiológicos, deve ser atendido o padrão de turbidez expresso no Anexo 2, além de serem observadas as demais exigências contidas no Anexo. Destaca-se que, para água subterrânea pós-desinfecção ou pós-filtração, o limite máximo para qualquer amostra pontual deve ser de 5,0 uT, assegurado, simultaneamente, o atendimento ao VMP em toda a extensão do sistema de distribuição (reservatório e rede). No entanto, como o presente estudo não contempla o tratamento completo, somente as etapas de coagulação/floculação/sedimentação, o indicado é que, o processo de sedimentação remova no mínimo 90 % da turbidez encontrada na água coagulada no processo de tratamento (BRASIL, 2014).

Nas ETAs, o processo final de tratamento é a desinfecção, visando garantir a inativação de indicadores como coliformes totais e termotolerantes, e consequente qualidade sanitária da água. O cloro é o produto mais utilizado no processo de desinfecção. No entanto, o seu uso pode causar a formação de subprodutos como os trihalometanos, que são prejudiciais à saúde. Conhecer o teor de cloro que permanece após a desinfecção da água, permite garantir a qualidade microbiológica da água, ou seja, se ela está em condições de uso (HELLER; PÁDUA, 2006; REGO, 2004).

A Portaria nº 1.469, de 29 de dezembro de 2000 do MS, em seu Art. 13º, cita que a água tratada após a desinfecção, deve conter o teor mínimo de cloro residual livre de 0,5 mg L<sup>-1</sup>, sendo obrigatória a manutenção de, no mínimo, 0,2 mg L<sup>-1</sup> em qualquer ponto da rede de distribuição. Recomenda-se que o teor máximo de cloro residual livre, em qualquer ponto do sistema de abastecimento, seja de 2,0 mg L<sup>-1</sup>. A partir de 5 mg L<sup>-1</sup>, a concentração desse parâmetro oferece danos à saúde humana (BRASIL, 2000).

Já o flúor é encontrado naturalmente nas águas de abastecimento, no ar e no solo, em diferentes níveis de concentração. A concentração de fluoreto passou a ser um parâmetro importante na avaliação da qualidade da água para consumo humano, pois constatou-se que, seu uso adequado, traz benefícios para a integridade óssea e dentária (BRITO *et al.*, 2016).

Entretanto, sua ingestão sem controle ou a ausência do mesmo são problemas de saúde pública. O excesso de flúor contínuo pode levar à fluorose dentária, e sua ausência, à cárie dentária. Diversas pesquisas têm sido realizadas com o intuito de verificar a concentração de flúor na água para consumo humano, seja ele natural ou adicionado (FRAZÃO; PERES; CURY, 2011; ZILBOVICIUS; FERREIRA; NARVAI, 2018).

Desde 1974, a Lei Federal nº 6.050 tornou obrigatória a adição de fluoretos à água de consumo humano e, em 1975, a Portaria nº 635 estabeleceu os padrões para a operacionalização da medida, incluindo os limites recomendados para a concentração do fluoreto em razão da média das temperaturas diárias (BRASIL, 1974; BRASIL, 1975). Com a publicação da Portaria nº 1.469/2000, foi definido o nível de  $1,5 \text{ mg L}^{-1}$  de flúor como VMP (BRASIL, 2000). Assim, é fundamental que os níveis de concentração de flúor nas águas estejam dentro dos parâmetros aceitáveis para ingestão da população (BRITO *et al.*, 2016).

Diferenças existentes em legislações nacionais de vários países fazem com que a água considerada potável em um determinado país, já não seja em outro. Na constituição de um padrão de potabilidade, podem e devem ser consideradas especificidades locais (ambientais, sociais, culturais e econômicas), que irão refletir na viabilidade de uma norma (PINTO, 2006).

Além disso, também deve ser levado em consideração a legislação vigente relacionada à água e à saúde. É essencial que cada país reveja suas necessidades e capacidades para desenvolver uma estrutura regulatória. Embora os padrões descrevam uma qualidade de água aceitável para consumo ao longo da vida, sua implementação implica que a qualidade da água potável deva ser representada por um valor recomendado. Na verdade, deve haver um esforço contínuo para manter a qualidade da água potável no nível mais alto possível (MELLA, 2012).

### 2.3 PROCESSOS DE TRATAMENTO DE ÁGUA

Qualquer água, seja superficial ou subterrânea, carece de tratamento prévio ao seu consumo de modo a assegurar que esta não representa qualquer perigo para a saúde humana. Os perigos para os consumidores de uma água com baixa qualidade resultam da sua eventual contaminação microbiológica, química, física ou até mesmo radioativa (WHO, 2012). Assim, a proteção da saúde humana deve ser o principal objetivo em um sistema de abastecimento de água para consumo humano (JALBA *et al.*, 2010).

O tratamento de água consiste na remoção de partículas suspensas e coloidais, matéria orgânica, microrganismos e outras substâncias possivelmente deletérias à saúde humana, porventura presentes nas águas naturais, aos menores custos de implantação, operação e

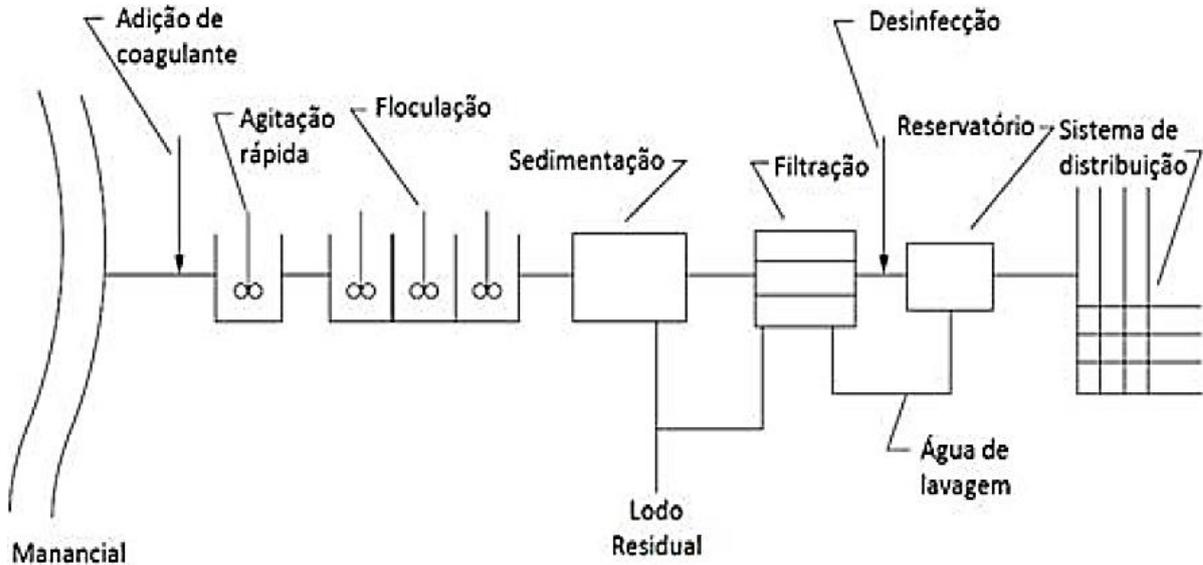
manutenção, e gerando o menor impacto ambiental às áreas circunvizinhas (LIBÂNIO, 2010). Desta forma, tem por finalidade melhorar a qualidade da água de abastecimento público, atendendo finalidades higiênicas (remoção de microrganismos e substâncias nocivas), estéticas (correção da cor, sabor e odor) e econômicas (redução da corrosividade, cor, turbidez, ferro e manganês) (SAAE, 2006; WHO, 2012).

De acordo com Richter (2009), a seleção dos processos de tratamento de água deve ser feita de modo a permitir a remoção ou redução dos constituintes da água bruta. Assim, as principais condicionantes na escolha dos processos são: i) natureza da água bruta; ii) qualidade desejada para a água tratada; iii) segurança do processo; iv) facilidade de construção; v) existência de equipamentos adequados; vi) facilidade de operação e manutenção; e vii) custos de construção e operação (CARVALHO, 2008; LIBÂNIO, 2010; RICHTER, 2009; SOUZA; FERRAREZE, 2019). Portanto, a adoção do tipo mais adequado de processos para uma determinada água deve ser feita em função das características físico-químicas e de sua tratabilidade, condição que, muitas vezes, tem sido negligenciada, trazendo em consequência sérios problemas operacionais em diversas instalações (RICHTER, 2009).

De um modo geral, as ETAs atualmente utilizadas no Brasil podem ser classificadas em três categorias básicas: estações de tratamento convencionais, estações de filtração direta e estações de flotação a ar dissolvido (SOUZA; FERRAREZE, 2019). As características físico-químicas e de tratabilidade para uma determinada água são os parâmetros que influenciarão na adoção do tipo mais adequado de tratamento (BOTERO *et al.*, 2009; SAMAR, 2006).

As ETAs convencionais (Figura 2) formam a categoria de tratamento que se apresentam em maior número. O tratamento convencional consiste em um conjunto de processos e operações utilizados para adequar as características físico-químicas e biológicas das águas naturais, até os padrões estabelecidos para água potável (SOUZA; FERRAREZE, 2019; SÓRIA *et al.*, 2020).

Figura 2 – Esquema geral do tratamento convencional para água de abastecimento público



Fonte: Tompeck; Jones (2006).

No que diz respeito ao saneamento, Souza e Santos (2016) citam que existe uma disparidade no país, não só nos índices de atendimento, mas também no quesito tratamento de água. Segundo reportado pela Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB) (2010), o tratamento convencional é mais comum nos municípios com mais de cem mil habitantes. Já naqueles com população de até vinte mil habitantes, a água distribuída à população passa apenas por desinfecção simples. Essa prática não está relacionada à qualidade da água do manancial, mas pela limitação da capacidade financeira dos municípios (IBGE, 2010).

A Tabela 2 relaciona as etapas do tratamento convencional de água e seus respectivos parâmetros de projeto, indicadores de referência e fatores que influem na eficiência dos processos. Entende-se por indicadores de referência os parâmetros que, a partir do monitoramento contínuo, possibilitam a determinação da qualidade e da eficiência do tratamento de água. O controle rigoroso dos fatores que influenciam na eficiência da ETA permite que as condições ótimas para cada etapa sejam mantidas, resultando em uma água com maior qualidade (FRANCISCO; POHLMANN; FERREIRA, 2011).

Tabela 2 – Indicadores de referência e os fatores que influenciam na eficiência do tratamento de água em uma ETA convencional

<b>Etapa</b>	<b>Objetivo</b>	<b>Indicadores de referência</b>	<b>Fatores que influenciam a eficiência</b>
<b>Coagulação</b>	Desestabilizar as partículas presentes na água bruta e aumentar a probabilidade de choques entre elas	Volume de coagulante e custos operacionais	Concentração de matéria suspensa, coloidal e dissolvida, pH, temperatura, dosagem de coagulante e tempo de mistura rápida
<b>Floculação</b>	Formação de flocos para posterior sedimentação	Tamanho e densidade dos flocos e custos operacionais	Eficiência da etapa anterior, quantidade de agitação e concentração de flocos
<b>Sedimentação</b>	Remoção de turbidez, clarificação da água	Turbidez, cor, sólidos dissolvidos e suspensos, quantidade de lodo decantado, velocidade de sedimentação e custos operacionais	Eficiência das etapas anteriores, tamanho e densidade dos flocos e quantidade de agitação
<b>Filtração</b>	Remoção de partículas, cor, turbidez	Turbidez, cor, sólidos suspensos e dissolvidos	Escolha do tipo de filtro, tamanho do material a ser filtrado e método de filtração escolhido
<b>Desinfecção</b>	Eliminação de microrganismos patogênicos	Número mais provável de coliformes, quantidade de desinfetante e outros produtos utilizados	Tempo de contato com a água, tipo de agente químico, intensidade e natureza do agente físico utilizado, como desinfetante e tipos de organismos
<b>Fluoretação</b>	Combate e prevenção à cárie	Concentração de flúor	-
<b>Correção de acidez</b>	Combate à corrosão e incrustação nos encanamentos	Volume de cal hidratada ou carbonato de sódio	-

Fonte: Adaptado de Heller; Pádua (2006); Macedo (2007).

Principalmente a partir dos anos 1960 e 1970, o desenvolvimento agrícola e industrial impôs intensa produção e uso de novas substâncias químicas, dentre as quais os agrotóxicos, fármacos e hormônios sintéticos, implicando necessidade de desenvolvimento e emprego de

técnicas de tratamento mais específicas e/ou complexas (PROSAB *et al.*, 2009; SILVA, 2004). Dependendo do caso, as consequências desses eventos podem ser observadas em curto, médio e longo prazo, com impactos causados ao meio ambiente que influenciam profundamente a vida da população e o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos (JÚNIOR; SOUZA; BERNSTEIN, 2013).

Assim, técnicas mais sofisticadas para a detecção e quantificação de substâncias e organismos diversos se mantêm em constante e rápida evolução (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017). A detecção e quantificação de concentrações cada vez menores de contaminantes capazes de resultar em efeitos crônicos à saúde, bem como o reconhecimento de novos patógenos de veiculação hídrica, tendem a diversificar e tornar mais rigorosos os padrões de potabilidade, impondo, concomitantemente, o desafio da inovação tecnológica no tratamento da água para consumo humano (PROSAB *et al.*, 2009).

As tecnologias convencionais de tratamento também foram sendo aprimoradas, incorporando novas técnicas como a flotação, a filtração direta, a filtração em múltiplas etapas, além do emprego de novos desinfetantes (LIMA, 2019; LOPES *et al.*, 2020; OLIVEIRA, 2017; VERAS; DI BERNARDO, 2008). Em paralelo, o desafio da remoção de substâncias químicas e, mais recentemente de micro contaminantes, impôs o emprego/desenvolvimento de outras técnicas de tratamento como a adsorção em carvão ativado, a oxidação, a precipitação química e a volatilização (COCENZA, 2014; DANTAS *et al.*, 2014; MONDARDO, 2004; RICHTER, 2009), e de processos de separação por membranas (microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose reversa) (BUENO *et al.*, 2016; SOLÍS; VÉLEZ; RAMÍREZ-NAVAS, 2017).

Portanto, a passagem dos contaminantes pelo tratamento convencional garante que uma grande quantidade de particulados e contaminantes seja removida, que, se lançados diretamente ao tratamento avançado, podem danificar o seu funcionamento e reduzir a eficiência (MONTAGNER; VIDAL; ACAYABA, 2017). Assim sendo, quando a água a ser tratada necessita passar pelos processos de coagulação/floculação, esta etapa passa a ser de maior importância em qualquer tecnologia de tratamento (MIRANDA; MONTEGGIA, 2007; VAZ *et al.*, 2010).

### **2.3.1 Coagulação e floculação**

Os termos coagulação e floculação são frequentemente usados como sinônimos, ambos significando o processo integral de aglomeração de partículas. Entre diversas definições desses

termos, autores como Libânio (2010), Heller e Pádua (2006) e Richter e Netto (1991) adotam as seguintes interpretações:

**Coagulação:** Consiste nas reações das impurezas presentes na água com os compostos hidrolisados formados pela adição de agentes coagulantes, reduzindo as forças que tendem a manter separadas as partículas em suspensão.

**Floculação:** Consiste no transporte das espécies hidrolisadas, para que haja contato com as impurezas presentes na água, formando partículas maiores, denominadas flocos, que possam sedimentar por gravidade.

A coagulação e a floculação desempenham um papel dominante na cadeia de processos de tratamento de água, principalmente na preparação da decantação ou da flotação, e assim, na filtração que se segue, no tratamento convencional (LOPES *et al.*, 2020). O sucesso dos outros processos depende, portanto, de uma coagulação bem-sucedida (RICHTER, 2009). Qualquer falha neste setor pode acarretar grandes prejuízos na qualidade e no custo do produto distribuído à população (SPINELLI, 2001).

Este processo é constituído de duas fases subsequentes, sendo a primeira a coagulação propriamente dita, e a segunda fase, a floculação (RICHTER, 2009). A coagulação envolve inicialmente a agitação intensa do coagulante com a água, para que o processo de coagulação seja eficiente, fazendo com que as partículas de sujeira fiquem eletricamente desestabilizadas e mais fáceis de se agregarem (CASECA, 2014). Em seguida, a agitação lenta do material coagulado para a formação dos flocos (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Portanto, a mistura rápida e lenta são basicamente processos de transporte de fluido, associados à precipitação e união de partículas primárias. Como fenômenos de transporte de fluido, a diferença entre as duas reside no tempo e intensidade de mistura, definida pelo gradiente de velocidade (RICHTER; NETTO, 1991).

Diversos fatores interferem em maior ou menor monta no processo de coagulação (LIBÂNIO, 2010). O pH de coagulação é um parâmetro crítico na eficiência do processo. Como o pH resultante depende do coagulante utilizado, da dose aplicada e da alcalinidade presente, há a necessidade do conhecimento desses dados para otimizar o processo, o que geralmente é obtido com ensaios de coagulação “*jar-test*” (RICHTER, 2009). Além da coagulação, no campo de abastecimento de água, o pH também intervém no controle da corrosão, abrandamento e desinfecção (MEDEIROS FILHO, 2009). Dessa forma, estudos mais aprofundados são imprescindíveis para uma correta seleção do coagulante e sua dosagem, e do pH de coagulação ideal para utilização (GHERNAOUT, 2015).

A coagulação é resultante da ação individual ou combinada, de quatro mecanismos distintos: i) compressão da dupla camada elétrica; ii) adsorção e neutralização de cargas; iii) precipitação e varredura de flocos; e iv) adsorção e formação de pontes (DI BERNARDO; DANTAS, 2005; LIBÂNIO, 2005).

No mecanismo de compressão da Dupla Camada Elétrica (DCE), também chamado de compressão da camada difusa, o sistema coloidal pode ser desestabilizado pela adição de íons com carga contrária à das partículas coloidais. A desestabilização ocorre devido às interações eletrostáticas, ou seja, íons de mesma carga são repelidos e íons de carga contrária são atraídos pelos coloides (DI BERNARDO; DANTAS, 2005; HESPANHOL, 2020). Dá-se o nome de dupla camada ao sistema de cargas, a superfície do coloide e a camada de sinal contrário (SPINELLI, 2001).

No mecanismo de varredura, dependente da dosagem de coagulante e do pH da mistura, as partículas coloidais são adsorvidas e as suspensas são envolvidas pelo precipitado formado no processo, e posteriormente, são removidas por sedimentação, no tratamento de água para abastecimento (CARDOSO, 2007; LIBÂNIO, 2010). É o processo que desestabiliza os coloides através da saturação da água, devido à presença do precipitado, de carga positiva, provocando o arraste desses coloides que ficam aprisionados. Estes funcionam como pequenas vassouras, que agarram as partículas, ou seja, são varridas da água, por isso o nome de varredura (VIANNA, 1997).

Já a desestabilização de uma dispersão coloidal consiste nas interações entre coagulante-coloide, coagulante-solvente e coloide-solvente (CARVALHO, 2008). Neste caso, há a neutralização da carga negativa presente na superfície das partículas coloidais através do uso de cátions metálicos hidrolisados ou polímeros orgânicos catiônicos (DUAN; GREGORY, 2003). O mecanismo de adsorção e neutralização é de extrema importância quando se aplicam tecnologias de filtração direta para abastecimento, onde não há a necessidade de produção de flocos para posterior sedimentação, mas de partículas desestabilizadas que serão retidas no meio granular dos filtros (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

O mecanismo de adsorção e formação de pontes fundamenta-se na adsorção das partículas coloidais ao longo da estrutura dos polímeros por meio de interações coulombianas, ligações de hidrogênio, interações dipolo-dipolo e forças de Van der Waals (DUAN; GREGORY, 2003). Neste caso, o uso de polímeros de grandes cadeias moleculares, servem de ponte entre a superfície à qual estão aderidos, e outras partículas (SPINELLI, 2001).

Talvez por estar intrinsecamente relacionada à coagulação, seja difícil precisar quando as unidades de floculação passaram a ser etapas integrantes do tratamento das águas de consumo

humano. As estações construídas nos EUA foram as primeiras a contar com unidades específicas para floculação a partir do início do século XX, com o incremento da filtração rápida e a necessidade de reduzir o aporte de partículas às unidades filtrantes durante o período chuvoso (LIBÂNIO, 2010).

A floculação constitui um conjunto de fenômenos apenas físicos, nos quais se tenciona reduzir o número de partículas suspensas e coloidais presentes na massa líquida (LIBÂNIO, 2010). Para tal, fornecem-se condições, em termos de tempo e agitação, para que ocorram choques entre as partículas anteriormente desestabilizadas pela ação do coagulante objetivando a formação dos flocos a serem posteriormente removidos por sedimentação/flotação ou filtração (LIBÂNIO, 2005). A energia para fomentar a aglutinação das partículas pode ser de origem mecânica ou hidráulica, que promovem o movimento errático que favorece a colisão das partículas (SILVA; DANIEL, 2010).

Para as ETAs convencionais, o êxito da floculação verifica-se pelas características da água decantada, cujo monitoramento concentra-se na turbidez e, com menor frequência, na cor aparente (RUSSO; PIMENTEL; HEMSI, 2020). A eficácia também pode ser inferida por ocasião das limpezas das unidades de decantação de escoamento horizontal. O perfil de depósito das partículas sedimentadas permite avaliar a sedimentabilidade dos flocos no período entre duas limpezas consecutivas (LIBÂNIO, 2010; MORUZZI; OLIVEIRA, 2020).

Portanto, sempre que a tecnologia de tratamento envolver o processo de coagulação, a floculação ocorre mesmo na ausência de uma unidade específica para tal finalidade (LIBÂNIO, 2010). Para as ETAs convencionais, a ineficácia da floculação, intrinsecamente relacionada ao desempenho da coagulação, aumentará a afluência de partículas às unidades filtrantes, favorecendo a perspectiva de deterioração da água filtrada e reduzindo o intervalo entre lavagens, podendo tornar o processo de potabilização antieconômico (LOPES; LIBÂNIO, 2005).

A maior parte da matéria orgânica da água tem origem natural, na degradação de vegetais e animais, provocando alterações de turbidez e cor na água. Sua remoção pode ser feita através dos processos de coagulação/floculação, pois pode veicular substâncias tóxicas como pesticidas. A água natural contém ainda uma série de partículas de origem biótica, incluindo algas, protozoários, bactérias e vírus. Estes também devem ser removidos ou inativados para a potabilização da água, sendo que a presença de algas pode causar sérias perturbações no tratamento de água (RICHTER, 2009).

A aplicação desses novos conceitos, juntamente com o surgimento de novos agentes coagulantes, constitui-se em uma das mais importantes contribuições à tecnologia de tratamento

de água. Com isso, é possível identificar possibilidades e deficiências de diversos processos, permitindo a otimização global da cadeia do sistema de tratamento de água a partir da coagulação-floculação (LOPES *et al.*, 2020; RICHTER, 2009).

#### 2.3.1.1 Coagulantes utilizados no tratamento convencional de água

Qualquer agente que produza a coagulação é um coagulante, geralmente um produto químico. Entre a diversidade de agentes de coagulação, são usados sais que geram hidróxidos em reação com a água e compostos orgânicos naturais ou artificiais de longa cadeia molecular, os polieletrólitos (RICHTER, 2009).

A definição do tipo de coagulante frequentemente deve fiar-se em fatores relacionados à adequabilidade à água bruta, à tecnologia de tratamento, ao custo do coagulante propriamente dito e dos produtos químicos porventura a ele associados – alcalinizantes, ácidos ou auxiliares de coagulação – e ao custo e manutenção dos tanques e dosadores. Frequentemente, a escolha por coagulantes de maior custo justifica-se pelo aumento de receita decorrente de uma melhor qualidade da água decantada e conseqüentemente, aumento do volume tratado (LIBÂNIO, 2010; SANTOS *et al.*, 2007).

Outro aspecto relevante para a escolha do coagulante em diversos países refere-se à quantidade e características do lodo gerado no tratamento, as quais dependem das características da água bruta e dos produtos químicos utilizados na coagulação (LIBÂNIO, 2010). Conseqüentemente, as características químicas e físicas dos resíduos gerados no tratamento de água são influenciadas pela composição do coagulante, e problemas relacionados ao manuseio e à disposição, podem ser minimizados ajustando-se o processo de coagulação, e em alguns casos, pela mudança do coagulante (SIQUEIRA, 2009).

Geralmente, os coagulantes mais utilizados são aqueles que incluem em suas cadeias íons de alumínio e ferro, ou polímeros (MORAES, 2004). O sulfato de alumínio é eficiente para valores de pH de 5,5 a 8,0. O aluminato de sódio é usado em casos especiais ou como um aditivo para coagulação secundária de águas superficiais altamente coloridas. O sulfato férrico é eficiente para clarificação de águas turvas em uma larga faixa de pH. A reação com cloreto férrico e alcalinizante tem seu uso mais limitado em tratamento de água. Já a ação dos polímeros é boa para a produção de flocos, e posterior sedimentação (BORBA, 2001; CORBITT, 1998; HESPANHOL, 2020; PAVANELLI, 2001; TSE *et al.*, 2011).

O alumínio é o terceiro elemento mais abundante na crosta terrestre estando presente em todas as águas superficiais, como sais de alumínio ou sulfato de alumínio (LUCCA, 2017).

Dentre os diversos coagulantes químicos, o sulfato de alumínio merece destaque, uma vez que é o coagulante mais utilizado no tratamento de água devido a sua boa eficiência, baixo custo, fácil mão de obra e produção em várias regiões brasileiras (KONRADT-MORAES, 2009).

O aluminato de sódio é utilizado em casos especiais como um aditivo para coagulação secundária de águas superficiais altamente coloridas (CORBITT, 1998). Este tem a vantagem de fornecer tanto o coagulante como o alcalinizante no mesmo produto, sendo particularmente indicado para águas de baixa alcalinidade e cor muito elevada, cuja dose de sulfato de alumínio necessária à coagulação da cor iria abaixar o pH a um valor fora de sua faixa de aplicação (RICHTER, 2009).

De um modo geral, todos os coagulantes férricos são eficientes em uma larga faixa de pH que vai de 4 a 11. São particularmente úteis para coagulação da cor a baixos valores do pH, na remoção de ferro e manganês a altos valores do pH, e no processo de abrandamento para acelerar a formação dos flocos (RICHTER, 2009).

