

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

GABRIEL DO AMARAL MINUSSI

**UTILIZAÇÃO DE BIOPOLIMERO EXTRAÍDO DA PINHA DE *PINUS ELLIOTTI*
COMO AUXILIAR DE FLOCULAÇÃO PARA A APLICAÇÃO NO PROCESSO DE
TRATAMENTO DE ÁGUA**

CERRO LARGO

2022

GABRIEL DO AMARAL MINUSSI

**UTILIZAÇÃO DE BIOPOLIMERO EXTRAÍDO DA PINHA DE PINUS ELLIOTTI
COMO AUXILIAR DE FLOCULAÇÃO PARA A APLICAÇÃO 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^a. Dr^a. Juliana Marques Schöntag

CERRO LARGO

2022

Bibliotecas da Universidade Federal da Fronteira Sul - UFFS

Minussi, Gabriel do Amaral
UTILIZAÇÃO DE BIOPOLIMERO EXTRAÍDO DA PINHA DE PINUS
ELLIOTTI COMO AUXILIAR DE FLOCULAÇÃO PARA A APLICAÇÃO NO
PROCESSO DE TRATAMENTO DE ÁGUA / Gabriel do Amaral
Minussi. -- 2022.
76 f.:il.

Orientadora: Doutora Juliana Marques Schöntag

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) -
Universidade Federal da Fronteira Sul, Curso de
Bacharelado em Engenharia Ambiental e Sanitária, Cerro
Largo, RS, 2022.

1. Auxiliar de floculação. 2. Coagulante natural. 3.
Jar-test. 4. Pinha Pinus Elliotti. I. Schöntag, Juliana
Marques, orient. II. Universidade Federal da Fronteira
Sul. III. Título.

GABRIEL DO AMARAL MINUSSI

**UTILIZAÇÃO DE BIOPOLIMERO EXTRAÍDO DA PINHA DE PINUS ELLIOTTI
COMO AUXILIAR DE FLOCULAÇÃO PARA A APLICAÇÃO NO PROCESSO DE
TRATAMENTO DE ÁGUA**

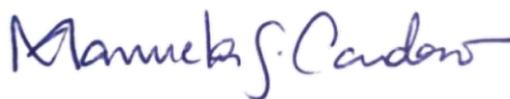
Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), como requisito para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária.

Este trabalho foi defendido e aprovado pela banca em: 29/03/2022.

BANCA EXAMINADORA



Profª Drª Juliana Marques Schöntag – UFFS
Orientadora



Profª Drª Manuela Gomes Cardoso – UFFS
Avaliadora



Documento assinado digitalmente

Bruno Segalla Pizzolatti

Data: 11/04/2022 10:51:05-0300

CPF: 031222819-7

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

Prof.º Dr. Bruno Segalla Pizzolatti – UFSC
Avaliador

Dedico este trabalho aos meus pais, Marivane e Cláudio que não pouparam esforços para que eu pudesse concluir meus estudos.

AGRADECIMENTOS

A meus pais, Marivane e Cláudio, por me ensinarem os valores da vida, por acreditarem em meu potencial, pela dedicação e pelo investimento no meu ensino. Palavras não são suficientes para expressar minha gratidão e meu amor por vocês.

Aos meus amigos e colegas que estiveram comigo durante essa etapa. Aqui quero citar especialmente: Eduardo, Júlia, Lucas e Timóteo, por todo companheirismo, brincadeiras e conhecimentos compartilhados. Vocês são muito especiais!

A Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS) e todo o corpo docente, pela oportunidade de ensino gratuito e de excelência, pelo incentivo a pesquisa e por todos os momentos que me propiciaram durante esses 5 anos! Uma parcela da pessoa que me tornei hoje foi graças a instituição.

A minha orientadora Prof^a Dr^a Juliana Marques Schöntag, que sempre esteve presente neste processo por toda auxílio, incentivo, sabedoria, paciência e orientações.

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

E também a todos aqueles que de alguma forma contribuíram para a realização desse trabalho, meu muito obrigado!

RESUMO

Atualmente o processo de tratamento de águas para o consumo humano mais propagado é o tratamento convencional, onde essa passa pelas etapas de clarificação, filtração, desinfecção, fluoretação e correção de acidez. Na etapa de clarificação ocorre o processo de coagulação, que ocorre através da adição de coagulantes químicos ou naturais, onde ocorre a desestabilização das partículas. A utilização de coagulantes naturais como auxiliar de coagulação/floculação, pode ajudar a diminuir a formação de subprodutos tóxicos e reduzir a adição de elementos sintéticos no tratamento de água de abastecimento. Por isso, a utilização de auxiliares de coagulação naturais pode ser de grande proveito, pois, possuem como matéria prima elementos naturais encontrados em abundancia na natureza. No Brasil, o pinus é cultivado para extração de sua madeira e as pinhas acabam sendo descartadas. Desse modo, esse trabalho tem como objetivo utilizar o biopolímero extraído da pinha de *Pinus Elliotti* como um auxiliar de floculação no tratamento de água. A captação da água foi realizada no rio Ijuí no município de Cerro Largo. Para os ensaios, foram definidos os dois fatores de interesse: dosagem do coagulante sulfato de alumínio ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), e dosagem do biopolímero extraído da pinha o qual deseja-se avaliar como auxiliar de floculação ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Os parâmetros (dosagens) foram 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 absorbância 254 nm. A partir do CCD foram realizados os ensaios experimentais onde esses ensaios foram calculados pelo *software* Minitab®18. Assim, os 13 ensaios de coagulação, floculação e sedimentação foram realizados por meio do *jar-test*, onde o coagulante foi adicionado na etapa de mistura rápida e o auxiliar de floculação na mistura lenta. Posteriormente, foram coletas amostras nos tempos de sedimentação de 2, 4, 6 e 10 min e realizadas análises nos parâmetros de turbidez, cor aparente e absorbância 254 nm. A partir dos resultados, pode se perceber que no tempo de sedimentação de 6 min se obteve percentuais de remoção para cor aparente entre 0 e 18,18%. Para a turbidez os percentuais de remoção foram entre 65,12 a 99,42%. Para a absorbância 254nm os percentuais de remoção variaram entre 54,07 a 99,75%. Avaliou-se também o volume de lodo gerado após o processo de sedimentação e através desse experimento e pelos percentuais de remoção obtidos se pressupõe que o experimento 2 seja o experimento mais adequado, visto utilizou-se pouco coagulante e auxiliar de floculação e gerou $2 \text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$

Palavras-chave: Auxiliar de floculação. Coagulante natural. *Jar-test*. Pinha *Pinus Elliotti*.

ABSTRACT

Currently, the most widespread water treatment process for human consumption is conventional treatment, where it goes through the stages of clarification, filtration, disinfection, fluoridation and acidity correction. In the clarification step, the coagulation process occurs, which occurs through the addition of chemical or natural coagulants, where the destabilization of the particles occurs. The use of natural coagulants as a coagulation/flocculation aid can help to reduce the formation of toxic by-products and reduce the addition of synthetic elements in the treatment of supply water. Therefore, the use of natural coagulation aids can be of great benefit, as they have as raw material natural elements found in abundance in nature. In Brazil, pine is cultivated to extract its wood and the pine cones end up being discarded. Thus, this work aims to use the biopolymer extracted from *Pinus Elliotti* pinecone as a flocculation aid in water treatment. The water was collected from the Ijuí River in the municipality of Cerro Largo. For the tests, the two factors of interest were defined: dosage of the coagulant aluminum sulfate ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), and dosage of the biopolymer extracted from the pinecone which is intended to be evaluated as a flocculation aid ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). The parameters (dosages) were combined at random levels for the purpose of building clotting diagrams and determining the best regions of color removal efficiency, turbidity and absorbance at 254 nm. From the CCD, the experimental tests were performed where these tests were calculated by the Minitab®18 software. Thus, the 13 coagulation, flocculation and sedimentation tests were performed using the jar-test, where the coagulant was added in the rapid mixing stage and the flocculation aid in the slow mixing. Subsequently, samples were collected at settling times of 2, 4, 6 and 10 min and analyzes were performed on the parameters of turbidity, apparent color and absorbance at 254 nm. From the results, it can be seen that in the settling time of 6 min, removal percentages for apparent color between 0 and 18,18% were obtained. For turbidity, the removal percentages ranged from 65,12 to 99,42%. For the 254nm absorbance, the removal percentages ranged from 54,07 to 99,75%. The volume of sludge generated after the sedimentation process was also evaluated and through this experiment and the percentages of removal obtained, it is assumed that experiment 2 is the most appropriate experiment, since little coagulant and flocculation aid was used and generated $2 \text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$

Keywords: Flocculation aid. Natural coagulant. Jar-test. Pine cone.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Representação esquemática do tratamento convencional de água para abastecimento público.	21
Figura 2 – Localização do ponto de coleta	40
Figura 3 – Modelo de gráfico de dispersão dos pontos experimentais com valor de alfa padrão	43
Figura 4 – Diagramas de coagulação de cor remanescente (uH) em função da dosagem de coagulante e auxiliar de floculação X pH de coagulação para 6 min de sedimentação.	49
Figura 5 - Gráficos de Pareto de efeitos padronizados de cor aparente relações de Sulfato x pH e Biopolímero x pH	50
Figura 6 - Diagramas de coagulação de turbidez remanescente (uT) em função da dosagem de coagulante e auxiliar de floculação X pH de coagulação para 6 min de sedimentação.	52
Figura 7 - Diagramas de coagulação de absorvância remanescente (nm) em função da dosagem de coagulante e auxiliar de floculação X pH de coagulação para 6 min de sedimentação.	54

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Limites permitidos de alguns parâmetros de potabilidade presentes na Portaria de Consolidação nº 888 de 2021 do MS.....	19
Tabela 2 – Parâmetros a serem analisados e seus equipamentos.....	40
Tabela 3 – Definição dos tratamentos através dos pontos experimentais	43
Tabela 4 – Tratamentos a partir dos pontos experimentais	44
Tabela 5 – Caracterização das amostras coletadas	45
Tabela 6 – Porcentagem (%) de remoção dos ensaios preliminares utilizando sulfato de alumínio como coagulante (sem a adição do biopolímero).....	47
Tabela 7 – Concentrações utilizadas nos experimentos, percentual de remoção de cor aparente no tempo de sedimentação de 6 min e cor remanescente (uH).....	48
Tabela 8 - Concentrações utilizadas nos experimentos, percentual de remoção de turbidez no tempo de sedimentação de 6 min e turbidez remanescente.	51
Tabela 9 - Concentrações utilizadas nos experimentos, percentual de remoção de absorbância (254 nm) no tempo de sedimentação de 6 min e pH de coagulação.....	53
Tabela 10 – Volume de lodo gerado em cada um dos experimentos realizados.	55

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CCD	<i>Central Composite Design</i>
cm	Centímetro
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DCCR	Delineamento Composto Central Rotacional
DCE	Dupla Camada Elétrica
DOE	<i>Design of experimentes</i>
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETA	Estação de Tratamento de Água
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
L	Litro
mg	Miligramas
min	Minuto
mL	Mililitro
mm	Milímetro
MS	Ministério da Saúde
nm	Nanômetro
OD	Oxigênio Dissolvido
OMS	Organização Mundial da Saúde
ONU	Organização das Nações Unidas
PAC	Policloreto de alumínio
pH	Potencial hidrogeniônico
RSM	<i>Response Surface Methodology</i>
s	Segundos
SUS	Sistema Único de Saúde
uH	Unidade Hazen
uT	Unidade de Turbidez
UV	Ultravioleta
VMP	Valor Máximo Permitido

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
1.1	OBJETIVO	14
1.1.1	Objetivo geral	15
1.1.2	Objetivos específicos	15
2	REFERENCIAL TEÓRICO	16
2.1	ÁGUAS SUPERFICIAIS PARA O ABASTECIMENTO	16
2.1.1	Qualidade das águas para consumo humano.....	18
2.2	PROCESSO DE TRATAMENTO DE ÁGUA	20
2.2.1	Coagulação e floculação.....	23
2.2.1.1	<i>Principais coagulantes utilizados no tratamento de água.....</i>	26
2.2.1.2	<i>Polielétrólitos como auxiliares de coagulação/floculação.....</i>	30
2.2.1.3	<i>Pinha de Pinus Elliotti</i>	32
2.3	ENSAIOS DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/SEDIMENTAÇÃO	34
2.4	DELINEAMENTO DOS EXPERIMENTOS	37
3	MATERIAIS E MÉTODOS.....	39
3.1	CAPTAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA A SER TRATADA.....	39
3.2	ENSAIOS DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO E SÓLIDOS SEDIMENTAVEIS	40
3.3	PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL.....	42
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES	45
4.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA BRUTA.....	45
4.2	ENSAIOS PRELIMINARES COM SULFATO DE ALUMÍNIO	46
4.3	REMOÇÃO DE COR APARENTE	47
4.4	REMOÇÃO DE TURBIDEZ.....	50
4.5	REMOÇÃO DE ABSORBÂNCIA 254 NM	52
4.6	VOLUME DE LODO GERADO APÓS O PROCESSO DE SEDIMENTAÇÃO.....	54
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	57
	REFERÊNCIAS.....	58

ANEXO A – Porcentagens de remoção obtidos para os tempos de sedimentação de 2 min, 4 min e 10 min	71
ANEXO B – Gráfico de Pareto de efeitos padronizados de cor aparente (6 min) relação de sulfato de alumínio e biopolímero.	72
ANEXO C – Gráfico de Pareto de efeitos padronizados de turbidez (6 min) relação de sulfato de alumínio e biopolímero; Sulfato de alumínio e pH; Biopolímero e pH.	73
ANEXO D - Gráfico de Pareto de efeitos padronizados de absorbância (6 min) relação de sulfato de alumínio e biopolímero; Sulfato de alumínio e pH; Biopolímero e pH.	74

1 INTRODUÇÃO

A água ocupa cerca de 75% da superfície terrestre, sendo o composto inorgânico mais abundante na matéria viva (VON SPERLING, 2005). Esse elemento atua como solvente universal para a maioria das substâncias. Assim, as características das águas naturais vêm dessa capacidade de dissolução, sendo diferenciada pelas características do solo de cada bacia hidrográfica (LIBÂNIO, 2010; VON SPERLING, 2005).

A água atua como meio de transporte, seja no escoamento superficial ou subterrâneo, permitindo que as características do curso de água se alterem com o tempo e espaço percorrido (TUCCI, 2001). As características das águas naturais podem influenciar e também podem ser influenciadas pelos metabolismos dos organismos aquáticos (LIBÂNIO, 2010).

Embora a água seja indispensável ao consumo humano, pode conter substâncias, elementos químicos e microrganismos, os quais podem ser prejudiciais à saúde humana (DI BERNARDO; DANTAS, 2005). Dessa maneira, o tratamento das águas para consumo humano, tem como função principal adequar a água bruta captada aos parâmetros estabelecidos pela legislação, para que assim, não cause algum malefício para a população (LIBÂNIO, 2010; RENAULT *et al.*, 2009).

Uma das principais fontes de abastecimento de água potável para população são as águas superficiais (IBGE, 2020). No entanto, os corpos hídricos, por muitas vezes, possuem a sua qualidade prejudicada, devido ao lançamento de efluentes domésticos e industriais sem o tratamento adequado, disposição incorreta de resíduos sólidos ou ainda devido a utilização de agrotóxicos nas redondezas dos mananciais (GOUVEIA, 2012; TURUNEN *et al.*, 2019).

Desse modo, o conhecimento das características do corpo hídrico que irá abastecer alguma localidade é de suma importância, visto que, a captação irá ocorrer desses corpos hídricos. Assim, a qualidade da água captada estará relacionada com o tipo de tratamento a ser realizado (LIBÂNIO, 2010).

Uma ampla diversidade de tecnologias em tratamento de água e esgoto foi desenvolvida e aprimorada nas últimas décadas. Essas tecnologias podem ser classificadas em três categorias: física (sedimentação, filtração, membrana, adsorção, UV), química (coagulação, eletroquímica, troca iônica, oxidação, redução catalítica, desinfecção) e biológica (fito remediação, wetlands construídos, biorreator) (HAMZAH *et al.*, 2017; KUMAR; CHOWDHURY, 2018; ANG; MOHAMMAD, 2019).

Atualmente o processo de tratamento de águas mais difundido é conhecido como tratamento convencional, onde há a associação de tratamentos físicos e químicos. O tratamento convencional é composto por clarificação (coagulação/floculação/sedimentação), filtração, desinfecção, fluoretação e correção de acidez (DI BERNARDO; DANTAS, 2005; LIBÂNIO, 2010; IBGE, 2020). Alguns fatores podem influenciar na viabilidade dos processos de tratamento de água. A escolha do sistema de tratamento influencia diretamente na qualidade final da água tratada, a operação do processo e o seu custo de implementação (LIBÂNIO, 2010).

Dessas tecnologias, a coagulação é um dos processos mais antigos que continua a ser amplamente empregado em muitas estações de tratamento de água e esgoto (ANG; MOHAMMAD, 2020). Dessa maneira, destaca-se a importância em pesquisas e desenvolvimento nos processos de tratamento de água. Assim, pesquisas sobre a utilização de novos floculantes e coagulantes, baseados em matérias primas naturais biodegradáveis estão em evolução (LUCYK *et al.*, 2015; ANG; MOHAMMAD, 2020; GANDIWA *et al.*, 2020; SALEEM; BACHMANN, 2019)

Esses coagulantes e floculantes biodegradáveis são materiais que possivelmente causam para causar o menor dano ambiental possível (CARVALHO, 2008; JÚNIOR; ABREU, 2018). Buscando na biodiversidade de recursos naturais um produto que apresente baixa toxicidade e tenha seu uso simples, barato e de fácil obtenção e aplicação (BUENAÑO *et al.*, 2019).

Dessa maneira, a utilização de coagulantes naturais como coagulantes primários ou como auxiliares de coagulação/floculação, tem como função principal auxiliar na resolução de evitar ou reduzir o volume da utilização de elementos sintéticos no tratamento de água de abastecimento e a reutilização de elementos orgânicos que seriam destinados a aterro sanitários (BOLTO; GREGORY, 2007).

