

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA-UFSM  
CAMPUS DE FREDERICO WESTPHALEN  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAGÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA  
AMBIENTAL - PPGCTA

Bruna Thais Lauer Grade

**CATIONIZAÇÃO DA CELULOSE MICROCRISTALINA E UTILIZAÇÃO  
COMO FLOCULANTE PARA O TRATAMENTO DE ÁGUA**

Frederico Westphalen, RS  
2022

Bruna Thais Lauer Grade

**CATIONIZAÇÃO DA CELULOSE MICROCRISTALINA E UTILIZAÇÃO COMO FLOCULANTE PARA O TRATAMENTO DE ÁGUA**

Dissertação apresentada ao Programa De Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA), da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para a obtenção do título de **Mestra em Ciência e Tecnologia Ambiental**.

Orientador: Prof. Dr. Arci Dirceu Wastowski  
Coorientador: Prof. Dr. Genesio Mário da Rosa

Frederico Westphalen, RS  
2022

GRADE, BRUNA THAIS LAUER  
CATIONIZAÇÃO DA CELULOSE MICROCRISTALINA E UTILIZAÇÃO  
COMO FLOCULANTE PARA O TRATAMENTO DE ÁGUA / BRUNA THAIS  
LAUER GRADE.- 2022.  
81 p.; 30 cm

Orientador: Arci Dirceu Wastowski  
Coorientador: Genesio Mário da Rosa  
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa  
Maria, Campus de Frederico Westphalen, Programa de Pós  
Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, RS, 2022

1. celulose I. Wastowski, Arci Dirceu II. da Rosa,  
Genesio Mário III. Título.

Sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFSM. Dados fornecidos pelo autor(a). Sob supervisão da Direção da Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central. Bibliotecária responsável Paula Schoenfeldt Patta CRB 10/1728.

Declaro, BRUNA THAIS LAUER GRADE, para os devidos fins e sob as penas da lei, que a pesquisa constante neste trabalho de conclusão de curso (Dissertação) foi por mim elaborada e que as informações necessárias objeto de consulta em literatura e outras fontes estão devidamente referenciadas. Declaro, ainda, que este trabalho ou parte dele não foi apresentado anteriormente para obtenção de qualquer outro grau acadêmico, estando ciente de que a inveracidade da presente declaração poderá resultar na anulação da titulação pela Universidade, entre outras consequências legais.

Bruna Thais Lauer Grade

**CATIONIZAÇÃO DA CELULOSE MICROCRISTALINA E UTILIZAÇÃO COMO FLOCULANTE PARA O TRATAMENTO DE ÁGUA**

Dissertação apresentada ao Programa De Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA), da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para a obtenção do título de **Mestra em Ciência e Tecnologia Ambiental**.