O cloreto férrico tem sido empregado com sucesso, operando em faixas maiores de pH do que o sulfato de alumínio, sendo preferível no tratamento de águas moles e fortemente coloridas. Este coagulante pode oxidar substâncias que produzem gosto e odor para valores de pH acima de 9, sendo vantajoso na eliminação do magnésio. Porém, ao se utilizar o cloreto férrico, devem ser tomados cuidados relativos à possibilidade de corrosão das tubulações (CONSTANTINO, 2008; PAVANELLI, 2001).

Os coagulantes orgânicos – polímeros – podem ser usados como auxiliares da floculação, ou como coagulantes primários. Sua utilização visa elevar a velocidade de sedimentação dos flocos (LIBÂNIO, 2010). Neste caso, o processo de coagulação reduz-se a neutralização por carga, e a adição de um polímero não afeta o pH nem a alcalinidade. A utilização de polímeros reduz sensivelmente a quantidade de lodo produzida, e são usados também na desidratação de lodos de uma ETA (RICHTER, 2009).

Possíveis impactos ambientais são constantemente discutidos como consequências da utilização de coagulantes inorgânicos a base de alumínio e ferro (LIBÂNIO, 2010). Os resíduos gerados nos processos de coagulação e floculação são ricos em hidróxidos metálicos não biodegradáveis (DI BERNARDO; PAZ, 2008). O lodo obtido ao final apresenta potencial ecotoxicológico e necessita de tratamento e disposição ambiental correta, pois concentra diversos componentes orgânicos e inorgânicos, configurando-se como uma fonte de poluição secundária (KAWAMURA, 1991; OLADOJA *et al.*, 2017).

Outra preocupação é o residual destes elementos na água tratada, sobretudo o alumínio. Cerca de 11 % de todo o alumínio presente naturalmente nas águas ou adicionado na forma de

coagulante, permanece como residual após o tratamento, sendo transportado pela rede de distribuição (DRISCOLL; LETTERMAN, 1988). Diversos estudos apontam para os malefícios da exposição humana a este metal, correlacionando-o com doenças neurodegenerativas como Parkinson e Doença de Alzheimer (BANKS *et al.*, 2006; POLIZZI *et al.*, 2002). Se o mesmo estiver presente na água em uma concentração acima de  $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ , pode trazer sérios riscos à saúde humana como distúrbios gastrointestinais, erupções na pele e úlceras (JÚNIOR; ABREU, 2018). Este fato, principalmente, justifica a busca por maneiras de reduzir a sua utilização nos processos de purificação da água.

Além de todas as suspeitas maléficas que o cercam, o alumínio possui baixa eficiência de coagulação em águas frias (LEE; ROBINSON; CHONG, 2014). Baixas temperaturas afetam a solubilidade dos sais de alumínio e retardam a cinética das reações de hidrólise do cátion, essenciais para a desestabilização das partículas coloidais em suspensão. Além disso, ocorre ainda aumento da viscosidade e densidade da água fria, que favorecem a formação de flocos menores e mais frágeis (LIMA, 2007; ROSALINO, 2011).

Os polímeros flocculantes também apresentam desvantagens do ponto de vista sanitário. Monômeros residuais, resultantes do processo de polimerização industrial ou de sua degradação natural, podem ser liberados nas águas e tornarem-se contaminantes preocupantes (NERI, 2004).

Do ponto de vista prático, a melhor alternativa para a redução da concentração destas substâncias é a melhora do processo de coagulação, através de pHs de coagulação ideais, temperatura, dosagem de coagulante e tempo de mistura adequados. Assim, é necessário durante a sua operação, buscar a sua otimização com respeito à desestabilização das partículas coloidais de forma a não comprometer as operações unitárias subsequentes, tanto quanto permitir a maior redução possível na concentração de substâncias húmicas (FREDERICO *et al.*, 1999).

Por todos esses motivos, alguns países como Japão, China, Índia e Estados Unidos, têm adotado o uso de polímeros naturais no tratamento de águas superficiais para a obtenção de água potável, devido às grandes vantagens frente aos coagulantes e flocculantes químicos (KAWAMURA, 1991).

#### 2.3.1.2 Aplicação de coagulantes naturais no tratamento de água

Embora existam muitas opções de tratamento de água, mesmo com tecnologias de tratamento simplificadas e de baixo investimento, o desenvolvimento econômico e social do

país ainda é insuficiente para fornecer água potável para toda a população brasileira, que seja compatível com o nível socioeconômico da população (BORBA, 2001; CRUZ, 2004). Tendo em vista a realidade do abastecimento de água das pequenas comunidades do interior do país e das periferias das grandes cidades, é importante dispor de técnicas alternativas para o tratamento de água, visando a melhoria da saúde pública e das condições de vida da população (SILVA, 2005).

O interesse pelo estudo de coagulantes naturais para clarificar água não é uma ideia atual. Em vários países asiáticos, africanos e sul-americanos, um grande número de plantas está sendo utilizada como coagulante/floculante natural (CARVALHO, 2008). Assim, o homem tem buscado na sua biodiversidade de recursos naturais um produto que seja biodegradável para a clarificação de água bruta, que apresente baixa toxicidade e seja de uso simples, barato e de fácil obtenção e aplicação (BUENAÑO; VERA; ALDÁS, 2019; SILVA, 2005).

Nesse sentido, o uso de polímeros naturais como coagulantes ou auxiliares de coagulação, o estudo das condições otimizadas do processo de tratamento de água e a avaliação do lodo gerado no processo é considerado um campo muito promissor. Este pode trazer grandes contribuições para as companhias de saneamento, no que diz respeito à minimização da geração de lodo do processo (CARVALHO, 2008; SPINELLI, 2001).

Os subprodutos agrícolas estão disponíveis em grandes quantidades e são um dos recursos renováveis mais abundantes do mundo. Esses materiais residuais têm pouco ou nenhum valor econômico e frequentemente apresentam um problema de descarte. Portanto, é necessário valorizar esses subprodutos de baixo custo (ADEGOKE; BELLO, 2015).

Ao considerar a substituição de produtos químicos por produtos naturais fica evidente planejar produtos biodegradáveis, tentar evitar a geração de resíduos desde o início do processo, projetar produtos eficientes e de baixa toxicidade e utilizar biomassa e matéria renovável (SANDERSON, 2011). Quando bem explorados, esses agentes multifuncionais podem permitir a redução do custo operacional do tratamento de água e expandir o acesso a esse recurso (JÚNIOR; ABREU, 2018).

As principais vantagens dos coagulantes naturais frente aos inorgânicos e sintéticos incluem a alta disponibilidade da matéria-prima, muitas vezes renovável; baixa corrosividade sobre o sistema de distribuição; em geral, não apresentam riscos à saúde humana e animal; reduzem custos e perigos nos processos de tratamento de água e estimulam o desenvolvimento de tecnologias ambientalmente sustentáveis (CHOY *et al.*, 2014; OLADOJA, 2015; TEIXEIRA *et al.*, 2017).

Além disso, o lodo gerado no processo de tratamento da água pode ter uma diminuição de até cinco vezes do seu volume se comparado à utilização de produtos químicos. Neste lodo não há presença de metais, e além de ser biodegradável, apresenta um alto teor de matéria orgânica, maior valor nutricional, podendo ser utilizado como composto orgânico na agricultura sem gerar passivos ambientais (BOLTO; GREGORY; 2007; TEIXEIRA *et al.*, 2017; KONRADT-MORAES, 2009). Além disso, o lodo pode ser decomposto por meio de processos biológicos de biodigestão, eliminando custos de transporte e disposição para aterros de resíduos industriais (CRUZ, 2004).

A possibilidade de utilização de materiais orgânicos oriundos das atividades da agricultura tem despertado o interesse de muitos pesquisadores pela eficiência demonstrada em muitas pesquisas, e possibilidade de construção de um ciclo fechado, onde o material orgânico após servir como coagulante pode ser encaminhado para a compostagem, e concluir seu ciclo sendo reaproveitado como adubo orgânico (JUSTEN, 2019; YANG *et al.*, 2016).

Já a presença de um polieletrólito orgânico natural na água, pode aumentar o teor de matéria orgânica e causar o aparecimento de sabores desagradáveis e odores ruins, caso essa matéria orgânica não seja eliminada durante as fases da coagulação/floculação, sedimentação e desinfecção (SILVA, 2005). Além disso, pode ser necessário um preparo prévio do coagulante, antes de sua utilização no tratamento (PINTO; HERMES, 2006).

Há uma diversidade de materiais passíveis de serem usados, constituídos a base de polissacarídeos, proteínas e amidos, de acordo com as finalidades de tratamento pretendidas, destacando-se alguns deles, como: *Moringa oleifera* Lam (acácia-branca) (SANTOS *et al.*, 2011), quitosana (ROUSSY *et al.*, 2005), taninos vegetais (CORAL; BERGAMASCO; BASSETTI, 2009), *Pereskia aculeata* Miller (ora-pro-nobis) (LUCCA, 2017), cascas de abóbora, banana e chuchu (CASECA, 2014), pinha de *Pinus elliottii* (HUSSAIN; GHOURI; AHMAD, 2019), entre outros.

A *Moringa oleifera* é um coagulante natural comumente advindo das sementes da planta. Cerca de 40 % da massa bruta das sementes de *Moringa oleifera* é composta por óleos comestíveis e proteínas catiônicas, que são consideradas as principais responsáveis pelo efeito coagulante sobre partículas coloidais presentes na água, atuando através de mecanismos de neutralização de cargas e formação de pontes (FRANCO *et al.*, 2017; NDABIGENGESERE; NARASIAH; TALBOT, 1995).

As proteínas catiônicas presentes na semente da *Moringa oleifera* são caracterizadas como um polímero orgânico-catiônico, biodegradável, que desestabiliza as partículas presentes na água e forma os coloides, apresentando alta eficiência para a coagulação (SANTOS *et al.*,

2011). Como não requer ajustes de pH e alcalinidade, não causa problemas de corrosão, é de baixo custo e produz baixo volume de lodo (MORAES *et al.*, 2005).

Assim, pode-se afirmar que o tratamento da água com a *Moringa oleifera* não apresenta nenhum risco à saúde, e além de atuar como agente coagulante, essas sementes também possuem inúmeros usos na alimentação humana pelo alto teor nutritivo (CARDOSO *et al.*, 2008). As limitações envolvem a necessidade de preparo prévio do coagulante e aplicações posteriores de agentes desinfetantes para eliminação de microrganismos patogênicos residuais (PINTO; HERMES, 2006).

A quitosana é um copolímero linear obtido através da reação de desacetilação em meio alcalino da quitina, um dos polissacarídeos mais abundantes do planeta. A quitina está presente na parede celular de fungos e nos exoesqueletos e carapaças de crustáceos marinhos, como caranguejos e camarões, que atualmente constituem a principal fonte natural deste biopolímero a partir do aproveitamento de resíduos da indústria de frutos do mar (KURITA, 2006; MORAES *et al.*, 2005; SPINELLI, 2001).

O crescente interesse pelo uso da quitosana no tratamento de água baseia-se nas suas vantagens operacionais e ambientais. Possui grande eficiência em águas frias, pode ser utilizada em dosagens bem menores que os coagulantes a base de sais inorgânicos sem consumo da alcalinidade natural das águas, promove a formação de flocos maiores e mais densos, que favorecem a velocidade de sedimentação e a redução do tempo de estabilização do sistema. O volume do lodo produzido é bem menor, quando comparado aos coagulantes à base de alumínio, causando menores impactos ambientais; o resíduo gerado, rico em matéria orgânica, pode ser degradado naturalmente por microrganismos (BOLTO; GREGORY, 2007; RENAULT *et al.*, 2009; ROUSSY *et al.*, 2005; YANG *et al.*, 2016).

Além do uso no tratamento de água, a quitosana destaca-se por ser empregada como coagulante na indústria da cerveja, na remoção de corantes, na cadeia de produção de papel, no tratamento de resíduos da indústria alimentícia de óleo vegetal e do leite e em efluentes da galvanoplastia (GASSARA *et al.*, 2015; LI *et al.*, 2012).

Amplamente difundidos da natureza, os taninos vegetais constituem uma das maiores classes de metabólitos secundários das plantas, sendo encontrados em folhas, frutos, raízes e cascas (ARCILA; PERALTA, 2015). No setor de saneamento básico, os taninos são aproveitados como constituintes de coagulantes e floculantes poliméricos catiônicos utilizados na clarificação de águas para consumo humano e no tratamento de efluentes industriais, devido sua capacidade de neutralizar cargas superficiais de partículas coloidais em suspensão, promovendo sua aglomeração e sedimentação (CORAL; BERGAMASCO; BASSETTI, 2009).

Os polímeros catiônicos não alteram o pH da água tratada por não consumirem a alcalinidade do meio, ao mesmo tempo que são efetivos numa ampla faixa de pH (4,5 – 8,0) e possuem solubilidade em água fria (SÁNCHEZ-MARTÍN; BELTRÁN-HEREDIA; SOLERA-HERNÁNDEZ, 2010).

Diversas espécies vegetais são relatadas na literatura como fontes de taninos. Uma das principais é a *Acacia mearnsii* De Wild, ou acácia negra, originária da Austrália e considerada a principal fonte de taninos na atualidade (20 a 30 % das cascas). Largamente cultivada no sul do Brasil, a acácia negra serve como matéria-prima para a produção de diversos biocoagulantes, sendo o mais conhecido o *Tanfloc* (MANGRICH *et al.*, 2014).

No meio da ampla biodiversidade da flora brasileira, a ora-pro-nobis desperta especial interesse, pela alta quantidade de mucilagem em suas folhas. A mucilagem é um biopolímero com grande capacidade de formar gel, soluções viscosas e estabilizar sistemas de emulsão (MIRHOSSEINI; AMID, 2012). Como é uma planta de fácil cultivo, atóxica e com custo relativamente baixo para a extração do seu biopolímero, é uma alternativa promissora no tratamento de água e efluentes no processo de floculação/coagulação (LUCCA, 2017; SÁNCHEZ-MARTÍN; BELTRÁN-HEREDIA; SOLERA-HERNÁNDEZ, 2010).

Em um estudo realizado por Caseca (2014), utilizou-se o sulfato de alumínio, coagulante convencional, e coagulantes orgânicos como cascas de abóbora, banana e chuchu para o tratamento de água. Após a preparação das soluções de coagulantes, a mistura com água bruta foi filtrada e o pH foi medido. Concluiu-se que a análise visual e o pH da água tratada (6,0 – 6,9) com os coagulantes orgânicos é satisfatória quando comparada com o coagulante convencional.

A pinha de *Pinus elliottii* está presente em abundância na natureza e é cultivada no Brasil a mais de um século. Atualmente, vem ganhando importância e vem sendo investigada nos países desenvolvidos para uso em diversas finalidades, o que enaltece seu potencial e valor econômico (MORETTO; KLAUCK, 2015). Dentro destas novas possibilidades, estudos de produtos vegetais como agentes de tratamento de água potenciais vêm apresentando grande importância (LUCCA, 2017).

#### 2.3.1.2.1 Pinha de *Pinus elliottii*

*Pinus elliottii* é uma espécie de pinheiro, composta de duas variedades distintas: *Pinus elliottii* var. *elliottii* e *Pinus elliottii* var. *densa*. A espécie também é conhecida por pinus, pinheiro ou pinheiro-americano (SHIMIZU, 2008). Desenvolvem-se em solos arenosos, com

altitude inferior a 990 metros e em diferentes tipos de solos. Aos dez anos de idade, já atingem 10 metros de altura e 17 centímetros de diâmetro. Quando atingem o porte adulto, chegam a ter até 30 metros e 100 centímetros de diâmetro, sendo que podem ter um crescimento de até 2 cm de diâmetro por ano (MORETTO; KLAUCK, 2015).

Os pinus não possuem frutos, e sim cones, também denominados como pinha, onde encontram-se os pinhões, de coloração castanha-escura (Figura 3). A pinha pesa em média 46,6 gramas, com dimensões de 12,5 cm x 4,5 cm, com uma produção média de 10 gramas de sementes. As sementes são triangulares, entre 5 e 7 mm de comprimento, e são compostas por células epidérmicas e esclerênquimas, que contém celulose, hemiceluloses, lignina, resina e taninos em suas paredes celulares (DAWOOD; SEN, 2012; SHIMIZU, 2008).

Figura 3 – Visão geral (à esquerda) e detalhes dos cones (à direita) da espécie *Pinus elliottii*



Fonte: Shimizu (2008).

A espécie *Pinus elliottii*, em particular, é típica do sul dos Estados Unidos, onde é amplamente utilizada para a produção de madeira destinada ao processamento mecânico, bem como para a produção de celulose, papel e extração de resina. No Brasil, é a espécie mais plantada nas regiões Sul e Sudeste, e além de suas utilidades de produção, também é cultivada para fins ornamentais. Esta variedade, no Brasil, requer clima fresco com inverno frio e disponibilidade de umidade constante durante todo o ano (SHIMIZU, 2008). A área total plantada com o gênero pinus representa 1,74 % da superfície territorial da região Sul (VASQUEZ *et al.*, 2007).

Estudos realizados na década de 1990 afirmam que o pinus tem suas sementes dispersas pelo vento, o que dificulta o controle da espécie que pode propagar suas sementes por centenas

e até milhares de metros, colocando os remanescentes da floresta em risco (RICHARDSON, 2000). A facilidade da expansão natural, a ausência de predadores naturais aliada ao plantio humano, faz com que o pinus seja uma grande ameaça à flora nativa, o que faz desta espécie não apenas agente transformador da paisagem, como uma ameaça para a biodiversidade do local onde a mesma foi inserida. Seus locais preferenciais de invasão são os ecossistemas abertos, tais como os campos nativos ou pastagens nativas, cerrados, áreas agrícolas e áreas degradadas. Podem invadir também áreas florestadas, matas ciliares e zonas de preservação em geral (SOUTO, 2005).

Portanto, como o pinus no Brasil tem por finalidade principal o plantio para utilização da madeira, a pinha acaba sendo descartada, pois não possui predadores naturais. Como a espécie se prolifera descontroladamente, é de extrema importância encontrar uma aplicabilidade útil para a semente, visto que é um elemento descartável. Dessa forma, auxilia no controle da espécie e preserva o ambiente local (MORETTO; KLAUCK, 2015).

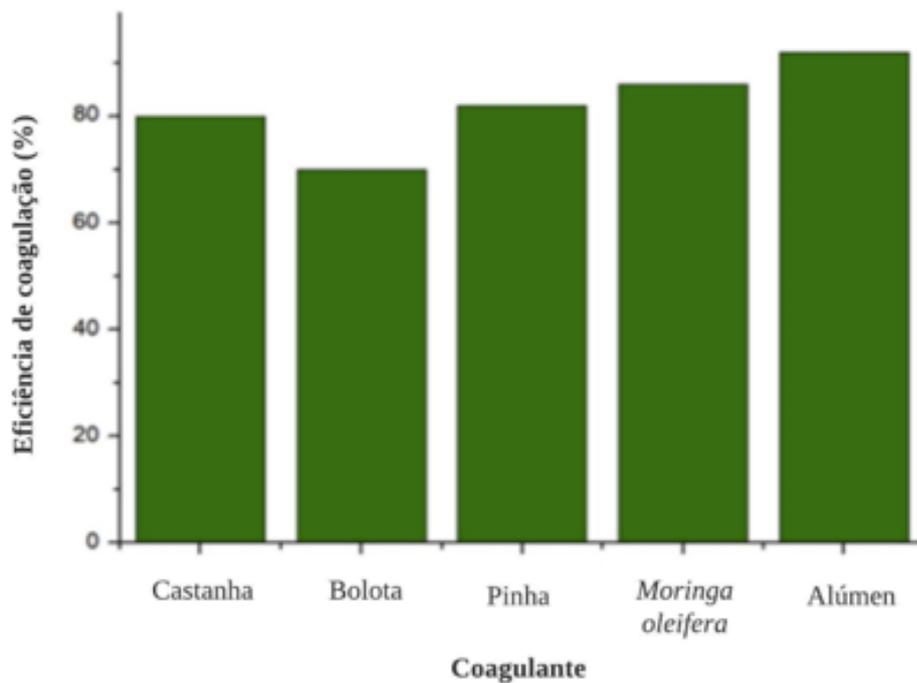
Muitos estudos demonstram que a pinha de *Pinus elliottii* e de outros tipos do gênero *Pinus* vêm sendo investigada para uso em diversas finalidades, o que, por si só, caracteriza e evidencia sua potencialidade e valor econômico (JUSTEN, 2019). Em um estudo realizado em 2019, os autores apontam que as pinhas podem ser utilizadas para a preparação de coagulantes naturais. O extrato coagulante da pinha é preparado com água destilada, e tem sido observado que, a atividade de coagulação deste extrato é melhor ou semelhante a outros coagulantes naturais (HUSSAIN; GHOURI; AHMAD, 2019).

Várias explicações foram sugeridas na literatura a respeito da atividade de coagulação de extratos de coagulantes naturais. Ndabigengesere, Narasiah e Talbot (1995) apontam que as proteínas presentes nos extratos vegetais são componentes ativos para coagulação. Okuda *et al.* (2001) e Sanghi, Bhattacharya e Singh (2002) sugerem que os componentes ativos da coagulação nos extratos das plantas não são proteínas, mas são algum tipo de polieletrólito orgânico. Desde então, a composição química dos extratos obtidos de coagulantes sólidos não explica claramente a atividade de coagulação dos coagulantes naturais (ŠĆIBAN *et al.*, 2009). Portanto, a atividade de coagulação de coagulantes naturais só pode ser justificada por resultados experimentais.

Alguns estudos recentemente desenvolvidos, mostraram o efeito da densidade da pinha como coagulante sobre a eficiência do tratamento de água. Apenas uma concentração otimizada de proteínas no extrato coagulante pode remover a turbidez da água efetivamente. Portanto, é de extrema importância que o extrato de coagulante seja concentrado para uma densidade ideal. Além da densidade do coagulante, vários outros parâmetros como dosagem de coagulante,

turbidez inicial da água e pH afetam o processo de coagulação e atividade do coagulante. A eficiência da coagulação é altamente dependente do próprio coagulante, ou seja, até que ponto o extrato bruto se mistura com a água turva para melhor formação de flocos (HUSSAIN; GHOURI; AHMAD, 2019). A Figura 4 apresenta o resultado destes estudos, comparando a eficiência de coagulação da pinha com outros coagulantes.

Figura 4 – Eficiência de coagulação de diferentes coagulantes naturais



Fonte: Adaptado de Hussain; Ghouri; Ahmad (2019).

Busca-se assim, um coagulante natural que possa ser usado de forma individual, agindo no tratamento de águas. Isto se deve aos variados benefícios mencionados, tanto ao tratamento de águas quanto a saúde humana e o meio ambiente, que se sobrepõem ao uso de produtos químicos.

#### 2.3.1.2.2 Extração de biopolímeros de vegetais

Existem diversas espécies de plantas nativas com potenciais pouco explorados pela população e pela comunidade acadêmica (SCALON *et al.*, 2011). A maioria dos produtos utilizados pela população tem como base produtos naturais extraídos da flora existente. Dentre estes produtos, destacam-se os polissacarídeos, que são um grupo de biomoléculas amplamente

existentes na natureza, podendo ser encontrados em microrganismos, animais e vegetais (LIMA; DAMACENO, 2018).

Os polissacarídeos possuem uma ampla faixa de aplicação na indústria alimentícia, podendo ser empregados na forma de espessantes, gelificantes, emulsificadores, estabilizantes e adesivos (CUNHA; PAULA; FEITOSA, 2009). Estes também vêm sendo utilizados na área farmacêutica, visto que têm sido estudados devido à sua hematopoese, atividade antioxidante e anticancerígena (HAN *et al.*, 2016).

Polissacarídeos (pectinas, hemiceluloses e celuloses) são os principais componentes da parede celular de plantas, além da presença de proteínas e substâncias aromáticas. A parede celular primária geralmente é composta por celulose (25 - 40 %), hemicelulose (15 - 25 %), pectinas (15 - 40 %) e proteínas (5 - 10 %). Já a parede celular secundária, mais espessa, é composta por celulose (40 - 45 %), hemicelulose (15 - 35 %), lignina (15 - 30 %) e baixas proporções de pectina (CARPITA; GIBEAUT, 1993; HAYASHI, 1989).

Diversas são as formas de extração dos polissacarídeos de vegetais, dependentes do próprio material e sua destinação. Em estudo realizado por Lima e Damaceno (2018), frutos de mutamba (*Guazama ulmifolia* Lamark) foram escolhidos, separados e higienizados em água corrente para o processo de extração dos polissacarídeos. Para isso, o fruto foi pesado, aquecido em 60 °C por 4 horas, liquidificado em água em proporção de 1,0:7,5 mL e refrigerado por 24 horas. Posteriormente, a solução foi coada e centrifugada, seguindo-se da precipitação com álcool (3 vol.). Polissacarídeos foram filtrados, imersos em acetona por 20 minutos e deixados em estufa por 24 horas, seguido de trituração até formar um pó. Para cada 100 g de mutamba, obteve-se 1 g de polissacarídeo.

Kienteka (2014) extraiu polissacarídeos de *Sicana odorifera*. Após inativação enzimática da polpa e da casca dos frutos, foram realizadas extrações aquosas à temperatura ambiente e sob ebulição. O material residual foi extraído com ácido cítrico 5 %, seguido das extrações com hidróxido de sódio 2M e 6M na presença de boroidreto de sódio, em 60 °C. Os extratos foram separados por centrifugação e precipitados com etanol (3 vol.), refrigerados por 24 horas. O material foi centrifugado para isolamento dos polissacarídeos e secos em estufa à temperatura ambiente. Os polissacarídeos foram ressolubilizados em água, dialisados, concentrados em evaporador rotatório e liofilizado.

Dartora (2014) utilizou folhas de *Ilex paraguariensis* para extração e fracionamento de polissacarídeos. As folhas foram moídas e submetidas à extração aquosa. Os extratos foram combinados, evaporados até um pequeno volume, precipitados pela adição de etanol frio (3 vol.) e separados por centrifugação. O sedimento foi dissolvido em água, dialisado contra água

por 48 horas para remoção de compostos de baixo peso molecular, dando origem a fração de polissacarídeos.