Nessa contextualização, a utilização de coagulantes e/ou auxiliares de coagulação/floculação naturais pode ser de grande interesse, visto que a matéria prima pode ser encontrada em abundância na natureza (BRATBY, 2016). Assim, o presente trabalho tem como objetivo utilizar o biopolímero extraído da pinha de *Pinus Elliotti* como um auxiliar de floculação no tratamento de água.

1.1 OBJETIVO

A presente seção aborda os objetivos a serem atingidos pelo trabalho, sendo estes subdivididos em objetivo geral e objetivos específicos.

1.1.1 Objetivo geral

Esse trabalho tem como objetivo avaliar o biopolímero extraído da pinha de *Pinus Elliotti* como auxiliar de floculação no tratamento de águas.

1.1.2 Objetivos específicos

I) Caracterizar a água bruta e tratada através de parâmetros físicos e químicos como: pH, cor aparente, turbidez, absorvância 254 nm;

II) Verificar o desempenho do biopolímero extraído da pinha de *Pinus Elliotti* como auxiliar de floculação no tratamento da água de estudo, realizado por meio do teste de jarros (*jarrest*);

III) Determinar a melhor combinação entre dosagem de coagulante e auxiliar de floculação para pH da água natural, através do volume de lodo gerado (mL) em cada experimento.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

Nessa seção são explanadas as principais definições, características e problemáticas a respeito do tratamento de água de abastecimento. Assim, demonstrando a necessidade de dispor de técnicas alternativas de tratamento de água, fundamentando a execução desse trabalho de pesquisa.

2.1 ÁGUAS SUPERFICIAIS PARA O ABASTECIMENTO

Segundo o relatório da Organização das Nações Unidas (ONU) (2018), a água doce em quantidade e qualidade suficientes, é essencial para todos os aspectos da vida e do desenvolvimento sustentável. Os recursos hídricos estão incorporados em todas as formas de desenvolvimento (por exemplo, segurança alimentar, promoção da saúde e redução da pobreza), na sustentação econômica, crescimento da agricultura, indústria, geração de energia e na manutenção de ecossistemas saudáveis.

O ser humano possui dois tipos de fontes de água para seu abastecimento, que são as superficiais (rios, lagos, canais) e subterrâneas (aquíferos). 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 fatores climáticos, topográficos e cobertura vegetal (NAGHETTI; PINTO, 2007; TUCCI, 2001).

As águas superficiais são as de mais fácil acesso para captação e por isso, há uma tendência de 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 *et al.*, 2007; WWF, 2006).

Para realização da captação das águas superficiais, se parte do princípio sanitário de que é uma água suspeita, pois está sujeita a ações antropológicas e de contaminações (MANO *et al.*, 2010). Atenção especial deve ser adotada com relação ao manancial escolhido para o abastecimento, devendo ser inserido medidas de ordem geral para a proteção. É necessário ter o adequado conhecimento da bacia hidrográfica a montante da captação da água, incluindo fatores físicos, bióticos e socioeconômicos, aspectos relacionados à geologia, ao relevo, ao solo, à vegetação, à fauna e às atividades humanas desenvolvidas (LIBÂNIO, 2010; BRASIL, 2014).

As águas superficiais apresentam normalmente elevadas quantidades de materiais em suspensão, elevada carga orgânica e baixo teor de sais dissolvidos (VON SPERLING, 2005; LIBÂNIO, 2010). Os mananciais, apresentam variações bruscas na qualidade da água, principalmente quando ocorre a mudança das estações e também podem ser afetados por descargas pontuais de contaminação (BRASIL, 2014).

Globalmente, a escassez de água está se expandindo e se intensificando. As fontes de água doce vitais para humanidade estão sofrendo devido a intensificação da urbanização (BRASIL, 2014; SHENG; WEBBER, 2020). A demanda de água que está sendo removida dessas fontes de água está sendo maior do que a capacidade fornecida através da precipitação, escoamento e recarga. Com pouca água para sustentar o crescimento urbano, as cidades estão lutando para garantir suprimentos adicionais de água (RICHTER *et al.*, 2013).

O Brasil apresenta uma área territorial vasta e possui uma rede hidrográfica formada por rios extensos e de grande volume de água. A Bacia do Rio Amazonas é a mais extensa rede hidrográfica do planeta onde circulam cerca de 20% das águas doces superficiais do mundo. Entretanto, apesar de a situação ser aparentemente tranquila, existe uma distribuição desigual dos recursos hídricos pelo território brasileiro. Grande parte das águas disponíveis, cerca de 80%, está na Amazônia, região que possui a menor densidade demográfica e baixa demanda de atividade produtiva. Em compensação, a região nordeste dispõe de apenas 5% das águas brasileiras. Como sequência, a região é a que mais sofre com secas periódicas no Brasil (MAIA, 2017).

A escassez de água, significa o esgotamento das fontes de água doce, reduzindo o volume de água restante para uso humano e suporte do ecossistema. O esgotamento de uma fonte de água resulta do consumo de água, quando uma parcela de água é retirada de uma fonte de água doce não é devolvida após o uso, esgotando assim a fonte (diferenciada da retirada de água, que representa a água retirada sem consideração de qualquer que possa ser devolvida) (RICHTER *et al.*, 2013)

O esgotamento também ocorre quando a água retirada é devolvida a uma fonte diferente daquela da qual foi retirada, esgotando a fonte original e assim, conseqüentemente aumentando o corpo de água que irá receber. Por exemplo, quando a água subterrânea é bombeada para áreas urbanas o uso quase sempre é devolvido aos corpos d'água superficiais, causando o esgotamento do aquífero de origem. Os fluxos de retorno podem estar fortemente poluídos, acentuando a escassez de água (RICHTER *et al.*, 2013).

O impacto das demandas urbanas sobre os recursos de água doce não apenas altera os equilíbrios hidrológicos nas bacias que fornecem e recebem água para as áreas urbanas, mas

pode devastar a integridade de uma bacia hidrográfica que fornece água para o abastecimento (MILTNER *et al.*, 2004).

Segundo dados divulgados pela Organização Mundial da Saúde (OMS) (2017), a inadequação do saneamento básico a nível mundial é uma situação que faz parte da realidade de bilhões de pessoas por todo o planeta, o que afeta diretamente a qualidade de vida. Mais de 2 bilhões de pessoas ao redor do mundo não tem acesso a água de qualidade para o consumo e mais de 4 bilhões não possuem acesso a saneamento seguro. Não bastasse serem dados alarmantes, ainda se observa o fato de que a população mundial está crescendo rapidamente, o que tem aumentado a demanda por água e acelerado o consumo de recursos naturais, sendo estes os fatores responsáveis pela degradação acelerada do meio ambiente (UNESCO, 2018).

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 *et al.*, 2005).

2.1.1 Qualidade das águas para consumo humano

Quando se trata de qualidade de um produto, se entende que ele esteja dentro de um conceito normativo, aprovado para um determinado fim e seja capaz de satisfazer uma necessidade. Para isso, são reconhecidas suas características e especificadas suas aplicações. As características da água derivam dos ambientes naturais e antrópicos de onde se origina, ela sofre alterações nas propriedades nas condições naturais do ciclo hidrológico, assim como manifesta as características alteradas pelas ações diretas do homem (TELLES; COSTA, 2010).

A qualidade de uma água está diretamente ligada ao seu uso (VON SPERLING, 2005). Os padrões de qualidade para as diversas finalidades da água, devem ser embasados em suporte legal, através de legislações que estabeleçam e convençionem os requisitos, em função do uso previsto para a água (TELLES; COSTA, 2010). A qualidade requerida para o abastecimento público são águas isentas de substâncias químicas prejudiciais a saúde, isenta de organismos prejudiciais à saúde, baixa agressividade e dureza e esteticamente agradável (incolor, inodora, insípida e baixa turbidez) (VON SPERLING, 2005).

Como já mencionado o Brasil conta como o maior depósito natural de águas doces do planeta e por isso tem uma grande responsabilidade no cuidado dessas águas. Porém, no território nacional nos deparamos com diversas situações relacionadas a água, que vão da

carência absoluta até o desperdício, passando por problemas de baixa qualidade por contaminação orgânica e química (AUGUSTO *et al.*, 2012).

No Brasil, as normas de potabilidade de águas existentes seguem basicamente os padrões recomendados pela OMS, contidas no “*Guidelines for Drinking Water Quality*”. Recentemente, a Portaria de Consolidação nº 888 de maio de 2021, alterou o Anexo XX da Portaria de Consolidação do MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Na Tabela 1, se encontram listados alguns valores de parâmetros que devem ser analisados e seus limites permitidos na água tratada que chega à população.

Tabela 1 – Limites permitidos de alguns parâmetros de potabilidade presentes na Portaria de Consolidação nº 888 de 2021 do MS.

Parâmetro	Limites permitidos na água tratada
Coliforme totais	Ausência em 100 mL
Escherichia Coli	Ausência em 100 mL
Cor aparente (uH)	15
pH	6 a 9
Turbidez (uT)	5
Cloro residual livre (mg·L ⁻¹)	0,2 a 2
Flúor (mg·L ⁻¹)	1,5
Nitrato (mg·L ⁻¹)	10
Nitrito (mg·L ⁻¹)	1
Sólidos dissolvidos totais (mg·L ⁻¹)	500

Fonte: Adaptado da Portaria de Consolidação nº 888 de 2021 do MS.

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (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, a qual 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 Valores Máximos Permitidos (VMP) (BRASIL, 2011). Destaca-se ainda, que os órgãos competentes podem tornar esses valores mais restritivos (BRASIL, 2005).

A resolução nº 357 de 2005 do CONAMA classifica os mananciais de água doce em 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 VMP para cada classe (BRASIL, 2005).

A Portaria de Consolidação nº 888 do MS, destaca que os responsáveis pelo sistema de abastecimento de água para consumo humano e das soluções alternativa coletiva de abastecimento de água para consumo humano devem analisar pelo menos uma amostra semestral da água bruta em cada ponto de captação com vistas a uma gestão preventiva de risco. A mesma Portaria ainda ressalta que nos sistemas de abastecimento e soluções alternativas coletivas de abastecimento de água para consumo humano, supridos por manancial superficial devem ser realizadas análises dos parâmetros Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Oxigênio Dissolvido (OD), turbidez, cor aparente, pH, fósforo total, nitrogênio amoniacal total e dos parâmetros inorgânicos, orgânicos e agrotóxicos.

2.2 PROCESSO DE TRATAMENTO DE ÁGUA

Independentemente do tipo de água captada, seja superficial ou subterrânea, se necessita a realização de tratamento prévio ao seu consumo de modo a assegurar que esta não represente qualquer perigo à saúde humana (GILCA *et al.*, 2020). Os perigos para os consumidores de uma água com baixa qualidade resultam da sua eventual contaminação microbiológica, química, física ou até mesmo radioativa (OMS, 2017). 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 nas redondezas (LIBÂNIO, 2010; CRITTENDEN *et al.*, 2012).

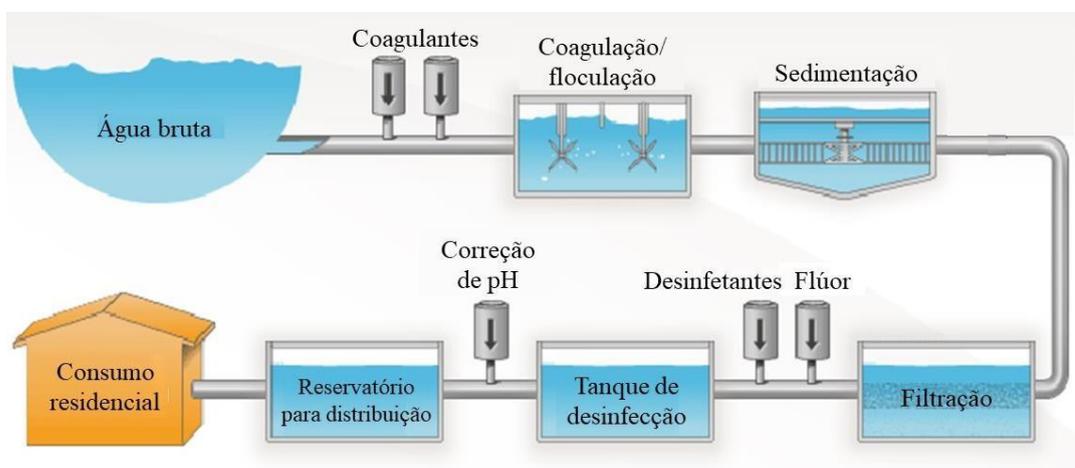
Dessa maneira o tratamento, tem por finalidade melhorar a qualidade da água de abastecimento público, atendendo finalidades higiênicas (remoção de microrganismos e substâncias nocivas), estéticas (água inodora, insípida e incolor) e econômicas (redução da

corrosividade, cor, turbidez, ferro e manganês) (DI BERNARDO; DANTAS, 2005; LIBÂNIO, 2010).

De acordo com Richter (2013), 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 *et al.*, 2013; 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 *et al.*, 2013).

Na potabilização das águas naturais, as tecnologias de tratamento são compostas basicamente, pelos processos de clarificação (que abrange as etapas de coagulação, floculação e decantação/flotação), filtração, desinfecção, fluoretação e correção de pH, que compõe o processo de tratamento convencional (LIBÂNIO, 2010; HELLER; PÁDUA, 2010). No Brasil, em torno de 50% das estações de tratamento de água (ETA) empregam a tecnologia de tratamento convencional (PÁDUA, 2009; IBGE, 2020). Esse tipo de tratamento 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). Na Figura 1 está representado um esquema com as etapas do tratamento convencional de água.

Figura 1 – Representação esquemática do tratamento convencional de água para abastecimento público.



Fonte: Adaptado de Denver Water (2022).

O processo de clarificação tem como objetivo reduzir a turbidez, cor e a matéria orgânica presente na água bruta. Como já mencionado esse processo engloba as etapas de coagulação, floculação e decantação. Na etapa de coagulação, os fatores que irão influenciar sua eficiência, são a concentração de matéria suspensa, coloidal e dissolvida, pH, temperatura, a dosagem de coagulante e tempo e gradiente de mistura rápida. Já na etapa de floculação, os fatores que irão influenciar eficiência são a eficiência da etapa de coagulação, quantidade de agitação e concentração dos flocos. E na etapa de decantação, sofre influência das etapas anteriores e também referente ao tamanho e densidade dos flocos e também a quantidade de agitação (DAYARATHNE *et al.*, 2020; LIBANIO, 2010; DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

No processo de filtração, o qual se tem por finalidade a remoção de partículas suspensas e dissolvidas, cor, odor e sabor da água. Alguns fatores que irão influenciar no desempenho desse processo são a escolha do tipo do filtro, o tamanho das partículas a serem filtradas e também o método de filtração que virá a ser escolhido (LIBANIO, 2010; HELLER; PÁDUA, 2010).

A desinfecção tem como intuito inativar os microrganismos ainda presentes na água, como bactérias e vírus. Os fatores que podem vir a influenciar esse processo são a escolha do agente químico utilizado, o tempo de contato, intensidade e natureza do agente químico e também o tipo de microrganismos que estão presentes na água (LIBÂNIO, 2010).

Nas ETAs, o processo final de tratamento é a desinfecção, visando garantir a ausência de coliformes totais e termotolerantes. O cloro é o produto mais utilizado no processo de desinfecção, por apresentar baixo custo. No entanto, o seu uso pode causar a formação de subprodutos, como por exemplo a formação de trihalometanos, que são prejudiciais à saúde. Dessa forma, conhecer o teor de cloro ativo que permanece após a desinfecção da água, permite garantir a qualidade microbiológica da água, ou seja, se ela está em condições de uso (LIBÂNIO, 2010; DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

A Portaria de Consolidação nº 888 de 2021, cita em seu Art. 32, cita que a água tratada após a desinfecção, deve conter o teor mínimo de cloro residual livre de $0,2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ou $2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro residual combinado, ou ainda de $0,2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de dióxido de cloro em toda a extensão do sistema de distribuição (reservatório e rede) e nos pontos de consumo (BRASIL, 2021).

A fluoretação consiste na etapa do tratamento na qual se objetiva conferir concentração de fluoreto à água tratada por meio da aplicação de compostos de flúor. Essa etapa traz benefícios a integridades óssea e dentária, porém a carência e o excesso desse composto podem trazer problemas de saúde pública (LIBANIO, 2010; HELLER; PÁDUA, 2010).

As águas naturais tendem a apresentar pH próximo da neutralidade, devido à sua capacidade de tamponamento. Entretanto, as próprias características do solo, a presença de ácidos húmicos ou atividades fotossintéticas intensas podem contribuir para a elevação ou redução natural do pH. O valor do pH influencia na solubilidade de diversas substâncias, na forma em que estas se apresentam na água e em sua toxicidade. Além disso, o pH é um parâmetro chave no processo de coagulação durante o tratamento da água. O condicionamento final da água após o tratamento pode exigir também a correção do pH, para evitar problemas de corrosão ou de incrustação na rede de distribuição (HELLER; PÁDUA, 2010).

O tratamento de águas para o abastecimento e consumo humano deve garantir que a concentração de compostos seja reduzida aos níveis estabelecidos pela legislação (TELLES; COSTA, 2010; VON SPERLING, 2005). No entanto, sistemas convencionais de tratamento muitas vezes não se tem uma boa eficiência na detecção e remoção de contaminantes emergentes. Desse modo, havendo a necessidade de desenvolvimento e emprego de técnicas de tratamento avançado (FARTO *et al.*, 2021).

As tecnologias convencionais de tratamento também estão sendo aprimoradas, incorporando novas técnicas, a exemplo estão a flotação, a filtração direta, a filtração em múltiplas etapas, além do emprego de novos desinfetantes (HELLER; PÁDUA, 2010; DI BERNARDO; DANTAS, 2005). Em paralelo, o desafio da remoção de substâncias químicas e, mais recentemente de contaminantes emergentes, impôs o emprego/desenvolvimento de outras técnicas de tratamento como a adsorção em carvão ativado, a oxidação, a precipitação química, volatilização e de processos de separação por membranas (microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose reversa) (PÁDUA, 2009; CRITTENDEN *et al.*, 2012).