Aprovada em 10 de outubro de 2022

---

**Arci Dirceu Wastowski, Dr. (UFSM)**  
**(Presidente/Orientador)**

---

**Raphael Corrêa Medeiros, Dr. (UFSM)**

---

**Rafael Cabral Cruz, Dr. (UNIPAMPA)**

Frederico Westphalen, RS  
2022

## RESUMO

### CATIONIZAÇÃO DA CELULOSE MICROCRISTALINA E UTILIZAÇÃO COMO FLOCULANTE PARA O TRATAMENTO DE ÁGUA

AUTORA: Bruna Thais Lauer Grade  
ORIENTADOR: Prof. Dr. Arci Dirceu Wastowski

Toda água destinada para consumo humano deve atender padrões de potabilidade pré estabelecidos, devendo estar isenta de qualquer impureza ou organismo patógeno. Frente a isso, para garantir os padrões de potabilidade exigidos, muitas vezes se faz necessário realizar uma série de etapas de tratamento. Usualmente, para realizar o tratamento da água, são utilizados produtos químicos, como sulfato de alumínio e cloreto férrico, no entanto, os residuais desses elementos estão relacionados a doenças neurodegenerativas, bem como, implicam em danos ao meio ambiente. Frente a isso, uma alternativa é a utilização de polímeros catiônicos orgânicos em substituição aos produtos químicos utilizados. A celulose é um dos mais importantes polímeros naturais, sendo o polissacarídeo mais abundante na natureza. Contudo, para utiliza-la como polieletrólito catiônico é necessário realizar modificações na sua estrutura. Um dos reagentes mais utilizados para produção de catiônicos da celulose é o cloreto de 3-cloro-2-hidroxipropiltrimetilamônio (CHPTAC). Frente a isto, o presente trabalho buscou a produção de um polieletrólito catiônico derivado da celulose, por meio do processo de cationização, através da utilização do reagente CHPTAC, e aplicação deste no tratamento de água, em diferentes faixas de pH. O sistema de tratamento foi simulado através do equipamento *Jartest*, seguido de filtração com papel filtro. Com o estudo concluiu-se que a cationização da celulose resultou em grau de substituição de 0,02. E a utilização desta como floculante, resultou em remoções de até 99% para turbidez e 99,6% para cor, em pH 3, e dosagem de floculante de 100 mg/L. Nas demais faixas de pH testadas (4, 5, 6, 7 e 8) as remoções variaram de 66,2 a 97% para cor e 88,6 a 97,3% para turbidez, respectivamente. Com isso, a utilização dos derivados celulósicos se mostram alternativas promissoras na substituição aos coagulantes inorgânicos usualmente utilizados.

**Palavras-chave:** Polieletrólitos catiônicos. 3-cloro-2-hidroxipropiltrimetilamônio. Floculante orgânico.

## ABSTRACT

### CATIONIZATION OF MICROCRYSTALLINE CELLULOSE AND ITS USE AS A FLOCCULANT FOR WATER TREATMENT

AUTHOR: Bruna Thais Lauer Grade  
ADVISOR: Prof. Dr. Arci Dirceu Wastowski

All water intended for human consumption must meet pre-established potability standards, and must be free from any impurity or pathogenic organism. In view of this, to guarantee the required potability standards, it is often necessary to carry out a series of treatment steps. Usually, to perform water treatment, chemicals are used, such as aluminum sulfate and ferric chloride, however, the residuals of these elements are related to neurodegenerative diseases, as well as implying damage to the environment. In view of this, an alternative is the use of organic cationic polymers to replace the chemical products used. Cellulose is one of the most important natural polymers, being the most abundant polysaccharide in nature. However, to use it as a cationic polyelectrolyte it is necessary to make changes in its structure. One of the most used reagents for the production of cellulose cations is 3-chloro-2-hydroxypropyltrimethylammonium chloride (CHPTAC). In view of this, the present work sought the production of a cationic polyelectrolyte derived from cellulose, through the cationization process, through the use of the CHPTAC reagent, and its application in the treatment of water, in different pH ranges. The treatment system was simulated using the Jarrest equipment, followed by filtration with filter paper. With the study it was concluded that the cationization of cellulose resulted in a degree of substitution of 0.02. And its use as a flocculant resulted in removals of up to 99% for turbidity and 99.6% for color, at pH 3, and a flocculant dosage of 100 mg/L. In the other pH ranges tested (4, 5, 6, 7 and 8) the removals ranged from 66.2 to 97% for color and 88.6 to 97.3% for turbidity, respectively. Thus, the use of cellulosic derivatives are promising alternatives to replace the inorganic coagulants usually used.

**Keywords:** Cationic Polyelectrolytes. 3-Chloro-2-Hydroxypropyltrimethylammonium. Organic Flocculant.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Representação esquemática das etapas de coagulação e floculação .....	23
Figura 2 – Fragmento da cadeia molecular da celulose, formada por unidades consecutivas de celobiose.....	28
Figura 3 – As ligações intramoleculares e intermoleculares da fibra de celulose.....	29
Figura 4 – Interação entre cadeias moleculares de celulose na região do cristalino de microfibrilas de celulose .....	30
Figura 5 – Etapa 1: Transformação do cloreto de 3-cloro-2-hidroxipropiltrimetilamônio em cloreto de 2,3 epoxipropiltrimetilamônio .....	33
Figura 6 – Etapa 2: Reação da celulose com o cloreto de 2,3 epoxipropiltrimetilamônio formando a Celulose catiônica.....	34
Figura 7 – Mecanismo de reação (SN <sub>2</sub> ) para a reação de cationização da celulose	35
Figura 8 – Etapas de cationização da celulose .....	38
Figura 9 – Etapas do processo de determinação de Nitrogênio.....	39
Figura 10 – Esquema de celulose cationizada indicando o grupo cloreto de hidroxipropiltrimetilamônio.....	40
Figura 11 – Simulação de tratamento da água no aparelho Jar test. ....	49
Figura 12– Diagrama de coagulação para turbidez em água tratada com celulose catiônica .....	51
Figura 13 – Eficiência de remoção para o parâmetro de turbidez em água tratada com celulose catiônica .....	52
Figura 14 – Diagrama de Coagulação para cor em água tratada com celulose catiônica .....	53
Figura 15 – Eficiência de remoção para o parâmetro cor em água tratada com celulose catiônica .....	54
Figura 16 – Simulação de tratamento para o coagulante Tanfloc.....	56
Figura 17 – Diagrama de coagulação para turbidez em água tratada com Tanfloc SG .....	58
Figura 18 – Eficiência de remoção para o parâmetro de turbidez em água tratada com Tanfloc SG .....	59
Figura 19 – Diagrama de coagulação para cor em água tratada com Tanfloc SG ....	60
Figura 20 – Eficiência de remoção para o parâmetro de cor em água tratada com Tanfloc SG.....	61