### **2.3.2 Ensaios de coagulação/floculação/sedimentação**

Os ensaios de laboratório permitem avaliar o desempenho de coagulantes e simular em escala de bancada as condições encontradas em escala industrial. Estes são imprescindíveis para determinar pontos ótimos de operação, dosagens adequadas de coagulantes, concentração ótima, intensidade e tempo de floculação, entre outros (KNEVITZ, 2017). Assim, o *jar-test*, ou teste de jarros, é considerado o método mais utilizado e o mais útil para predizer ou avaliar o efeito dos processos de coagulação-floculação-sedimentação (RICHTER, 2009).

Libânio (2010) aborda que a estimativa da dosagem adequada de coagulantes definida com base em cálculos estequiométricos é pouco aperfeiçoada. Embora maior concentração de partículas, em outros termos, turbidez e cor verdadeira mais elevadas, relaciona-se com dosagens mais significativas de coagulante. A multiplicidade de parâmetros que caracterizam as águas naturais e influenciam no processo de coagulação recomenda a definição do tipo e dosagem de coagulante fundamentando-se em ensaios de tratabilidade (CHIES, 2016).

A NBR 12.216/1992 é a norma responsável por fixar condições exigíveis na elaboração de projetos de ETA destinada à produção de água potável para abastecimento público. No entanto, em estudos realizados, De Julio *et al.* (2009) e Solana (2014) recomendam que os ensaios de tratabilidade possam ser otimizados ou adequados em laboratório, ou em instalação piloto, para cada tipo de coagulante utilizado, pois podem influenciar significativamente a eficiência de remoção de turbidez, principal parâmetro de controle empregado no tratamento de águas de abastecimento. A tabela 3 apresenta valores de tempo e gradiente utilizados por diversos autores para ensaios de coagulação, floculação e sedimentação realizados em *jar-test*.

Tabela 3 – Valores utilizados para ensaios em *jar-test*

Referência	Tempo de coagulação (s)	Gradiente de mistura ( $s^{-1}$ )	Tempo de floculação (min)	Gradiente de velocidade ( $s^{-1}$ )	Tempo de sedimentação (min)
NBR 12.216/1996	5	700 – 1100	20 – 40	10 – 60	-
COSTA (1992)	5	800	40	10	-
BRITO (1998)	5 – 15	500	20	20 – 35	-
DI BERNARDO (2000)	10	1000	24	25	-
SPINELLI (2001)	55	1200	30	20 – 30	2
FURLÁN (2008)	84	200	10	10	60
VÁZ <i>et al.</i> (2010)	90	170	15	10	20
SIQUEIRA <i>et al.</i> (2018)	180	140	15	10	40

Fonte: Adaptado de Furlan (2008); Pavanelli (2001); Resende, Carvalho (2002); Siqueira *et al.* (2018); Spinelli (2001); Váz *et al.* (2010).

O sistema de mistura rápida é uma parte importante para a etapa de coagulação. Seu propósito é dispersar rápida e uniformemente o coagulante adicionado por todo o meio líquido (FURLÁN, 2008). A NBR 12.216 recomenda que a dispersão de coagulantes seja feita em uma faixa de gradiente de mistura de 700 a 1100  $s^{-1}$ , em um tempo de mistura não superior a 5 s (BRASIL, 1992). Portanto, na ausência de mistura intensa no ponto de adição de coagulante, é válido pensar que algumas partículas podem adsorver mais polímero que outras, sendo possível que o processo de agregação irá retardar ou parar antes de serem formados flocos suficientemente grandes. No entanto, tratando-se de polímeros, o processo irá depender do tipo e da dosagem do coagulante (SWETLAND; WEBER-SHIRK; LION, 2014).

A atividade de coagulação é grandemente influenciada pelo pH da água, pois os componentes ativos no extrato coagulante muitas vezes carregam uma carga. Okuda *et al.* (2001) e Diaz *et al.* (1999) sugerem que, dependendo do coagulante, a atividade de coagulação é aprimorada em valores extremos de pH, isto é, pH mais baixo e mais alto.

Do ponto de vista prático, uma vez que para projetos de sistemas de floculação adota-se tempos de detenção de 20 a 40 minutos (BRASIL, 1992), a condução de ensaios *jar-test* pode ser efetuada com tempos de floculação abaixo desta faixa. Deste modo, espera-se que o efeito de quebra das partículas coloidais possa ser minimizado (HESPANHOL, 2020).

Tanques de floculação mecanizados devem ser subdivididos preferencialmente em pelo menos três compartimentos em série, separados por cortinas ou paredes, interligados, porém, por aberturas localizadas de forma a reduzir a possibilidade de passagem direta da água de uma abertura para outra (BRASIL, 1992). Portanto, no caso do *jar-test*, são adotadas três faixas de

mistura lenta, alternando os gradientes de velocidade, do maior para o menor, respectivamente. Assim, o valor do gradiente de velocidade média diminui à medida que aumenta o tempo de floculação (LOPES, 2014; PAULA, 2004). O gradiente de velocidade está relacionado com a rotação do agitador, apresentado no Anexo A.

Compreende-se que, quanto maior for o gradiente de velocidade, maior será a probabilidade de ocorrer contato entre as partículas no processo de coagulação, possibilitando à agregação dos flocos e visando o aumento do tamanho dos mesmos, através do gradiente de velocidade decrescente na floculação. Porém, não se devem exceder os gradientes de velocidade, visto que provocarão deslocamentos nos flocos já formados (PAULA, 2004). Além disso, as características dos flocos, tais como tamanho, estrutura e resistência, mudam durante a floculação, com tendência de estabilização, e exercem papel importante na escolha da próxima etapa do tratamento de água (NASSER, 2014; VANDAMME *et al.*, 2014; REN *et al.*, 2017; MORUZZI *et al.*, 2017; MORUZZI *et al.*, 2019). Estes têm tendência de precipitarem quando há diminuição da velocidade de escoamento da água (BORBA, 2001).

No processo de floculação ocorrem dois fenômenos que se contrapõem: agregação das partículas e a ruptura dos flocos. Desta forma, tornam-se importante os ensaios laboratoriais, nos quais, é possível estabelecer um equilíbrio entre esses fenômenos (LOPES, 2014; PAULA, 2004).

Na etapa de sedimentação, a água anteriormente floculada está pronta para ser separada dos sólidos através da decantação dos mesmos pela força da gravidade (KNEVITZ, 2017). Assim, partículas com densidades inferiores à da água dirigem-se para a parte da superfície, e o restante, com o auxílio da força gravitacional, dirigem-se para o fundo (formando o lodo de fundo). O parâmetro de interesse nessa etapa é a velocidade de sedimentação dos flocos (MARTINS, 2014a).

Como as partículas coloidais presentes na água apresentam baixa velocidade de sedimentação, a coagulação é necessária, visando à redução da quantidade de material suspenso e dissolvido (HESPANHOL, 2020). A velocidade de sedimentação dos flocos vai depender da qualidade da água bruta, das características químicas da coagulação e dos parâmetros físicos da floculação (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Hespanhol (2020) destaca em seu estudo que, quanto maior for a turbidez da água bruta, maior será o número de flocos formados, e conseqüentemente, será maior a frequência de colisões durante o processo de sedimentação. Deste modo, maior será a dimensão dos flocos e, assim sendo, maior a velocidade de sedimentação.

## 2.4 DELINEAMENTO DOS EXPERIMENTOS

A necessidade de otimização de produtos e processos, minimizando custos e tempos de operação têm levado a uma enorme busca por técnicas sistemáticas de planejamento de experimentos (MATTIETTO; MATTA, 2012). Nesse contexto, é possível relacionar uma ou mais variáveis respostas e um conjunto de fatores de interesse, através da construção de um modelo que descreva a variável resposta em função dos níveis aplicáveis desses fatores (CECON; DA SILVA, 2011).

Para isso, faz-se necessário utilizar estratégias como o delineamento de experimentos (DOE – *Design of Experiments*), que consiste em uma técnica estatística capaz de modelar e otimizar experimentos (ALMEIDA *et al.*, 2018). De acordo com Naves *et al.* (2017), a metodologia de superfície de resposta (RSM – *Response Surface Methodology*) é um tipo de DOE largamente utilizado em vários seguimentos, como nos estudos realizados por Anouzla *et al.* (2009), Pi *et al.* (2015) e Tak *et al.* (2015). A análise de uma superfície de resposta é feita em termos de uma superfície ajustada. Se tal superfície é adequada, sua análise será aproximadamente equivalente a análise da superfície real (AMARAL *et al.*, 2018).

Entre os projetos de RSM, destaca-se um arranjo específico, conhecido como arranjo composto central (CCD – *Central Composite Design*). O CCD é o projeto mais utilizado em experimentos, apresentando maiores vantagens se comparado a outros tipos de design, como a redução do número de ensaios, sendo capaz de gerar modelos quadráticos completos (ALMEIDA *et al.*, 2018; CECON; DA SILVA, 2011; MONTGOMERY, 2013).

Desta forma, para determinar as condições ótimas de operação para um sistema ou conhecer a região do espaço amostral, torna-se possível fornecer informações relevantes para aplicação dos métodos estatísticos de análises, amplamente utilizados em estudos envolvendo processos de tratamento de água (ROWLANDS; ANTONY, 2003; CHO; LI; HU, 2006).

A partir disso, as informações obtidas através dos ensaios *jar-test* podem ser dispostas em diagramas de coagulação (BONGIOVANI *et al.*, 2010; FERRARI *et al.*, 2012; LIN *et al.*, 2008), onde os valores da dosagem de coagulante, pH de coagulação e absorvância/cor/turbidez remanescentes podem ser visualizados graficamente. Baseado nisso, é identificado o par de valores “dosagem de coagulante X pH de coagulação”, que conduzem aos melhores resultados de remoção dos parâmetros de interesse.

Em 1982, Amirtharajh e Mills foram os primeiros a propor o uso dos diagramas em amostras de água submetidas à coagulação, floculação e sedimentação, com base no diagrama

de solubilidade do alumínio, que contém regiões que representam os diferentes mecanismos de coagulação e reestabilização das partículas coloidais (AMIRTHARAJH; MILLS, 1982).

Portanto, os diagramas de coagulação são ferramentas úteis para prever as condições químicas em que ocorre a coagulação. Estes são essenciais para planejar, analisar e interpretar estudos em *jar-test* e em escala piloto, contribuindo desta maneira para a definição da dosagem de coagulante e as condições de pH para redução da turbidez, cor e de outros parâmetros de interesse (DOS SANTOS, 2004).

### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

O presente estudo buscou avaliar a eficiência de tratamento de água utilizando o biopolímero extraído da pinha de *Pinus elliottii* em escala piloto. Para tal, foram realizadas coletas de água natural em corpos hídricos da região. Essa água foi levada ao laboratório, analisada e destinada ao tratamento. A metodologia utilizada para extração do biopolímero foi baseada em estudos publicados e na bibliografia consultada, podendo ser melhor adaptada em alguns casos. Para realização das análises, utilizou-se a infraestrutura dos Laboratórios da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS) – *Campus Cerro Largo/RS*, essencialmente o Laboratório de Águas e Ecotoxicologia e Bioquímica.

#### 3.1 PROCESSO DE EXTRAÇÃO DO BIOPOLÍMERO DA PINHA DE *PINUS ELLIOTTII*

##### 3.1.1 Material vegetal

As pinhas de *Pinus elliottii* foram coletadas (aproximadamente 500 unidades) no interior do município de Cerro Largo/RS, nas coordenadas geográficas 28° 05' 57" sul e 54° 47' 43" oeste. As pinhas foram coletadas no chão, próximas à árvore, já secas, no período da primavera, em novembro de 2020.

##### 3.1.2 Extração e fracionamento de biopolímeros

Este processo foi sugerido por Dartora (2014), com devidas adaptações. As pinhas coletadas foram lavadas, secas em estufa (200°C, 2 h), moídas e peneiradas para se obter tamanho de partículas de 180 µm. O pó foi lavado e seco em estufa (200°C, 2 h). Este foi submetido à extração aquosa (80 °C, 1 L, 2 h, x3). Os extratos foram combinados, filtrados, evaporados até um pequeno volume e liofilizados. Componentes de alto peso molecular (principalmente polissacarídeos) foram precipitados por adição de etanol 99 % (EtOH) frio (3 vol.) e separados por centrifugação (5.500 rpm, 10 °C, 10 min). O sedimento foi ressuscitado em água e liofilizado, dando origem a uma fração de biopolímeros. As principais etapas de extração dos biopolímeros estão indicadas na Figura 5.

Figura 5 – Etapas de extração de biopolímeros da pinha de *Pinus elliottii*



Fonte: Autora (2021).

Nota: (a) Pinhas limpas e secas; (b) Moagem; (c) Pó peneirado; (d) Extração aquosa; (e) Filtração; (f) Rotaevaporação; (g) e (j) Liofilização; (h) Adição de EtOH; (i) Centrifugação; (k) Biopolímero.

### 3.2 CAPTAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA A SER TRATADA

O município de Cerro Largo localiza-se no extremo noroeste do Estado do Rio Grande do Sul (RS). Segundo o Censo do IBGE de 2020, o município possui 14.189 habitantes, sendo que 79,5 % da população reside na zona urbana. A área do município de Cerro Largo está inserida em duas bacias hidrográficas, a dos rios Turvo - Santa Rosa - Santo Cristo (43,23 % da área na bacia) e a do Rio Ijuí (56,77 % da área na bacia) (RIO GRANDE DO SUL, 2012).

As amostras de água foram captadas em duas localidades distintas. A coleta no ponto 1 foi realizada no arroio Clarimundo, localizado no município de Cerro Largo, de coordenadas geográficas de 24° 08' 26" sul e 54° 44' 43" oeste (Figura 6). O arroio, pertencente à Bacia Hidrográfica do Rio Ijuí, possui extensão de aproximadamente 4 km, toda ela na área do município (DIEL *et al.*, 2015). Já o ponto de coleta 2 refere-se à um curso d'água natural, proveniente de vertente à aproximadamente 1 km de distância do ponto, no interior do município de Salvador das Missões/RS, de coordenadas 28° 06' 20" sul e 54° 48' 29" oeste

(Figura 7). Na Figura 8, observa-se o momento da coleta das amostras de água nas duas localidades distintas.

Figura 6 – Localização do ponto de coleta 1 no município de Cerro Largo/RS



Fonte: Google Earth Pro, 2021.

Figura 7 – Localização do ponto de coleta 2 no município de Salvador das Missões/RS



Fonte: Google Earth Pro, 2021.

Figura 8 – Pontos de coleta 1 e 2, respectivamente



Fonte: Autora (2021).

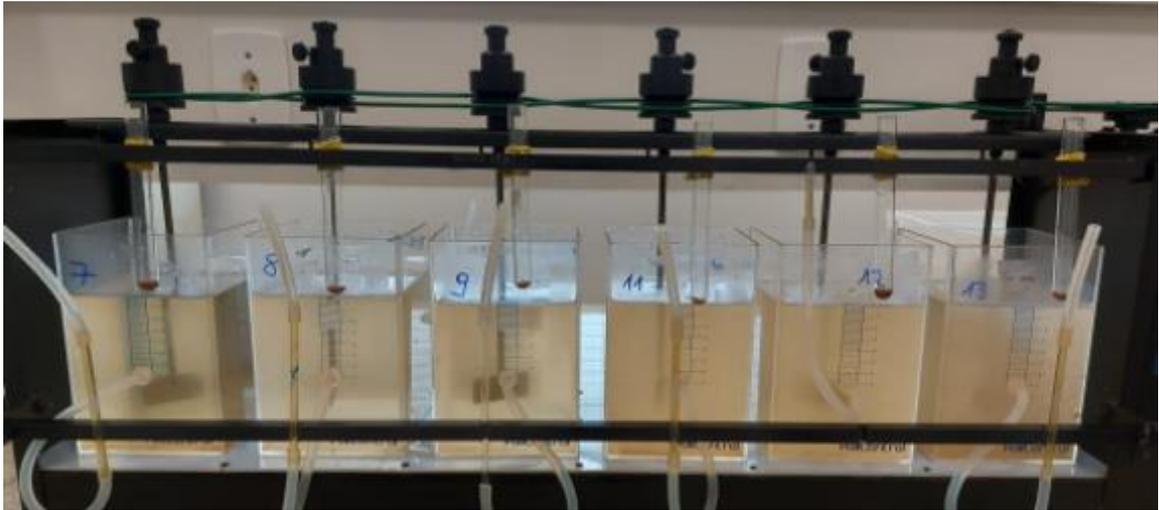
A água coletada (35 litros em cada ponto) foi armazenada em galões com tampa, não sendo exposta ao sol e em temperatura ambiente. A coleta no ponto 1 destinou-se à realização da Rodada 1, e do ponto 2, para a Rodada 2.

A caracterização da água de estudo foi realizada avaliando o pH, quantificado com o auxílio de um pHmetro Sonda YSI Professional Plus; a turbidez (uT) com o Turbidímetro HACH 2000AP; a cor aparente (uH) com o Colorímetro Del Lab® DLA-COR; a temperatura com Sonda YSI Professional Plus; e a absorvância ( $\lambda - 254 \text{ nm}$ ) com o emprego do Evolution 201 UV-Visível Spectrophotometer. Todas essas análises, bem como as realizadas após os ensaios, seguiram metodologias descritas no *Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater* (2017).

### 3.3 ENSAIOS DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/SEDIMENTAÇÃO

Os ensaios experimentais foram realizados em aparelho *jar-test*, modelo FlocControl III DIG 6 provas (Figura 9), contendo seis jarros com capacidade de dois litros cada. Este trabalha em batelada, no qual são realizados os processos e operações de coagulação (mistura rápida), floculação (mistura lenta) e sedimentação, seguindo a metodologia proposta por Di Bernardo, Dantas e Voltan (2011).

Figura 9 – Equipamento *jar-test* utilizado nos ensaios de coagulação/floculação/sedimentação



Fonte: Autora (2021).

Os tempos e gradientes de mistura foram pré-determinados de acordo com a NBR 12.216/1992 e as boas práticas de tratamento de água (DI BERNARDO, 2005). O tempo de coagulação (30 s), o gradiente de mistura ( $600 \text{ s}^{-1}$ ), o tempo de floculação (11 min), os gradientes de velocidade ( $70 \text{ s}^{-1}$ ,  $40 \text{ s}^{-1}$  e  $10 \text{ s}^{-1}$ ) e os tempos de sedimentação (20 min, 30 min, 40 min e 1200 min) foram mantidos constantes durante os ensaios. Como não havia conhecimento acerca do comportamento do biopolímero e os mecanismos de coagulação envolvidos, superestimou-se os tempos de sedimentação, apesar de não estarem em conformidade com a NBR 12.216/1992. O pH de coagulação foi medido após o processo de mistura rápida.

Após os tempos de sedimentação, foram coletadas amostras à aproximadamente 2 cm da superfície. A partir dessa amostra foram analisadas a cor aparente, turbidez e a absorção em UV-254 nm, e verificado os graus de remoção desses parâmetros em comparação com água bruta (antes do tratamento). Com base nos dados obtidos, foram calculadas as taxas de remoção, através da Equação (1).

$$X (\%) = \frac{X_i - X_f}{X_i} \times 100 \quad \text{Equação (1)}$$

Onde, X é a remoção (%),  $X_i$  é o parâmetro da água bruta e  $X_f$  é o parâmetro da água tratada.

Para ajuste dos valores de pH foram utilizados o agente acidificante ácido sulfúrico (10 %) e o alcalinizante cal hidratada (10 %). A temperatura da água foi mantida na faixa de

23,0 °C  $\pm$  3 °C para realização dos ensaios, uma vez que interfere significativamente na viscosidade da água (RICHTER, 2009).

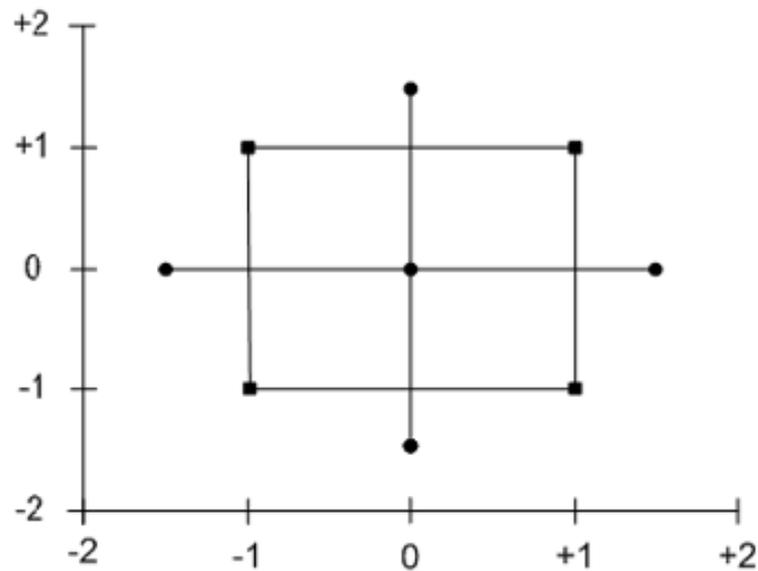
### 3.3.1 Planejamento experimental

Para os ensaios, foram definidos dois fatores de interesse: pH inicial e dose de coagulante, combinados em níveis aleatórios com a finalidade de construção dos diagramas de coagulação e a determinação das melhores regiões de eficiência de remoção de cor, turbidez e absorvância 254 nm. Esses parâmetros são utilizados diariamente nos ensaios de tratabilidade em ETAs, uma vez que, determinadas combinações entre eles, podem conduzir a uma melhor eficiência de coagulação (BARTIKO *et al.*, 2015). Para a análise experimental, foram utilizados os valores de pH medidos, como variável de entrada.

Para a avaliação dos fatores de interesse, com o auxílio do *software* Minitab®18, planejou-se experimentos pelo CCD, o que possibilita, através de análises estatísticas, obter conclusões por meio de uma superfície de resposta. Depois de conduzir os experimentos e inserir os resultados, o Minitab®18 oferece várias ferramentas gráficas e analíticas para auxiliar no entendimento dos resultados.

Foram definidos nove tratamentos, a partir dos mesmos limites inferior e superior, representados por quatro pontos cúbicos, quatro pontos axiais e um ponto central com quatro repetições. Além disso, foi definido o alfa padrão, maior que 1, que determina a distância entre os pontos experimentais, posicionando os pontos axiais além dos limites dos pontos cúbicos, como pode ser observado na Figura 10. Esses valores combinados resultam em treze ensaios, sugeridos pelo *Software*, como mostra a Tabela 4. Não houve repetição dos ensaios, por uma limitação do material extraído da pinha.

Figura 10 – Modelo de gráfico de dispersão dos pontos experimentais com valor de alfa padrão



Fonte: Portal Action (2021).

Tabela 4 – Definição dos tratamentos através dos pontos experimentais

Ordem aleatória	Biopolímero (mg L <sup>-1</sup> )	pH inicial
1	-1	-1
2	1	-1
3	-1	1
4	1	1
5	-1,41	0
6	1,41	0
7	0	-1,41
8	0	1,41
9	0	0
10	0	0
11	0	0
12	0	0
13	0	0

Fonte: Adaptado de Minitab®18.

Para a amostra de água do Ponto 1, chamada de Rodada 1, foram definidas faixas de pH de 3,0 a 12,0 e dosagem de coagulante de 10 a 100 mg L<sup>-1</sup>, baseados em estudos produzidos por Bongiovani *et al.* (2010), Buenaño, Vera e Aldás (2019) e Vaz *et al.* (2010), conforme Tabela 5.

Tabela 5 - Tratamentos a partir dos pontos experimentais para a Rodada 1

Rodada 1	Pontos				
	-1,41	-1	0	1	1,41
Biopolímero (mg L <sup>-1</sup> )	3,4	10	60	100	116,6
pH	1,1	3	7,5	12	13,9

Fonte: Adaptado de Minitab®18.

De acordo com os resultados da primeira rodada, foram definidas novas faixas de dosagem de coagulante de 1,7 a 5 mg L<sup>-1</sup> e pH de 3,0 a 12 para a Rodada 2, conforme Tabela 6.

Tabela 6 - Tratamentos a partir dos pontos experimentais para a Rodada 2

Rodada 2	Pontos				
	-1,41	-1	0	1	1,41
Biopolímero (mg L <sup>-1</sup> )	1,0	1,7	3,4	5	5,7
pH	1,1	3	7,5	12	13,9

Fonte: Adaptado de Minitab®18.

A partir dos experimentos realizados, construiu-se os diagramas de coagulação, a partir dos valores de pH medidos e dosagens de coagulante utilizados.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 EXTRAÇÃO E RENDIMENTO DO BIOPOLÍMERO DE PINHAS DE *PINUS ELLIOTTII*

Os resultados descritos na Tabela 7 demonstram o rendimento do processo de extração dos biopolímeros de pinhas de *Pinus elliottii*. O processo, que partiu de 1.171,68 g em partículas de 180 µm, resultou em 50,26 g de extrato bruto de pinha. A partir do extrato, obteve-se 19,54 g de biopolímeros, o que representa um rendimento de 38,88 %. No entanto, se comparado ao material vegetal total, considera-se um rendimento de 1,67 %.

Tabela 7 – Rendimento das etapas de extração dos biopolímeros de pinha de *Pinus elliottii*

<b>Peneirado (g)</b>	<b>Extração H<sub>2</sub>O (mL)</b>	<b>Liofilização (g)</b>	<b>EtOH + H<sub>2</sub>O (mL)</b>	<b>Biopolímero (g)</b>	<b>Sobrenadante (mL)</b>
1.171,68	16.137	50,26	3.440	19,54	3023

Fonte: Autora (2021).

Visando a composição da parede celular de diferentes espécies de pinus, estudos realizados por Marozzi (2012), detectaram 45,59 % de lignina na pinha de *Pinus elliottii*, *Pinus taeda* 48,48 % (DE MELLO *et al.*, 2019), *Pinus pinea* 43,08 % (DÖNMEZ *et al.*, 2012) e *Pinus nigra* 31,33 % (GULSOY; OZTURK, 2015). Portanto, como boa parte das espécies de pinus é composta majoritariamente por lignina, a presença de polissacarídeos é decrescida.