Portanto, a passagem dos contaminantes pelo tratamento convencional garante que uma grande quantidade de particulados e contaminantes sejam removidos. Caso fossem lançados diretamente ao tratamento avançado, poderiam danificar o seu funcionamento e reduzindo a eficiência da tecnologia. 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 (CRITTENDEN *et al.*, 2012)

2.2.1 Coagulação e floculação

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 e podendo veicular

substâncias tóxicas. Sua remoção pode ser feita através dos processos de coagulação e floculação. A água pode conter inúmeras impurezas dissolvidas, dentre elas se pode destacar as partículas coloidais, substâncias húmicas além de microrganismos. Para que essas impurezas possam então ser removidas é necessário promover a alteração de algumas características da água, conseguida através dos processos de coagulação e floculação (VON SPERLING, 2005; LIBÂNIO, 2010).

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. O sucesso dos outros processos depende, portanto, de uma coagulação bem-sucedida (RICHTER, 2013; RAY *et al.*, 2020). Qualquer falha neste setor pode acarretar grandes prejuízos na qualidade e no custo do produto distribuído à população (SPINELLI, 2001).

Segundo Crittenden *et al.*, (2012), Libânio (2010), Di Bernardo e Dantas (2005) os processos de coagulação e floculação, tem as seguintes definições:

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.

O processo de coagulação ocorre por meio de reações químicas envolvendo os mecanismos a seguir apresentados ou combinações entre eles: compressão da Dupla Camada Elétrica (DCE); adsorção e/ou neutralização de cargas; formação de pontes químicas e varredura/arrasto (LIBÂNIO, 2010).

A compressão da DCE se baseia na introdução de um eletrólito na solução coloidal a fim de aumentar a carga iônica na dupla camada difusa, a qual diminui de volume para manter-se neutra. Dessa forma, as forças de Van der Waals superam a repulsão eletrostática, causando então a coagulação por compressão da dupla camada difusa (LIBÂNIO, 2010; DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Na adsorção e/ou neutralização de cargas, os cátions do coagulante e espécies hidrolisadas são adsorvidos e neutralizam a carga superficial negativa dos coloides, eliminando a dupla camada difusa, o que diminui as forças elétricas de repulsão, causando sua desestabilização e por consequência, formação de flocos. O mecanismo de neutralização de cargas é o mais indicado no processo de tratamento de água por filtração direta, pois as espécies

desestabilizadas ficam retidas no filtro, sem haver necessidade de formação de grandes flocos, o que encurtaria a carreira de filtração (CRITTENDEN *et al.*, 2012; LIBÂNIO, 2010).

O mecanismo de adsorção-formação de pontes químicas ocorre quando a inserção de um polímero, em geral catiônico, causa adsorção e desestabilização dos coloides, que é completada por um efeito de ligação de ponte entre as partículas. Devido ao aumento da massa molecular, elas tendem a gerar flocos e precipitar (CRITTENDEN *et al.*, 2012; DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

A coagulação por varredura ou arrasto exige um processo de sedimentação. Neste caso, espécies geradas a partir da adição do coagulante, como hidróxido de alumínio ou de ferro, precipitam e ‘varrem’ consigo os coloides e sólidos em suspensão (CRITTENDEN *et al.*, 2012; LIBÂNIO, 2010). Segundo Di Bernardo e Dantas (2005), os flocos obtidos nesse mecanismo são maiores e sedimentam mais facilmente que os flocos obtidos no processo de adsorção e/ou neutralização.

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).

Como já mencionado, a floculação é uma das operações unitárias da clarificação que se constitui em 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, 2010). A energia para fomentar a aglutinação das partículas pode ser de origem mecânica ou hidráulica, que promovem o movimento aleatório das partículas que favorece a colisão das partículas (LIBÂNIO, 2010; CRITTENDEN *et al.*, 2012; SILLANPÄÄ; MATILAINEN, 2014).

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).

Os processos de coagulação e floculação exercem um importante papel no processo de tratamento de água uma vez que o sucesso das demais etapas dependem de uma boa coagulação (RICHTER, 2013). A coagulação depende de diversos parâmetros, por exemplo, alcalinidade, cor verdadeira, turbidez, temperatura, condutividade elétrica, tamanho e distribuição de tamanhos das partículas e pH.

No caso do pH no processo de coagulação é um parâmetro crítico na eficiência. 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, 2013). 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 ideal para sua utilização (GHERNAOUT, 2015).

Com o desenvolvimento e avanço tecnológico, a coagulação continua sendo um dos processos de tratamento mais importantes para a remoção de impurezas (principalmente partículas em suspensão) em estações de tratamento de água. Essa tendência indica o papel indispensável desempenhado pelo processo de coagulação no fornecimento de água limpa para consumo humano (ANG; MOHAMMAD, 2020)

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 do sistema de tratamento de água a partir da coagulação e da floculação (BUENO FILHO, 2020).

2.2.1.1 Principais coagulantes utilizados no tratamento de água

A coagulação e a floculação podem ser obtidas utilizando-se coagulantes naturais ou coagulantes químicos (CHOY *et al.*, 2014). 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 molécula (RICHTER, 2013).

Para a definição do tipo de coagulante que virá a ser utilizado, esse deve estar atrelados a fatores relacionados à adequabilidade da 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 de água tratada (CRITTENDEN *et al.*, 2012; LIBÂNIO, 2010).

Outro fator relevante para a escolha do coagulante se refere 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).

No que se refere aos coagulantes inorgânicos, têm sido os mais utilizados para o tratamento de água bruta. Eles possuem a capacidade de agir como coagulantes e floculantes e, quando são dissolvidos, formam compostos complexos hidratados. Sendo sulfato de alumínio, sulfato férrico, sulfato ferroso, cloreto férrico e aluminato de sódio os mais utilizados (JÚNIOR; ABREU; 2018).

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 (HESPANHOL, 2020; IAN *et al.*, 2011, PAVANELLI, 2001).

O aluminato de sódio é utilizado em casos especiais como um aditivo para coagulação. 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, 2013).

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, 2013).

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).

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. 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 (OLADOJA *et al.*, 2017).

Nos últimos anos, diversos estudos têm sido desenvolvidos na busca de coagulantes naturais sustentáveis e ecologicamente corretos como alternativa aos coagulantes inorgânicos e sintéticos para obtenção de água potável. Apesar do desempenho e do custo-benefício desses coagulantes, eles requerem ajustes de pH e alcalinidade, geram grandes volumes de lodo, e seus resíduos na água tratada (por exemplo, alumínio) estão ligados a doenças neurodegenerativas, como Alzheimer, além de neurotóxicas e efeitos cancerígenos. Além disso, o alumínio não é biodegradável e pode causar problemas ambientais durante o tratamento e disposição do lodo gerado (CAMACHO *et al.*, 2017).

Os coagulantes naturais são principalmente polissacarídeos ou proteínas, cuja funcionalidade é semelhante à dos coagulantes químicos, porém, tratam de sua vantagem por serem biodegradáveis e não apresentarem toxicidade, além de formarem, como já dito, lodos em quantidades reduzidas se comparadas com as dos coagulantes químicos e com menores teores de metais (CHOY *et al.*, 2014; GRAHAM *et al.*, 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 *et al.*, 2019).

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. Destaca-se algumas delas, como: *Moringa oleífera* (BARBOSA *et al.*, 2018; OLIVEIRA *et al.*, 2018), quitosana (ROUSSY *et al.*, 2005), taninos vegetais (CORAL *et al.*, 2009; ABOULHASSAN *et al.*, 2016), *Pereskia aculeata* Miller (ora-pro-nobis) (LUCCA, 2017),

cascas de abóbora, banana e chuchu (CASECA, 2014), e recentemente há estudos que relatam sobre a utilização da pinha de *Pinus elliottii* (HUSSAIN *et al.*, 2019; FINKLER, 2021)

É possível verificar, por meio de diversos estudos, que a *Moringa oleífera*, além de uma série de benefícios trazidos à saúde humana, é comestível, não tóxica e capaz de eliminar a turvação e as matérias orgânicas dissolvidas da água de rio. Também elimina a alcalinidade, sólidos totais dissolvidos e dureza. Ainda, entre outras funções, apresenta capacidade de remoção de metais tóxicos de corpos de água e de biofilmes bacterianos (OLIVEIRA *et al.*, 2018; TAVARES *et al.*, 2018; GALAN *et al.*, 2018; FORMENTINI-SCHMITT *et al.*, 2018).

O uso da quitosana como coagulante para o tratamento de águas de abastecimento e residuais baseia-se nas vantagens operacionais e ambientais que podem ser obtidas. Eficiente em águas frias, pode ser utilizada em dosagens bem menores ($0,2 - 0,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 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. Porém, o uso em excesso no tratamento de águas pode promover reestabilização das partículas coloidais e incremento de matéria orgânica na água tratada, que é indesejável devido à possibilidade da formação de subprodutos de desinfecção quando em contato com o cloro residual comumente utilizado como agente desinfetante (JÚNIOR; ABREU, 2018; ROUSSY *et al.*, 2005; SPINELLI, 2001).

Com relação ao tanino, é um nome geral atribuído a compostos de polifenol obtidos de materiais naturais, como o extrato orgânico de casca de árvore e madeira. No entanto, a complexidade química dos taninos e o fato de serem geralmente retirados de uma matriz natural sem uma purificação muito completa, tornam o conhecimento de sua estrutura uma tarefa difícil de ser realizada (LIMA *et al.*, 2020; MANGRICH *et al.*, 2014).

O emprego de coagulantes orgânicos, como o Tanfloc, produzidos a partir da Acácia Negra (*Acacia mearnsii*) para tratamento de água para consumo humano tem sido bastante estudado (CORAL *et al.*, 2009; SÁNCHEZ-MARTÍN *et al.*, 2009; BONGIOVANI *et al.*, 2010; BOMFIM, 2015). A utilização de agentes coagulantes orgânicos produzidos a partir de taninos para o tratamento de água além de não gerarem resíduos metálicos na água tratada, e serem tão eficientes quanto os agentes coagulantes inorgânicos, são substâncias biodegradáveis e se adequam aos princípios da química verde (MANGRICH *et al.*, 2014).

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. 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 no processo de coagulação (LUCCA, 2017; SÁNCHEZ-MARTÍN *et al.*, 2010).

Recentemente a pinha de *Pinus elliottii* vem sendo estudada como fonte para a extração de biopolímeros. O *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).

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). No estudo realizado por Hussain *et al.*, (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.

Sendo assim, a utilização de coagulantes inorgânicos e naturais, pode ter benefícios se aplicados conjuntamente, a adição de coagulantes naturais pode aumentar sua eficiência de na coagulação de águas brutas (SPINELLI, 2001). Hoffman (2007) observou que a adição do polieletrólito teve uma influência positiva na obtenção de um clarificado de boa qualidade em menor tempo, quando comparada ao tratamento em que foi adicionado somente o coagulante.

2.2.1.2 Polieletrólitos como auxiliares de coagulação/floculação

Polieletrólitos são um tipo de coagulante ou um auxiliar de coagulação/floculação, que consiste em polímeros com grupos ionizáveis ao longo da cadeia, classificados em aniônicos e

catiônicos de acordo com seu grupo funcional, podendo ser não iônico também. Esses polieletrólitos são constituídos de complexos e grandes cadeias moleculares, que exibem sítios com cargas positivas ou negativas, com capacidade de adsorção de partículas ao seu redor (GUZMÁN *et al.*, 2013; SILLANPÄÄ *et al.*, 2018).

Os polieletrólitos sintéticos podem ser classificados com base no tipo de carga na cadeia de polímero. Portanto, os polímeros que possuem cargas negativas são chamados de aniônicos, enquanto os que tem cargas positivas são chamados de catiônicos, e os compostos que não possuem nenhuma carga são chamados de polieletrólitos não-iônicos (WILSON, 2014; BOLTO, 2006).

Os polieletrólitos catiônicos podem ser utilizados como coagulantes, reduzindo, ou até mesmo eliminando o uso de sais de alumínio e ferro, porém a turbidez remanescente é elevada. A remoção de cor é total e as dosagens ótimas dos polieletrólitos catiônicos são maiores que dos aniônicos e não-iônicos (BOLTO; GREGORY, 2007; BOLTO, 2006).

Os polieletrólitos não-iônicos são utilizados somente como auxiliares de floculação e sua aplicação é eficiente após a adição dos coagulantes a base de alumínio e ferro. Os polieletrólitos aniônicos também se comportam como auxiliares de floculação, os quais modificam as características físicas dos flocos produzidos a partir dos coagulantes a base de ferro e alumínio (BOLTO; GREGORY, 2007; BOLTO, 2006).

Alguns autores sugeriram que os componentes ativos da coagulação em extratos vegetais não são proteínas, mas uma espécie de polieletrólito orgânico. Alguns compostos orgânicos naturais foram utilizados como auxiliares de coagulação, tais como, amido, compostos de celulose, gomas de polissacarídeos e materiais proteicos. Onde nesses foi verificado que são polieletrólitos naturais (PACHECO, 1975).

Polieletrólitos naturais de origem vegetal tem sido usado por muitos séculos em países em desenvolvimento para purificação de água turva (BOLTO, 2006). Para o tratamento doméstico de água, os materiais devem ser usados na forma de pó ou pasta, 90% dos quais consistem em outras substâncias que não os polieletrólitos (TAKHUR; CHOUBEY, 2014). Mesmo sob tais condições, algumas sementes de plantas produzem coagulantes eficazes. Vários materiais à base de plantas foram identificados como coagulantes naturais, como *Moringa oleifera* (BARBOSA *et al.*, 2018; OLIVEIRA *et al.*, 2018).

Os polieletrólitos orgânicos, por sua variada natureza, tendem a ser relativamente insolúveis na água, devido a sua longa cadeia orgânicas que são hidrofóbicas. Elas tendem a se agregar em qualquer interface do meio aquoso, em qualquer partícula sólida ou superfície de tanque recipiente (PACHECO, 1975; BOLTO; GREGORY, 2007). Desde a sua introdução no

início dos anos 1950, o uso de polieletrólitos orgânicos, como cloreto de dialil-dimetil amônio e epiclorigrina dimetilamina ganhou uso generalizado para tratamento de água nos Estados Unidos (CRITTENDEN *et al.* 2012).

Os polieletrólitos são geralmente utilizados em estações de tratamento que trabalham acima de sua capacidade nominal ou nos casos em que se deseja melhorar a qualidade da água tratada. O objetivo do uso dessas substâncias auxiliares de coagulação/floculação é diminuir a dose de coagulante, acelerar a formação do floco e desse modo acelerar o processo de sedimentação (LANDIM, 2005).

Em razão disso, quando a coagulação/floculação é realizada por eletrólitos, não existem reações de neutralização entre o coagulante e a água para formar complexos gelatinosos, como ocorre com os coagulantes derivados de sais de alumínio e ferro. Portanto, a coagulação/floculação por eletrólitos praticamente independe da alcalinidade da água, podendo também ocorrer em uma grande faixa de valores de pH entre 4,0 e 12,0 (FAYE *et al.*, 2017).

Nas indústrias de água, os polímeros orgânicos têm sido utilizados por pelo menos quatro décadas. Eles são principalmente polímeros lineares solúveis em água de pesos moleculares muito elevados. O grupo desses polímeros orgânicos que são carregados, quando hidrolisados, são referidos como polieletrólitos e possuem muitas características próprias. Em relação aos coagulantes à base de metal, o uso de polímeros orgânicos, como o coagulante primário ou auxiliar de coagulação em procedimentos de tratamento de água, é preferido porque requer menor dose ótima de coagulante primário, menor volume de geração de lodo, aumento mínimo na carga iônica do tratado água, nível reduzido de alumínio residual na água tratada (BOLTO; GREGORY, 2007; OLADOJA, 2016).

2.2.1.3 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). O *Pinus elliottii* foi introduzida inicialmente no estado de São Paulo no ano de 1948. Hoje essa espécie é cada vez mais plantada, principalmente em regiões mais frias, do Sudeste ao Sul, do estado de São Paulo ao Rio Grande do Sul (MENDES, 2017).

A espécie *Pinus elliottii*, 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, essa espécie é utilizada para a produção de madeira e 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 espécie se desenvolve em diferentes tipos de solos com altitude inferior a 990 metros e aos 10 anos já atingem 10 metros de altura e 17 centímetros. Quando atingem a maturidade, podem chegar até 30 metros e 100 centímetros de diâmetro (MORETTO; KLAUCK, 2015; MENDES 2017). Os pinus, como são gimnospermas não produzem frutos, mas sim pinhas, ou ainda também denominados como cones, onde se encontram os pinhões. A pinha pesa em média cerca de 46,6 gramas, com dimensões de 12,5 cm x 4,5 cm. As sementes da espécie são triangulares e possuem de 5 a 7 mm de comprimento e são compostas de células epidérmicas e esclerênquimas, que contém celulose, hemiceluloses, lignina, resina e taninos em suas paredes celulares (HORST *et al.*, 2014; SHIMIZU, 2008).

Pinus elliottii apresenta muitas vantagens econômicas, pelo rápido crescimento e alta tolerância ao frio e a solos de baixa fertilidade, mas suporta menos o estresse hídrico no verão. Logo, os planos de incentivo florestal para a mesma, são bastante compreensíveis considerando tais vantagens. Contudo, utilizações adequadas incluindo as de evitar sua disseminação como planta invasora, em regiões tropicais e subtropicais, devem ser incentivadas (MENDES, 2017).

O uso de essências florestais para silvicultura ou estabilização do solo, que são as principais utilizações do *Pinus* no Brasil, corresponde a 8% das causas de introdução dessa espécie exóticas no país. Porém, foi apenas no século XX que se deu início aos plantios em larga escala de árvores fora de seu local de origem e em vastas áreas. Nos trópicos e subtropicais do Hemisfério Sul, a maior parte do plantio de espécies exóticas data da segunda metade do século passado, ou seja, são plantios ainda recentes, mas que já ocuparam um alto grau de importância quanto à introdução de espécies exóticas. No Brasil, além de seu caráter econômico, o uso de madeira exótica ajuda a preservar as matas nativas, quanto ao extrativismo de madeiras (ZANCHETTA; DINIZ, 2006).

Portanto, como o pinus no Brasil tem por objetivo 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).