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Padrão Organoléptico de potabilidade para alguns parâmetros .....	20
Tabela 2 – Valor máximo permitido para parâmetros de cor e turbidez .....	45
Tabela 3 – Valores da concentração de nitrogênio (N) e grau de substituição (DS) ..	47



## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Equipamentos utilizados para análises .....	43
Quadro 2 – Parâmetros operacionais dos ensaios em Jar test para diferentes coagulantes e floculantes .....	45
Quadro 3 – Resultados obtidos para água tratada com celulose catiônica .....	50
Quadro 4 – Cor e turbidez remanescentes em água tratada com celulose não cationizada .....	55
Quadro 5 – Resultados obtidos para água tratada com Tanfloc SG .....	57
Quadro 6 – Resultados obtidos para tratamento com Sulfato de Alumínio .....	62

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGU	Anidroglicose
CHPTAC	Cloreto de 3-cloro-2-hidroxiopropiltrimetilamônio
DS	Grau de substituição, do inglês
P.A.	Para análise
EPTAC	Cloreto de 2,3-epoxipropiltrimetilamônio
NTU	Unidade de turbidez nefelométrica
QUAB 188	Cloreto de 3-cloro-2-hidroxiopropiltrimetilamônio
uC	Unidades de cor
uT	Unidades de Turbidez
VMP	Valor Máximo Permitido
MCC	Celulose Microcristalina

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b>	<b>12</b>
1.1	OBJETIVOS	13
1.2.1	Objetivo geral	13
1.2.2	Objetivos específicos	13
<b>2</b>	<b>REFERÊNCIAL TEÓRICO</b>	<b>15</b>
2.1	QUALIDADE DA ÁGUA	15
2.1.1	Parâmetros físico-químicos de qualidade da água	15
2.2	TRATAMENTO DE ÁGUA	20
2.2.1	Processo de coagulação e floculação	21
2.3	COAGULANTES INORGÂNICOS	25
2.4	POLÍMEROS NATURAIS	26
2.5	CELULOSE	27
2.5.1	Celulose Microcristalina	30
2.6	CELULOSE CATIÔNICA	31
2.7	MODIFICAÇÃO DA ESTRUTURA DA CELULOSE	31
2.7.1	Mecanismos de reação	33
<b>3</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b>	<b>36</b>
3.1	PREPARAÇÃO DE AMOSTRAS DE CELULOSE CATIÔNICA	37
3.1.1	Técnica de cationização da celulose	37
3.2	DETERMINAÇÃO DO TEOR DE NITROGÊNIO	38
3.3	PREPARAÇÃO DA ÁGUA SINTÉTICA	41
3.4	ENSAIOS DE COAGULAÇÃO	41
3.4.1	Floculantes e coagulantes	42
3.4.2	Parâmetros de controle	43
3.4.3	Procedimento utilizado nos ensaios	44
3.4.4	Eficiência de remoção	45
3.4.5	Diagramas de coagulação	46
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	<b>47</b>
4.1	ANÁLISES DAS AMOSTRAS DE CELULOSE CATIÔNICA	47
4.2	ENSAIOS DE COAGULAÇÃO	48
	<b>CONCLUSÃO</b>	<b>64</b>
	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>65</b>
	<b>APÊNDICE A – RESULTADOS PARA COR EM ÁGUA TRATADA COM CELULOSE CATIÔNICA</b>	<b>73</b>
	<b>APÊNDICE B – RESULTADOS PARA TURBIDEZ EM ÁGUA TRATADA COM</b>	