A partir disso, aponta-se que, para o coagulante em questão ser utilizado no tratamento de água em larga escala, seria necessário um volume significativo do material vegetal para o processo. Todavia, sua vantagem apresenta-se nas baixas dosagens, como será visto nas próximas seções, que poderia tornar sua atuação no processo de tratamento de água viável em determinadas situações (HUSSAIN; GHOURI; AHMAD, 2019).

### 4.2 CARACTERIZAÇÃO DAS AMOSTRAS DE ÁGUA BRUTA

A partir das análises realizadas, foram identificados valores de cor aparente, turbidez, absorvância em 254 nm e pH para caracterização da água de estudo, apresentados na Tabela 8. Considerado estes resultados, é possível perceber que os valores de cor aparente e turbidez obtidos para a água bruta foram consideráveis, indicando a necessidade de tratamento para melhoria da qualidade da água.

Tabela 8 – Caracterização da água bruta dos pontos de coleta

Parâmetros	Ponto 1 <sup>(1)</sup>	Ponto 2 <sup>(2)</sup>
Cor aparente (uH)	11	191,00 ± 39,41
Turbidez (uT)	14	38,00 ± 6,94
Absorbância (nm)	0,087	0,249 ± 0,040
pH	8,38	7,95 ± 0,03

Fonte: Autora (2021).

Nota: (1) Uma medição; (2) Valor médio de três medições ± desvio padrão.

Como pode ser visto na Figura 6, o ponto de coleta 1 está localizado a montante da área de maior adensamento populacional da cidade, com mata ciliar conservada (DIEL *et al.*, 2015). Considera-se também, que, no período da coleta, não houve incidências de chuva na região. Isso justifica as características de baixa cor aparente, turbidez e absorbância da amostra de água.

Já o ponto de coleta 2, localiza-se em área rural essencialmente agrícola, exposto à um prévio período de chuvas. Assim, os resultados indicam que o curso d'água recebeu quantidade significativa de sedimentos, intensificada pela erosão do solo e pela ação do escoamento superficial nas terras cultivadas. Sedimentos transportados pela água afetam negativamente os cursos d'água, causando assoreamento e sérios problemas para o habitat de peixes e dos ecossistemas aquáticos (BORRI; FREIRE; BOINA, 2014).

De acordo com Gaikwad e Munavalli (2019), a composição de amostras típicas de água de um rio possui uma turbidez de 5 a 50 uT, e intensidades de cor variando de 0 a 200 unidades (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2006). As características de água bruta do presente estudo são semelhantes à alguns relatos encontrados na literatura. Arantes e Matuoka (2019) avaliaram a utilização de extrato de sementes de *Moringa oleifera* como coagulante e utilizaram uma água bruta com cor aparente de 14,6 uH e turbidez de 10,5 uT. Lima *et al.* (2017) utilizaram água bruta com cor aparente de 174 uH e turbidez de 97 uT ao estudar *Abelmoschus esculentus* (quiabo) como auxiliar de floculação. Domingues *et al.* (2020) empregaram água bruta de cor 92,2 uH e turbidez de 76,3 uT ao estudar a atividade coagulante do extrato de sementes de *Zygia cauliflora* (Willd.) Killip.

#### 4.3 DOSAGENS DE COAGULANTE E POTENCIAL HIDROGENIÔNICO (pH)

Os ensaios foram realizados em valores extremos de pH, variando de 3,0 a 12,0, pois de acordo com Okuda *et al.* (2001), a atividade de coagulação é fortemente influenciada pelo pH da água a ser tratada, devido ao fato de os componentes ativos no extrato do coagulante

carregarem uma carga, positiva ou negativa. Assim, aponta-se que a atividade de coagulação seja mais eficiente em valores extremos de pH, isto é, pH mais baixo e mais alto, além de considerar as características do coagulante (FAYE; ZHANG; YANG, 2017; DIAZ *et al.*, 1999).

Na Tabela 9 estão apresentados os parâmetros remanescentes de cor aparente e turbidez para os tempos de sedimentação de 40 e 1200 min, relacionados à faixa de dosagem estabelecida entre 10 e 100 mg L<sup>-1</sup>. Para os tempos de sedimentação de 20 e 30 min, não houveram significativas alterações, se comparados aos 40 min, portanto, não sendo mencionados. Os ensaios foram realizados de forma aleatória, e a ordem foi dada de acordo com a cronologia de sua realização.

Tabela 9 – Remoção de cor aparente e turbidez para a Rodada 1

Ensaio	Dosagem de coagulante (mg L <sup>-1</sup> )	pH	Sedimentação			
			40 min		1200 min	
			Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)
1	60,0	7,46	105	16	105	11
2	60,0	7,48	152	19	158	14
3	60,0	7,51	105	15	105	10
4	60,0	7,56	105	16	105	12
5	3,4	7,50	9	8	8	4
6	116,6	7,45	166	19	162	14
7	60,0	7,47	105	16	154	15
8	60,0	1,11	105	15	101	11
9	20,0	2,97	11	12	10	9
10	100,0	3,0	179	21	155	16
11	100,0	11,95	192	21	154	11
12	20,0	11,95	11	11	9	3
13	60,0	13,40	105	12	11	3

Fonte: Autora (2021).

Como a cor aparente e turbidez inicial da água bruta do Ponto 1 é considerada baixa (Tabela 8), pode-se observar que, na maioria dos ensaios (Tabela 9), não houve remoção destes. Para o tempo de sedimentação de 40 min, houve remoção de ambos os parâmetros apenas no Ensaio 5 (baixa dosagem, pH neutro), sendo de 18,18 % de remoção de cor aparente e 42,86 % de turbidez. Já nos Ensaio 9 (dosagem moderada, pH ácido) e 12 (dosagem moderada, pH básico), a cor aparente permaneceu a mesma, havendo remoção apenas da turbidez, de 14,29 e

21,43 %, respectivamente. No Ensaio 13 (dosagem alta, pH básico) houve considerado incremento no parâmetro cor aparente, reduzindo em 14,29 % a turbidez.

Após decorridos os 1200 min de sedimentação, a cor aparente não apresentou significativas reduções, contrariamente à turbidez, na maior parte dos ensaios. Neste caso, pode-se destacar o Ensaio 5 (baixa dosagem, pH neutro), onde houve uma redução de 18,18 % de cor aparente e 71,43 % de turbidez, e o Ensaio 12 (dosagem moderada, pH básico), que apresentou redução de 18,18 % na cor aparente e 78,57 % na turbidez.

Diante disso, observou-se que altas dosagens de coagulante resultaram em acréscimo de cor aparente e turbidez na maioria dos ensaios e, que, houve remoção dos parâmetros remanescentes relacionados à água bruta, de fato, somente em baixas dosagens e/ou pHs extremos. Para águas com turbidez até 20 uT, Franco *et al.* (2017) citam que a utilização de coagulantes naturais, dependente do coagulante em questão, acaba ocasionando aumento na turbidez da água após a coagulação/floculação. Isso pode ser explicado pela relação entre a quantidade de coloides em suspensão na água e a quantidade de coagulante adicionado. Em águas de baixa turbidez, a quantidade de coloides em suspensão é pouca, e a adição do coagulante provoca aumento de sólidos suspensos, provenientes do próprio coagulante (FRANCO *et al.*, 2017). Lo Monaco *et al.* (2012) destacam que altas dosagens de coagulante são geralmente utilizadas no tratamento de águas residuárias, onde os valores de turbidez são significativamente mais altos que em águas naturais.

Para se obter eficiência técnica e econômica, é necessário que as dosagens de coagulante sejam aplicadas perfeitamente de acordo com a qualidade da água. Ao contrário, poderia ser aplicada uma quantidade de coagulante acima do necessário, com desperdício de material e consequente, aumento do custo da água tratada. Por outro lado, a adição de coagulante em quantidades inferiores às necessárias, poderá produzir uma amostra de má qualidade (DOS SANTOS *et al.*, 2007). Já a deficiência do controle do pH, de acordo com o coagulante utilizado, pode comprometer a eficiência do tratamento, resultando em maior consumo de coagulantes, deficiência de remoção de cor aparente e turbidez, deficiência na sedimentação, entre outros (KNEVITZ, 2017).

Portanto, para uma melhor efetividade do processo, considerou-se utilizar uma amostra de água bruta de cor aparente e turbidez mais elevadas (Ponto de coleta 2) e uma faixa de dosagem de coagulante menor. A partir disso, aprimorou-se a faixa de dosagem de coagulante para 1,7 a 5,0 mg L<sup>-1</sup>, permanecendo a mesma faixa de pH da rodada anterior (Tabela 10). A partir destes ensaios, são apresentados na sequência as remoções de cor aparente, turbidez e absorvância em 254 nm, diagramas de coagulação, gráficos de pareto e suas otimizações, para

verificação da influência dos parâmetros de interesse no tratamento. Diante disso, obteve-se pontos ótimos de dosagem de coagulante e pH para o tratamento da água. Conforme rodada 1, os ensaios foram realizados de forma aleatória, e a ordem foi dada de acordo com a cronologia de sua realização.

Tabela 10 – Dosagens de coagulante e pH utilizados para a Rodada 2

<b>Ensaio</b>	<b>Dosagem de coagulante (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>pH medido</b>
1	3,4	7,52
2	3,4	7,49
3	3,4	7,43
4	3,4	7,45
5	3,4	7,51
6	1,0	7,46
7	5,7	7,54
8	3,4	1,32
9	1,7	3,04
10	5,0	3,04
11	1,7	11,97
12	5,0	11,99
13	3,4	12,55

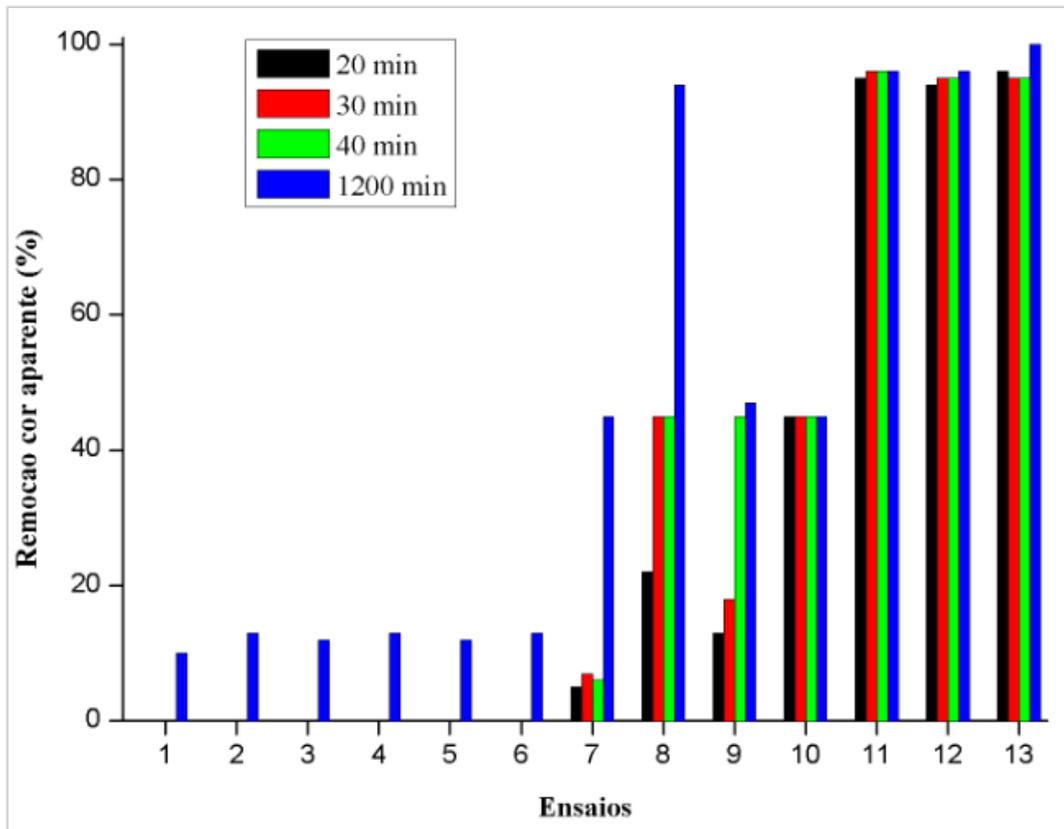
Fonte: Autora (2021).

#### 4.4 REMOÇÃO DE COR APARENTE

Para evidenciar a potencialidade dos biopolímeros da pinha de *Pinus elliottii* como coagulante no tratamento de águas, foram calculadas as taxas de remoção das variáveis respostas, através da Equação 1. Na Figura 11, estão dispostos os percentuais de remoção da cor aparente dos ensaios realizados (Tabela 10), nos diferentes tempos de sedimentação.

A presença de cor nas águas pode anular os processos fotossintéticos nos cursos d'água (DA SILVA; DE OLIVEIRA; NOGUEIRA, 2004). Há duas décadas atrás, não eram associados problemas sanitários à presença de cor na água. Porém, com a comprovação que os materiais dissolvidos, causadores de cor, são precursores de substâncias possivelmente carcinogênicas, passou-se a dar mais atenção à sua remoção para fins de potabilidade (LEAL; LIBÂNIO, 2002).

Figura 11 – Gráfico de remoção de cor aparente (%) em 20, 30, 40 e 1200 min de sedimentação



Fonte: Autora (2021).

Como pode ser visto, os ensaios de 1 a 6 ( $3,4 \text{ mg L}^{-1}$  pH 7,5) não apresentaram remoção de cor aparente nos primeiros 40 min de sedimentação. Em pH neutro (7,54), apenas o Ensaio 7, com dosagem de  $5,7 \text{ mg L}^{-1}$ , apresentou leve remoção da variável. Nos Ensaios 8, 9 e 10, de pHs ácidos e dosagens de  $3,4$ ,  $1,7$  e  $5,0 \text{ mg L}^{-1}$ , respectivamente, verifica-se remoção em torno de 40 % para os primeiros minutos de sedimentação. Em pHs básicos, os Ensaios 11 ( $1,7 \text{ mg L}^{-1}$ ), 12 ( $5,0 \text{ mg L}^{-1}$ ) e 13 ( $3,4 \text{ mg L}^{-1}$ ) identificaram altas remoções de cor aparente em todo período de sedimentação, em torno de 95 %.

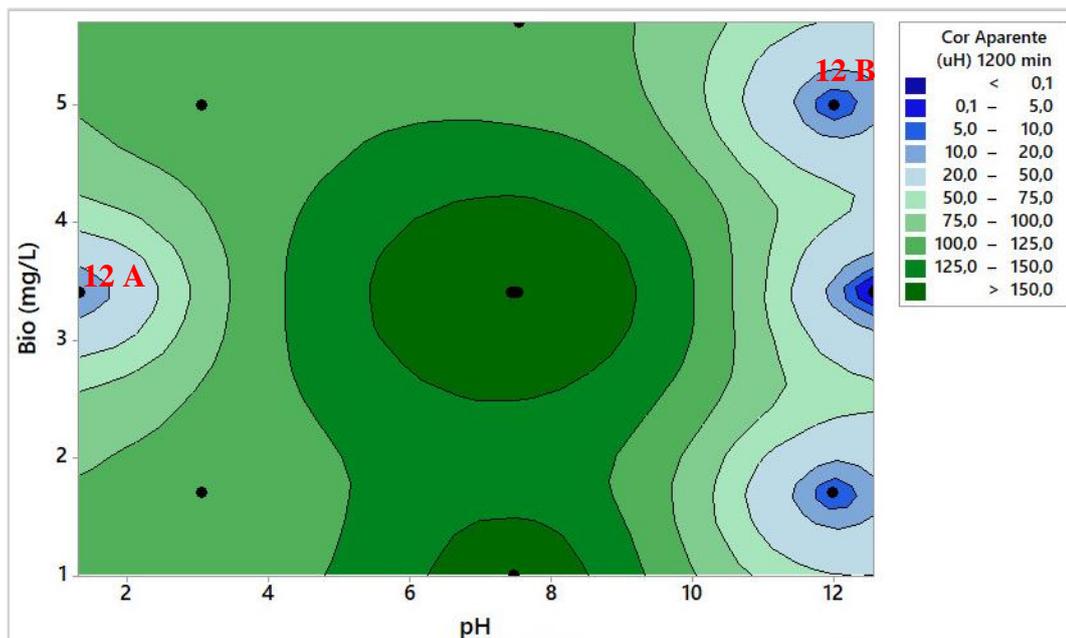
Maiores tempos de sedimentação (1200 min) foram mais eficientes na remoção de cor aparente. Em pH neutro, atingiu-se 12 % de remoção, destacando-se o Ensaio 7, com remoção de 45 %. O Ensaio 8, extremamente ácido, resultou em 95 % de remoção. A cor aparente remanescente atingiu os valores mais baixos (0 uH) no Ensaio 13, ou seja, é possível dizer que, nestas condições de pH e dosagem, foram observados 100 % de remoção de cor aparente.

No dimensionamento de ETAs, o tempo total de detenção não ultrapassa 3 horas nos decantadores (BRASIL, 1992). No entanto, estudos de tratamento de água com coagulantes

naturais usualmente remetem-se a tempos de sedimentação mais elevados (FURLÁN, 2008; HUSSAIN; GHOURI; AHMAD, 2019; LUCCA, 2017). Desta forma, optou-se por apresentar as remoções das variáveis respostas para os 1200 min de sedimentação ( $1,66 \times 10^{-5}$  cm/min). Os resultados para o tempo de sedimentação de 40 min (0,05 cm/min) encontram-se nos Anexos B (cor aparente), C (turbidez) e D (absorbância). Na Figura 12 está apresentado o diagrama de coagulação dos dados reais de remoção de cor aparente aos 1200 min de sedimentação.

É possível observar duas regiões cuja cor aparente remanescente dá-se em valores em torno de 15 uH, limite permitido para o padrão de potabilidade (BRASIL, 2021). A região 12 A localiza-se abaixo do pH estabelecido (3,0) e na faixa de dosagem entre 2,8 e 3,9 mg L<sup>-1</sup>. Além disso, a região 12 B se encontra nos limites superiores de pH estabelecido (12,0) e ao longo dos limites inferiores e superiores de dosagem estabelecidos (1,7 – 5,0 mg L<sup>-1</sup>).

Figura 12 – Diagrama de coagulação de cor aparente remanescente (uH) em função da dosagem de coagulante X pH de coagulação para 1200 min de sedimentação



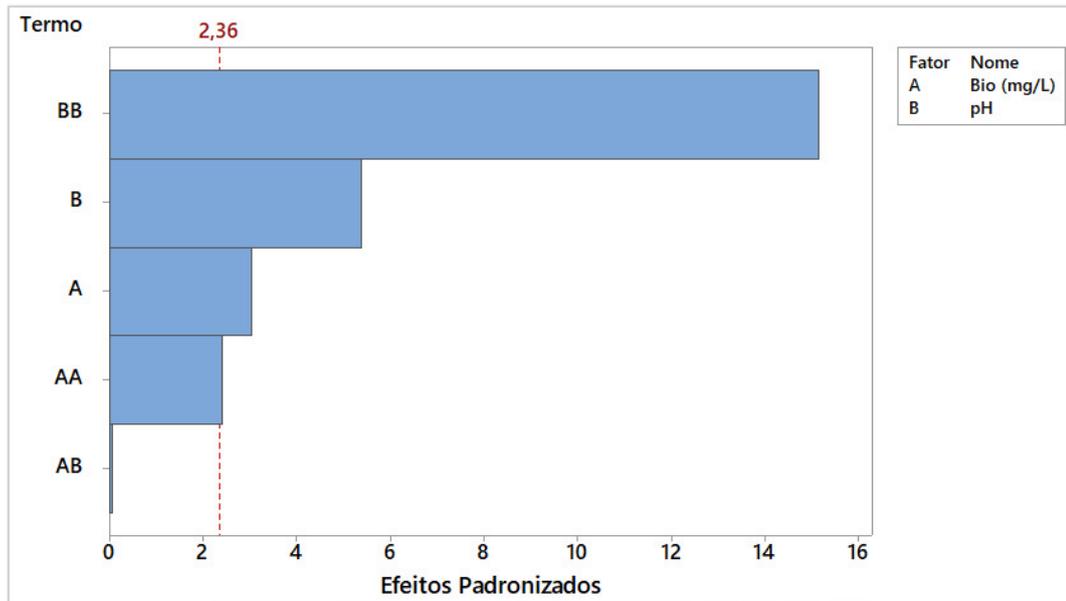
Fonte: Autora (2021).

Para ajuste do modelo de máxima remoção de cor aparente em função do pH e da dosagem de coagulante, considerou-se o gráfico de pareto dos efeitos padronizados (Figura 13). O Minitab®18 exibe o valor absoluto dos efeitos no diagrama, onde quaisquer efeitos que se estendam além da linha de referência consideram-se significativos.

Neste pode-se verificar que a interação entre os fatores Biopolímero e pH (Bio\*pH) foi o único termo não significativo, pois apresenta um valor inferior à linha de referência de 2,36,

ajustada pelo Minitab®18. Além disso, como o gráfico de Pareto expressa o valor absoluto dos efeitos, nota-se que o pH exerce uma maior influência sobre a resposta de remoção de cor aparente em relação ao biopolímero, e o termo quadrático  $\text{pH}^2$  também teve uma maior influência que os termos lineares.

Figura 13 – Gráfico de Pareto dos efeitos padronizados de cor aparente



Em alguns casos, como reporta Simões *et al.* (2018), o termo de interação que não possui significância, pode ser excluído para o ajuste do modelo. Todavia, optou-se por não retirar esse termo, pois observou-se que não houve alteração significativa no resultado da otimização. Então, o modelo foi ajustado pelos termos pH, dose de coagulante em  $\text{mg L}^{-1}$  (Bio),  $\text{pH} \cdot \text{Bio}$ , e pelos termos quadráticos  $\text{pH}^2$  e  $\text{Bio}^2$ , de acordo com a Equação 2.

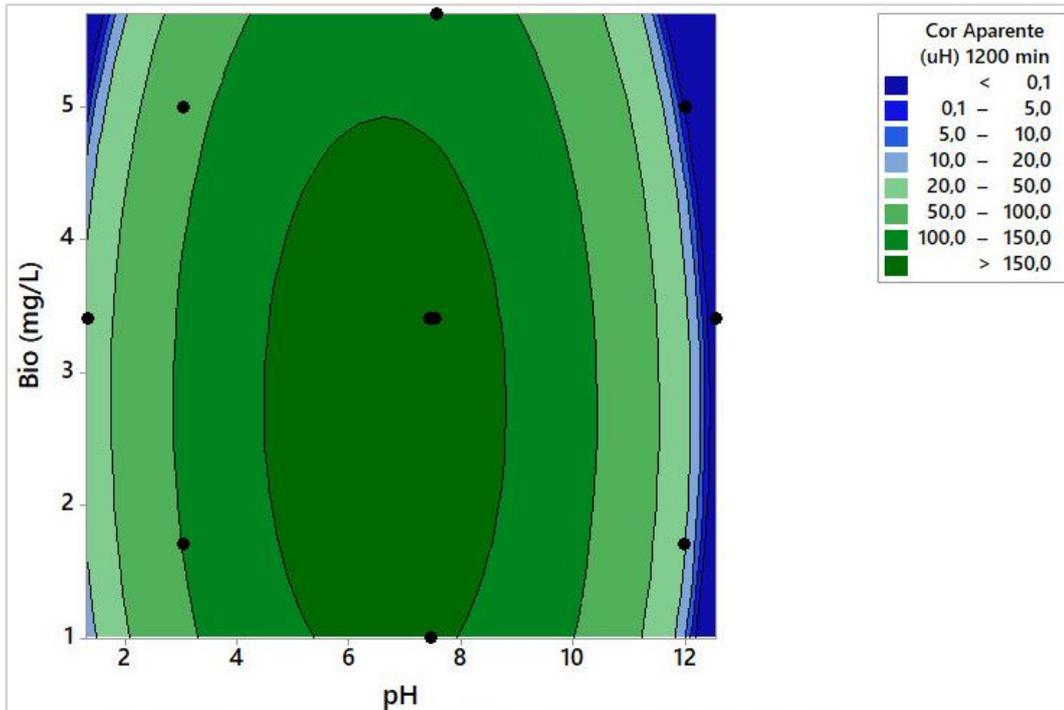
$$\text{Cor aparente (uH)}: -94,5 + 28,8 \text{ Bio} + 68,96 \text{ pH} - 5,14 \text{ Bio}^2 - 5,173 \text{ pH}^2 - 0,07 \text{ Bio} \cdot \text{pH}$$

$$\text{Equação (2)}$$

Nota-se que existem dois termos quadráticos negativos referentes ao pH e à dose de coagulante, e o termo não significativo, o que indica a possibilidade de otimizar a remoção de cor aparente para essas variáveis de entrada. Dessa forma, obtém-se o valor ótimo de pH de 12,55 e dose de coagulante de  $5,7 \text{ mg L}^{-1}$ . A Figura 14 apresenta o gráfico de contorno do modelo otimizado, definido por áreas de diferentes remoções de cor aparente. Pode-se verificar

que o par de valores indicado está localizado ao lado direito superior da figura, na região de cor azul, a qual representa uma remoção de cor aparente superior a 90 %.

Figura 14 – Gráfico de otimização do CCD para remoção de cor aparente



Fonte: Autora (2021).