No estudo realizado por Hussain *et al.*, (2019), os autores apontam que as pinhas podem ser utilizadas para a preparação de coagulantes naturais para o tratamento de água. O extrato

coagulante da pinha é preparado com água destilada, e observa-se que, a atividade de coagulação deste extrato semelhante ou até melhor a outros coagulantes naturais.

No estudo realizado por Finkler (2021), foi realizada a extração do biopolímero da pinha de *Pinus Elliotti* e a aplicação no tratamento de água, onde na extração realizou a extração realizando lavagem das pinhas e posterior secagem das pinhas em estufa (200°C por 2h), após isso as pinhas foram moídas e peneiradas até se chegarem ao diâmetro de 180 µm. Após isso o pó obtido foi lavado e seco em estufa (200°C por 2h). Onde esse pó foi submetido a extração aquosa (80 °C, 1 L, 2 h, x3). Os extratos obtidos foram combinados, filtrados e evaporados até um pequeno volume e liofilizados. Componentes de alto peso molecular (principalmente polissacarídeos) foram precipitados por adição de etanol 99% 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 (FINKLER, 2021).

Desse modo no estudo de Finkler (2021) foi utilizada a faixa de dosagem do biopolímero de 1,7 a 5 mg·L⁻¹. Foram verificadas remoção de cor aparente acima de 95% em pHs básicos com dosagem de biopolímero de 3,4 e 5,0 mg·L⁻¹, aos 40 min de sedimentação. Para a turbidez alcançou 82% de remoção com dosagem de 1,7 mg·L⁻¹ e pH 12, no tempo sedimentação de 40 min. E para a absorbância 254 nm foi atingida uma remoção de 82% de remoção no tempo de sedimentação de 40 min. Os resultados foram promissores e demonstram que é favorável a atividade de coagulação com baixa dose de coagulante, contudo necessitam de mais estudos.

Dessa maneira, se objetiva a obtenção de um biopolímero extraído da pinha de *Pinus Elliotti* para que possa atuar como auxiliar de floculação no tratamento de águas, de maneira a verificar o seu comportamento nessa condição. A utilização desse elemento no tratamento de água pode beneficiar a saúde humana e o meio ambiente, por ser um elemento natural e através das vantagens supracitadas.

2.3 ENSAIOS DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/SEDIMENTAÇÃO

Através de ensaios laboratoriais é possível avaliar o desempenho de coagulantes e auxiliares de coagulação/floculação simulando em escala piloto as condições de tratamento para a água encontradas em situações reais. Esses ensaios são essenciais para determinar os pontos ótimos de operação, dosagens adequadas de coagulantes e auxiliares, concentrações ótimas, intensidade de mistura e tempos de coagulação e floculação (KNEVITZ, 2017). Desse modo,

teste de jarro ou *jar-test* é considerado o método mais adequado e, por isso é o mais utilizado para avaliar o efeito das etapas de clarificação (RICHTER, 2013).

Segundo Libânio (2010), a estimativa de dosagem adequada de coagulante com base em cálculos estequiométricos é pouco aperfeiçoada. Apesar da maior concentração de partículas, como turbidez e cor verdadeira elevadas, se relacionam dosagens mais significativas de coagulante. Porém, a variedade de parâmetros que caracterizam as águas naturais e influenciam no processo de coagulação/floculação são tantos que se recomenda a definição do tipo e dosagem de coagulantes através de ensaios de tratabilidade (LOPES, 2011).

A legislação que fixa condições a respeito de condições exigíveis na elaboração de projetos de ETA destinada a produção de água para abastecimento público é a NBR 12.216 de 1992. A legislação recomenda que a dispersão de coagulantes seja realizada 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).

No entanto, em estudos realizados por Valverde *et al.*, (2015) e Kamiwada *et al.*, (2020) recomendam que os parâmetros de mistura rápida, floculação e sedimentação 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.

O sistema de mistura rápida é uma parte importante para a etapa de coagulação. Seu propósito é dispersar de maneira rápida e uniformemente o coagulante adicionado por todo o meio líquido (FURLÁN, 2008). Portanto, na ausência de mistura intensa no ponto de adição de coagulante, 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 (SWETLAND *et al.*, 2014).

Para projetos de sistemas de floculação a NBR 12.216 recomenda tempos de detenção de 20 a 40 minutos (BRASIL, 1992). Contudo, na condução de ensaios *jar-test* podem ser efetuados tempos de floculação menores. Deste modo, espera-se que o efeito de quebra das partículas coloidais possa ser minimizado (HESPANHOL, 2020).

Quanto maior for o gradiente de velocidade, maior será a probabilidade de ocorrer contato entre as partículas, possibilitando à agregação dos flocos e visando o aumento do tamanho dos mesmos. Porém, não se devem exceder as velocidades, visto que provocarão deslocamentos e quebra dos 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; REN *et al.*, 2017; MORUZZI *et al.*, 2017; MORUZZI *et al.*, 2019). Assim, 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, a 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, 2011; PAULA, 2004).

Na etapa de sedimentação, a qual constitui a última etapa da clarificação, a água anteriormente floculada está pronta para ser separada dos sólidos através da decantação dos mesmos pela força da gravidade (KNEVITZ, 2017). O parâmetro de interesse nessa etapa é a velocidade de sedimentação dos flocos. Assim, partículas com densidades inferiores à da água irão para a parte da superfície, e o restante, com o auxílio da força gravitacional, dirigir-se-ão para o fundo (formando o lodo de fundo) (LIBÂNIO, 2010).

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). Essa velocidade de sedimentação deve, necessariamente, ser maior que a velocidade de ascensão do líquido para haver a separação dos flocos da água (KNEVITZ, 2017).

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.

Com a formação dos flocos há a deposição dos mesmos ao fundo do decantador, gerando o lodo da ETA. A quantidade de lodo gerada irá depender da eficiência das etapas de coagulação e floculação e também na escolha do coagulante e auxiliares de coagulação/floculação. Desse modo, realizar os ensaios de coagulação para obter uma dosagem ótima de coagulante é importante para gerar a quantidade de lodo ideal, visto que é reconhecida a dificuldade de tratamento dos lodos gerados nas ETAs (OLIVEIRA; RONDON, 2016).

O potencial de contaminação do lodo é devido aos componentes químicos que são adicionados durante o processo de tratamento e pela presença de impurezas removidas da água bruta (JORDÃO; PÊSSOA, 2011; MACIEL; MACHADO, 2015). Os lodos oriundos das ETAs

são classificados segundo NBR 10.004 de 2004 como resíduos sólidos, pertencentes a classe II – não inerte não sendo permitido seu lançamento *in natura* em águas superficiais.

Somente nos últimos anos, o tratamento e a disposição final de resíduos gerados por ETAs têm recebido atenção dos órgãos de controle ambiental no Brasil (FERREIRA FILHO, 2017). Nos países mais desenvolvidos essa preocupação já ocorre desde a década de 70, em que o lodo foi considerado como resíduo industrial, sujeito a restrições legais (RICHTER, 2001).

O lodo das ETAs geralmente apresenta forma fluida, com umidade acima de 95%, seu tratamento tem como objetivo obter um estado sólido ou semi-sólido, necessário para o tratamento adequado ou a disposição final adequada (PÁDUA, 2009). Para concentrar os sólidos e diminuir o volume do lodo, usualmente se realiza separação gravitacional ou filtração (RICHTER, 2001).

A escolha do tratamento depende das características do lodo, na maioria das vezes é necessário realizar adensamento e desidratação (PÁDUA, 2009). O adensamento pode ser efetuado por meio de decantadores, adensadores (hidráulicos e mecânicos), e flotadores. Já a desidratação pode se dar através de filtros à vácuo, prensas desaguadoras, leitos de secagem, ou centrífugas (FERREIRA FILHO, 2017).

2.4 DELINEAMENTO DOS EXPERIMENTOS

Devido a necessidade de otimização dos produtos e processos, reduzindo os custos e tempo de operação, tem se realizado buscas a respeito de técnicas sistemáticas de planejamento de experimental (MATTIETTO; MATTA, 2012). Dessa maneira, é possível relacionar diversas variáveis respostas e um conjunto de fatores de interesse, por meio da construção de um modelo que descreva a variável resposta em função dos níveis aplicáveis dos fatores (CECON; DA SILVA, 2011).

Para realizar a aplicação dessas diversas variáveis, é necessário utilizar estratégias como o delineamento de experimentos (DOE – *Design of experimentes*), o qual consiste em uma técnica estatística capaz de modelar e otimizar experimentos (ALMEIDA *et al.*, 2018). Conforme Naves *et al.*, (2017), a metodologia de superfície resposta (RSM – *Response Surface Methodology*) é um tipo de DOE amplamente utilizado em vários segmentos, como nos estudos realizados por Adesina *et al.*, (2019), Corral Bobadilla *et al.*, (2019). A análise de uma superfície resposta é realizada 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).

Dessa maneira, para se obter as condições ótimas de operação para um sistema ou conhecer a região de espaço amostral, se torna possível fornecer informações relevantes para a aplicação dos métodos estatísticos de análises utilizando estudos a respeito de processos envolvendo o tratamento de água (ROWLANDS; ANTONY, 2003; CHO *et al.*, 2006).

Assim, com as informações obtidas através dos ensaios *jar-test* podem ser dispostas em diagramas de coagulação (LOPES, 2011; FERRARI *et al.*, 2012; LIN *et al.*, 2008), onde os valores da dosagem de coagulante, pH de coagulação e turbidez/cor/absorbância 254 nm 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.

Os diagramas de coagulação são ferramentas úteis para prognosticar as condições químicas em que ocorre a coagulação. Os mesmos, são essenciais para planejar, analisar e interpretar estudos utilizando *jar-test* e sistemas em escala piloto, contribuindo assim, para a definição da dosagem de coagulante e as condições de pH para a redução cor, turbidez e ainda de outros parâmetros de interesse (DOS SANTOS *et al.*, 2007).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

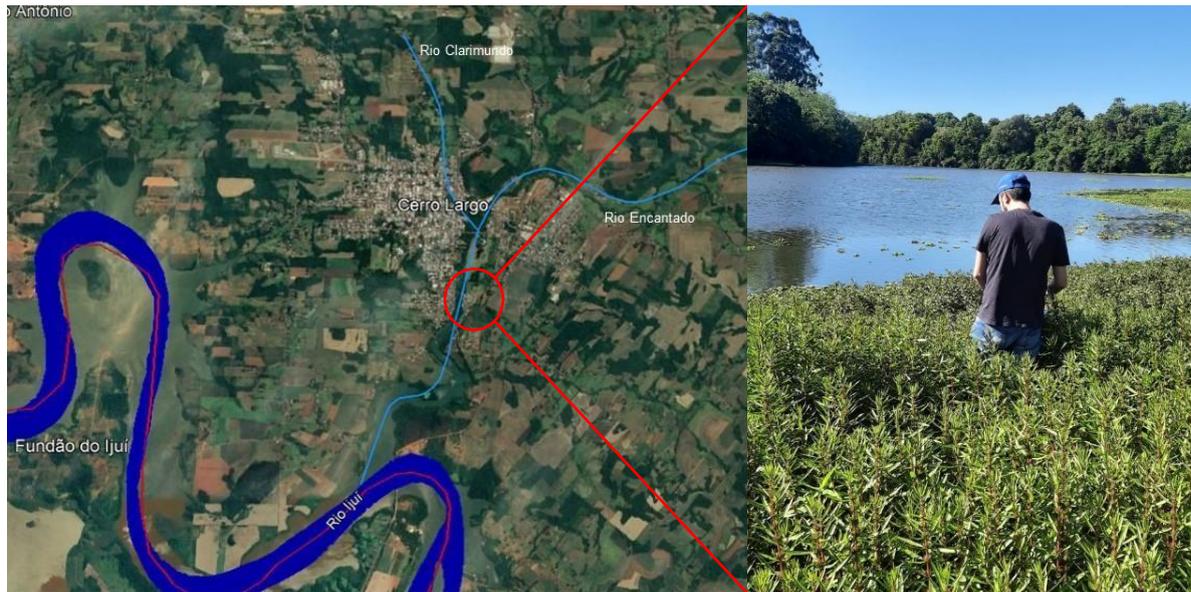
Esse estudo buscou avaliar a eficiência do tratamento de água utilizando o biopolímero extraído da pinha de *Pinus Elliottii* como auxiliar de floculação em escala laboratorial. Foram realizadas coletas de água natural no Rio Ijuí. A água bruta coletada foi analisada quanto aos parâmetros de turbidez, cor aparente e absorvância 254 nm (em triplicata) e posteriormente destinada ao tratamento. Para realização das análises, foi utilizada a infraestrutura dos Laboratórios da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS) – *Campus* Cerro Largo - RS, essencialmente o Laboratório de Águas e Ecotoxicologia.

3.1 CAPTAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA A SER TRATADA

As amostras de água foram coletadas do Rio Ijuí. A coleta foi realizada no ponto em destaque na Figura 2, localizado no município de Cerro Largo, de coordenadas geográficas de 24° 08' 26" sul e 54° 44' 43" oeste (Figura 2). Foram realizadas coletas de água em três datas, onde a primeira coleta foi realizada no dia de 19 de novembro de 2021, onde foram realizados os experimentos preliminares. Posteriormente, foram realizadas duas coletas para realização dos experimentos uma coleta no dia 08 de dezembro de 2021 e outra no dia 02 de fevereiro de 2022. Na última coleta a região estava enfrentando um período de estiagem e o corpo hídrico se encontrava abaixo de seu nível normal.

A região de coleta é conhecida como fundão do Ijuí e pertence à Bacia Hidrográfica do Rio Ijuí, o qual possui extensão de aproximadamente 4 km (DIEL *et al.*, 2015). A coleta foi realizada manualmente próxima a margem do corpo hídrico, no qual os galões foram submergidos na água e foram coletados cerca de 40 litros de água que foram armazenadas em galões com tampa, não sendo expostos ao sol e mantendo a água em temperatura ambiente.

Figura 2 – Localização do ponto de coleta.



Fonte: Adaptado de Google Earth, (2022).

Tabela 2 – Parâmetros a serem analisados e seus equipamentos

Parâmetros	Equipamentos
pH	pHmetro sonda YSI Professional Plus
Turbidez (uT)	Turbidímetro HACH 2000AP
Cor aparente ($\text{mg}\cdot\text{Pt}\cdot\text{Co}\cdot\text{L}^{-1}$)	Colorímetro Del Lab® DLA-COR
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	Sonda YSI Professional Plus
Absorbância 254 nm	Evolution 201 UV-Visível Spectrophotometer

Fonte: Elaborado pelo autor, (2022).

Posteriormente a coleta e condução dessa água bruta ao laboratório, foi realizada a sua caracterização, avaliando os parâmetros dispostos nas Tabela 2. Os equipamentos descritos foram utilizados para todas as análises. Todas essas análises, bem como, as análises realizadas após os ensaios de coagulação/floculação, seguiram as metodologias descritas no *Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater* (2017).

3.2 ENSAIOS DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO E SÓLIDOS SEDIMENTAVEIS

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

Bernardo *et al.*, (2011). Onde o coagulante (sulfato de alumínio) foi inserido na etapa de mistura rápida e o auxiliar de floculação (biopolímero extraído da pinha de *Pinus Elliotti*) foi inserido na etapa de mistura lenta.

Os tempos e gradientes de mistura foram pré-determinados de acordo com a NBR 12.216/1992 e com as boas práticas de tratamento de água (DI BERNARDO, 2005). O tempo de coagulação (30 s), o gradiente de mistura (600 s^{-1}), o tempo de floculação (11 min), os gradientes de velocidade (70 s^{-1} , 40 s^{-1} e 10 s^{-1}) e os tempos de sedimentação (2 min, 4 min, 6 min e 10 min) foram mantidos constantes durante os ensaios. Não houve ajuste de pH da água bruta. Contudo sabe-se que a adição do coagulante pode alterar esse pH consideravelmente (LEMOS *et al.*, 2020). Por isso, o pH de coagulação foi medido após o processo de mistura rápida e os valores de pH de coagulação foram utilizados para obter os diagramas de coagulação.

Após os tempos de sedimentação determinados, as amostras foram coletadas à aproximadamente 7 cm da superfície. A partir dessa amostra foram analisadas a cor aparente, turbidez e a absorção em UV-254 nm, e calculado o percentual de remoção desses parâmetros em comparação com água bruta (antes do tratamento). O percentual de remoção foi calculado utilizando-se a 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.

Como já mencionado, os valores de pH da água natural não foram alterados. A temperatura da água foi mantida ambiente para realização dos ensaios, uma vez que interfere significativamente na viscosidade da água (RICHTER, 2013).

Avaliou-se também a quantidade de lodo gerada pelo tratamento após a sedimentação. Para isso, as amostras eram homogeneizadas e foi retirada uma alíquota de 1 L da água após o tratamento para ser inserido nos cones Imhoff onde ficaram por 1 hora para avaliar a quantidade de lodo em cada um dos tratamentos (APHA, 2017). Buscou-se avaliar o experimento que utilize a quantidade ótima de coagulante e auxiliar de floculação que irá gerar volume de lodo que não seja demasiado, visto que o lodo é um resíduo que se tem dificuldades de tratamento.

3.3 PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL

Para os ensaios, foram definidos os dois fatores de interesse: dosagem do coagulante sulfato de alumínio ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), e dosagem do biopolímero extraído da pinha o qual deseja-se avaliar como auxiliar de floculação ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Os parâmetros (dosagens) foram 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.