<b>CELULOSE CATIÔNICA .....</b>	<b>74</b>
<b>APÊNDICE C – RESULTADOS PARA COR EM ÁGUA TRATADA COM CELULOSE NÃO CATIONIZADA.....</b>	<b>75</b>
<b>APÊNDICE D – RESULTADOS PARA TURBIDEZ EM ÁGUA TRATADA COM CELULOSE NÃO CATIONIZADA.....</b>	<b>76</b>
<b>APÊNDICE E – RESULTADOS PARA COR EM ÁGUA TRATADA COM TANFLOC .....</b>	<b>77</b>
<b>APÊNDICE F – RESULTADOS PARA TURBIDEZ EM ÁGUA TRATADA COM TANFLOC .....</b>	<b>78</b>
<b>APÊNDICE G – RESULTADOS PARA COR EM ÁGUA TRATADA COM SULFATO DE ALUMÍNIO.....</b>	<b>79</b>
<b>APÊNDICE H – RESULTADOS PARA TURBIDEZ EM ÁGUA TRATADA COM SULFATO DE ALUMÍNIO .....</b>	<b>80</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A água é indispensável para a vida humana. Toda água a ser destinada para uso humano, seja para consumo, preparação de alimentos ou higiene, deve atender a padrões de potabilidade pré-estabelecidos, seja por agências reguladoras ou normas regulamentadoras, como é o caso da Portaria de Consolidação do Ministério da Saúde nº 888, de 04 de maio de 2021, que dispõe dos procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade (BRASIL, 2021).

Ligado a isso, de modo a atender aos padrões de potabilidade elencados pela Portaria nº 888/2021, na maior parte das vezes, a água destinada ao abastecimento humano precisa passar por uma série de tratamentos, cujo objetivo principal é remover toda e qualquer partícula suspensa e/ou coloidal, matéria orgânica, microrganismos e outras substâncias deletérias à saúde humana que por ventura podem estar presentes nas águas naturais (LIBÂNIO, 2010).

A definição da tecnologia a ser empregada no tratamento de água depende muito da qualidade da água bruta, no entanto, o tratamento convencional é o mais utilizado no Brasil, e consiste nos processos de coagulação e floculação, decantação/flotação, filtração, desinfecção e correção do pH (HUANG et al., 2016).

Tradicionalmente, o tratamento de água por meio de tecnologias que empregam a utilização de coagulantes químicos, na maioria das vezes a base de alumínio e ferro, são os mais utilizados. Esses coagulantes, quando usados sob condições operacionais adequadas, permitem obter resultados satisfatórios em termos de remoção de patógenos e material em suspensão e/ou dissolvidos. Também apresentam vantagens quanto a sua disponibilidade e baixo custo (MÉNDEZ, 2014).

No entanto, o residual destes produtos químicos na água pode afetar a saúde humana e o meio ambiente, visto que a exposição a estes residuais relaciona-se a doenças neurodegenerativas como o Alzheimer, e também o lodo gerado nas estações de tratamento apresenta alta carga poluidora, necessitando tratamento e disposição final adequada (BONDY, 2010; CALDERA; MENDOZA; BRICEÑO, 2007; GAUTHIER, 2000; KRUPINSKA, 2020; MILLER et al., 1984; RONDEAU et al., 2008; WARBY; JOHNSON; DRISCOLL, 2008).

Com base no exposto, vem se intensificando estudos com o uso de floculantes à base de polímeros naturais, isto devido à sua ampla disponibilidade, baixa

toxicidade, baixo custo, facilidade de uso e biodegradabilidade (CALDERA; MENDOZA; BRICEÑO, 2007; HUANG et al., 2016; LEE; ROBINSON; CHONG, 2014).

Dentre os polímeros naturais utilizados como flocculantes pode ser citada a celulose, considerada o polímero natural mais abundante na natureza (MORAL; AGUADO; TIJERO, 2016; VERÍSSIMO, 2018). A celulose apresenta estrutura cristalina que a torna insolúvel em água e pouco reativa na maioria dos solventes (LIIMATAINEN et al 2011). Assim, para que ocorra melhoramento das propriedades da celulose, é necessária a realização de modificações químicas na sua estrutura, sendo necessários métodos que aumentem a sua acessibilidade aos reagentes (VERÍSSIMO, 2018).