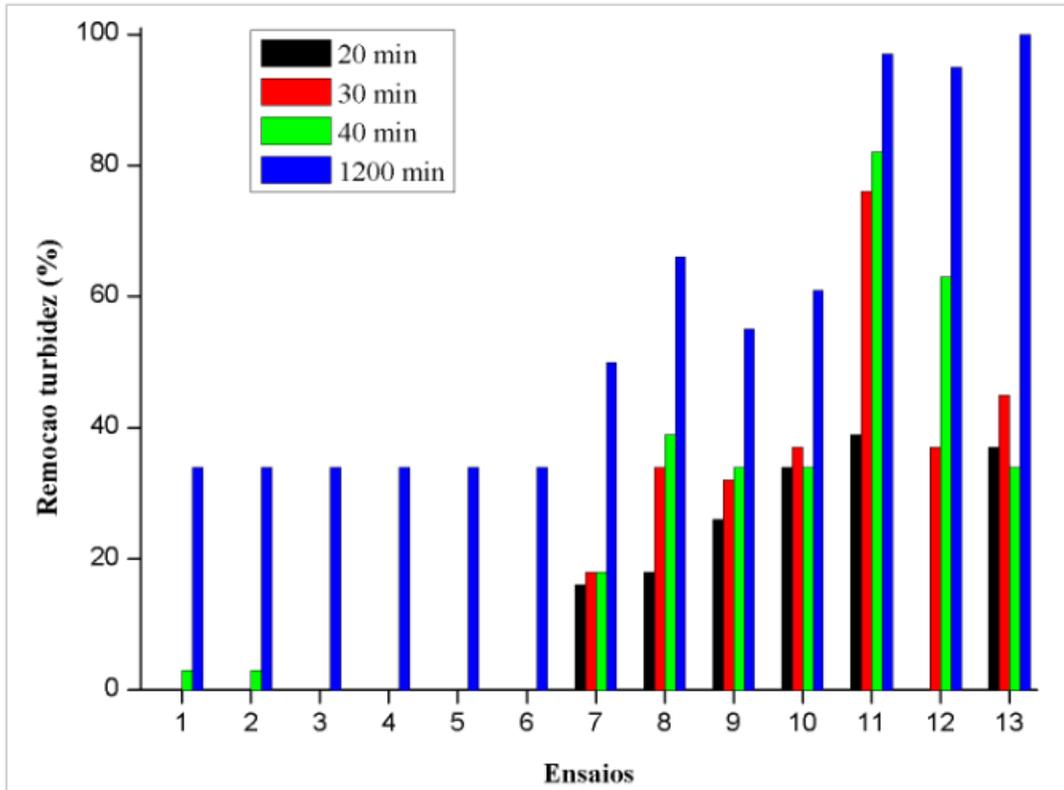
Assim, pode-se verificar que a otimização do modelo cria uma região resguardada, ou seja, que envolva valores onde pequenas variações de pH ou dosagem não afetem significativamente na eficácia de remoção da cor aparente. Comparando-se a região otimizada com o diagrama de coagulação (gráfico da Figura 12), contempla-se as mesmas regiões de maior eficiência de remoção de cor aparente.

#### 4.5 REMOÇÃO DE TURBIDEZ

A determinação da presença de turbidez permite identificar alterações na água. A presença de turbidez faz com que as partículas em suspensão reflitam a luz, sendo que esta não chegue aos organismos aquáticos (VAZ *et al.*, 2010). Alguns vírus e bactérias podem se acomodar nas partículas em suspensão, fazendo com que a turbidez também seja um parâmetro a ser considerado sob o ponto de vista sanitário (BRASIL, 2014). Os percentuais de remoção

de turbidez dos ensaios realizados nos diferentes tempos de sedimentação estão apresentados na Figura 15.

Figura 15 – Gráfico de remoção de turbidez (%) em 20, 30, 40 e 1200 min de sedimentação



Fonte: Autora (2021).

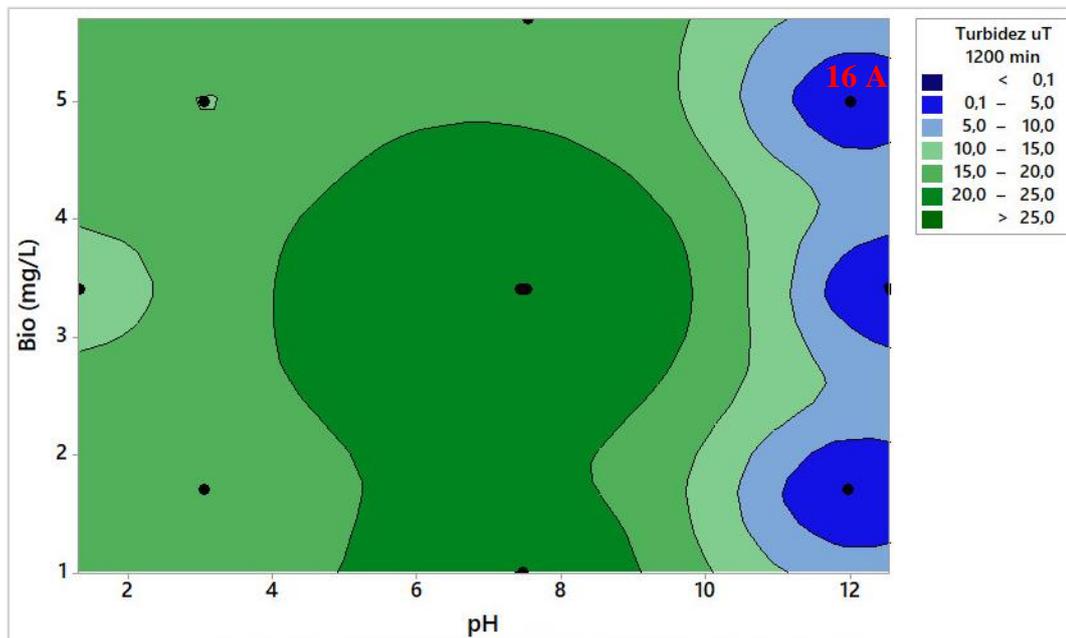
Pode-se verificar que nos tempos de 20 e 30 min de sedimentação, nos Ensaio de 1 a 6, não houve remoção de turbidez. Apenas 2 % de remoção foi observado nos Ensaio 1 e 2 aos 40 min. Em pH neutro, no Ensaio 7, a remoção de turbidez ficou em torno de 17 % para os primeiros minutos de sedimentação. Nos ensaios de pH ácido e básico, as remoções de turbidez variaram de 18 a 82 %.

Com relação à remoção de turbidez nos 1200 min de sedimentação, os Ensaio 1 a 6 apresentaram uma remoção de 34 %, e o Ensaio 7, 50 %. Nos ensaios 8, 9 e 10, a remoção variou de 55 a 65 %. Os Ensaio 11, 12 e 13 resultaram em remoções de 97, 94 e 100 %, respectivamente, estando de acordo com a remoção de turbidez indicada acima de 90 % (BRASIL, 2014). Destaca-se novamente o ensaio 13, que assim como a cor aparente, removeu totalmente a turbidez da água.

Baseado nos valores de remoção de turbidez obtidos pelos tratamentos do CCD, gerou-se o diagrama de coagulação para os 1200 min, como mostra a Figura 16. Nela observa-se três

regiões bem definidas (16 A), cuja turbidez remanescente está entre 0,1 e 5,0 uT, situando-se próxima ao limite superior de pH, e ao longo da faixa de dosagem estabelecida. Esta região encontra-se dentro do limite permitido para potabilidade (até 5 uT em rede de abastecimento) indicado pela Portaria nº 888 (BRASIL, 2021). No entanto, esta amostra de água ainda necessitaria passar pelos processos de filtração e desinfecção.

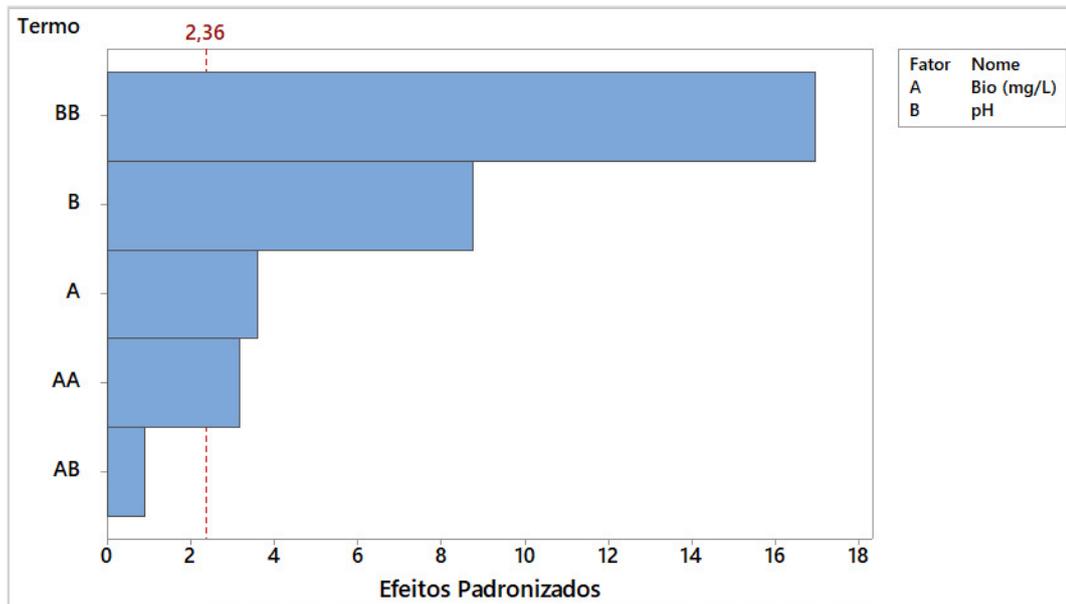
Figura 16 – Diagrama de coagulação de turbidez remanescente (uT) em função da dosagem de coagulante X pH de coagulação para 1200 min de sedimentação



Fonte: Autora (2021).

Para ajuste do modelo de máxima remoção de turbidez em função do pH e da dosagem de coagulante, obteve-se o gráfico da Figura 17, retratando os efeitos padronizados. Neste, pode-se perceber que a interação dos fatores Bio\*pH, apresenta-se inferior à linha de referência (2,36), logo, não possui significância. Observa-se também, que, o pH atua com maior influência sobre a resposta de remoção de turbidez em relação ao biopolímero, assim como seu termo quadrático.

Figura 17 – Gráfico de Pareto dos efeitos padronizados de turbidez



Fonte: Autora (2021).

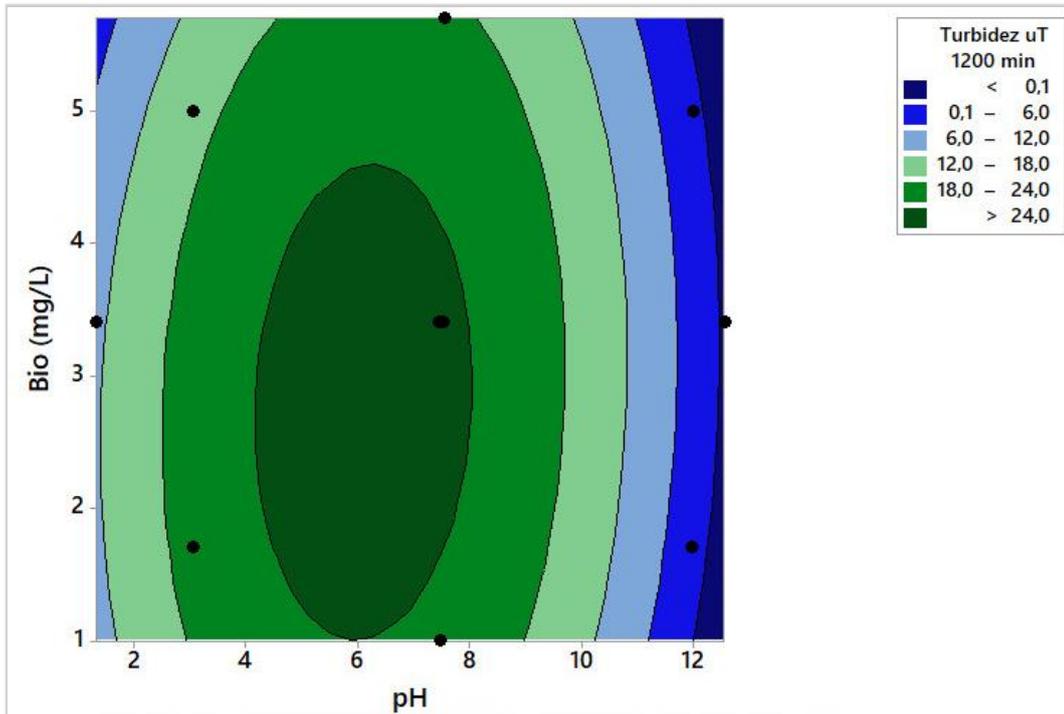
Através dos termos lineares pH, Bio e pH\*Bio, e os termos quadráticos pH<sup>2</sup> e Bio<sup>2</sup>, o modelo de turbidez foi ajustado conforme a Equação 3:

$$\text{Turbidez (uT)} = -2,14 + 3,62 \text{ Bio} + 7,686 \text{ pH} - 0,761 \text{ Bio}^2 - 0,6525 \text{ pH}^2 + 0,105 \text{ Bio} \cdot \text{pH}$$

Equação (3)

Verifica-se que existem dois termos quadráticos negativos referentes à dose de coagulante e pH, o que aponta a possibilidade de ser feita sua otimização em relação à turbidez para essas variáveis de entrada. Desse modo, obtém-se o valor ótimo de pH de 12,55 e dosagem de coagulante de 5,7 mg L<sup>-1</sup>, assim como foi observado para a variável resposta cor aparente. A Figura 18 apresenta o gráfico de contorno do modelo otimizado, definido por áreas de diferentes remoções de turbidez. Observa-se que, o par de valores indicado para o ponto ótimo está localizado ao lado superior direito do gráfico, na região de cor azul escura, o qual representa remoção de turbidez acima de 90 % (BRASIL, 2014).

Figura 18 – Gráfico de otimização do CCD para remoção de turbidez



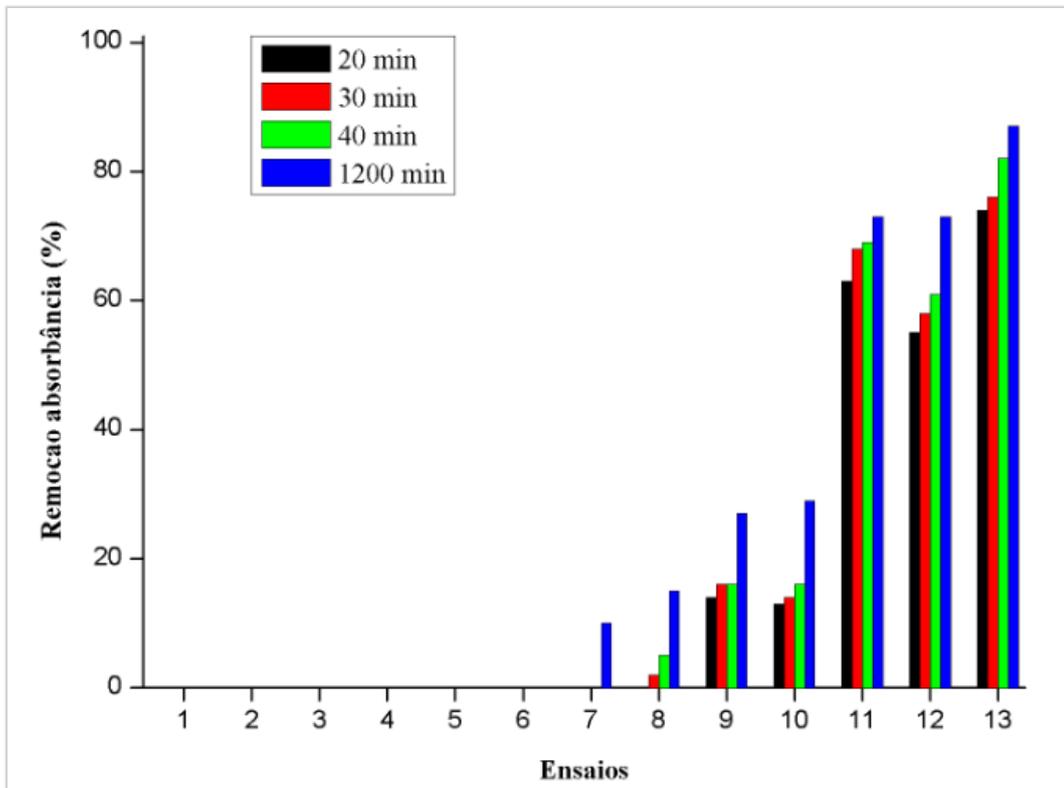
Fonte: Autora (2021).

Observa-se que, além da região ótima, contempla-se outra região que possa alcançar turbidez remanescente de 0,1 a 6 uT, que não foram eficientes nesta mesma região no gráfico da Figura 16. Isso pode ser explicado pelo fato de o planejamento realizado utilizar o alfa padrão 1,41, o que deixa os pontos axiais fora dos limites dos pontos cúbicos, como demonstrado na Figura 10. Para o modelo ser validado, poderiam ser realizados mais ensaios com dosagem de coagulante em torno de  $3,4 \text{ mg L}^{-1}$  e valores de pH aproximados entre 10 e 12.

#### 4.6 REMOÇÃO DE ABSORBÂNCIA 254 NM

Embora não tão habitual como os parâmetros cor aparente e turbidez, a determinação da remoção de absorvância (UV – 254 nm) é uma possibilidade de prever o conteúdo de matéria orgânica remanescente na água tratada, indesejável do ponto de vista de tratabilidade (ANDRADE JÚNIOR, 2004; BERLANDA *et al.*, 2021). Como a utilização de biopolímeros de origem vegetal poderia provocar o incremento de matéria orgânica na água, a absorvância retrata a presença ou não desses elementos indesejáveis. Na Figura 19, observa-se as remoções de absorvância 254 nm nos ensaios realizados. Nos Ensaios de 1 a 6, não houve remoção deste parâmetro, ou até mesmo o incremento.

Figura 19 – Gráfico de remoção de absorvância (%) em 20, 30, 40 e 1200 min de sedimentação



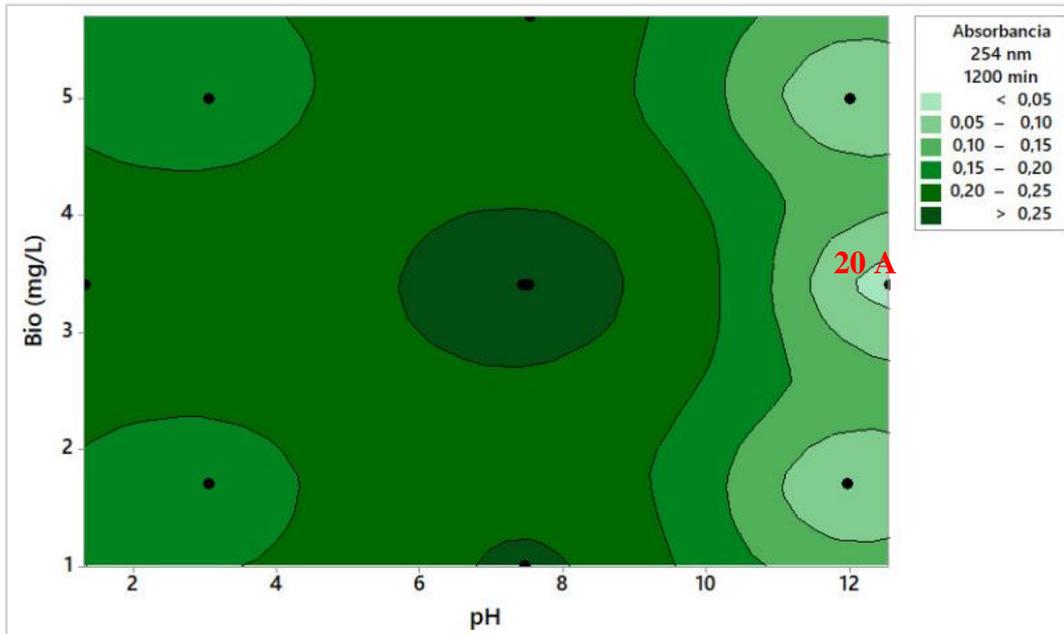
Fonte: Autora (2021).

Diante da Figura 19, nota-se que nos Ensaio de 1 a 6 não houve remoção do parâmetro absorvância. O Ensaio 7, aos 1200 min, resultou em 11 % de remoção. Os Ensaio 8, 9 e 10 apresentaram remoção de absorvância abaixo de 30 % em todos os tempos de sedimentação. Já os Ensaio 11, 12 e 13, resultaram em 69, 61 e 82 % de remoção aos 40 min, e 72, 73 e 87 % de remoção de absorvância aos 1200 min de sedimentação, respectivamente.

Dentre todos os ensaios realizados, a maior eficiência de remoção obtida foi de 87 %, em um valor de pH igual 12,55 e dosagem de 3,4 mg L<sup>-1</sup>, que resultou em um valor de absorvância remanescente de 0,033, após a sedimentação.

Através dos tratamentos feitos pelo CCD, partindo dos valores de remoção de absorvância, obteve-se o diagrama de coagulação para os 1200 min de sedimentação, mostrado na Figura 20. Destaca-se a região 20 A, cuja absorvância remanescente ficou abaixo de 0,05 nm. Nota-se que, esta região se encontra nos limites superiores de pH estabelecido (12,0) e na região intermediária da faixa de dosagem (1,7 – 5,0 mg L<sup>-1</sup>).

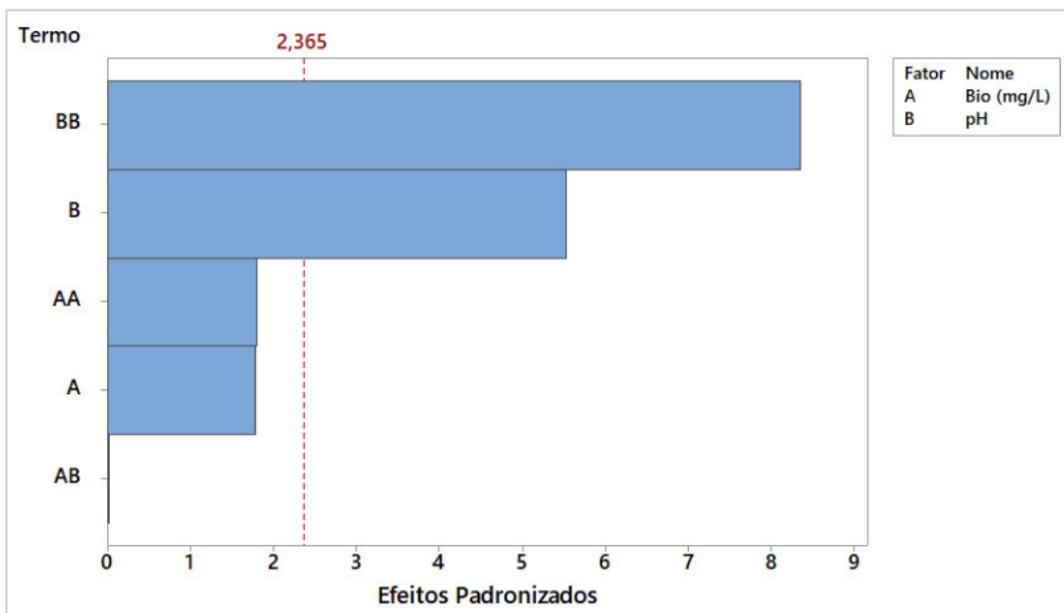
Figura 20 – Diagrama de coagulação de absorvância remanescente 254 nm em função da dosagem de coagulante X pH de coagulação para 1200 min de sedimentação



Fonte: Autora (2021).

Na Figura 21, verifica-se que somente os fatores pH e  $pH^2$  são considerados significativos para remoção da absorvância 254 nm, estando acima da linha de referência. A interação dos fatores Bio\*pH foi a que se apresentou menos significativa.

Figura 21 – Gráfico de Pareto dos efeitos padronizados de absorvância



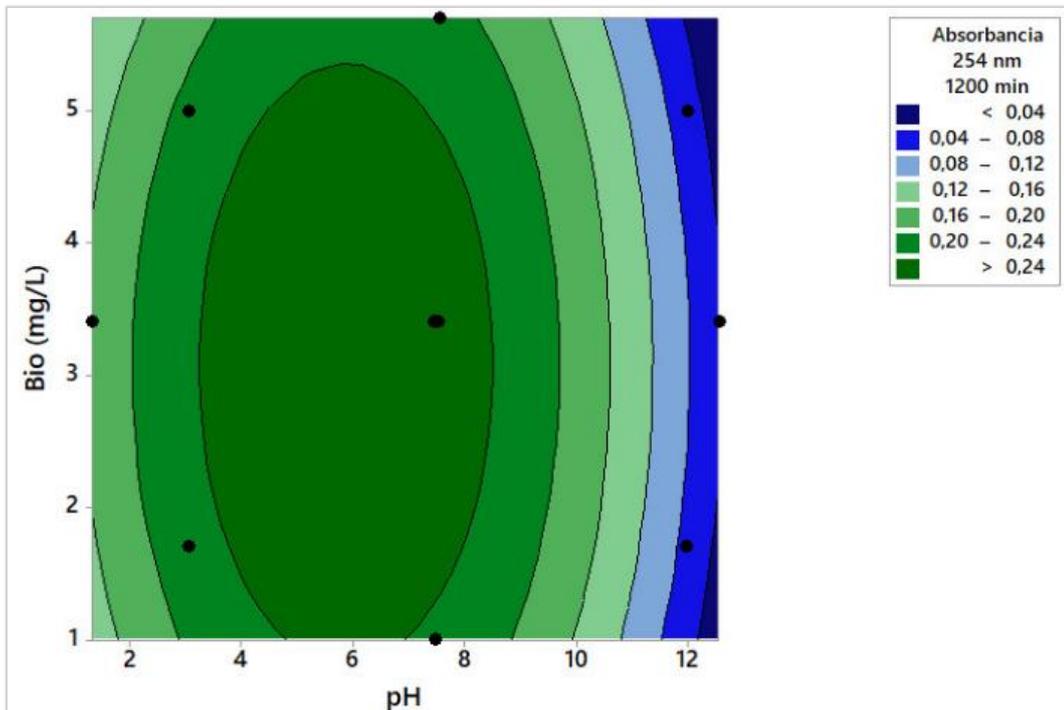
Apesar da dosagem de coagulante não ter sido significativa neste caso, foram considerados todos os fatores para o ajuste do modelo de absorvância, através da Equação 4.

$$\text{Absorvância (nm)} = 0,0326 + 0,0424 \text{ Bio} + 0,0605 \text{ pH} - 0,00692 \text{ Bio}^2 - 0,005152 \text{ pH}^2 + 0,00005 \text{ Bio} \cdot \text{pH}$$

Equação (4)

Para os termos quadráticos negativos, referentes à dosagem de coagulante e pH, pode ser feita a sua otimização em relação à absorvância para essas variáveis de entrada. Para isso, obtém-se o valor ótimo de pH de 12,55 e dosagem de coagulante de 5,7 mg L<sup>-1</sup>, como foi observado nas otimizações de cor aparente e turbidez. Na Figura 22 pode-se observar o gráfico de contorno do modelo otimizado, definido por áreas de diferentes remoções de absorvância. O par de valores ótimo encontra-se ao lado superior direito do gráfico, na região que representa uma absorvância remanescente abaixo de 0,04, correspondendo a aproximadamente 84 % de eficiência de remoção. Comparando-se a região otimizada com o gráfico da Figura 20, observa-se as mesmas regiões de elevada remoção de absorvância.