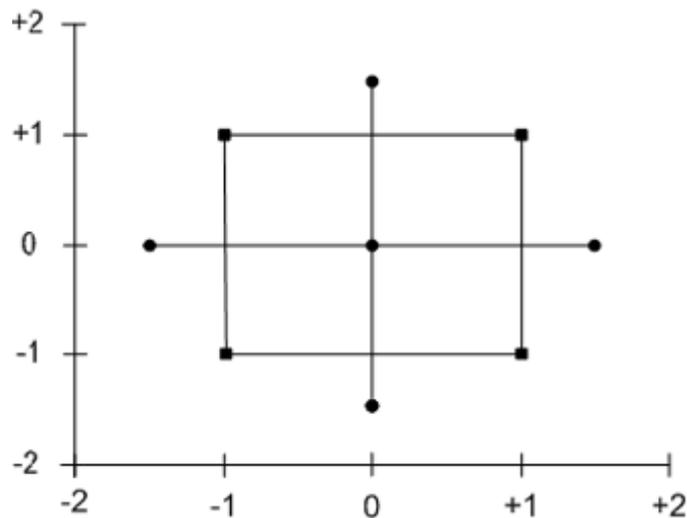
A utilização do sulfato de alumínio ocorreu por ele ser considerado o coagulante químico mais utilizado nas ETAs do Brasil, pelo fato de possuir uma alta eficiência na remoção de sólidos em suspensão e também pelo seu custo de aquisição relativamente baixo (LEMOS *et al.*, 2020). As dosagens de sulfatos de alumínio utilizados nas ETAS variam de acordo com as características das águas captadas. Jaeel e Zaalán (2017) em seu trabalho utilizaram faixas de concentração de sulfato de alumínio de 10 a 40 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, já Daryabeigi Zand e Hoveidi (2015) utilizaram faixas de concentração de sulfato de alumínio entre 5 e 50 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. O sulfato de alumínio foi proveniente dos laboratórios da UFFS e no presente trabalho foram testadas faixas preliminares de 15 a 60 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de sulfato de alumínio sem a utilização do biopolímero e a partir dos resultados obtidos optou-se por usar as faixas de 15 a 35 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de sulfato de alumínio.

A obtenção do biopolímero ocorreu através dos estudos de Finkler (2021), onde o biopolímero foi guardado em um frasco na geladeira. Desse modo, o biopolímero não foi extraído novamente. Dessa forma, para as dosagens do biopolímero, que foi usado como auxiliar de floculação, foram utilizadas faixas de 1,7 a 5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ baseados nas contatações realizadas por FINKLER, (2021). Onde nessas constatações foram observadas atividades de coagulação do biopolímero em baixas concentrações, dessa forma indicando que há proteínas suficientes para ligar todas as partículas em suspensão na água (FINKLER, 2021).

Para a avaliação dos fatores de interesse, foi utilizado o *software* Minitab®18, onde foram planejados os experimentos pelo CCD, que possibilitou através de análises estatísticas, obter conclusões por meio de uma superfície de resposta. Através do *software* Minitab®18 foram definidas nove combinações de tratamento a partir dos mesmos limites inferior (1,7 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para o biopolímero e 15 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para o sulfato de alumínio) e superior (5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para o biopolímero e 35 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para o sulfato de alumínio), representados por quatro pontos cúbicos, quatro pontos axiais e um ponto central (3,4 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para o biopolímero e 25 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para o sulfato de alumínio) com quatro repetições, conforme a Tabela 4. Além disso, definiu o alfa padrão (1,41), que determina a distância entre os pontos experimentais, posicionando os pontos axiais

além dos limites dos pontos cúbicos, como pode ser observado na Figura 3. Esses valores combinados resultam em treze ensaios, sugeridos pelo *software* Minitab®18 (conforme a Tabela 3).

Figura 3 – Modelo de gráfico de dispersão dos pontos experimentais com valor de alfa padrão



Fonte: Portal Action (2021).

Após conduzir os experimentos os resultados foram inseridos no *software* Minitab®18 e através dele foi possível gerar os diagramas de coagulação de Sulfato de alumínio x pH de coagulação e biopolímero x pH de coagulação com as variáveis respostas de cor aparente, turbidez e absorvância 254 nm onde se possibilitou verificar as melhores faixas de coagulação dos resultados que serão relatados no tópico Resultados e Discussões.

Tabela 3 – Definição dos tratamentos através dos pontos experimentais

Ordem aleatória	Biopolímero (mg·L ⁻¹)	Sulfato de Alumínio (mg·L ⁻¹)
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, (2022).

Tabela 4 – Tratamentos a partir dos pontos experimentais

Rodada 1	-	<u>Pontos</u>			
		-1,41	-1	0	1
Sulfato de Alumínio (mg·L⁻¹)	10,8579	15	25	35	39,1421
Biopolímero (mg·L⁻¹)	1,0	1,7	3,4	5	5,7

Fonte: Adaptado de Minitab®18.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

A presente seção irá apresentar os resultados e discussões obtidos através das análises laboratoriais da água bruta captada e dos experimentos realizados com o tratamento de água utilizando o sulfato de alumínio como coagulante e o biopolímero extraído da Pinha de *Pinus Elliotti* como auxiliar de floculação.

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA BRUTA

Para a realização dos experimentos foram realizadas 3 coletas de água no período de 19 de novembro de 2021 a 02 de fevereiro de 2022, onde foram identificados os valores médios de cor aparente, turbidez, absorvância em 254 nm e pH como caracterização da água em estudo, onde esses estão discriminados na Tabela 5.

Com a água proveniente da coleta 1 foram realizados experimentos preliminares com a utilização do sulfato de alumínio para determinar a faixa de aplicação do coagulante nos demais experimentos. E com a água proveniente das coletas 2 e 3 foram realizados os demais experimentos, onde foram utilizados o sulfato de alumínio como coagulante e o biopolímero extraído da pinha de *Pinus Elliotti* como auxiliar de floculação. Onde nos experimentos 1 a 6 e 8 a 13 foram utilizados água da coleta 2 e no experimento 7 foi utilizada a água da coleta 3.

Tabela 5 – Caracterização das amostras coletadas

Parâmetros	Coleta 1*	Coleta 2	Coleta 3
Cor aparente (uH)	12	11±0,6	41±1
Turbidez (uT)	20	17,2±0,06	372±0,6
Absorvância	0,649	3,652±0,005	0,307±0,0005
pH	7,25	7,63	7,71
Datas	19/11/2021	08/12/2021	02/02/2022

Fonte: Elaborado pelo autor, (2022). Nota: *Realizada apenas uma medição.

O ponto de coleta se situa em uma área rural conforme a Figura 2 e no período das coletas 1 e 2 o regime de precipitações da região se encontrava regular, porém, no período em que foi realizada (02 de fevereiro de 2022) a coleta 3 a região enfrentava um forte período de estiagem. Dessa forma os resultados obtidos nas coletas 1 e 2 apresentam os valores de turbidez, cor aparente e absorvância amenos, apenas com a exceção da absorvância na coleta 2, onde esse

valor elevado de absorvância estima que a água bruta tem uma concentração de matéria orgânica elevada (PENITSKY, 2003). Geralmente os valores de absorvância ficam entre 0 e 1, porém nesse caso houve uma troca na escala do equipamento e se obteve o valor de 3,652 na absorvância 254 nm lida durante a realização dos experimentos. Os resultados obtidos no ponto de coleta 3 indicam uma elevada turbidez e cor aparente, devido à falta de precipitações, nessas condições o nível do corpo hídrico se encontrava abaixo da normalidade, o ponto de coleta cercado por vegetação e lodo de fundo de rio. Conforme Figueiredo e Becker (2018) a alta turbidez pode ser causada pela suspensão de sedimento pela ação dos peixes e do vento devido à baixa profundidade do corpo hídrico.

A composição de amostras de água de um corpo hídrico possui uma variação no parâmetro da turbidez onde é de 5 a 50 uT e a variação no parâmetro na cor aparente varia de 0 a 200 uH (GAIKWAD; MUNAVALLI, 2019; BRASIL, 2006). As características da água bruta do presente estudo são semelhantes a alguns relatos encontrados na literatura. Finkler (2021) avaliou a utilização da pinha de *Pinus Elliotti* como coagulante e utilizou dois pontos para a coleta de água bruta onde os valores de turbidez encontrados foram de 14 e 38 uT e os de cor aparente foram 11 e 191 uH. Lima *et al.* (2017) utilizaram água bruta coletada no rio do Campo, localizado na cidade de Campo Mourão – PR com cor aparente de 174 uH e turbidez de 97 uT ao estudar *Abelmoschus esculentus* (quiabo) como auxiliar de floculação. Arantes e Matuoka (2019) avaliaram a utilização de extrato de sementes de Moringa oleifera como coagulante e utilizaram uma água bruta coletada da Bacia do Alto Tietê - SP com cor aparente de 14,6 uH e turbidez de 10,5 uT.

4.2 ENSAIOS PRELIMINARES COM SULFATO DE ALUMÍNIO

O sulfato de alumínio é o coagulante metálico mais frequentemente utilizado nas ETAs (ZOLLET *et al.*, 2013) e para a definição da faixa de dosagem de sulfato de alumínio foram consultados na literatura alguns estudos a respeito. Dessa maneira optou-se por utilizar no presente trabalho a faixa de concentração de sulfato de alumínio de 15 a 60 mg·L⁻¹.

Dessa maneira foram adotadas as concentrações de sulfato de alumínio nos valores de 15, 25, 35, 45, 55 e 60 mg·L⁻¹ para a realização dos ensaios preliminares. Esses ensaios preliminares foram realizados utilizando a água proveniente da coleta 1 onde, após os tempos de sedimentação de 2, 4, 6, 10 minutos foram retiradas amostras de água e analisados os

parâmetros de cor aparente, turbidez e absorvância 254 nm. Posteriormente foram calculados os percentuais de remoção através da equação 1, onde estes estão apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 – Porcentagem (%) de remoção dos ensaios preliminares utilizando sulfato de alumínio como coagulante (sem a adição do biopolímero).

Dosagem sulfato de alumínio (mg·L ⁻¹)	Tempos de sedimentação											
	2 min			4 min			6 min			10 min		
	Turbidez	Cor	Abs	Turbidez	Cor	Abs	Turbidez	Cor	Abs	Turbidez	Cor	Abs
15	88,00	65,00	81,93	87,50	65,00	81,60	85,50	65,00	81,61	95,60	65,00	81,69
25	96,90	65,00	81,73	86,00	65,00	81,59	82,00	65,00	81,65	85,50	65,00	81,65
35	96,70	65,00	81,70	88,00	65,00	81,74	82,00	65,00	81,69	94,15	65,00	81,69
45	63,50	60,00	81,66	93,95	65,00	81,81	67,00	65,00	81,67	94,90	65,00	81,34
55	39,00	55,00	81,43	43,50	60,00	81,67	45,00	60,00	81,74	52,00	60,00	81,71
60	17,00	55,00	81,64	38,00	55,00	81,83	38,50	55,00	81,50	98,10	55,00	81,60

Fonte: Elaborado pelo autor (2022).

De acordo com os resultados obtidos percebeu-se que os melhores percentuais de remoção se encontravam na faixa de concentração de 15 a 35 mg·L⁻¹ de sulfato de alumínio em todos os tempos de sedimentação analisados. Assim, foi escolhida a faixa de concentração de sulfato de alumínio de 15 a 35 mg·L⁻¹ para ser trabalhada como agente coagulante e a faixa de 1,7 a 5 mg·L⁻¹ para o biopolímero extraído da pinha de *Pinus Elliotti* como auxiliar de floculação conforme indicado nos estudos de Finkler (2021). Desse modo, a partir destes ensaios, são apresentados na sequência as remoções de cor aparente, turbidez e absorvância em 254 nm, diagramas de coagulação e gráficos de pareto. E por fim o volume de sólidos sedimentáveis.

4.3 REMOÇÃO DE COR APARENTE

A presença de cor nas águas pode anular os processos fotossintéticos nos cursos d'água (DA SILVA *et al.*, 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 (LIBÂNIO, 2010).

Para evidenciar o potencial da utilização do biopolímero extraído da pinha de *Pinus Elliotti* como auxiliar de floculação no tratamento de águas, foram calculados os percentuais de

remoção dos resultados obtidos através da Equação 1. Optou-se por apresentar os resultados do tempo de sedimentação de 6 min pelo fato de apresentarem os maiores percentuais de remoção. Os demais resultados obtidos para os tempos de sedimentação de 2 min, 4 min e 10 min se encontram no Anexo A. Na Tabela 7, estão dispostos os percentuais de remoção da cor aparente obtidos para os tempos de sedimentação de 6 min, juntamente com o pH de coagulação medido após o processo de mistura rápida.

Tabela 7 – Concentrações utilizadas nos experimentos, percentual de remoção de cor aparente no tempo de sedimentação de 6 min e cor remanescente (uH).

Experimentos	Concentrações (mg·L ⁻¹)		Sedimentação (6 min)	
	Sulfato	Biopolímero	Resultados obtidos	
			% de remoção cor aparente	Cor remanescente (uH)
1	15,0	5,0	18,18	9
2	15,0	1,7	18,18	9
3	25,0	5,7	18,18	9
4	35,0	1,7	18,18	9
5	25,0	3,4	18,18	9
6	25,0	3,4	18,18	9
7	25,0	3,4	97,31	10
8	25,0	3,4	18,18	9
9	25,0	3,4	18,18	9
10	10,8	3,4	0,00	11
11	35,0	5,0	18,18	9
12	39,1	3,4	18,18	9
13	25,0	1,0	18,18	9

Fonte: Elaborado pelo autor, (2022).

A partir dos resultados obtidos com o tempo de sedimentação de 6 min pode-se perceber que o maior percentual de remoção na cor aparente foi de 97,31% obtido no experimento 7. Onde esse alto percentual de remoção pode não representar esse valor, visto que nesse experimento os valores de dosagens são pontos centrais (repetição). Nos demais experimentos que utilizaram as mesmas dosagens obtiveram uma remoção de 18,18% de remoção, podendo esse valor ser o real para o experimento 7 indicando que pode ter ocorrido um erro de medição nesse experimento.

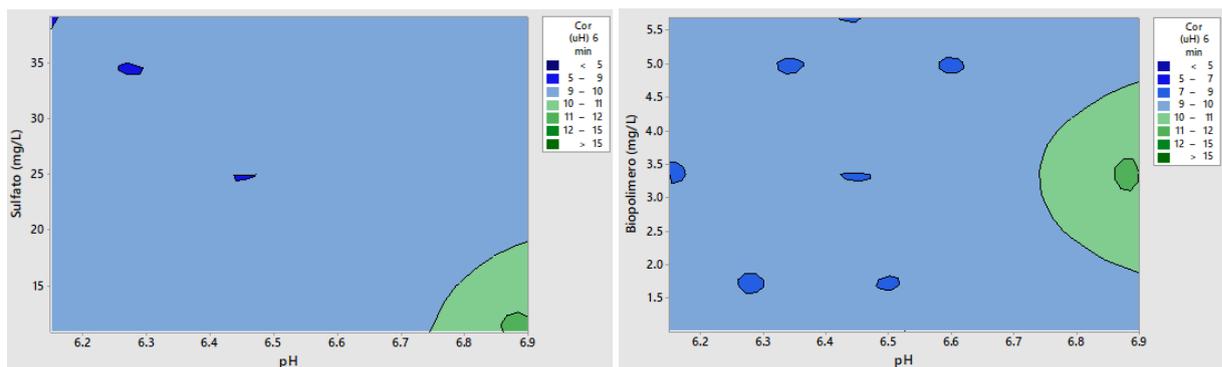
No experimento 10, não houve remoção de cor aparente, essa não remoção pode ser explicada pelo fato ter sido utilizada uma concentração de sulfato de alumínio mais baixa definida para nos experimentos e uma faixa intermediária de biopolímero. Nos demais

experimentos a remoção da cor aparente ficou em 18,18%, indicando que não houve um elevado percentual de remoção de cor aparente dentro das faixas definidas para os experimentos, desse modo, indicando que esse percentual seja o padrão de remoção de cor aparente.

Em estudo similar realizado por Hashimoto *et al.* (2017), onde utilizaram o sulfato de alumínio para o tratamento de água com cor aparente de 121 uH se obteve um percentual de remoção variando de 70 a 100% onde pH da água utilizada se encontrava na faixa de 7 a 8. Já em outro estudo Lima *et al.* (2017) utilizaram água bruta com cor aparente de 174 uH ao estudar *Abelmoschus esculentus* (quiabo) como auxiliar de floculação e obtiveram uma remoção de cor aparente de 100% com tempo de sedimentação de 15 min.

No Brasil o limite permitido para os padrões de potabilidade da Portaria de Consolidação nº 888 de 2021 que altera o Anexo XX de Portaria de Consolidação GM/MS nº 5 de 28 de setembro de 2017 para a cor aparente é de 15 uH. A partir dos diagramas de coagulação obtidos para o sulfato de alumínio e o biopolímero (Figura 4) que foi conseguido alcançar os padrões exigidos. Observa-se que em concentrações abaixo de $15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de sulfato de alumínio e em pH de coagulação próximos a 6,9 não houve alterações no parâmetro de cor aparente remanescente. Para o biopolímero nas concentrações de 2 a $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, ou seja, em faixas intermediárias e pH de coagulação acima de 6,75 também não houve alteração no parâmetro de cor aparente remanescente (baixa remoção).

Figura 4 – Diagramas de coagulação de cor remanescente (uH) em função da dosagem de coagulante e auxiliar de floculação X pH de coagulação para 6 min de sedimentação.

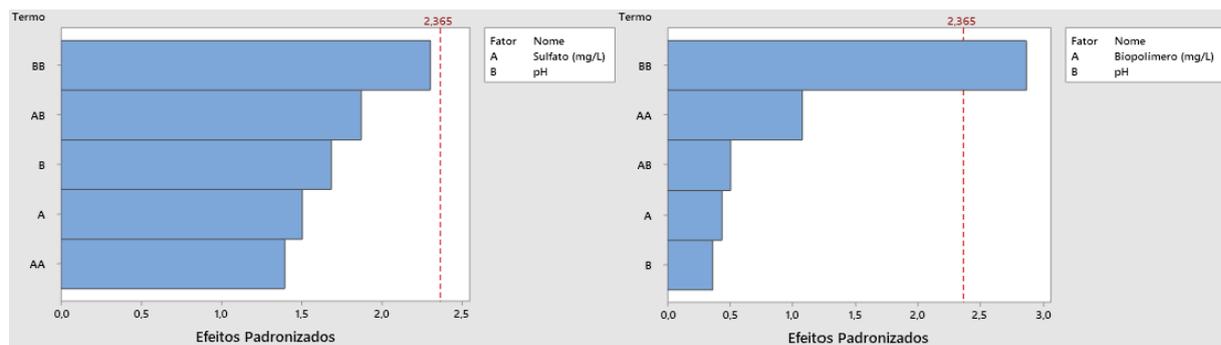


Fonte: Elaborado pelo autor, (2022).