Um dos reagentes mais utilizados para produção de catiônicos da celulose é o cloreto de 3-cloro-2-hidroxiopropiltrimetilamônio (CHPTAC), sempre usado com uma solução aquosa de NaOH (MORAL; AGUADO; TIJERO, 2016).

Sendo assim, o presente trabalho visou a produção de um polieletrólito catiônico utilizando a celulose Micocristalina PA e o reagente cloreto de 3-cloro-2-hidroxiopropiltrimetilamônio (CHPTAC), como agente modificador da estrutura da celulose e utilização em ensaios de coagulação/floculação para avaliar o seu desempenho como um novo polímero orgânico catiônico para uso no tratamento de água.

## 1.1 OBJETIVOS

### 1.2.1 Objetivo geral

Transformar a celulose Microcristalina em polímero catiônico orgânico, por meio do processo de cationização, e avaliar o desempenho desta como um novo flocculante catiônico orgânico para utilização no tratamento de água.

### 1.2.2 Objetivos específicos

Para atender o objetivo geral deste trabalho, foram estabelecidos os seguintes objetivos específicos:

- I. Realizar reação de transformação química na estrutura da celulose, com o

reagente cloreto de 3-cloro-2-hidróxipropiltrimetilamônio (CHPTAC), e calcular o grau de substituição da celulose catiônica;

- II. Realizar simulações de tratamento de água (coagulação, floculação e sedimentação), com utilização do aparelho *jar test*;
- III. Elaborar diagramas de coagulação, com faixas de pH e dosagem de coagulante, para remoção de cor e turbidez;
- IV. Comparar a eficiência de tratamento da celulose catiônica, celulose pura, coagulante orgânico Tanfloc SG e coagulante inorgânico Sulfato de Alumínio.

## **2 REFERÊNCIAL TEÓRICO**

### **2.1 QUALIDADE DA ÁGUA**

A água é um elemento indispensável para a sobrevivência dos seres vivos. Sendo fundamental para o desenvolvimento social, econômico e político de um país. No entanto, o desperdício, a geração de resíduos e o crescimento demográfico vêm contribuindo de forma acelerada para a deterioração e escassez deste recurso (GIROLETTI, 2019).

Quando se remete ao termo “qualidade da água”, este depende de diferentes aspectos, dentre eles aspectos físico-químicos e microbiológicos, os quais determinam se esta é ou não adequada para determinado fim (VERÍSSIMO, 2018).

A qualidade da água também está relacionada aos seus diversos usos. Para fins de consumo humano deve estar livre de qualquer tipo de impureza, organismos patogênicos ou substâncias que podem causar malefícios a saúde humana (LIBÂNIO, 2010). Assim, dependendo da qualidade da água bruta e para que será destinada define-se a tecnologia de tratamento a ser utilizada, sendo que, o tratamento convencional (coagulação, floculação, decantação/flotação, filtração, desinfecção e correção do pH) é o mais utilizado no Brasil (HUANG et al., 2016).

#### **2.1.1 Parâmetros físico-químicos de qualidade da água**

A qualidade da água pode ser representada por meio de diferentes parâmetros, os quais traduzem suas características físicas, químicas e biológicas (VON SPERLING, 2014). As características físicas, aqui representadas pela temperatura, cor e turbidez, são as que causam impacto imediato ao consumidor, podendo, ocorrer recusa da água distribuída (LIBÂNIO, 2010).

Já as características químicas, como pH, alcalinidade, acidez e dureza, determinam de maneira mais precisa a qualidade de determinada água, sendo de grande importância do ponto de vista sanitário e econômico (RICHTER; AZEVEDO NETTO, 2015).

A seguir, serão descritas algumas das características físico-químicas da água, tendo em vista as de maior importância com relação ao estudo em questão.



### 2.1.1.1 Temperatura

A temperatura diz respeito à medição da intensidade de calor, e é de grande importância visto que influencia sobre outras propriedades, como no aumento da taxa de reações físicas, químicas e biológicas, redução da solubilidade dos gases, bem como, acentua a sensação de sabor e odor da água (VON SPERLING, 2014; RICHTER; AZEVEDO NETTO, 2015).