Figura 22 – Gráfico de otimização do CCD para remoção de absorvância



Fonte: Autora (2021).

#### 4.7 PONTOS ÓTIMOS DE DOSAGEM DE COAGULANTE E pH

A determinação do pH ótimo e da dosagem de coagulantes são operações indispensáveis para que se obtenham bons resultados técnicos e econômicos, principalmente em estações de tratamento (DE SOUZA; DE OLIVEIRA, 2015). A partir dos resultados observados da Rodada 2 para as variáveis respostas de cor aparente, turbidez e absorvância para o tempo de 1200 min de sedimentação, indicam em comum, o par de valores de dosagem de coagulante  $5,7 \text{ mg L}^{-1}$  e pH de 12,55. Para o tempo de 40 min de sedimentação, que se demonstrou com boa eficiência em alguns casos, alcançando remoção de cor aparente de até 95%, turbidez de 82 % e absorvância de 83 %, a partir dos Anexos B, C e D, obtiveram-se os pontos ótimos dos parâmetros. Estes resultaram em um par de valores de dosagem de coagulante de  $1,0 \text{ mg L}^{-1}$  e pH de 12,55.

Diante disso, levantou-se a hipótese referente à real atuação do biopolímero, visto que, a adição de sais para correção do pH, já promoveria a desestabilização das partículas coloidais, de modo a formar os flocos (OKUDA *et al.*, 2001). Para tal, realizaram-se os ensaios nas melhores condições dos tempos de 40 e 1200 min de sedimentação, e um ensaio adicional, com o objetivo de verificar a real interferência do biopolímero. Para isso, ajustou-se o pH de uma amostra de água bruta em 12,55 e não se adicionou o biopolímero, como é apresentado na Tabela 11.

Tabela 11 – Valores residuais de cor aparente, turbidez e absorvância das melhores condições e do ensaio adicional

Tempo de sedimentação		Dosagem de coagulante ( $\text{mg L}^{-1}$ )		
		0,0	1,0	5,7
20 min	Cor aparente (uH)	9	9	9
	Turbidez (uT)	23	17	16
	Absorvância 254 nm	0,07	0,051	0,059
40 min	Cor aparente (uH)	8	8	8
	Turbidez (uT)	24	9	10
	Absorvância 254 nm	0,035	0,026	0,038
1200 min	Cor aparente (uH)	8	8	0
	Turbidez (uT)	8	2	0
	Absorvância 254 nm	0,033	0,031	0,038

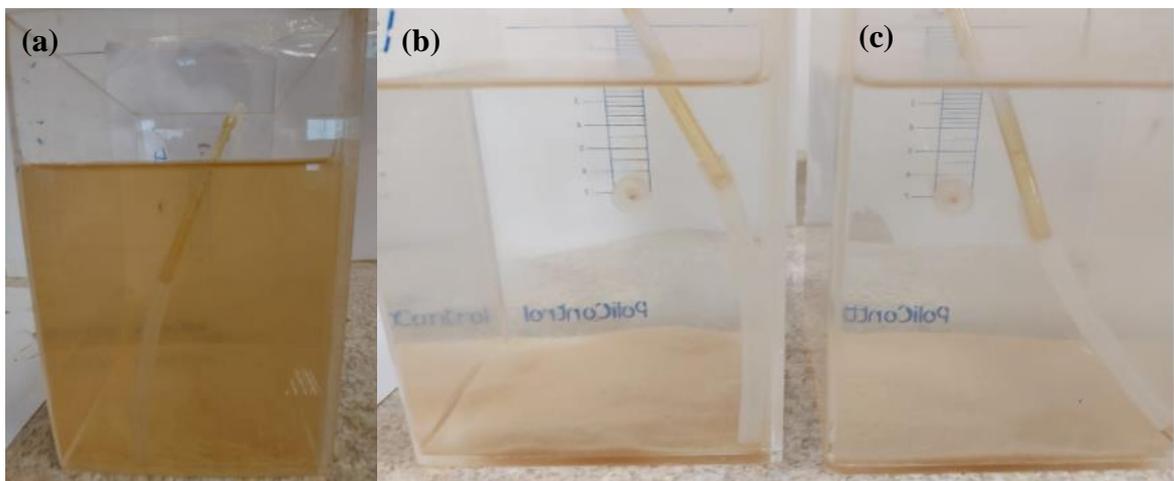
Fonte: Autora (2021).

Observa-se que, o ensaio sem adição de coagulante (somente pH básico) apresenta resultados satisfatórios para a remoção dos parâmetros cor aparente, turbidez e absorvância. Contudo, verifica-se que a adição do biopolímero causa um efeito positivo com adição de 1,0 e 5,7 mg L<sup>-1</sup> para redução desses parâmetros. Assim, pode-se concluir que o biopolímero de pinhas de *Pinus elliottii* possui influência na remoção de cor aparente, turbidez e absorvância da água.

Para a dosagem de coagulante de 1,0 mg L<sup>-1</sup>, a remoção de cor aparente, turbidez e absorvância 254 nm resultou em 96, 76 e 89 %, respectivamente, aos 40 min de sedimentação e 96, 95 e 88 % aos 1200 min. Já para a dosagem mais elevada, de 5,7 mg L<sup>-1</sup>, as remoções de cor aparente, turbidez e absorvância 254 nm resultaram, respectivamente, em 96, 74 e 85 % aos 40 min de sedimentação. Para o maior tempo de sedimentação, os parâmetros de cor aparente e turbidez apresentaram uma remoção de 100 %, enquanto que a remoção de absorvância ficou em torno de 85 %. Na Figura 23 pode ser observada a amostra de água bruta e as amostras de água tratada dos pontos ótimos de remoção após 1200 min de sedimentação.

A partir disso, infere-se a dosagem de coagulante de 5,7 mg L<sup>-1</sup> e pH 12,55 como pontos ótimos para o tratamento da água em questão. No entanto, do ponto de vista prático, como as remoções dos parâmetros através das dosagens de coagulante não se apresentaram distintas significativamente, considera-se a dosagem de 1,0 mg L<sup>-1</sup> como a mais adequada, levando em consideração uma dosagem de coagulante menor, e conseqüente diminuição no custo do processo.

Figura 23 – Água bruta e amostras de água tratada após sedimentação

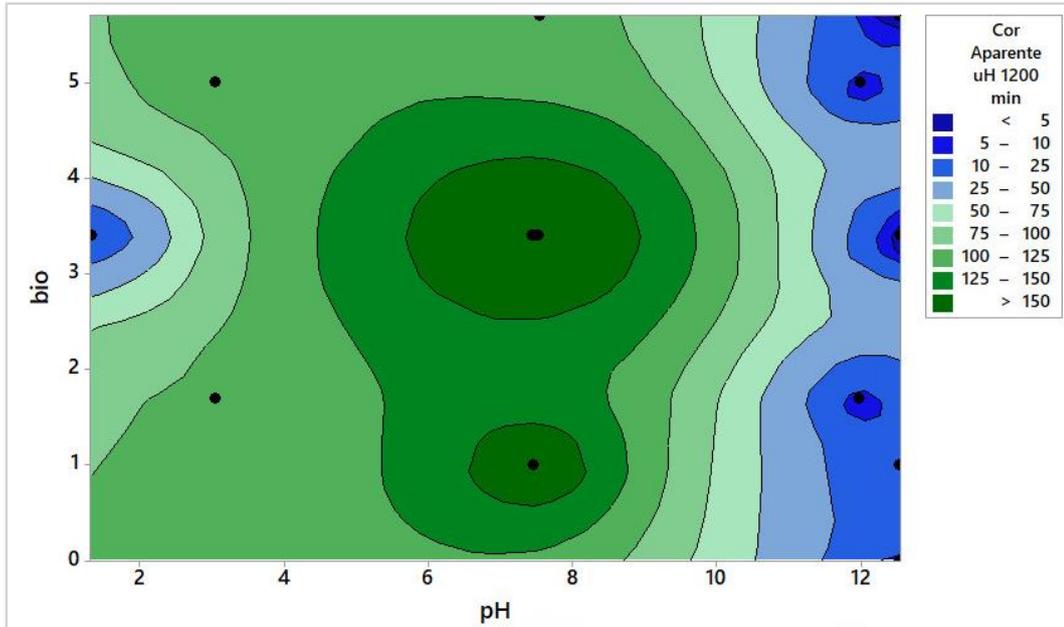


Fonte: Autora (2021).

Nota: (a) Água bruta; (b) Água tratada com dosagem de coagulante de 5,7 mg L<sup>-1</sup> e pH 12,55; (c) Água tratada com dosagem de coagulante de 1,0 mg L<sup>-1</sup> e pH 12,55.

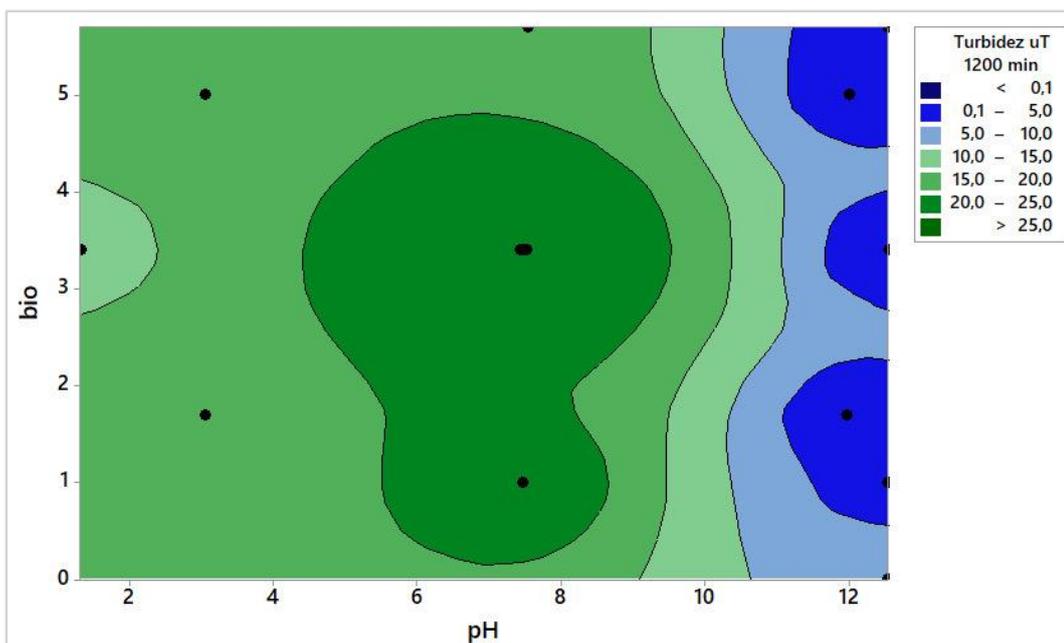
As Figuras 24 e 25 apresentam o diagrama de coagulação de cor aparente e turbidez, respectivamente, para o tempo de 1200 min de sedimentação, com os ensaios adicionais.

Figura 24 – Diagrama de coagulação de cor aparente (uH) remanescente dos pontos ótimos de dosagem de coagulante X pH



Fonte: Autora (2021).

Figura 25 – Diagrama de coagulação de turbidez (uT) remanescente dos pontos ótimos de dosagem de coagulante X pH



Fonte: Autora (2021).

De uma maneira geral, apesar de exaustiva pesquisa, não se identificou um número significativo de publicações técnicas de trabalhos utilizando a pinha de *Pinus elliottii* como coagulante/floculante no tratamento de águas. Todavia, isenta-se de afirmar sua inexistência. Assim, relata-se alguns estudos de diversos materiais passíveis de serem empregados como coagulantes naturais, apresentando suas dosagens e pHs ideais.

Carvalho (2008) utilizou a quitosana como agente coagulante/floculante em dosagens de 2,0 a 13,0 mg L<sup>-1</sup> e pH de 3,0 a 9,0 e obteve dosagem ideal de 12 mg L<sup>-1</sup> em pH igual a 5,0. Vaz *et al.* (2010) empregaram o mesmo coagulante em efluente de galvanoplastia, utilizando o pH do efluente bruto, resultando em uma concentração ideal de 7 mg L<sup>-1</sup>. Coral, Bergamasco e Bassetti (2009) verificaram a viabilidade técnica de utilização do Tanfloc em dosagens entre 10 e 60 mg L<sup>-1</sup> e pH bruto em torno de 6,00 e perceberam que a concentração de 40 mg L<sup>-1</sup> seria um valor de concentração ótima para remoção da turbidez da água.

Trabalhos encontrados na literatura apontam que a utilização das sementes extraídas de *Moringa oleifera* como coagulante necessitam de dosagens elevadas para se obter uma boa eficiência de remoção de cor aparente, turbidez e absorbância 254 nm. Arantes e Matuoka (2019) utilizaram o coagulante nas dosagens de 0 a 300 mg L<sup>-1</sup> em pH de 4 a 8, e verificaram as maiores eficiências de remoção em pH igual a 6 e dosagens de 200 a 300 mg L<sup>-1</sup>. Franco *et al.* (2017) cita que as concentrações ótimas relatadas na literatura são em média de 250 mg L<sup>-1</sup> de semente de *Moringa oleifera*. Já em seu estudo, apresentou concentração ideal de 292 mg L<sup>-1</sup> (FRANCO *et al.*, 2017).

Baptista *et al.* (2015) observaram que, de uma forma geral, quanto maior o tempo de sedimentação, maior o valor obtido para remoção dos parâmetros avaliados. Este comportamento se deve ao fato de que, quanto maior o tempo de repouso, maior será a quantidade de flocos que serão decantados (BAPTISTA *et al.*, 2015).

Embora a realização de testes de coagulação em valores extremos de pH possa violar as diretrizes da Portaria nº 888 (BRASIL, 2021), somente valores excepcionalmente básicos (carga negativa) apresentaram excelentes resultados em termos de atividade de coagulação nas condições operacionais empregadas. Assim, de acordo com Hussain, Ghouri e Ahmad (2019), pode-se supor que as proteínas presentes na pinha de *Pinus elliottii* possuem carga positiva, ou seja, proteínas catiônicas. Além disso, apenas valores altos de pH podem ativar essas proteínas de forma que o coagulante atinja sua atividade máxima. Como relata Di Bernardo e Dantas (2005) e Hespanhol (2020), íons de mesma carga são repelidos e íons de carga contrária são atraídos pelos coloides. Desta forma, ocorre a desestabilização das partículas pela adição de

íons de carga contrária (alcalinizante) à das partículas coloidais (proteínas catiônicas). Consequentemente, a formação de flocos e redução das variáveis resposta.

Ravikovitch *et al.* (2000) apontam que o mecanismo pela qual as pinhas realizam sua atividade de coagulação pode ser explicado de duas maneiras. Primeiro, o extrato da pinha neutraliza partículas carregadas de maneira oposta na solução aquosa; segundo, a estrutura polimérica de proteínas ativas no extrato de pinha liga as partículas dispersas na solução.

O'Melia (1972) apud Capelete (2011) reforça que, quando polímeros catiônicos são usados para desestabilizar coloides negativos, a desestabilização é realizada por neutralização de cargas ou formação de pontes, ou, ainda, pela combinação desses dois mecanismos. Nesses dois processos há necessidade de relação estequiométrica adequada entre a concentração do coloide e a dose do coagulante.

## 5 CONCLUSÕES

A crescente demanda por água potável despertou o interesse por agentes coagulantes/floculantes mais eficientes e economicamente viáveis. Os poluentes encontrados nos mananciais são cada vez mais estudados e associados a problemas de saúde. Assim, os produtos naturais emergem como uma tecnologia promissora no setor de saneamento ambiental, constituindo-se como uma opção sustentável para o desenvolvimento de processos de tratamento de água.

Os resultados obtidos através dos ensaios *jar-test* conduzem a acreditar que o uso da pinha de *Pinus elliottii* seja uma opção para a tratabilidade da água. Com o auxílio dos diagramas de coagulação, foram observados resultados favoráveis de atividade de coagulação com baixa dose de coagulante, indicando que estas já fornecem proteínas suficientes para ligar todas as partículas em suspensão na água. Por serem biopolímeros de origem vegetal, altas doses de coagulante provocam incremento nos parâmetros da água tratada.

O par de valores de dosagem de coagulante de 1,0 mg L<sup>-1</sup> e pH de 12,55 apresentou-se como o mais indicado para o tratamento da água de estudo após 1200 minutos de sedimentação, considerando sua eficiência e custos de implementação. Os ensaios indicam remoção de 96 % de cor aparente, 95 % de turbidez e de até 88 % da absorvância em 254 nm. Assim, constatou-se que somente um pH extremamente básico foi capaz de ativar as proteínas do coagulante para se obter boa eficiência.

Em um contexto geral, avalia-se que a utilização da pinha de *Pinus elliottii* como coagulante no tratamento de águas naturais em larga escala, seria um pouco dificultado, devido ao elevado volume de material vegetal necessário para o processo. Todavia, sua vantagem revela-se nas baixas dosagens requeridas. Além disso, longos períodos de sedimentação e eficiência de tratamento apenas em pHs elevados, também tornaria o processo dificultoso, de acordo com a NBR 12.216/1992 e a Portaria nº 888/2021.

Contudo, recomenda-se que estudos futuros sejam conduzidos a fim de identificar possíveis usos deste biopolímero nos processos de tratamento de água, como sua aplicação na coagulação de efluentes ou como um elemento auxiliar de coagulação. Além disso, avaliar o volume de lodo produzido no processo após a sedimentação, os possíveis impactos ambientais do processo e sua viabilidade econômica.

## REFERÊNCIAS

- ACQUASOLUTION. *Decantação e turbidez no tratamento de água*. 2021. Disponível em: <https://acquablog.acquasolution.com/decantacao-e-turbidez-no-tratamento-de-agua>. Acesso em: 12 abr. 2021.
- ADEGOKE, K. A.; BELLO, O. S. Dye sequestration using agricultural wastes as adsorbents. **Water Resources and Industry**, v. 12, p. 8-24, 2015.
- ALMEIDA, F. A. *et al.* A weighted mean square error approach to the robust optimization of the surface roughness in an AISI 12L14 free-machining steel-turning process. **Journal of Mechanical Engineering**, v. 64, n. 3, p. 147-156, 2018.
- AMARAL, F. F. *et al.* Aplicação da Metodologia de Superfície de Resposta para Otimização do Processo de Solda a Ponto no Aço Galvanizado AISI 1006. **Soldagem & Inspeção**, São Paulo, v. 23, n. 2, p. 129-142, 2018.
- AMIRTHARAJH, A.; MILLS, K. M. Rapid mix design for mechanisms of alum coagulation. **Journal of the American Water Works Association**, v. 74, n. 4, p. 210-216, 1982.
- ANDRADE JÚNIOR, E. R. **Efeitos da Ozonização sobre a Remoção de Matéria Orgânica Natural de Águas Eutrofizadas**. 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2004.
- ANOUZLA, A. *et al.* Colour and COD removal of disperse dye solution by a novel coagulant: application of statistical design for the optimization and regression analysis. **Journal of Hazardous Materials**, Marrocos, v. 166, n. 2-3, p. 1302-1306, 2009.
- ARANTES, C. C.; MATUOKA, A. G. Clarificação de água com baixos valores de turbidez e de cor aparente utilizando extrato de sementes de Moringa oleifera para uso em comunidades isoladas. *In: 30º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, ABES, São Paulo, 2019.
- ARCILA, H. R.; PERALTA, J. J. Agentes naturales como alternativa para el tratamiento del agua. **Revista Faculdade de Ciências Básicas**, Colômbia, v. 11, n. 2, p. 136-153, 2015.
- BANKS, W. A. *et al.* Aluminum complexing enhances amyloid  $\beta$  protein penetration of blood-brain barrier. **Brain research**, v. 1116, n. 1, p. 215-221, 2006.
- BAPTISTA, A. T. A. *et al.* Avaliação da dosagem e tempo de sedimentação no tratamento de água superficial de baixa turbidez com coagulante a base de Moringa oleifera Lam. **Blucher Chemical Engineering Proceedings**, v. 1, n. 2, p. 8180-8188, 2015.
- BERLANDA, A. *et al.* Avaliação temporal e espacial da qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Desquite, Santa Catarina. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, vol. 26, n. 1, 2021.
- BOLTO, B.; GREGORY, J. Organic polyelectrolytes in water treatment. **Water research**, v. 41, n. 11, p. 2301-2324, 2007.

- BONGIOVANI, M. C. *et al.* Os benefícios da utilização de coagulantes naturais para a obtenção de água potável. **Acta Scientiarum. Technology**, Maringá, v. 32, n. 2, p. 167-170, 2010.
- BORBA, L. R. **Viabilidade do uso da Moringa oleifera Lam no tratamento simplificado da água para pequenas comunidades**. 2001. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2001.
- BORRI, R. B.; FREIRE, R.; BOINA, W. L.O. Remoção da turbidez da água usando Aloe vera como coagulante natural. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 10, n. 12, 2014.
- BOTERO, W. G. *et al.* Caracterização de processo gerado em estações de tratamento de água: perspectivas de aplicação agrícola. **Química nova**, v. 32, n. 8, p. 2018-2022, 2009.
- BRASIL. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 12.216:1992. Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público. Rio de Janeiro, p. 18, 1992.
- BRASIL. Lei Federal nº 6.050, de 24 de maio de 1974. Diário Oficial da União: Seção 1, p. 6021, 1974.
- BRASIL. Lei Federal nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Diário Oficial da União: Seção 1, p. 16509, 1981.
- BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS. 2014.
- BRASIL. Portaria nº 635, de 26 de dezembro de 1975. Diário Oficial da União, 1974.
- BRASIL. Portaria nº 888, de 04 de maio de 2021. Diário Oficial da União, 2021.
- BRASIL. Portaria nº 1.469, de 29 de dezembro de 2000. Anexo Norma de Qualidade da Água para Consumo Humano.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da República Federativa do Brasil: n. 53, p. 58-63, 2005.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. Diário Oficial da República Federativa do Brasil: n. 92, p. 89, 2011.
- BRITO, C. S. de *et al.* Vigilância da concentração de flúor nas águas de abastecimento público na cidade de Passo Fundo - RS. **Cadernos Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 24, n. 4, p. 452-459, 2016.
- BRITO, L. de L.; SILVA, A. de S.; PORTO, E. R. Disponibilidade de água e a gestão de recursos hídricos. *In*: BRITO, L. T. de L.; MOURA, M. S. B. de; GAMA, G. F. B. **Potencialidades da água de chuva no semiárido brasileiro**. Petrolina: Embrapa Semi-Árido, 2007, p. 15-32.

BUENAÑO, B.; VERA, E.; ALDÁS, M. B. Study of coagulating/flocculating characteristics of organic polymers extracted from biowaste for water treatment. **Ingeniería e Investigación**, v. 39, n. 1, p. 24-35, 2019.

BRITO, R. A. L.; ANDRADE, C. L. T. Qualidade da água na agricultura e no ambiente. **Informe agropecuário**, Belo Horizonte, v. 31, n. 259, p. 50-57, 2010.

BUENO, M. Z. *et al.* Avaliação da nanofiltração e da osmose inversa na remoção de carbofurano em águas de abastecimento. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 3, p. 447-458, 2016.

CAPELETE, B. C. **Emprego da quitosana como coagulante no tratamento de água contendo *Microcystis aeruginosa* – Avaliação de eficiência e formação de trihalometanos.** Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade de Brasília, Brasília, 2011.

CARDOSO, K C. **Estudo do Processo de Coagulação/Floculação por meio da Moringa oleifera Lam para Obtenção de Água Potável.** 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2007.

CARDOSO, K. C. *et al.* Otimização dos tempos de mistura e decantação no processo de coagulação/floculação da água bruta por meio da Moringa oleifera Lam. **Acta Scientiarum. Technology**, v. 30, n. 2, p. 193-198, 2008.

CARPITA, N. C.; GIBEAUT, D. M. Structural models of primary cell walls in flowering plants: consistency of molecular structure with the physical properties of the walls during growth. **The Plant Journal**, v. 3, n. 1, p. 1-30, 1993.

CARVALHO, M. J. H. **Uso de coagulantes naturais no processo de obtenção de água potável.** 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) - Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2008.

CASECA, C. P. Estudos sobre o tratamento da água utilizando como coagulantes as cascas abóbora, banana, chuchu e moringa. *In: 14º Congresso Nacional de Iniciação Científica*, Universidade Camilo Castelo Branco, 2014.

CASTRO, A. A. *et al.* Manual de saneamento e proteção ambiental para os municípios: saneamento. *In: Manual de saneamento e proteção ambiental para os municípios: saneamento.* 1995. p. 221-221.

CECON, P. R.; DA SILVA, A. R. Introdução à metodologia de superfície resposta. **Apostila departamento de estatística**, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2011.

CHIES, A. C. **Avaliação de coagulantes a base de ferro na remoção de fósforo total no tratamento de esgoto.** 2016. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Química) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2016.

CHO, Y.; LI, W.; HU, S. J. Design of experiment analysis and weld lobe estimation for aluminum resistance spot welding. **Welding Journal**, v. 85, n. 3, p. 45-51, 2006.