No estudo realizado por Sátiro *et al.* (2020), foram elaborados diagramas de coagulação para o sulfato de alumínio onde constatou-se que as melhores porcentagens de remoção seriam em dosagens superiores a $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ com o pH de coagulação de 6,5. Já nos estudos realizados por Finkler (2021) onde o biopolímero da pinha de *Pinus Elliotti* foi utilizado como coagulante obteve-se as menores condições de cor aparente remanescente em valores alcalinos de pH.

Analisou-se os gráficos de Pareto de forma verificar se os parâmetros apresentavam significância, para isso considerou-se o gráfico de Pareto de efeitos padronizados. O Minitab®18 exibe o valor absoluto em diagramas onde os efeitos que se estendem além da linha de referência são considerados significativos. Quando relacionado o sulfato de alumínio x biopolímero não foram encontradas relações significativas, esses gráficos de correlação se encontram no Anexo B. Quando investigada a relação entre o sulfato de alumínio x pH de coagulação também não foi encontrada significância entre os parâmetros, conforme a Figura 5. Já quando investigado a relação de biopolímero x pH de coagulação, o termo do pH quadrático é o único termo significativo pois, é o único termo que está além da linha de referência e exerce uma maior influência sobre a resposta de remoção de cor aparente.

Figura 5 - Gráficos de Pareto de efeitos padronizados de cor aparente relações de Sulfato x pH e Biopolímero x pH



Fonte: Elaborado pelo autor, (2022).

4.4 REMOÇÃO DE TURBIDEZ

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). Na Tabela 8 estão discriminados os resultados obtidos em porcentagem de remoção de turbidez no tempo de sedimentação de 6 min.

Tabela 8 - Concentrações utilizadas nos experimentos, percentual de remoção de turbidez no tempo de sedimentação de 6 min e turbidez remanescente.

Experimentos	Concentrações (mg·L ⁻¹)		Sedimentação (6 min)	
	Sulfato	Biopolímero	Resultados obtidos	
			% de remoção turbidez	Turbidez remanescente (uT)
1	15,0	5,0	90,76	1,59
2	15,0	1,7	96,40	0,62
3	25,0	5,7	94,59	0,93
4	35,0	1,7	99,01	0,17
5	25,0	3,4	95,06	0,85
6	25,0	3,4	99,42	0,1
7	25,0	3,4	78,05	9
8	25,0	3,4	97,56	0,42
9	25,0	3,4	97,73	0,39
10	10,8	3,4	65,12	6
11	35,0	5,0	97,44	0,44
12	39,1	3,4	93,95	1,04
13	25,0	1,0	98,49	0,26

Fonte: Elaborado pelo autor, (2022).

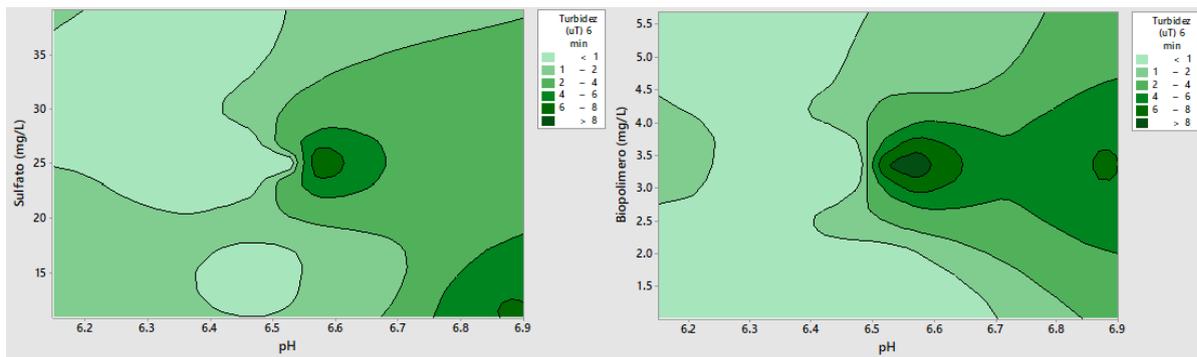
Pode-se verificar que no experimento 10 onde foi utilizado a menor dosagem de coagulante e um valor intermediário de biopolímero como auxiliar de floculação se obteve um percentual de remoção de 65,12%. Já em valores intermediários de sulfato de alumínio e biopolímero se obteve percentuais de remoção variando de 78,05 a 99,42%. E no experimento 13 onde foi utilizado a menor concentração de biopolímero como auxiliar de floculação se obteve um percentual de remoção de 98,48%. O padrão exigido pela Portaria nº 888 de 2021 para água (em rede de abastecimento) para a turbidez é de 5 uT, não sendo atingidos nos experimentos 7 e 10, onde nesses experimentos se obteve os menores percentuais de remoção de turbidez, sendo de 78,05 e 65,12, respectivamente.

No estudo de Delmonico *et al.* (2020) onde utilizou Policloreto de alumínio (PAC) como auxiliares de floculação polímero catiônicos e aniônicos alcançaram uma remoção de turbidez de 99,96%. Hussain *et al.* (2019) utilizou extrato de pinha como coagulante natural e obteve uma porcentagem de eficiência de 82% em valores de pH altamente ácidos ou básicos.

Baseado nos valores de remoção de turbidez a partir do CCD, gerou-se os diagramas de coagulação para o tempo de sedimentação de 6 min, conforme a Figura 6. A partir dos diagramas de coagulação pode-se perceber que para o sulfato de alumínio a faixa entre 25 a 35 mg·L⁻¹ em faixa de pH abaixo de 6,5, se obteve as maiores remoções de turbidez, porém, na

condição em que há uma baixa dosagem de sulfato de alumínio e um pH mais próximo a 6,9 apresenta condições onde há a maior turbidez remanescente. Já para o biopolímero há uma ampla faixa de dosagem (1 a 5,5 mg·L⁻¹) e pH de coagulação em torno de 6,25 a 6,4 que se obteve a maior remoção de turbidez. Em ambos diagramas pode-se perceber que nas faixas intermediárias de dosagem e com pH acima de 6,5 houve formação de zonas onde ocorreram menor remoção da turbidez.

Figura 6 - Diagramas de coagulação de turbidez remanescente (uT) em função da dosagem de coagulante e auxiliar de floculação X pH de coagulação para 6 min de sedimentação.



Fonte: Elaborado pelo autor, (2022).

Foram realizados gráficos de pareto para entender se estava havendo alguma interrelação entre os parâmetros de sulfato de alumínio e biopolímero da pinha de *Pinus Elliotti* no processo de remoção, porém não foram encontradas relações significativas. Também se investigou a relação entre o coagulante e o auxiliar de floculação com o pH de coagulação e também não foram encontradas relações significativas e dessa forma optou-se por inseri-los no Anexo C.

4.5 REMOÇÃO DE ABSORBÂNCIA 254 nm

A análise de remoção da absorvância (UV – 254 nm) possibilita prever o conteúdo de matéria orgânica presente na água tratada, onde do ponto de vista da tratabilidade seria indesejável (BERLANDA *et al.*, 2021). Como foi realizada a utilização de um biopolímero de origem vegetal, este poderia causar um incremento na matéria orgânica presente na água, dessa forma a absorvância retrata a presença ou não dos elementos indesejáveis (FINKLER, 2021). Dessa forma a detecção de matéria orgânica presente na água é necessária, pois, a partir disso, se detectará um conjunto de substâncias originadas da excreção, secreção e processo

intermediário da decomposição de organismos, o que influencia na aparência da água (DI BERNARDO *et al.*, 2002).

A partir da análise da Tabela 9, onde encontram-se os resultados em porcentagem de remoção obtidos, pode-se perceber que houverem altas porcentagens de remoção de absorvância, com exceção no experimento 7 onde houve uma remoção de 54,07%. Nos demais experimentos as porcentagens de remoção ficaram entre 97,75 e 99,75%. No experimento 2, onde ocorreu a maior porcentagem de remoção se obteve um valor de absorvância remanescente de 0,009 nm. No estudo realizado por Finkler (2021) que utilizou o biopolímero extraído da pinha, obteve o percentual de remoção de 87% em um valor de pH extremamente básico e obteve um valor de absorvância remanescente de 0,033 nm.

Tabela 9 - Concentrações utilizadas nos experimentos, percentual de remoção de absorvância (254 nm) no tempo de sedimentação de 6 min e pH de coagulação.

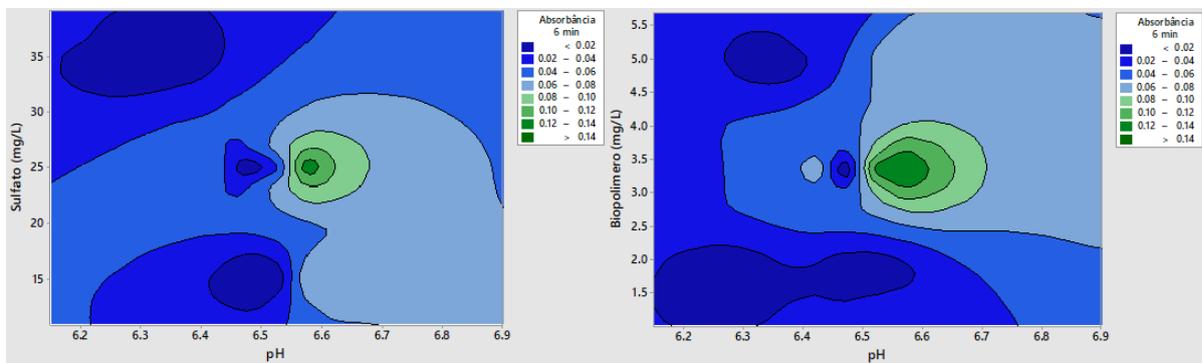
Experimentos	Concentrações (mg·L ⁻¹)		Sedimentação (6 min)	
	Sulfato	Biopolímero	Resultados obtidos	
			% de remoção absorvância (nm)	Absorvância 254 nm remanescente
1	15,0	5,0	98,00	0,073
2	15,0	1,7	99,75	0,009
3	25,0	5,7	99,12	0,032
4	35,0	1,7	99,67	0,012
5	25,0	3,4	98,82	0,043
6	25,0	3,4	99,64	0,013
7	25,0	3,4	54,07	0,141
8	25,0	3,4	97,75	0,082
9	25,0	3,4	98,93	0,039
10	10,8	3,4	98,22	0,065
11	35,0	5,0	99,59	0,015
12	39,1	3,4	99,26	0,027
13	25,0	1,0	98,96	0,038

Fonte: Elaborado pelo autor, (2022).

Através do tratamento dos resultados feitos pelo CCD, partindo dos valores de remoção de absorvância, obteve-se os diagramas de coagulação para o sulfato de alumínio e para o biopolímero em 6 min de sedimentação, conforme Figura 7. A partir desses, pode se observar os menores valores de absorvância remanescente foram detectados em pH abaixo de 6,5 e na concentração de sulfato de alumínio na faixa de 15 a 35 mg·L⁻¹ e para o biopolímero na faixa de 1 a 5 mg·L⁻¹.

Foram realizados gráficos de pareto para entender se estava havendo alguma interrelação entre os parâmetros de sulfato de alumínio e biopolímero da pinha de *Pinus Elliotti* e as remoções, porém nesses não foram encontradas relações significativas. Também se investigou a relação entre o coagulante e o auxiliar de floculação com o pH de coagulação e também não foram encontradas relações significativas e dessa forma optou-se por inseri-los no Anexo D.

Figura 7 - Diagramas de coagulação de absorvância remanescente (nm) em função da dosagem de coagulante e auxiliar de floculação X pH de coagulação para 6 min de sedimentação.



Fonte: Elaborado pelo autor, (2022).

4.6 VOLUME DE LODO GERADO APÓS O PROCESSO DE SEDIMENTAÇÃO

O material sedimentado forma o lodo de água, que deve ser removido mecanicamente ou por meio de lavagem do decantador (JORDÃO; PESSOA, 2011). O lodo gerado pode representar um volume significativo em relação ao volume de água tratado (ACHON *et al.*, 2013) e deve receber uma gestão ambientalmente adequada, atendendo os preceitos da Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010).

Dessa forma, buscou-se avaliar a melhor combinação entre o coagulante e o auxiliar de coagulação e após os tempos de sedimentação, cada amostra foi homogeneizada a fim de verificar o volume do lodo em cada um dos experimentos. Esses resultados encontrados na Tabela 10.

O maior volume de lodo gerado foi no experimento 12, onde utilizou-se a concentração mais elevada de sulfato de alumínio e uma concentração intermediária de biopolímero indicado pelo CCD, assim obteve-se volume de lodo de $8 \text{ mL} \cdot \text{L}^{-1}$. No experimento 11 onde foi utilizada

uma concentração de $35 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de sulfato de alumínio e a concentração mais elevada de biopolímero ($5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e se obteve um volume de lodo de $6 \text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$. No experimento 4 onde houve a utilização de sulfato de alumínio na concentração de $35 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e biopolímero em concentração baixa ($1,7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), se gerou $7 \text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$ de lodo. Já no experimento 10 onde utilizou-se a menor concentração de sulfato de alumínio e uma concentração intermediária de biopolímero se obteve um volume de lodo de $0,6 \text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$ e nesse experimento se observou que haviam bastante partículas em suspensão. Quando se utilizou coagulante e auxiliar de floculação em faixas intermediárias de concentração se obteve volume de lodo variando entre $1,2$ e $4 \text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$. Ademais, em todas as amostras se identificou uma boa clarificação da água.

Tabela 10 – Volume de lodo gerado em cada um dos experimentos realizados.

Experimentos	Concentrações ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)		Volume de lodo gerado ($\text{mL}\cdot\text{L}^{-1}$)
	Sulfato	Biopolímero	
1	15,0	5,0	1,2
2	15,0	1,7	2
3	25,0	5,7	3,5
4	35,0	1,7	7
5	25,0	3,4	3,6
6	25,0	3,4	3,8
7	25,0	3,4	2
8	25,0	3,4	3,9
9	25,0	3,4	4
10	10,8	3,4	0,6
11	35,0	5,0	6
12	39,1	3,4	8
13	25,0	1,0	4,5

Fonte: Elaborado pelo autor, (2022).

No estudo realizado por Santos (2011) onde avaliou o desempenho de produtos químicos na coagulação de água, o autor utilizou diferentes combinações de coagulantes e utilizou a mesma metodologia para avaliar o volume de sólidos sedimentáveis. Quando utilizou a combinações de cal e sulfato de alumínio gerou um volume de lodo de 42 mL. Porém quando utilizou a combinação de sulfato de alumínio e Tanfloc SG gerou-se um volume de lodo de $19 \text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$, onde o autor relata que se gerou um lodo mais adensado e uma boa clarificação da água.

No experimento 10 foi onde ocorreu o menor volume de lodo gerado, porém, nesse experimento não houve remoção de cor aparente e houve uma remoção de 65,12% de turbidez. Já no experimento 6 foram onde ocorrem os maiores percentuais de remoção de cor aparente,

turbidez e absorvância, o volume de lodo gerado foi de $3,6 \text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$. Nos experimentos que utilizaram a mesma faixa de dosagens chegaram-se em valores similares de volume de lodo gerado. Entretanto no experimento 2 onde foram utilizadas as dosagens de $15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de sulfato de alumínio e $1,7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de biopolímero, se obteve bons resultados de remoção dos parâmetros analisados e também se gerou um volume de lodo de $2 \text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$. Desse modo, se pressupõe que o experimento 2 por utilizar menores concentrações de coagulante e auxiliar de floculação e alcançar percentuais de remoção satisfatórios seja a melhor combinação de coagulante e auxiliar de coagulação.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O tratamento de água se faz cada vez mais necessário visto que, cada vez mais são encontrados poluentes que podem acarretar problemas de saúde na população. Dentro do processo de tratamento o uso de substâncias químicas também pode formar substâncias nocivas a população abastecida. Dessa forma, a utilização do biopolímero extraído da pinha de *Pinus Elliotti* como auxiliar de floculação, surge como uma opção de redução da dosagem de coagulante no tratamento de água.

Os resultados obtidos através dos ensaios em *jar-test* nos conduzem a acreditar que o uso da pinha de *Pinus Elliotti* como auxiliar de floculação seja uma opção para uso no tratamento de água. Com o auxílio dos diagramas de coagulação foi possível observar resultados favoráveis para a coagulação com baixas dosagens de coagulante e auxiliar de floculação. Constatou-se que a partir do tratamento da água realizado com a combinação de sulfato de alumínio como coagulante e o biopolímero extraído da pinha de *Pinus Elliotti* conseguiu-se alcançar parâmetros em conformidade com a Portaria de Consolidação nº 888 de 2021. Entretanto, vale ressaltar que água tratada após os processos de coagulação, floculação e sedimentação, passaria pela etapa de filtração onde nesse trabalho não foi avaliado.

Dessa forma, o experimento 2 foi o experimento em qual se supõe que houve remoção satisfatórias, sendo que utilizou dosagem de coagulante de $15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e dosagem de auxiliar de floculação de $1,7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Contudo, sugere-se mais estudos afim de se identificar relações significativas entre os parâmetros. Recomenda-se buscar outras fontes de água bruta para verificar a eficácia do tratamento. Também sugere-se avaliar a utilização de outro agente coagulante em conjunto com o biopolímero, para que assim se possa fazer um comparativo de eficiência de remoção e volume de lodo gerado.