### 2.1.1.2 Cor

A água pura é totalmente ausente de cor. O que altera a cor da água são a presença de substâncias dissolvidas ou em suspensão. Elas podem ter origem natural, através da decomposição da matéria orgânica, presença de ferro e manganês, como também, origem antropogênica, provenientes do lançamento de resíduos industriais e esgotos domésticos (VON SPERLING, 2014; RICHTER; AZEVEDO NETTO, 2015).

Quando originadas naturalmente não apresentam risco direto à saúde, no entanto, águas com cor elevada implicam em maior cuidado operacional no sistema de tratamento (VON SPERLING, 2014).

A cor é sensível ao pH da água. Sua remoção é facilitada quando o pH é baixo, caso contrário, em pH mais elevado, mais intensa é a cor (RICHTER; AZEVEDO NETTO, 2015).

Costuma-se definir a cor em dois tipos distintos, cor aparente e cor verdadeira. A cor é considerada aparente, quando além da cor apresenta turbidez adicional. Logo, removida a turbidez, o residual que se mede é chamado de cor verdadeira (RICHTER; AZEVEDO NETTO, 2015).

A remoção da cor é de extrema importância no tratamento de água, visto que, a presença de matéria orgânica natural pode ocasionar a formação de subprodutos na etapa de desinfecção, sendo estes indesejáveis para a saúde humana, como como os trihalometanos (THM), ácidos haloacéticos (HAA) e haloacetonitrilas (HAN), entre outros (HONG, 2007).

### 2.1.1.3 Turbidez

A turbidez representa o grau de interferência com a passagem de luz através da água. A presença de partículas suspensas e coloidais na massa líquida, provoca a dispersão e absorção da luz, conferindo a água aparência turva (VON SPERLING, 2014).

Geralmente, os responsáveis pela turbidez das águas naturais são fragmentos de argila, silte, plâncton, micro-organismos, matéria orgânica e inorgânica particulada, bem como, em menor frequência, pela precipitação de carbonato de cálcio em águas duras e óxido de ferro e composto de alumínio em águas tratadas (LIBÂNIO, 2010).

Para fins de potabilidade, a turbidez da água filtrada é um dos principais parâmetros mais utilizado em todo o planeta para monitorar e avaliar o desempenho e eficiência das estações de tratamento (LIBÂNIO, 2010). Normalmente é medida pelo equipamento denominado turbidímetro. Neste, ocorre a passagem de um feixe de luz através da amostra, o qual é espalhado em ângulos retos quando interage com as partículas. As partículas suspensas então absorvem a energia da luz e irradiam luz novamente em todas as direções. O equipamento mede a luz dispersa da amostra, apresentando o resultado em unidade de turbidez nefelométrica (NTU) ou então uT (unidade de turbidez), ambas equivalendo 1:1 (YAO; NAN; CHEN, 2014).

De acordo com Libânio (2010), a turbidez em águas superficiais utilizadas para abastecimento público geralmente variam de 3 a 500 uT, enquanto em águas subterrâneas esse valor pode até ser menor que 1 uT.

A turbidez pode ser utilizada como indicador da eficiência do tratamento de água. Bem como, podem ser refletidas melhorias da qualidade microbiológica da água com os maiores índices e remoção de turbidez (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2017).

Nas Estações de Tratamento de água, a turbidez é considerada um dos principais parâmetros operacionais, tendo grande importância no controle das etapas de coagulação, floculação, sedimentação, filtração e desinfecção. Da mesma forma que para a cor, o tratamento de água deve garantir a remoção da turbidez de modo a evitar a formação de subprodutos na etapa de desinfecção.

Para consumo humano, segundo a Portaria GM/MS nº 888/2021, anexo 2, o Valor Máximo Permitido (VMP) de turbidez é de 0,5 uT em 95% das amostras, quando utilizada filtração rápida (tratamento completo ou filtração direta), e de 1,0 uT em 95% das amostras quando for utilizado tratamento por filtração lenta, ou desinfecção de águas subterrâneas. Entre os 5% dos valores superiores aos VMP apresentados, para

a filtração rápida o limite máximo para qualquer ponto amostral deve ser menor ou igual a 1,0 uT, para filtração lenta menor ou igual a 2,0 uT e para águas subterrâneas com desinfecção, o limite máximo para qualquer amostra deve ser de até 5,0 uT, assegurando, simultaneamente, o atendimento ao VMP de 5,0 uT em toda a rede de distribuição.