- CHOY, S. Y. *et al.* Utilization of plant-based natural coagulants as future alternatives towards sustainable water clarification. **Journal of environmental sciences**, v. 26, n. 11, p. 2178-2189, 2014.
- COCENZA, G. A. S. **Estudo comparativo entre a aplicação do carvão ativado pulverizado e a filtração em carvão ativado granular para uma estação de tratamento de água de 100 L/s**. 2014. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2015.
- CONSTANTINO, L. T. **Ruptura e recrescimento de flocos em água com substâncias húmicas aquáticas coagulada com sulfato de alumínio e cloreto férrico**. 2008. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.
- CORAL, L. A.; BERGAMASCO, Rb; BASSETTI, F. J. Estudo da viabilidade de utilização do polímero natural (TANFLOC) em substituição ao sulfato de alumínio no tratamento de águas para consumo. **Key elements for a sustainable world: energy, water and climate change**. São Paulo – Brasil, 2009.
- CORBITT, R. A. 1998. **Standard handbook of environmental engineering**. 2 ed. New York, McGraw-Hill. 1998.
- CORSAN. 2018. Companhia Riograndense de Saneamento Básico. **História**. Disponível em: <<http://www.corsan.com.br/historia>>. Acesso em: 25 mar. 2020.
- CRUZ, J. G. H. **Alternativas para a aplicação de coagulante vegetal à base de tanino no tratamento do efluente de uma lavanderia industrial**. 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.
- CUNHA, P. L. R.; PAULA, R. C. M.; FEITOSA, J. P. A. Polissacarídeos da biodiversidade brasileira: uma oportunidade de transformar conhecimento em valor econômico. **Química Nova**, v. 32, n. 3, p. 649-660, 2009.
- DA SILVA, M. R. A.; DE OLIVEIRA, M. C.; NOGUEIRA, R. F. P. Estudo da aplicação do processo foto-Fenton solar na degradação de efluentes de indústria de tintas. **Eclética Química**, v. 29, n. 2, p. 19-26, 2004.
- DANTAS, A. B. *et al.* Remoção de cor, de ferro e de manganês em água com matéria orgânica dissolvida por meio da pré-oxidação, coagulação, filtração e adsorção em carvão ativado granular **Revista DAE**, v. 076, 2014.
- DARTORA, N. **Caracterização estrutural de polissacarídeos de folhas de erva-mate (*Ilex paraguariensis*) e suas propriedades biológicas**. 2014. Tese (Doutorado em Ciências – Bioquímica) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2014.
- DAWOOD, S.; SEN, T. K. Removal of anionic dye Congo red from aqueous solution by raw pine and acid-treated pine cone powder as adsorbent: equilibrium, thermodynamic, kinetics, mechanism and process design. **Water research**, v. 46, n. 6, p. 1933-1946, 2012.

DE JULIO, M. *et al.* Influência dos parâmetros de mistura rápida, floculação e decantação no tratamento da água afluyente à ETA de Ponta Grossa/PR. **Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, v. 6, n. 2, 2009.

DE MELLO, D. C. *et al.* Caracterização química do estróbilo de *Pinus taeda* para a produção de painéis aglomerados. *In: IV Congresso Brasileiro de Ciência e Tecnologia da Madeira*. 2019.

DE SOUZA, F. A.; DE OLIVEIRA, G. A. I-203 – Analisador automático de bancada para determinação de pH ótimo de coagulação e alcalinidade. *In: 28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, 2015.

DE VELOSA, A. C. Avanços tecnológicos no tratamento de águas de mananciais. **Holos Environment**, v. 15, n. 2, p. 194-210, 2015.

DIAZ, A. *et al.* A preliminary evaluation of turbidity removal by natural coagulants indigenous to Venezuela. **Process Biochemistry**, v. 35, n. 3-4, p. 391-395, 1999.

DI BERNARDO, L. **Tratamento de água para abastecimento por filtração direta**. Sao Carlos: ABES, 2003. 498 p.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A.D.B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2 ed. São Carlos: ABES, 2005.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B.; VOLTAN, P. E. N. **Tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água**. São Carlos: LDIBE, 2011.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B; VOLTAN, P. N. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 3 ed. São Carlos: LDIBE, 2017.

DI BERNARDO, L.; PAZ, L. P. S. **Seleção de Tecnologias de Tratamento de Água**. São Carlos: LDIBE, 2008.

DIEL, M. I. *et al.* Fitossociologia do componente arbóreo do entorno da nascente no Arroio Clarimundo, afluyente do Rio Ijuí - Rio Grande do Sul, Brasil. **Agrarian Academy**, v. 2, n. 4, p. 21-31, 2015.

DÖNMEZ, I. E. *et al.* Chemical composition of fourteen different coniferous species cones growing naturally in Turkey. **Wood Research**, v. 57, p. 339-344, 2012.

DOMINGUES, J. A. *et al.* Coagulation Activity of the Seed Extract from *Zygia cauliflora* (WILLD.) KILLIP applied in Water Treatment. **Revista Ambiente & Água**, v. 15, n. 6, 2020.

DOS SANTOS, E. P. C. C. *et al.* Evaluating coagulation applied to direct downflowing filtration. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 4, p. 361-370, 2007.

DRISCOLL, C, T.; LETTERMAN, R. D. Chemistry and fate of Al (III) in treated drinking water. **Journal of Environmental Engineering**, v. 114, n. 1, p. 21-37, 1988.

DUAN, J.; GREGORY, J. Coagulation by hydrolysing metal salts. **Advances in colloid and interface science**, v. 100, p. 475-502, 2003.

EATON, A. D. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23 ed., 2017.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agrícola. **Cultivo de pínus**. Disponível em: [https://www.spo.cnptia.embrapa.br/conteudo?p\\_p\\_id=conteudoportlet\\_WAR\\_sistemasdeproducaolf6\\_1galceportlet&p\\_p\\_lifecycle=0&p\\_p\\_state=normal&p\\_p\\_mode=view&p\\_p\\_col\\_id=column1&p\\_p\\_col\\_count=1&p\\_r\\_p\\_76293187\\_sistemaProducaoId=3715&p\\_r\\_p\\_996514994\\_topicoId=3229](https://www.spo.cnptia.embrapa.br/conteudo?p_p_id=conteudoportlet_WAR_sistemasdeproducaolf6_1galceportlet&p_p_lifecycle=0&p_p_state=normal&p_p_mode=view&p_p_col_id=column1&p_p_col_count=1&p_r_p_76293187_sistemaProducaoId=3715&p_r_p_996514994_topicoId=3229). Acesso em: 22 mar. 2020.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Guidance Manual for Compliance with the Interim Enhanced Surface Water Treatment Rule: Turbidity Provisions**. Cincinnati, OH, USA, 272 pp., 1999.

FAYE, M. C. A. S.; ZHANG, Y.; YANG, J. Extracellular polymeric substances and sludge solid/liquid separation under *Moringa oleifera* and chitosan conditioning: a review. **Environmental Technology Reviews**, v. 6, n. 1, p. 59-73, 2017.

FERRARI, T. N. *et al.* Estudos de Tratabilidade das Águas do Rio Paraíba do Sul que Abastecem o Município de São José dos Campos/SP. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales**, v. 5, n. 2, p.45 – 58, 2012.

FERREIRA FILHO, S. S.; MARCHETTO, M. Otimização multi-objetivo de estações de tratamento de águas de abastecimento: remoção de turbidez, carbono orgânico e gosto e odor. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 11, n. 1, p. 7-15, 2006.

FRANCISCO, A. A; POHLMANN, P. H. M; FERREIRA, M. A. Tratamento convencional de águas para abastecimento humano: uma abordagem teórica dos processos envolvidos e dos indicadores de referência. *In*: Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental IBEAS, Londrina, n. 1, p. 1-9, 2011.

FRANCO, C. S. *et al.* Coagulação com semente de moringa oleifera preparada por diferentes métodos em águas com turbidez de 20 a 100 UNT. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 4, p. 781-788, 2017.

FRAZÃO, P. *et al.* O modelo de vigilância da água e a divulgação de indicadores de concentração de fluoreto. **Saúde em Debate**, v. 42, p. 274-286, 2018.

FRAZÃO, P.; PERES, M. A.; CURY, J. A. Calidad del agua para consumo humano y concentración de fluoruro. **Revista de saúde Pública**, v. 45, n. 5, p. 964-973, 2011.

FREDERICO, E. A. *et al.* Remoção de compostos orgânicos naturais no processo convencional de tratamento de água: Influência do pH e da dosagem de coagulante na influência do processo. *In*: 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1999.

FREITAS, M. B.; FREITAS, C. M. de. A vigilância da qualidade da água para consumo humano: desafios e perspectivas para o Sistema Único de Saúde. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 10, p. 993-1004, 2005.

FURLAN, F. R. **Avaliação da eficiência do processo de coagulação-floculação e adsorção no tratamento de efluentes têxteis**. 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

GAIKWAD, V. T.; MUNAVALLI, G. R Remoção de Turbidez por Coagulação Convencional e Lastrada com Coagulantes Naturais. **Applied Water Science**, v. 9, 2019.

GASSARA, F. *et al.* Chitin and chitosan as natural flocculants for beer clarification. **Journal of Food Engineering**, v. 166, p. 80-85, 2015.

GHERNAOUT, D. *et al.* Brownian Motion and Coagulation Process. **American Journal of Environmental Protection**, v. 4, n. 5-1, p. 1-15. 2015.

GOOGLE EARTH PRO. Cerro Largo, Rio Grande do Sul, Brasil. Acesso em: 02 abr. 2021.

GOOGLE EARTH PRO. Salvador das Missões, Rio Grande do Sul, Brasil. Acesso em: 02 abr. 2021.

GUEDES, A. F. *et al.* Tratamento da água na prevenção de doenças de veiculação hídrica. **Journal of Medicine and Helth Promotion**, v. 2, n. 1, p. 452-461, 2017.

GUIMARÃES, A. J. A; CARVALHO, D. F; SILVA, L. D. B. Saneamento básico. **Rio de Janeiro: UFRJ**, p. 77 – 144, 2007.

GULSOY, S. K.; OZTURK, F. Kraft pulping properties of European black pine cone. **Maderas. Ciencia y tecnología**, v. 17, n. 4, p. 875-882, 2015.

HAN, Q. *et al.* Extraction, antioxidante and antibacterial activities of Broussonetia papyrifera fruits polysaccharides. **International Journal of Biological Macromolecules**, v. 92, n. 1, p. 116-124, 2016.

HAYASHI, T. Xyloglucans in the primary cell wall. **Annual review of plant biology**, v. 40, n. 1, p. 139-168, 1989.

HELLER, L.; PÁDUA, V. L. **Abastecimento de água para consumo humano**. 1º ed., Minas Gerais: UFMG, 2006.

HESPANHOL, K. M. H. **Cinética de floculação de suspensões coloidais: influência da dosagem de coagulante metálico e da concentração de partículas primárias nas constantes de agregação e ruptura**. 2020. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2020.

HUSSAIN, S.; GHOURI, A. S.; AHMAD, A. Pine cone extract as natural coagulant for purification of turbid water. **Heliyon**, v. 5, n. 3, p. e01420, 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. (2010). Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008. Rio de Janeiro: Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, **Ministério das Cidades**. 219p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). IBGE Cidades – Rio Grande do Sul – Cerro Largo. 2020. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rs/cerro-largo/panorama>. Acesso em 15 mar 2021.

JALBA, D. I. *et al.* Safe drinking water: Critical components of effective inter-agency relationships. **Environment International**, v. 36, n. 1, p. 51-59, 2010.

JÚNIOR, R. N. L.; ABREU, F. M. O. S. Produtos Naturais utilizados como coagulantes e floculantes para tratamento de águas: uma revisão sobre benefícios e potencialidades. **Revista Virtual de Química**, v. 10, n. 3, 2018.

JÚNIOR, J. D. P.; SOUZA, M. R.; BERNSTEIN, A. Poluentes emergentes na água: Megadesastre ecológico com endossulfan no rio Paraíba do Sul – Resende RJ. **Revista Educação Pública**, 2013.

JUSTEN, C. **Análise da viabilidade de uso de materiais orgânicos como meios de filtração de águas residuárias**. 2019. Dissertação (Mestrado em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis) – Universidade Federal da Fronteira Sul, Cerro Largo, 2019.

KAWAMURA, S. Effectiveness of natural polyelectrolytes in water treatment. **Journal American Water Works Association**, v. 83, n. 10, p. 88-91, 1991.

KIENTEKA, S. S. **Extração e caracterização dos polissacarídeos dos frutos de *Sicana oleifera***. 2014. Dissertação (Mestrado em Ciências – Bioquímica) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2014.

KNEVITZ, L. A. **Avaliação da eficiência de remoção de turbidez de um sistema de clarificação**. 2017. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Química) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2017.

KOCH, F. F. *et al.* Análise de água superficial para consumo humano em um município do Rio Grande do Sul. **Revista Caderno Pedagógico**, v. 14, n. 1, 2017.

KONRADT-MORAES, L. C. **Estudo dos processos de coagulação e floculação seguidos de filtração com membranas para obtenção de água potável**. 2009. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2009.

KOLLET, S. J.; MAXWELL, R. M. Integrated surface–groundwater flow modeling: A freesurface overland flow boundary condition in a parallel groundwater flow model. **Advances in Water Resources**, v. 29, n. 7, p. 945-958, 2006.

KURITA, K. Chitin and chitosan: functional biopolymers from marine crustaceans. **Marine biotechnology**, v. 8, n. 3, p. 203-226, 2006.

LEAL, F. C. T.; LIBÂNIO, M. Estudo da remoção da cor por coagulação química no tratamento convencional de águas de abastecimento. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 7, n. 3, p. 117-128, 2002.

LEE, C. S.; ROBINSON, J.; CHONG, M. F. A review on application of flocculants in wastewater treatment. **Process safety and environmental protection**, v. 92, n. 6, p. 489-508, 2014.

LI, S. X. *et al.* Removal of hexavalent chromium and turbidity in drinking water by chitosan. *In: Advanced Materials Research*. Trans Tech Publications Ltd, 2012. p. 793-797.

LIBÂNIO, P. A. C. **A Implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e sua Interface com Aspectos de Qualidade de Água: Implicações da Regulação de Recursos Hídricos sobre o Setor de Saneamento e no Controle da Poluição Hídrica**. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2004.

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

LIBÂNIO, P. A. C.; CHERNICHARO, C. A. L.; NASCIMENTO, N. O. A dimensão da qualidade de água: avaliação da relação entre indicadores sociais, de disponibilidade hídrica, de saneamento e de saúde pública. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 3, p. 219-228, 2005.

LIMA, B. C. *et al.* Influência do tempo de mistura lenta no uso de quiabo como floculante aplicado associado ao policloreto de alumínio. **Brazilian Journal of Food Research**, v. 8, n. 4, p. 13-22, 2017.

LIMA, G. J. A. **Uso de polímero natural do quiabo como auxiliar de floculação e filtração em tratamento de água e esgoto**. 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

LIMA, J. K. L. **Avaliação da filtração direta descendente no tratamento de água de manancial com baixa turbidez e cor elevada**. 2019. Dissertação (Mestrado em Uso Sustentável de Recursos Naturais) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte, Natal, 2019.

LIMA, R. R.; DAMACENO, M. N. **Extração e caracterização de polissacarídeos de frutos de mutamba (*Guazuma ulmifolia* Lamark)**. Instituto Federal do Paraná, Limoeiro do Norte, 2018.

LIN, J. *et al.* Effect of Al (III) speciation on coagulation of highly turbid water. **Chemosphere**, v. 72, p. 189 – 196, 2008.

LO MONACO, P. A. V. *et al.* Ação coagulante do extrato de sementes de moringa preparado em diferentes substâncias químicas. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v. 20, n. 5, p. 453-459. 2012.

LOPES, B. V. **Eficiência de coagulantes na remoção de diferentes concentrações de ferro e manganês para ETA Terras Baixas**. 2014. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária) - Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2014.

LOPES, V. C.; LIBÂNIO, M. Proposição de um índice de qualidade de estações de tratamento de água (IQETA). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 4, p. 318-328, 2005.

LOPES, V. S. *et al.* Estudo da coagulação/floculação de água com turbidez moderada na sedimentação e flotação por ar dissolvido. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, n. 4, p. 567-572, 2020.

LUCCA, A. **Extração, caracterização e aplicação do biopolímero da planta *Pereskia aculeata* Miller como auxiliar coagulante/floculante no processo de tratamento de água.** 2017. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2017.

MACEDO, J. A. B. **Águas & Águas.** 3º Ed. Minas Gerais: CRQ – MG, 2007.

MANGRICH, A. S. *et al.* Química verde no tratamento de águas: uso de coagulante derivado de tanino de *Acacia mearnsii*. **Revista Virtual de Química**, v. 6, n. 1, p. 2-15, 2014.

MANO, E. B.; PACHECO, É. B. A. V.; BONELLI, C. M. C. **Meio Ambiente, poluição e reciclagem.** 2. ed. São Paulo: Blucher, 2010.

MAROZZI, C. R. B. **Caracterização de resíduos agroindustriais e florestais visando a briquetagem.** 2012. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Industrial Madeireira) – Universidade Federal do Espírito Santo, Espírito Santo, 2012.

MARTINS, H. C. **Estudo sobre os processos de coagulação, floculação e decantação em efluentes oriundos de usina canavieira.** 2014. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2014a.

MARTINS, T. J. C. **Sistemas de Abastecimento de Água para Consumo Humano – Desenvolvimento e Aplicação de Ferramenta Informática para a sua Gestão Integrada.** Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) – Instituto Politécnico de Bragança, Bragança, 2014b.

MATTIETTO, R. de A.; MATTA, VM da. Utilização de um delineamento composto central rotacional para avaliação microbiológica de polpas de açaí pasteurizadas. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA QUÍMICA, 19., 2012, Búzios. **Anais [...]** São Paulo: Associação Brasileira de Engenharia Química, 2012. p. 3208-3213., 2012.

MEDEIROS FILHO, C. F. **Abastecimento de água.** Universidade Federal de Campina Grande – UFCG. Campina Grande – PB, 2009. Disponível em: <http://www.fiocruz.br/biosseguranca/Bis/manuais/ambiente/Manual%20de%20Saneamento.pdf>. Acesso em: 16 mar. 2021.

MELLA, S. **Estudio comparativo de normas de calidad de agua potable en distintos países de américa.** 2012. Disponível em: [http://v.ub.edu.ar/revistas\\_digitales/Ciencias/Vol6Numero4/articulos.htm](http://v.ub.edu.ar/revistas_digitales/Ciencias/Vol6Numero4/articulos.htm). Acesso em: 08 abr. 2021.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano**. 2006. Disponível em:

[http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/vigilancia\\_controle\\_qualidade\\_agua.pdf](http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/vigilancia_controle_qualidade_agua.pdf). Acesso em: 02 fev. 2021.

MIRANDA, L. A. S.; MONTEGGIA, L. O. Sistemas e processos de tratamento de águas de abastecimento. **Porto Alegre: [sn]**, 2007.

MIRHOSSEINI, H.; AMID, B. T. A review study on chemical composition and molecular structure of newly plant gum exudates and seed gums. **Food Research International**, v. 46, n. 1, p. 387-398, 2012.

MONDARDO, R. I. **Influência da pré-oxidação na tratabilidade das águas via filtração direta descendente em manancial com elevadas concentrações de microalgas e cianobactérias**. 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

MONTAGNER, C. C.; VIDAL, C.; ACAYABA, R. D. Contaminantes emergentes em matrizes aquáticas do Brasil: cenário atual e aspectos analíticos, ecotoxicológicos e regulatórios. **Química Nova**, v. 40, n. 9, p. 1094-1110, 2017.

MONTGOMERY, D. C. **Design and analysis of experiments**. 8 ed. New York: John Wiley & Sons, 2013.

MORAES, L. C. J. *et al.* Utilização do polímero natural quitosana no processo de coagulação/floculação/ultrafiltração para a produção de água potável. *In: XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia e Sanitária Ambiental*. 2005.

MORAES, L. C. K. **Estudo da coagulação-ultrafiltração com o biopolímero quitosana para a produção de água potável**. 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Estadual de Maringá, Maringá. 2004.

MORETTO, S. P; KLAUCK, A. G. **Mudanças na paisagem: a introdução do *Pinus* no estado de Santa Catarina**. *In: XXVIII Simpósio Nacional de História, Florianópolis - SC*, 2015.

MORUZZI, R. B. *et al.* Fractal dimension of large aggregates under different flocculation conditions. **Science of the Total Environment**, v. 609, p. 807-814. 2017.

MORUZZI, R. B. *et al.* Strength assessment of alhumic and Al-Kaolin aggregates by intrusive and non-intrusive methods. **Separation and Purification Technology**, v. 217, p. 265-273. 2019.

MORUZZI, R. B.; OLIVEIRA, A. L. Avaliação da sensibilidade da função de distribuição de tamanho de partícula durante a floculação. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, n. 1, p. 1-9, 2020.

NASSER, M.S. Characterization of floc size and effective floc density of industrial paper making suspensions. **Separation and Purification Technology**, v. 122, p. 495-505. 2014.

NAVES, F. L. *et al.* Multivariate normal boundary intersection based on rotated factor scores: a multiobjective optimization method for methyl orange treatment. **Journal of Cleaner Production**, v. 143, p. 413-439, 2017.

NDABIGENGESERE, A.; NARASIAH, K. S.; TALBOT, B. G. Active agents and mechanism of coagulation of turbid waters using *Moringa oleifera*. **Water research**, v. 29, n. 2, p. 703-710, 1995.

NERI, V. C. C. **Acrilamida em alimentos: formação endógena e riscos à saúde**. 2004. Dissertação (Mestrado em Vigilância Sanitária) - Fundação Osvaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2004.

OKUDA, T. *et al.* Coagulation mechanism of salt solution-extracted active component in *Moringa oleifera* seeds. **Water Research**, v. 35, n. 3, p. 830-834, 2001.

OLADOJA, N, A. Headway on natural polymeric coagulants in water and wastewater treatment operations. **Journal of Water Process Engineering**, v. 6, p. 174-192, 2015.

OLADOJA, N. A. *et al.* A new indigenous green option for turbidity removal from aqueous system. **Separation and Purification Technology**, v. 186, p. 166-174, 2017.

OLIVEIRA, R. R. **Estudo do potencial de formação de trihalometanos na água da lagoa de Extremoz - RN**. 2017. Dissertação (Mestrado Profissional em Uso Sustentável de Recursos Naturais) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte, Natal, 2017.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. 2017. *2,1 bilhões de pessoas não têm água potável em casa e mais do dobro não dispõem de saneamento seguro*. Disponível em: [https://www.paho.org/bra/index.php?option=com\\_content&view=article&id=5458:oms-2-1-bilhoes-de-pessoas-nao-tem-agua-potavel-em-casa-e-mais-do-dobro-nao-dispoem-de-saneamento-seguro&Itemid=839](https://www.paho.org/bra/index.php?option=com_content&view=article&id=5458:oms-2-1-bilhoes-de-pessoas-nao-tem-agua-potavel-em-casa-e-mais-do-dobro-nao-dispoem-de-saneamento-seguro&Itemid=839). Acesso em: 18 fev. 2021.

OTSU, R. **A sabedoria da natureza [recurso eletrônico]: taoísmo, I Ching, zen e os ensinamentos essênios**. 4. ed. São Paulo: Ágora, 2012.

PAULA, S.L. **Clarificação do extrato aquoso de Stevia Rebaudiana (Bert.) Bertoni, utilizando polímeros naturais**. 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2004.

PAVANELLI, G. **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada**. 2001. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

PENITSKY, D. J. Coagulation 101. *In: Proceedings, Technology Transfer Conference*, Universidade de Calgary, Alberta, Canadá, 2003.

PHILIPPI JÚNIOR, A.; SILVEIRA, V. F. Controle da qualidade das águas. *In: Saneamento, saúde e ambiente: fundamentos para um desenvolvimento sustentável*, 2005, p. 415-438.

PI, K. *et al.* Optimization of COD decrease from tobacco wastewater by Ca/Mg/Al coagulant using RSM. **Journal of Water Process Engineering**, v. 5, p. 166-171, 2015.

PINTO, V.G. **Análise comparativa de legislações relativas à qualidade da água para consumo humano na América do Sul**. 2006. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.

PINTO, N. O.; HERMES, L. C. Sistema simplificado para melhoria da qualidade da água consumida nas comunidades rurais do Semiárido do Brasil. Embrapa Meio Ambiente, 2006. Disponível em [https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPMA/7457/1/documentos\\_53.pdf](https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPMA/7457/1/documentos_53.pdf). Acesso em 26 mar. 2021.

POLIZZI, S. *et al.* Neurotoxic effects of aluminium among foundry workers and Alzheimer's disease. **Neurotoxicology**, v. 23, n. 6, p. 761-774, 2002.

Portal Action. **Planejamento de experimento** – Experimento Composto Central. Disponível em: <http://www.portalaction.com.br/planejamento-de-experimento/611-experimento-composto-central>. Acesso em: 20 abr. 2021.

Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB) *et al.* **Tratamento de águas de abastecimento por filtração em múltiplas etapas**. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB) *et al.* **Remoção de microrganismos emergentes e micro contaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano**. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

QUEIROZ, A. C. L. *et al.* Programa Nacional de Vigilância em Saúde Ambiental Relacionada à Qualidade da Água para Consumo Humano (Vigiagua): lacunas entre a formulação do programa e sua implantação na instância municipal. **Saúde e Sociedade**, v. 21, p. 465-478, 2012.

RAVIKOVITCH, P. I. *et al.* Unified approach to pore size characterization of microporous carbonaceous materials from N<sub>2</sub>, Ar, and CO<sub>2</sub> adsorption isotherms. **Langmuir**, v. 16, n. 5, p. 2311-2320, 2000.

REGO, P. **Guia Ambidata para Sistemas de Tratamento de Água para Consumo Humano**. Porto: Ambidata, Lda, 2004.

REN, P. *et al.* Analysis of floc morphology in a continuous-flow flocculation and sedimentation reactor. **Journal of Environmental Sciences**, v. 52, p. 268-275. 2017.

RENAULT, F. *et al.* Chitosan for coagulation/flocculation processes—An eco-friendly approach. **European Polymer Journal**, v. 45, n. 5, p. 1337-1348, 2009.

RESENDE, M. L.; CARVALHO, E. H. Ensaios de coagulação e floculação para utilização na estação de esgotos de Goiânia. *In: XXVIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*, México. 2002.

RICHARDSON, D. M. **Ecology and biogeography of Pinus**. Cambridge University Press, 2000.

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

RICHTER, C. A.; NETTO, J. M. A. **Tratamento de água: tecnologia atualizada**. São Paulo: Blucher, 1991.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria Estadual do Meio Ambiente - SEMA. Relatório anual sobre a situação dos recursos hídricos no Estado do Rio Grande do Sul – Ano 2009/2010. Porto Alegre: SEMA, 2012.