REFERÊNCIAS

- ABOULHASSAN, M. A.; SOUABI, S.; YAACOUBI, A.; BAUDU, M. Coagulation efficacy of a tannin coagulant agent compared to metal salts for paint manufacturing wastewater treatment. **Desalination and Water Treatment**, v. 57, n. 41, p. 19199-19205, 2016.
- ACHON, C.L; BARROSO, M.M.; CORDEIRO, J.S. **Resíduos de estações de tratamento de água e a ISO 24512**: desafio do saneamento brasileiro. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 18, 2, p. 115-122, 2013.
- ADESINA, O. A.; ABDULKAREEM, F.; YUSUFF, A. S.; LALA, M.; OKEWALE, A. Response surface methodology approach to optimization of process parameter for coagulation process of surface water using Moringa oleifera seed. **South African Journal of Chemical Engineering**, v. 28, p. 46-51, 2019.
- ALMEIDA, F. A.; GOMES, G. F.; PAULA, V. R.; CORREA, J. E.; PAIVA, A. P.; GOMES, J. H. F.; TURRIONI, J. B. 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.; ALMEIDA, F. A. D.; COSTA, S. C.; LEME, R. C.; PAIVA, A. P. D. Aplicação da Metodologia de Superfície de Resposta para Otimização do Processo de Solda a Ponto no Aço Galvanizado AISI 1006. **Soldagem & Inspeção**, v. 23, p. 129-142, 2018.
- ANG, W. L.; MOHAMMAD, A. W. State of the art and sustainability of natural coagulants in water and wastewater treatment. **Journal of Cleaner production**, v. 262, p. 121267, 2020.
- ANG, W.; MOHAMMAD, A. W. Integrated and hybrid process technology. In: **Sustainable Water and Wastewater Processing**. Elsevier, 2019. p. 279-328.
- APHA (2017). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 23th ed. Washington.
- ARANTES, Camila Clementina; MATUOKA, Amanda Gonzalez. XII-042- Clarificação de água com baixos valores de turbidez e de cor aparente utilizando extrato de sementes de moringa oleifera para uso em comunidades isoladas. 2019
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 10.004**: 2004. Resíduos Sólidos - Classificação. Rio de Janeiro, 2004. 77p.
- AUGUSTO, L. G. D. S.; GURGEL, I. G. D.; CÂMARA NETO, H. F.; MELO, C. H. D.; COSTA, A. M. O contexto global e nacional frente aos desafios do acesso adequado à água para consumo humano. **Ciência & saúde coletiva**, v. 17, p. 1511-1522, 2012.
- BARBOSA, A. D.; DA SILVA, L. F.; DE PAULA, H. M.; ROMUALDO, L. L.; SADOYAMA, G.; ANDRADE, L. S. Combined use of coagulation (M. oleifera) and electrochemical techniques in the treatment of industrial paint wastewater for reuse and/or disposal. **Water research**, v. 145, p. 153-161, 2018.

BOLTO, B. A. Coagulation and flocculation with organic polyelectrolytes. In: NEWCOMBE, Gayle; DIXON, David (ed.). **Interface Science in Drinking Water Treatment: theory and applications**. Amsterdam: Academic Press, 2006. v. 10. Cap. 5. p. 63-88.

BOLTO, B.; GREGORY, J. Organic polyelectrolytes in water treatment. **Water research**, v. 41, n. 11, p. 2301-2324, 2007.

BOMFIM, A. P. D. S. **Avaliação dos coagulantes tanfloc em comparação aos coagulantes inorgânicos a base de alumínio no tratamento de água**. 2015. 210f. Dissertação (Mestrado) – Centro de ciências exatas naturais e tecnológicas, Universidade de Ribeirão Preto, Ribeirão Preto, 2015.

BONGIOVANI, M. C.; KONRADT-MORAES, L. C.; BERGAMASCO, R.; LOURENÇO, B. S. S.; TAVARES; C. R. G. Os benefícios da utilização de coagulantes naturais para a obtenção de água potável. **Acta Scientiarum Technology**. 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.

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. Casa civil. Presidência da República. **Decreto Federal de nº 79.367, de 9 de março de 1977**. Dispõe sobre normas e o padrão de potabilidade de água e dá outras providências. Diário Oficial da União. Brasília, 10 mar. 1977.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução CONAMA N° 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União. Brasília, 17 mar. 2005.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução CONAMA N° 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Diário Oficial da União. Brasília, 16 mai. 2011.

BRASIL. Lei N° 12.305 de 02 de agosto de 2010. **Política Nacional de Resíduos Sólidos**. Congresso Nacional, Brasília, DF, 2010.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS / Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. – Brasília: Funasa, 2014. 112 p.

BRASIL. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. **Portaria de consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017**. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Diário Oficial da União. Brasília, 29 set. 2017.

BRASIL. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. **Portaria de consolidação nº 888, de 4 de maio de 2021**. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de

setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União. Brasília, 05 mai. 2021.

BRASIL. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. **Portaria nº 36, de 19 de janeiro de 1990**. Aprova normas e o padrão de Potabilidade da Água destinada ao consumo humano. Diário Oficial da União. Brasília, 23 jan. 1990.

BRASIL. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. **Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União. Brasília, dez. 2011.

BRASIL. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. **Portaria nº 518, de 25 de março de 2004**. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Diário Oficial da União. Brasília, 24 mar. 2004.

BRASIL. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. **Portaria nº 56, de 14 de março de 1977**. Aprova normas e o padrão de potabilidade a serem observados em todo o território nacional. Diário Oficial da União, Brasília, 15 mar. 1977.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano**. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Brasília: Ministério da Saúde, 2006. 212 p.

BRATBY, J. **Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment**. IWA publishing, 2016.

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.

BUENO FILHO, D. S. **Abordagem de conceitos químicos por meio de uma estação de tratamento de água (ETA): uma sequência didática para o ensino da química**. 2020. Dissertação de Mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

CAMACHO, F. P.; SOUSA, V. S.; BERGAMASCO, R.; TEIXEIRA, M. R. The use of Moringa oleifera as a natural coagulant in surface water treatment. **Chemical Engineering Journal**, v. 313, p. 226-237, 2017.

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.

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

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.; PRASAD, K. M. N.; WU, T. Y.; RAGHUNANDAN, M. E.; RAMANAN, R. N. 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.

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 R., R.; BASSETI, F. J. Estudo de viabilidade de utilização do polímero natural (TANFLOC) em substituição ao sulfato de alumínio no tratamento de águas para consumo. In: **INTERNATIONAL WORKSHOP ADVANCES IN CLEANER PRODUCTION**, 2. São Paulo: 2009. p. 1-9.

CORRAL BOBADILLA, M.; LORZA, R. L.; ESCRIBANO GARCÍA, R.; SOMOVILLA GÓMEZ, F.; VERGARA GONZÁLEZ, E. P. Coagulation: determination of key operating parameters by multi-response surface methodology using desirability functions. **Water**, v. 11, n. 2, p. 398, 2019.

CRITTENDEN, J. C.; TRUSSELL, R. R.; HAND, D. W.; HOWE, K. J.; TCHOBANOGLIOUS, G. **MWH's Water Treatment: principles and design**. 3. ed. New Jersey: John Wiley & Sons, Inc., 2012. 1906 p.

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.

DARYABEIGI ZAND, A.; HOVEIDI, H. Comparing aluminium sulfate and poly-aluminium chloride (PAC) performance in turbidity removal from synthetic water. **Journal of Applied Biotechnology Reports**, v. 2, n. 3, p. 287-292, 2015.

DAYARATHNE, H. N. P.; ANGOVE, M. J.; ARYAL, R.; ABUEL-NAGA, H.; MAINALI, B. Removal of natural organic matter from source water: Review on coagulants, dual coagulation, alternative coagulants, and mechanisms. **Journal of Water Process Engineering**, p. 101820, 2020.

DELMONICO, E. L.; CONSTANTINO, A. F.; CARNEIRO, C. Uso de polímeros catiônicos e aniônicos como produtos auxiliares no tratamento de água. **Revista Mosaicos: Estudos em Governança, Sustentabilidade e Inovação**, v. 2, n. 1, p. 44-54, 2020.

DENVER WATER. Treatment Process. **5 Steps of water treatment**. 2021. Disponível em: <<https://www.denverwater.org/your-water/treatment-process>>. Acessado em: 06 set. 2021.

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.; DI BERNARDO, A.; CENTURIONE FILHO, P. L. **Ensaio de Tratabilidade de Água e Resíduos Gerados em Estações de Tratamento de Água**. São Carlos: Rima, 2002.

DI BERNARDO, Luiz; DANTAS, Angela Di Bernardo. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2. ed. São Carlos: Rima, 2005. 792 p.

DIEL, M. I.; PORTELA, V.; CHASSOT, T.; SANTOS, M. Fitossociologia do componente arbóreo do entorno da nascente no Arroio Clarimundo, afluente do Rio Ijuí - Rio Grande do Sul, Brasil. **Agrarian Academy**, v. 2, n. 4, p. 21-31, 2015.

DOS SANTOS, E. L. B.; DE ASSIS, J. V.; DA SILVA, L. F.; DA COSTA, L. L. P.; LEITE, Y. F. M. M.; DA SILVA, R. M. Eficiência de Moringa Oleifera e sulfato de alumínio no tratamento de água residuária industrial. **Educação Ambiental e Cidadania Pesquisa e Práticas Contemporâneas. Vol 1**. 2021.

DOS SANTOS, E. P. C. C.; TEIXEIRA, A. R.; ALMEIDA, C. P.; LIBÂNIO, M.; PÁDUA, V. L. D. Evaluating coagulation applied to direct downflowing filtration. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 12, n. 4, p. 361-370, 2007.

FARTO, C. D.; JÚNIOR, G. B. A.; DE SENA, R. F.; ROSENHAIM, R. Contaminantes Emergentes No Brasil Na Década 2010-2019–Parte Ii: Tecnologias De Tratamento E Eficiências De Remoção em ETEs E ETAs. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 18, n. 2021, 2021.

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.; DE JULIO, M.; SAKAMOTO DE JULIO, T.; DE SOUSA JÚNIOR, W. C. 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. investigación, desarrollo y práctica**, v. 5, n. 2, p. 45-58, 2012.

FERREIRA FILHO, S. S. **Tratamento de Água: Concepção, projeto e operação de estações de tratamento**. - 1 ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2017. 463 p.

FIGUEIREDO, A. V.; BECKER, V. Influência de eventos hidrológicos extremos na qualidade da água de reservatórios na região tropical semiárida. **RBRH**, v. 23, 2018.

FINKLER, L. A. **Extração de biopolímero de pinhas de pinus elliottii engelm para aplicação como coagulante no processo de tratamento de água**. Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental e Sanitária) – Universidade Federal da Fronteira Sul, Cerro Largo, 2021.

FORMENTINI-SCHMITT, D. M.; FAGUNDES-KLEN, M. R.; VEIT, M. T.; PALÁCIO, S. M.; TRIGUEROS; D. E. G; BERGAMASCO, R. Potential of the Moringa oleifera saline extract for the treatment of dairy wastewater: application of the response surface methodology. **Environ Technol**. 40(17):2290-99, 2018.

FORTES, A. C. C.; BARROCAS, P. R. G.; KLIGERMAN, D. C. A vigilância da qualidade da água e o papel da informação na garantia do acesso. **Saúde em Debate**, v. 43, p. 20-34, 2020.

FRANCO, C. S.; BATISTA, M. D. A.; OLIVEIRA, L. F. C. D.; KOHN, G. P.; FIA, R. 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.

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.

GALAN, C. R.; SILVA, M.F.; MANTOVANI, D; BERGAMASCO; R; VIEIRA, M. F. Green synthesis of copper oxide nanoparticles impregnated on activated carbon using Moringa oleifera leaves extract for the removal of nitrates from water. **Wiley Onle Library**. 96(11):2378-86. 2018

GANDIWA, B. I.; MOYO, L. B.; NCUBE, S.; MAMVURA, T. A.; MGUNI, L. L.; HLABANGANA, N. Optimisation of using a blend of plant based natural and synthetic coagulants for water treatment: (Moringa Oleifera-Cactus Opuntia-alum blend). **South African Journal of Chemical Engineering**, v. 34, n. July, p. 158–164, 2020.

GILCA, A. F.; TEODOSIU, C.; FIORE, S.; MUSTERET, C. P. Emerging disinfection byproducts: A review on their occurrence and control in drinking water treatment processes. **Chemosphere**, p. 127476, 2020.

GOUVEIA, N. Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. **Ciência & saúde coletiva**, v. 17, p. 1503-1510, 2012.

GRAHAM, N.; GANG, F.; FOWLER, G.; WATTS, M. Characterisation and coagulation performance of a tannin-based cationic polymer: A preliminary assessment. **Colloids and surfaces A: Physicochemical and engineering aspects**, v. 327, n. 1-3, p. 9-16, 2008.

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

GUZMÁN, L.; VILLABONA, Á.; TEJADA, C.; GARCÍA, R. Reducción de la turbidez del agua usando coagulantes naturales: una revisión. **Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica**, v. 16, n. 1, p. 253-262, 2013.

HAMZAH, A.; MANIKAN, V.; ABD AZIZ, N. A. F. Biodegradation of tapis crude oil using consortium of bacteria and fungi: Optimization of crude oil concentration and duration of incubation by response surface methodology. **Sains Malaysiana**, v. 46, n. 1, p. 43-50, 2017.

HELLER, L.; PÁDUA, L. V. (Organizadores) **Abastecimento de água para consumo humano**. 2. ed. rev. e atual.- Belo Horizonte: Editora UFMG, 2010.

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.

HOFFMAN, V. **Estudo da floculação convencional versus Ballated Flocculation em efluentes oriundos do acabamento molhado de couros**. Monografia (Engenharia Química)

– Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 43 p. 2007.

HORST, D. J.; PETTER, R. R. H.; VIEIRA, R. A.; WAGNER, T. M. HPLC mapping of second generation ethanol production with lignocelluloses wastes and diluted sulfuric hydrolysis. **Acta Scientiarum Technology**, 2014, v. 36, n. 4, p. 591–598.

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.

IAN, C. T.; SWETLAND, K.; WEBER-SHIRK, M. L.; LION, L. W. Fluid shear influences on the performance of hydraulic flocculation systems. **Water research**, v. 45, p. 5412-5418, 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa nacional de saneamento básico 2017: abastecimento de água e esgotamento sanitário.**

Coordenação de População e Indicadores Sociais. Rio de Janeiro: IBGE, 2020. 124 p.

JAEEL, A. J.; ZAALAN, S. A. Calculation the Optimum Alum Dosages Used in Several Drinking Water Treatment Plants in WASIT Governorate (IRAQ) and Investigation the Effect of pH on Alum Optimum Dosages. **Digital Proceeding of ICOCEE – CAPPADOCIA2017.** Nevsehir, TURKEY, May 8-10, 2017.

JALBA, D. I.; CROMAR, N. J.; POLLARD, S. J.; CHARROIS, J. W.; BRADSHAW, R.; HRUDEY, S. E. Safe drinking water: Critical components of effective inter-agency relationships. **Environment International**, v. 36, n. 1, p. 51-59, 2010.

JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C.A., **Tratamento de esgotos domésticos.** 6ª ed. Rio de Janeiro, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), 2011.

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.

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.

KAMIWADA, W. Y.; ANDRADE, P. V.; REIS, A. G. Emprego do cloreto de polialumínio em estudos de tratabilidade de água de abastecimento via coagulação, floculação e sedimentação. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 25, p. 667-676, 2020.

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.

KUMAR, Kundan; CHOWDHURY, Anirban. **Use of novel nanostructured photocatalysts for the environmental sustainability of wastewater treatments.** 2020.

LANDIM, A. S. **Avaliação e estudo sobre o uso de alguns polímeros como auxiliares de coagulação, floculação e flotação nas estações de tratamento de água e esgoto do Departamento Municipal de Água e Esgoto de Uberlândia-MG (DMAE).** (2005).

Dissertação de mestrado. Programa de pós-graduação em química. Universidade Federal de Uberlândia – UFU. 2005.

LEMOS, K. S.; DE AGUIAR FILHO, S. Q.; CAVALLINI, G. S. Avaliação comparativa entre os coagulantes sulfato de alumínio ferroso e policloreto de alumínio para tratamento de água: estudo de viabilidade econômica. **DESAFIOS-Revista Interdisciplinar da Universidade Federal do Tocantins**, v. 7, n. 1, p. 109-119, 2020.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3. ed. Campinas: Átomo, 2010. 494 p.

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.; PINGUELO, G. C. B.; VEMASQUI, L.; TEIXEIRA, G. G.; SILVA MEDEIROS, F. V. 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, P. R.; DE ALMEIDA, I. V.; VICENTINI, V. E. P. Os diferentes tipos de coagulantes naturais para o tratamento de água: uma revisão. **Evidência**, p. 1-14, 2020.

LIN, J. L.; HUANG, C.; PAN, J. R.; WANG, D. Effect of Al (III) speciation on coagulation of highly turbid water. **Chemosphere**, v. 72, p. 189 – 196, 2008.

LOPES, M. A. **Avaliação de diferentes coagulantes para remoção de sólidos por flotação e sedimentação de água residuária de uma indústria metal-mecânica**. 2011. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, 2011.

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.

MACIEL, P. R.; MACHADO, L. R. Alternativas para a utilização de lodo das Estações de Tratamento de Água (ETA) como agregado na construção civil. **Revista Acadêmica Oswaldo Cruz - Graduação e Pós-graduação**, São Paulo, v. 7, n. 2, p.1-7, set. 2015. Trimestral.

MAIA, I. L. B. O acesso à água potável como Direito Humano fundamental no Direito Brasileiro. **Revista do CEPEJ**, v. 20, n. jul-dez, p. 301–338, 2017.

MANGRICH, A. S.; DOUMER, M. E.; MALLMANN, A. S.; WOLF, C. R. 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.

- MATTIETTO, R. A.; MATTA, V. M. 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.
- MENDES, G. M. P. **Caracterização de proveniências de Pinus elliottii e Pinus taeda para instalação de ensaios de proveniências.** 2017. Tese de Doutorado.
- MILTNER, R. J.; WHITE, D.; YODER, C. The biotic integrity of streams in urban and suburbanizing landscapes. **Landscape and Urban Planning**, v. 69, n. 1, p. 87–100, 2004.
- 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.
- MONTGOMERY, D. C. **Design and analysis of experiments.** 8 ed. New York: John Wiley & Sons, 2013.
- 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.; DA SILVA, P. G.; SHARIFI, S.; CAMPOS, L. C.; GREGORY, J. 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.; DE OLIVEIRA, A. L.; DA CONCEIÇÃO, F. T.; GREGORY, J.; CAMPOS, L. C. Fractal dimension of large aggregates under different flocculation conditions. **Science of the Total Environment**, v. 609, p. 807-814. 2017.
- 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.
- NAGHETTINI, M.; PINTO, É. J. A. **Hidrologia estatística.** CPRM, 2007.
- 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.; DE PAULA, T. I.; BALESTRASSI, P. P.; BRAGA, W. L. M.; SAWHNEY, R. S.; DE PAIVA, A. P. 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.
- OLADOJA, N. A. Advances in the quest for substitute for synthetic organic polyelectrolytes as coagulant aid in water and wastewater treatment operations. **Sustainable Chemistry and Pharmacy**, v. 3, p. 47-58, 2016.
- OLADOJA, N. A.; SALIU, T. D.; OLOLADE, I. A.; ANTHONY, E. T.; BELLO, G. A. A new indigenous green option for turbidity removal from aqueous system. **Separation and Purification Technology**, v. 186, p. 166-174, 2017.