#### 2.1.1.4 pH

O potencial hidrogeniônico (pH) é o termo usado universalmente para expressar a intensidade de uma condição ácida ou alcalina de uma solução. A faixa de pH varia de 0 a 14, sendo que pH inferior a 7 representa condições ácidas, pH igual a 7 representa condições de neutralidade e pH acima de 7 condições básicas (VON SPERLING, 2014; RICHTER; AZEVEDO NETTO, 2015).

De acordo com Von Sperling (2014), o pH não apresenta implicações em termos de saúde pública, exceto quando os valores sejam extremamente baixos ou elevados, podendo assim ocasionar irritação na pele e olhos.

Com relação as etapas de tratamento, o pH é extremamente importante, e talvez seja o parâmetro monitorado com maior frequência em uma estação de tratamento, visto que influencia e interfere em diversos processos e operações, como por exemplo na aplicação de coagulantes, no processo de desinfecção, remoção de dureza e controle da corrosividade. Este monitoramento é realizado por meio de equipamento denominado *potenciômetro*, ou ainda, conhecido popularmente por *pHmetro* (LIBÂNIO, 2010).

Quando os valores de pH são baixos, apresenta-se potencial de corrosividade e agressividade nas tubulações e peças do sistema de abastecimento de água. Agora, quando estes valores são elevados, apresenta possibilidade de incrustações em peças e tubulações (VON SPERLING, 2014).

#### 2.1.1.5 Alcalinidade

A alcalinidade representa a capacidade da água de neutralizar ácidos (os íons  $H^+$ ), ou ainda, capacidade de minimizar as variações significativas de pH (tamponamento). Os principais constituintes da alcalinidade são bicarbonatos ( $HCO_3^-$ ), carbonatos ( $CO_3^{2-}$ ) e hidróxidos ( $OH^-$ ) (LIBÂNIO, 2010; VON SPERLING,

2014).

É uma determinação importante no processo de potabilização das águas para consumo humano, visto que a alcalinidade tem função primordial na eficiência do processo de coagulação, minimizando a redução significativa do pH após a dispersão do coagulante, pois os coagulantes mais comuns são sais ácidos de alumínio e ferro (LIBÂNIO, 2010).

As três formas da alcalinidade se manifestam em função do pH. Quando a água apresenta pH entre 4,4 e 8,3 a alcalinidade é em virtude apenas de bicarbonatos. Para pH entre 8,3 e 9,4 a alcalinidade se dá devido a presença de carbonatos e bicarbonatos. Agora, para pH acima de 9,4 a alcalinidade decorre da presença de hidróxidos e carbonatos (LIBÂNIO, 2010; VON SERLING, 2014).

#### 2.1.1.6 Acidez

A acidez representa a característica química de neutralizar bases e também evitar mudanças bruscas de pH, e é devida principalmente à presença de gás carbônico livre. A acidez pode ter origem natural, através da absorção da atmosfera e decomposição da matéria orgânica, ou origem antrópica, por meio de despejos industriais e lixiviação de áreas de mineração (LIBÂNIO, 2010).

O parâmetro de acidez apresenta pouco significado sanitário, e a distribuição das suas formas também está relacionada com o pH. Para águas com pH menor que 4,5 a acidez se dá pela presença de ácidos minerais fortes, usualmente relacionados a despejos industriais. Já para pH na faixa de 4,5 a 8,2 indica acidez devido ao CO<sub>2</sub>, enquanto para pH acima de 8,2 é devido à ausência de CO<sub>2</sub> livre (VON SERLING, 2014).

#### 2.1.1.7 Dureza

A dureza é uma característica conferida à água pela presença de alguns íons metálicos, principalmente os de Cálcio (Ca<sup>++</sup>) e Magnésio (Mg<sup>++</sup>). É reconhecida por sua propriedade de impedir a formação de espuma com o sabão (RICHTER; AZEVEDO NETTO, 2015).

Pode ser classificada como dureza carbonato, quando associada a bicarbonatos (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) e carbonatos (CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>) e dureza não carbonato, quando associada

a outros ânions, especialmente cloretos (Cl<sup>-</sup>) e sulfatos (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) (VON SPERLING, 2014).