ROSALINO, M. R. R. **Potenciais Efeitos da Presença de Alumínio na Água de Consumo Humano**. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) - Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 2011.

ROUSSY, J *et al.* Influence of chitosan characteristics on the coagulation and the flocculation of bentonite suspensions. **Water research**, v. 39, n. 14, p. 3247-3258, 2005.

ROWLANDS, H.; ANTONY, J. Application of design of experiments to a spot welding process. **Assembly Automation**, 2003.

RUFINO R. *et al.* Surtos de diarreia na região Nordeste do Brasil em 2013, segundo a mídia e sistemas de informação de saúde – Vigilância de situações climáticas de risco e emergências em saúde. **Ciênc. saúde coletiva**, 2016.

RUSSO, A. C.; PIMENTEL, M. A. S.; HEMSI, P. S. Emprego do monitoramento contínuo da floculação no controle de parâmetros de tratabilidade de água. **Eng. sanit. ambient**, p. 501-507, 2020.

SAMAR. Soluções Ambientais de Araçatuba. **Memorial Descritivo da Estação de Tratamento de Água III**. Araçatuba. 2006. 30 p.

SÁNCHEZ-MARTÍN, J.; BELTRÁN-HEREDIA, J.; SOLERA-HERNÁNDEZ, C. Surface water and wastewater treatment using a new tannin-based coagulant. Pilot plant trials. **Journal of environmental management**, v. 91, n. 10, p. 2051-2058, 2010.

SANDERSON, K. Chemistry: It's not easy being green. **Nature News**, v. 469, n. 7328, p. 18-20, 2011.

SANGHI, R.; BHATTACHARYA, B.; SINGH, V. Cassia angustifolia seed gum as an effective natural coagulant for decolourisation of dye solutions. **Green Chemistry**, v. 4, n. 3, p. 252-254, 2002.

SANTOS, E. P. C. C. *et al.* Estudo da coagulação aplicada à filtração direta descendente. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 12, n. 4, p. 361-370, 2007.

SANTOS, R.F. dos. **Planejamento Ambiental: teoria e prática**. São Paulo: Oficina de Textos, 2004.

- SANTOS, T. M. *et al.* Estudo do tratamento físico químico da água produzida utilizando Moringa oleifera Lam em comparação ao sulfato de alumínio. **Exacta**, v. 9, n. 3, p. 317-321, 2011.
- SCALON, S. P. Q. *et al.* Estresse hídrico no metabolismo e crescimento inicial de mudas de mutambo (*Guazuma ulmifolia* Lam.). **Ciência Florestal**, v. 21, n. 4, p. 655-662, 2011.
- ŠĆIBAN, M. *et al.* Removal of water turbidity by natural coagulants obtained from chestnut and acorn. **Bioresource technology**, v. 100, n. 24, p. 6639-6643, 2009.
- SAAE - Serviço Autônomo de Água e Esgoto. **Sistemas de Tratamento de Água**. 2006. Disponível em: [https://www.saaeara.com.br/arquivos/outros/Tratamento\\_de\\_Agua.pdf](https://www.saaeara.com.br/arquivos/outros/Tratamento_de_Agua.pdf). Acesso em: 23 mar. 2020.
- SHIMIZU, J. Y. **Pinus na silvicultura brasileira**. Colombo: Embrapa Florestas, 2008.
- SILVA, C. A. **Estudos aplicados ao uso da Moringa oleifera como coagulante natural para melhoria da qualidade de águas**. 2005. Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade Federal de Uberlândia, Minas Gerais, 2005.
- SILVA, S.A. **Contaminação por Compostos Organoclorados da Água de Distribuição da Região Metropolitana do Rio de Janeiro: Validação de Metodologia**. 2004. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) - Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2004.
- SILVA, D. R.; DANIEL, L. A. **Aproveitamento de lodos gerados em ETAs e a importância de auxiliares de floculação naturais**. 2010. Disponível em <http://doi.editoracubo.com.br/10.4322/dae.2014.049>. Acesso em: 16 dez. 2020.
- SILVA, L. J.; LOPES, L. G.; AMARAL, L. A. Qualidade da água de abastecimento público do município de Jaboticabal, SP. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 3, p. 615-622, 2016.
- SIMAS, L. *et al.* **Controle da Qualidade da Água para Consumo Humano em Sistemas Públicos de Abastecimento**. Lisboa: IRAR, 2005.
- SIMÕES, B. R. V. *et al.* Análise da aplicação do Delineamento Composto Central em ensaios de tratabilidade de água. **The Journal of Engineering and Exact Sciences**, v. 4, n. 4, 2018.
- SIQUEIRA, A. P. *et al.* Análise da performance dos coagulantes naturais Moringa oleifera e tanino como alternativa ao sulfato de alumínio para o tratamento de água. **Enciclopédia Biosfera**, v. 15, n. 27, 2018.
- SIQUEIRA, M. E. T. **Estudo da utilização de coagulantes naturais e químicos em uma estação de tratamento de água piloto (ETA-Piloto)**. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2009.
- SOLANA, I. **Estudo da viabilidade de utilização de um polímero de base orgânica em substituição ao cloreto férrico no tratamento de efluente industrial**. 2014. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2014.

SOLÍS, C. A.; VÉLEZ, C. A.; RAMÍREZ-NAVAS, J. S. Tecnologia de membrana: Ultrafiltração. **Entre Ciência e Engenharia**, v. 11, n. 22, 2017.

SÓRIA, M. *et al.* Evaluation of physicochemical water parameters in watersheds of southern Brazil. **Revista Ambiente & Água**, v. 15, n. 5, 2020.

SOUTO, L. C. D. **Florestamento com Pinus spp. spp. e pecuária em campo nativo: complementaridade e concorrência no uso das terras do planalto catarinense.** 2005. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

SOUZA, M. M. D.; SANTOS, A. S. P. Água potável, água residuária e saneamento no Brasil e na Holanda no âmbito do Programa de Visitação Holandês - DVP: Dutch Visitors Programme. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 21, n.2, 2016, p. 387-395.

SOUZA, S. G. M.; FERRAREZE, R. R. Tratamento de água de fontes alternativas: um estudo do tratamento da água proveniente do Rio Tietê em Araçatuba – RS. **Revista Engenharia em Ação Unioledo**, v. 4, n. 1, 2019.

SPINELLI, V. A. **Quitosana: polieletrólito natural para o tratamento de água potável.** 2001. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2001.

SWETLAND, K. A.; WEBER-SHIRK, M. L.; LION, L. W. Flocculation-sedimentation performance model for laminar-flow hydraulic flocculation with polyaluminum chloride and aluminum sulfate coagulants. **Journal of Environmental Engineering**, v. 140, n. 3, p. 04014002, 2014.

TAK, B. *et al.* Optimization of color and COD removal from livestock wastewater by electrocoagulation process: application of Box–Behnken design (BBD). **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 28, p. 307-315, 2015.

TEIXEIRA, M. R. *et al.* Green technologies for cyanobacteria and natural organic matter water treatment using natural based products. **Journal of Cleaner Production**, v. 162, p. 484-490, 2017.

THEODORO, J. D P. *et al.* Coagulants and natural polymers: perspectives for the treatment of water. **Plastic and Polymer Technology**, v. 2, n. 3, p. 55-62, 2013.

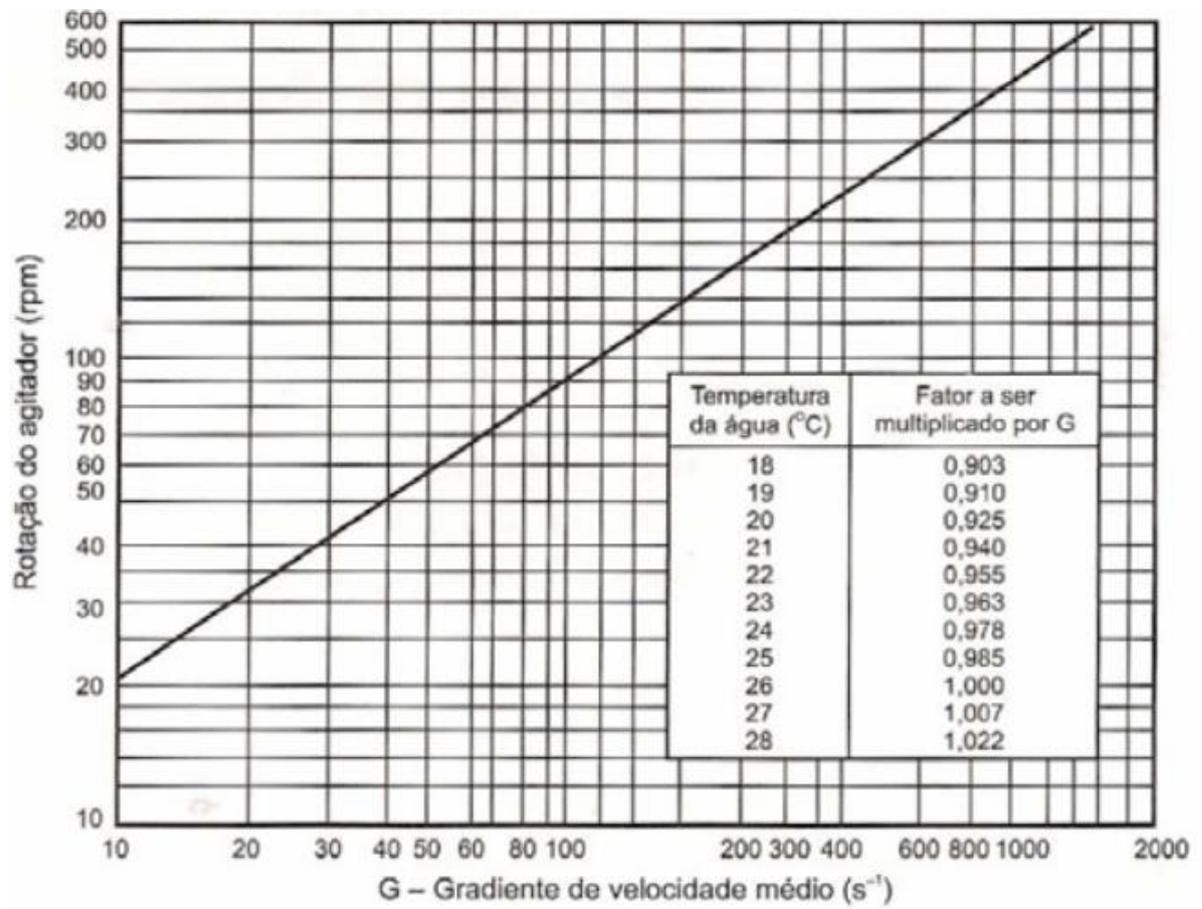
TOMPECK, M. A.; JONES, P.H. **Water Treatment.** *In:* Encyclopedia of Environmental Science and Engineering. 5ª Ed., v. 2, 817 p. 2006.

TSE, I. C. *et al.* Fluid shear influences on the performance of hydraulic flocculation systems. **Water research**, v. 45, p. 5412-5418, 2011.

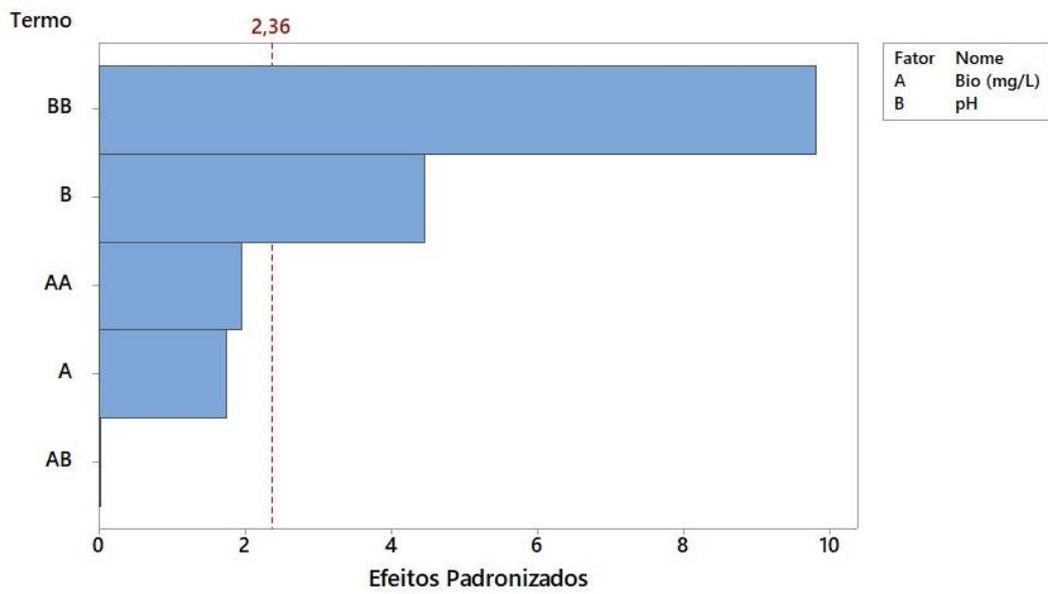
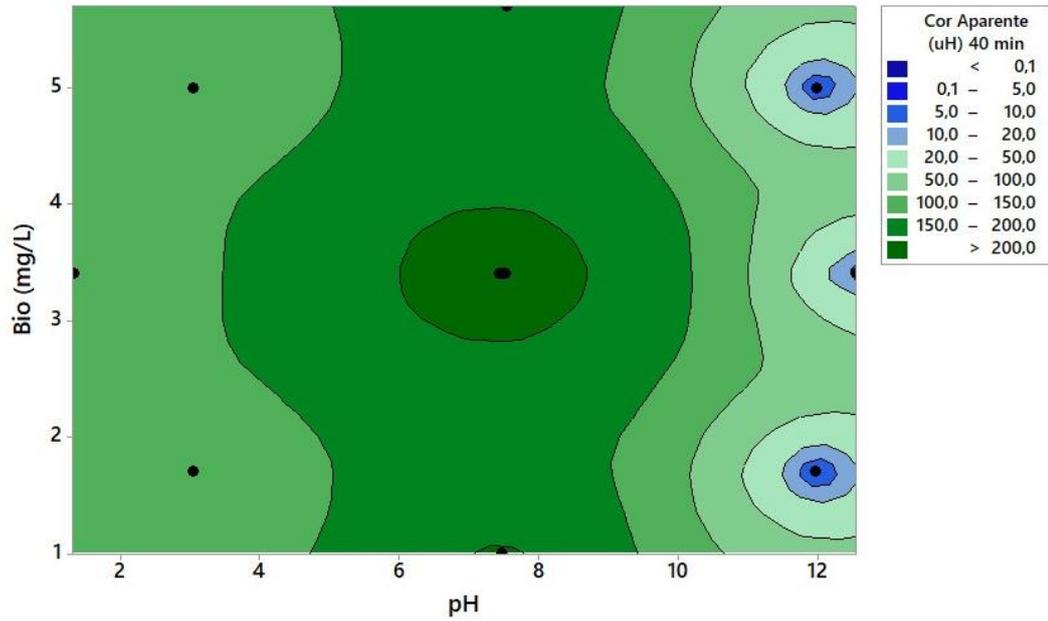
VANDAMME, D. *et al.* Floc characteristics of *Chlorella vulgaris*: Influence of flocculation mode and presence of organic matter. **Bioresource Technology**, v. 151, p. 383-387. 2014.

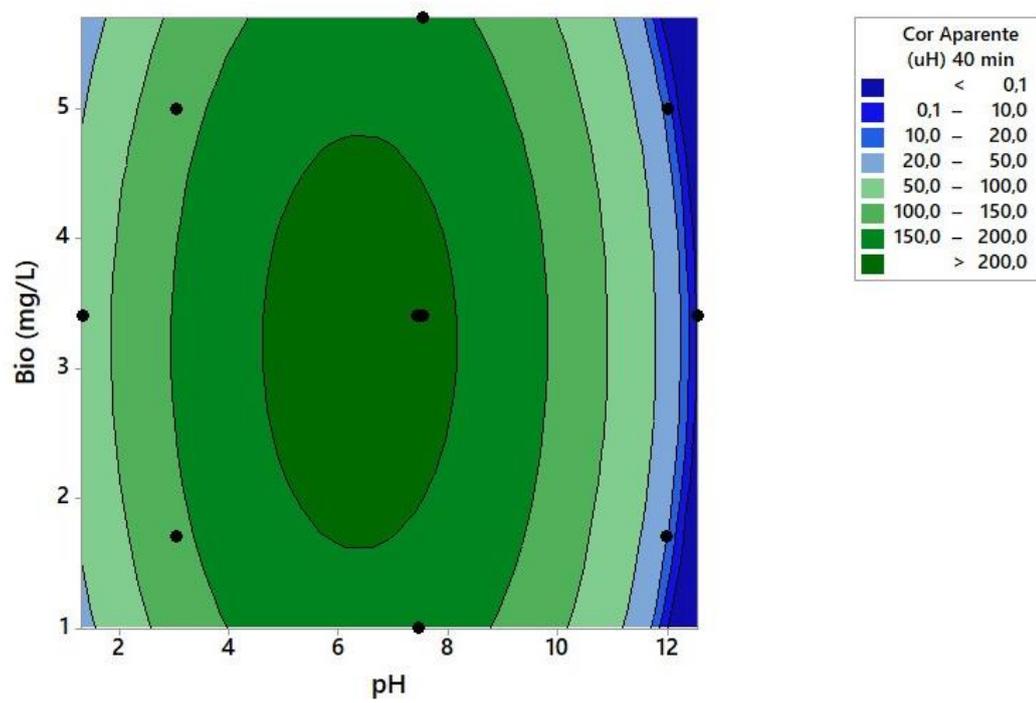
- VAZ, L. G. L. *et al.* Avaliação da eficiência de diferentes agentes coagulantes na remoção de cor e turbidez em efluente de galvanoplastia. **Eclética Química**, v. 35, n. 4, p. 45-54, 2010.
- VASQUEZ, A. G. *et al.* Uma síntese da contribuição do gênero *Pinus* para o desenvolvimento sustentável no sul do Brasil. **Floresta**, v. 37, n. 3, 2007.
- VERAS, L. R. V.; DI BERNARDO, L. Tratamento de água de abastecimento por meio da tecnologia de filtração em múltiplas etapas - FIME. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 1, p. 109-116, 2008.
- VIANNA, M. R. **Hidráulica aplicada às estações de tratamento de água**. 3 ed. Belo Horizonte/MG: Imprimatur, 1997.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Editora UFMG, 1996.
- WANG, R. *et al.* Genetic characterizations of *Cryptosporidium* spp. and *Giardia duodenalis* in humans Henan, China. **Experimental Parasitology**, v. 127, p. 42-45, 2011.
- WHO. **Seminar Pack for Drinking-Water Quality**. Geneve, Switzerland, 2012.
- YANG, R. *et al.* A review on chitosan-based flocculants and their applications in water treatment. **Water research**, v. 95, p. 59-89, 2016.
- ZILBOVICIUS, C.; FERREIRA, R. G. L. A.; NARVAI, P. C. Água e saúde: fluoretação e revogação da Lei Federal n. 6.050/1974. **Revista de Direito Sanitário**, v. 18, n. 3, p. 104-124, 2018.

### ANEXO A – Relação da rotação do agitador e gradiente de velocidade

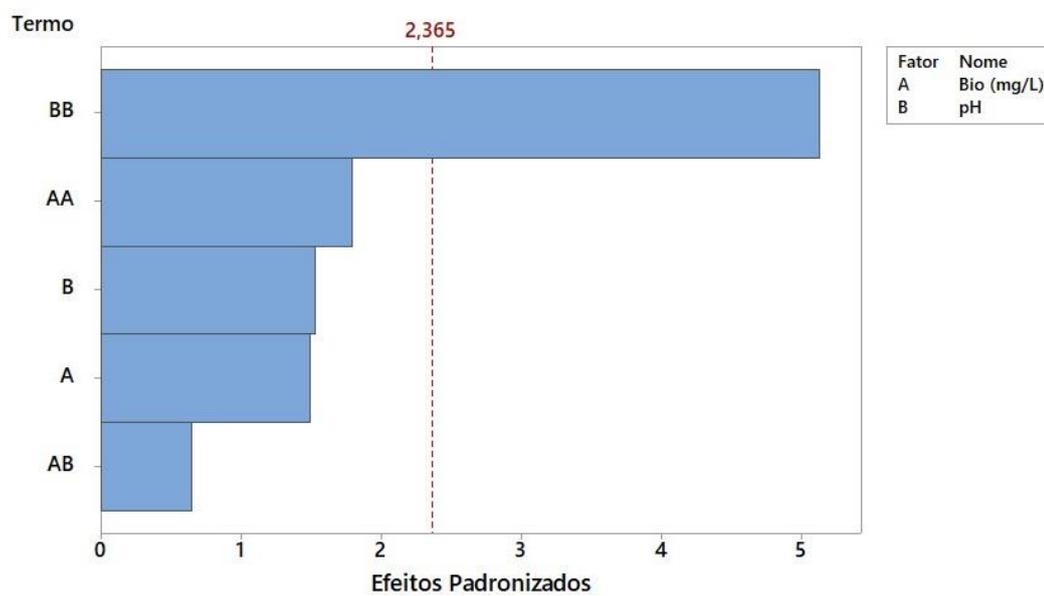
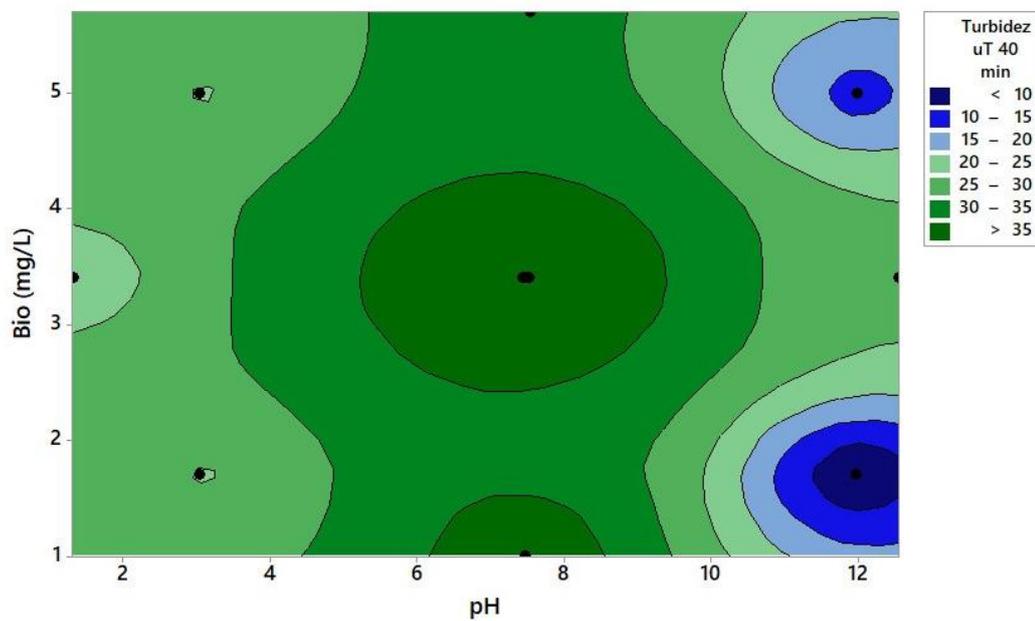


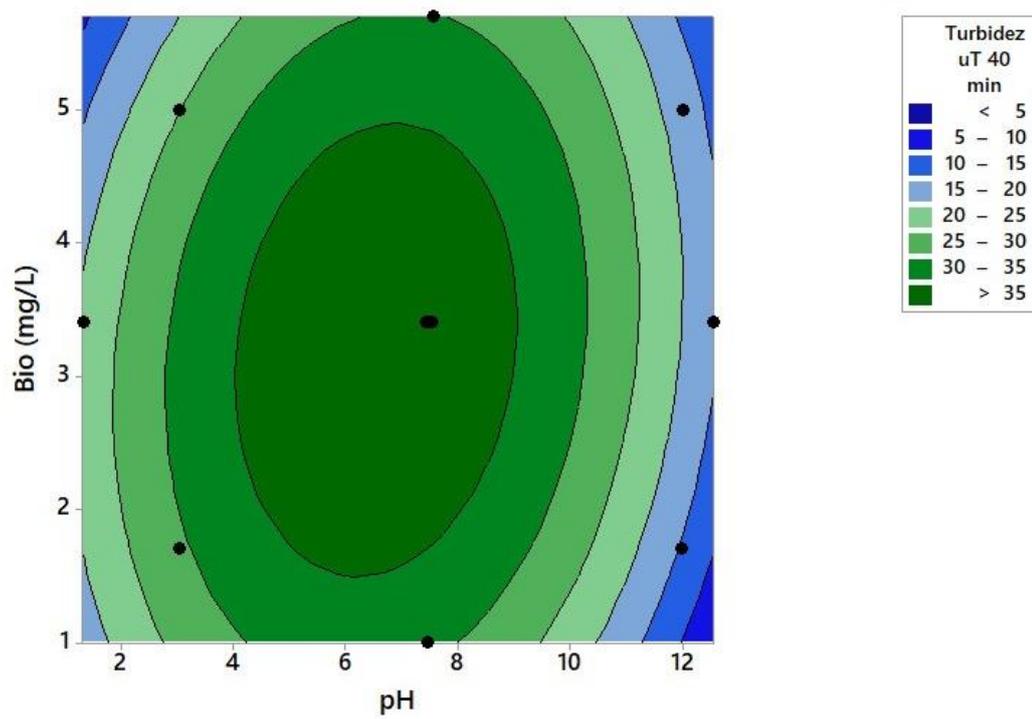
**ANEXO B – Diagrama de coagulação, gráfico de pareto e gráfico de otimização da variável cor aparente (uH) para os 40 min de sedimentação**





**ANEXO C – Diagrama de coagulação, gráfico de pareto e gráfico de otimização da variável turbidez (uT) para os 40 min de sedimentação**





**ANEXO D – Diagrama de coagulação, gráfico de pareto e gráfico de otimização da variável absorbância 254 nm para os 40 min de sedimentação**