- OLIVEIRA, A. D.; MAGALHÃES, T. D. B.; MATA, R. N. D.; SANTOS, F. S. G. D.; OLIVEIRA, D. C. D.; CARVALHO, J. L. B. D.; ARAÚJO, W. N. D. Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (Sisagua): características, evolução e aplicabilidade. **Epidemiologia e Serviços de Saúde**, v. 28, 2019.
- OLIVEIRA, A. M.; FÉRNANDES, M. S.; ABREU FILHO, B. A.; GOMES, R. G.; BERGAMASCO, R. Inhibition and removal of staphylococcal biofilms using *Moringa oleifera* Lam. aqueous and saline extracts. **J Env. Chem. Eng.** 6(2):2011-16. 2018.
- OLIVEIRA, I. Y. Q.; RONDON, O. C. Diagnóstico da gestão de lodo de estação de tratamento de água em Mato Grosso do Sul. **Interações (Campo Grande)**, v. 17, p. 687-698, 2016.
- ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS). 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.unicef.org/angola/comunicados-de-imprensa/21-bilh%C3%B5es-de-pessoas-n%C3%A3o-t%C3%AAm-acesso-%C3%A1-gua-pot%C3%A1vel-em-casa-e-mais-do-dobro>>. Acesso em: 30 ago. 2021.
- ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS). **Guidelines for Drinking water Quality**: fourth edition incorporating the first addendum. 4. ed. Geneva: World Health Organization, 2017. 631 p.
- PÁDUA, V. L. (Organizador). **Remoção de microrganismos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 394 p.
- 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.
- Portal Action. Planejamento de experimento – Experimento Composto Central. Disponível em: <http://www.portalaction.com.br/planejamento-de-experimento/611-experimentocomposto-central>. Acesso em: 20 set. 2021.
- RAY, S. S.; GUSAIN, R.; KUMAR, N. **Carbon nanomaterial-based adsorbents for water purification: Fundamentals and applications**. Elsevier, 2020.
- REN, P.; NAN, J.; ZHANG, X.; ZHENG, K. Analysis of floc morphology in a continuous-flow flocculation and sedimentation reactor. **Journal of Environmental Sciences**, v. 52, p. 268-275. 2017.
- RENAULT, F.; SANCEY, B.; BADOT, P. M.; CRINI, G. Chitosan for coagulation/flocculation processes—an eco-friendly approach. **European Polymer Journal**, v. 45, n. 5, p. 1337-1348, 2009.

RICHTER, B. D. et al. Tapped out: How can cities secure their water future? **Water Policy**, v. 15, n. 3, p. 335–363, 2013.

RICHTER, C. A. **Tratamento de lodos de estações de tratamento de água**. São Paulo: Edgard Blucher, 2001. 102 p.

ROCHA, J. T.; PIMENTEL, L. R.; NAKAMURA, V. M. Emprego do sulfato de alumínio e do polímero poliacrilamida aniônica no tratamento físico-químico da água de abastecimento do município de Tangará da Serra-MT. **X Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental Fortaleza/CE**. p.1-4, 2019.

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

SALEEM, M.; BACHMANN, R. T. A contemporary review on plant-based coagulants for applications in water treatment. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 72, p. 281–297, 2019.

SÁNCHEZ-MARTÍN, J. GONZÁLEZ-VELASCO, M. BELTRAN-HEREDIA, J. Acacia mearnsii de wild tannin-based flocculant in surface water treatment. **Journal of Wood Chemistry and Technology**. v. 29. n. 2. P. 119-135, 2009.

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.

SÁTIRO, J. R.; DA CONCEIÇÃO ALBUQUERQUE, M. V.; DE OLIVEIRA RAMOS, R.; CARTAXO, A. D. S. B.; DE PAULA, M. C. C.; DA SILVA, S. F.; LOPES, W. S.; LEITE, V. D. Avaliação do tratamento de água de abastecimento do semiárido em sistema convencional seguido de adsorção de carvão ativado granular. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 8, p. 62482-62494, 2020.

SHENG, J.; WEBBER, M. Incentive coordination for transboundary water pollution control: The case of the middle route of China's South-North water Transfer Project. **Journal of Hydrology**, n. July, p. 125705, 2020.

SHIMIZU, J. Y. **Pinus na silvicultura brasileira**. Colombo: Embrapa Florestas, 2008.

SILLANPÄÄ, M.; NCIBI, M. C.; MATILAINEN, A.; VEPSÄLÄINEN, M. Removal of natural organic matter in drinking water treatment by coagulation: A comprehensive review. **Chemosphere**, v. 190, p. 54-71, 2018.

SILLANPÄÄ, Mika; MATILAINEN, Anu. NOM removal by coagulation. **Natural organic matter in water: characterization and treatment methods**, v. 55, 2014.

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.

SÓRIA, M.; TAVARES, V. E. Q.; PINTO, M. A. B.; STUMPF, L.; ZARNOTT, D.; BUBOLZ, J.; NÖRENBERG, B. G. Evaluation of physicochemical water parameters in watersheds of southern Brazil. **Revista Ambiente & Água**, v. 15, 2020.

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.

TAVARES, F.O.; PINTO, L. A. M; BASSETTI, F. J.; VIEIRA, M. F.; BERGAMASCO, R.; VIEIRA, A. M. S. Environmentally friend-ly biosorbents (husks, pods and seeds) from *Moringa oleifera* for Pb (II) removal from contami-nated water. **Environ Technol.** 38(24):3145-55. 2018.

TELLES, D. D; COSTA, R. H. P. G. **Reúso da água: conceitos, teorias e práticas**. Editora Blucher, 2010.

THAKUR, S. S.; CHOUBEY, S. Use of Tannin based natural coagulants for water treatment: An alternative to inorganic chemicals. **International Journal of ChemTech Research**, v. 6, n. 7, p. 3628-3634, 2014.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: Ciência e Aplicação**. 2. Ed. Porto Alegre: UFRGS. ABRH, 2001. 943p.

UNITED NATIONS (ONU). **UN-Water. Sustainable Development Goal 6: Synthesis Report 2018 on Water and Sanitation**. New York: United Nations, 2018. 199 p.

UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION (UNESCO). **Un-Water. Nature-Based solutions for water: The United Nations World Water Development Report 2018**. Paris: **United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization**, 2018. 154p.

VALVERDE, K. C.; COLDEBELLA, P. F.; NISHI, L.; DOS SANTOS, T. R. T.; DOS SANTOS, O. A. A.; BERGAMASCO, R. Otimização Dos Parâmetros De Operação No Processo De Coagulação/Floculação E Sedimentação No Tratamento De Água Com A Associação Pac E *Moringa Oleifera* Lam. **Engevista**, v. 17, n. 4, p. 491-499, 2015.

VON SPERLING, M. **Introdução a qualidade das águas e tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA), 2005. 452 p.

WILSON, L. D. An overview of coagulation-flocculation technology. **Water Cond. Purific Mag**, v. 56, p. 28-34, 2014.

WORLD WIDE FUND FOR NATURE (WWF). **ÁGUA PARA A VIDA, ÁGUA PARA TODOS: Livro das águas**. Brasília: Wwf-Brasil, 2006. 72 p.

ZANCHETTA, D.; DINIZ, F. V. Estudo da contaminação biológica por *Pinus spp.* em três diferentes áreas na Estação Ecológica de Itirapina (SP, Brasil). **Study on *Pinus spp.* biological**

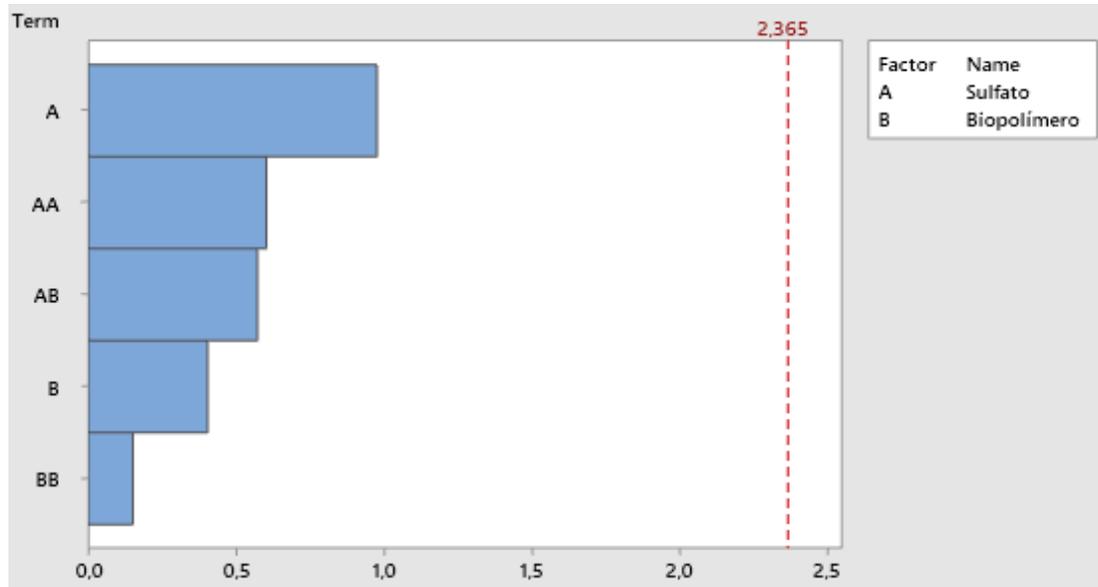
contamination in three different areas within the Itirapina Ecological Station (São Paulo, Brazil). **Revista do Instituto Florestal**, 2006.

ZOLETT, E.; JABUR, A.; SILIPRANDI, E. M. Uso de polímero natural a base de tanino (TANFLOC) para o tratamento de água para o consumo humano. **XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, UTFPR–Campus Pato Branco**, p. 1-8, 2013.

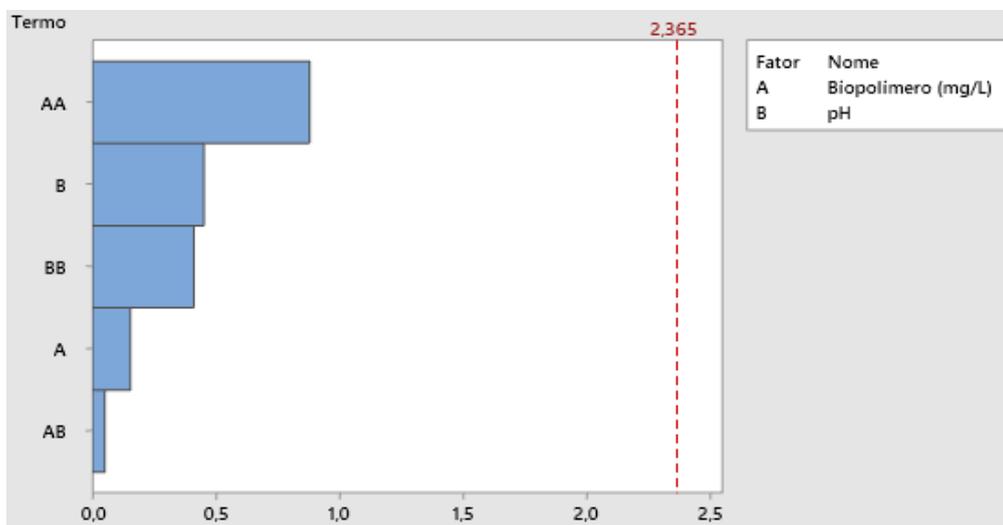
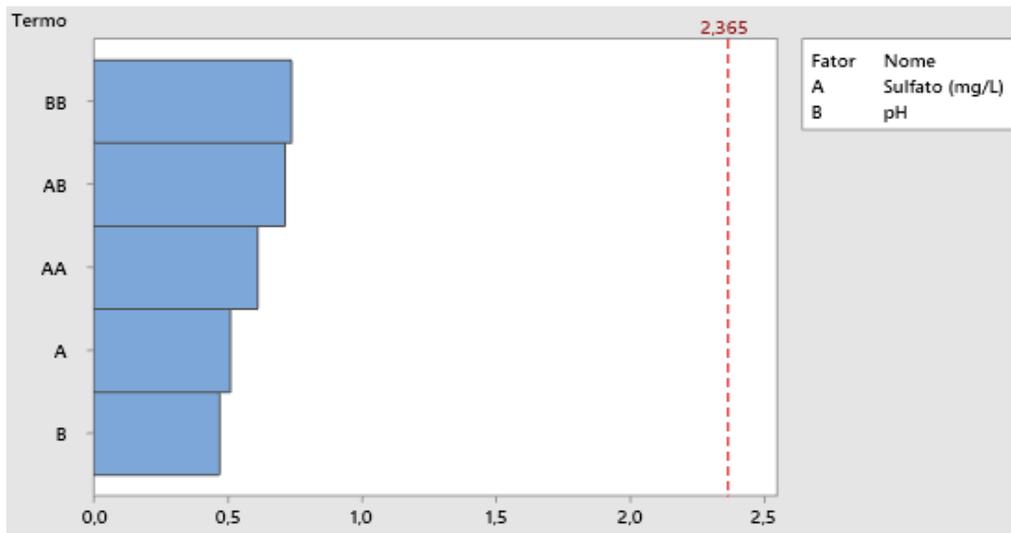
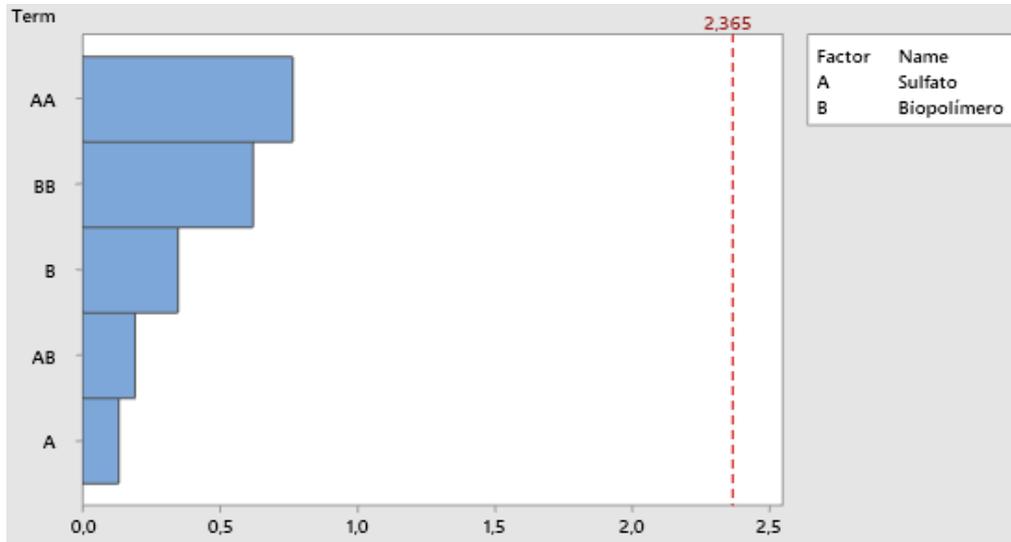
ANEXO A – Porcentagens de remoção obtidos para os tempos de sedimentação de 2 min, 4 min e 10 min

Experimentos	Concentrações (mg·L ⁻¹)		2 minutos			4 minutos			10 minutos		
	Sulfato	Biopolimero	Cor (uH)	Turbidez (uT)	Absorbância (nm)	Cor (uH)	Turbidez (uT)	Absorbância (nm)	Cor (uH)	Turbidez (uT)	Absorbância (nm)
1	15	5	9,09	72,67	99,64	9,09	85,47	98,11	18,18	92,38	98,69
2	15	1,7	18,18	68,02	97,73	18,18	95,87	99,59	18,18	97,38	98,82
3	25	5,68	9,09	76,74	99,32	18,18	93,08	98,66	18,18	96,40	99,23
4	35	1,7	18,18	87,21	98,74	18,18	97,33	98,99	27,27	99,42	99,75
5	25	3,35	18,18	79,07	99,18	18,18	94,30	99,32	18,18	96,10	98,49
6	25	3,35	18,18	94,59	99,29	18,18	96,86	99,67	27,27	99,83	99,10
7	25	3,35	97,04	62,68	47,56	97,04	75,61	50,49	97,31	84,15	54,07
8	25	3,35	18,18	96,28	98,71	18,18	96,45	99,12	18,18	97,67	98,52
9	25	3,35	9,09	97,44	97,95	18,18	97,67	98,36	18,18	98,37	98,88
10	10,86	3,35	0,00	61,63	98,69	0,00	62,21	98,88	0,00	74,42	99,01
11	35	5	18,18	80,81	97,12	18,18	95,41	99,04	18,18	97,56	99,37
12	39,14	3,35	9,09	50,00	97,40	9,09	80,23	99,42	18,18	96,80	98,58
13	25	1,02	9,09	95,70	98,22	18,18	98,31	98,66	27,27	98,14	99,62

ANEXO B – Gráfico de Pareto de efeitos padronizados de cor aparente (6 min) relação de sulfato de alumínio e biopolímero.



ANEXO C – Gráfico de Pareto de efeitos padronizados de turbidez (6 min) relação de sulfato de alumínio e biopolímero; Sulfato de alumínio e pH; Biopolímero e pH.



ANEXO D - Gráfico de Pareto de efeitos padronizados de absorvância (6 min) relação de sulfato de alumínio e biopolímero; Sulfato de alumínio e pH; Biopolímero e pH.