## 2.2 TRATAMENTO DE ÁGUA

A potabilização das águas naturais destinadas ao consumo humano tem como função essencial a adequação da água bruta aos limites físicos, químicos, biológicos e radioativos (LIBÂNIO, 2010) estabelecidos pela Portaria do Ministério da Saúde GM/MS nº 888 de 04 de maio de 2021, que trata sobre o controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

A referida portaria, em seu anexo 11, estabelece os padrões organolépticos de potabilidade, que podem ser observados na Tabela 1.

Tabela 1 – Padrão Organoléptico de potabilidade para alguns parâmetros

<b>Parâmetro</b>	<b>Unidade</b>	<b>VMP<sup>(1)</sup></b>
<b>Alumínio</b>	mg/L	0,2
<b>Amônia (como N)</b>	mg/L	1,2
<b>Cloreto</b>	mg/L	250
<b>Cor Aparente (²)</b>	uC	15
<b>1,2 diclorobenzeno</b>	mg/L	0,001
<b>1,4 diclorobenzeno</b>	mg/L	0,0003
<b>Dureza total</b>	mg/L	300
<b>Ferro</b>	mg/L	0,3
<b>Gosto e odor</b>	Intensidade	6
<b>Manganês</b>	mg/L	0,1
<b>Monoclorobenzeno</b>	mg/L	0,02
<b>Sódio</b>	mg/L	200
<b>Sólidos dissolvidos totais</b>	mg/L	500
<b>Sulfato</b>	mg/L	250
<b>Sulfeto de hidrogênio</b>	mg/L	0,05
<b>Turbidez (³)</b>	uT	5
<b>Zinco</b>	mg/L	5

**NOTAS:**

- (1) Valor máximo permitido.  
 (2) Unidade Hazen (mgPt-Co/L).  
 (3) Unidade de turbidez.

Fonte: Brasil (2021).

Assim, de modo a garantir que a água atenda aos padrões de potabilidade estabelecidos, faz-se necessário a aplicação de tecnologias de tratamento. Estas tecnologias são escolhidas com base na qualidade da água bruta, que pode ser proveniente de mananciais subterrâneos (lençóis freáticos e aquíferos) e mananciais superficiais (lagos, rios, canais) (RICHTER; AZEVEDO NETTO, 2015).

O tratamento da água consiste na remoção de matéria orgânica, partículas suspensas e coloidais, micro-organismos, bem como qualquer substância que possa ser prejudicial à saúde humana. A escolha da tecnologia de tratamento a ser utilizada deve pautar especialmente nas seguintes premissas: características da água bruta; custos de implantação, manutenção e operação; manuseio e confiabilidade dos equipamentos; flexibilidade operacional; localização geográficas e características da comunidade onde está inserida; e disposição final do lodo gerado (LIBÂNIO, 2010).

Usualmente os sistemas de tratamento de água são classificados como estações de tratamento avançado, estações de tratamento de ciclo completo, unidades de abrandamento e unidades de tratamento por desinfecção simples. Destas, as estações de ciclo completo, ou ainda conhecidas como estações convencionais, geralmente são as mais utilizadas para o tratamento de águas superficiais, sendo o processo de tratamento é realizado por meio das etapas de coagulação, floculação, sedimentação, filtração e desinfecção (DAVIS; MASTEN, 2016).

### **2.2.1 Processo de coagulação e floculação**

Os termos coagulação e floculação frequentemente são tratados como sinônimos, ambos significando o processo integral de aglomeração das partículas. Porém, apresentam definições diferentes e não devem ser confundidos.

A coagulação é o processo de desestabilização das partículas coloidais presentes na água, através da adição de sais inorgânicos. A adição destes sais faz com que ocorra a compressão da dupla camada elétrica que circunda todas as partículas coloidais (figura 1). Nessa situação ocorre a adsorção destes íons inorgânicos no plano de cisalhamento (Zeta), neutralizando o potencial neste plano e conseqüentemente, reduzindo a energia de repulsão, permitindo assim a atuação das forças de atração e agregação das partículas (CARÍSSIMI, 2007).

Esta etapa físico-química é de extrema importância sendo responsável por desestabilizar partículas coloidais suspensas, neutralizando suas cargas e tornando-as instáveis, facilitando a sua posterior remoção (BELTRÁN-HEREDIA; SÁNCHEZ-MARTÍN; DÁVILA-ACEDO, 2011). Esta é considerada processo fundamental no tratamento de água e de efluentes, sendo caracterizada pelo baixo custo e eficácia na remoção de diversos contaminantes (GIROLETTI, 2019).

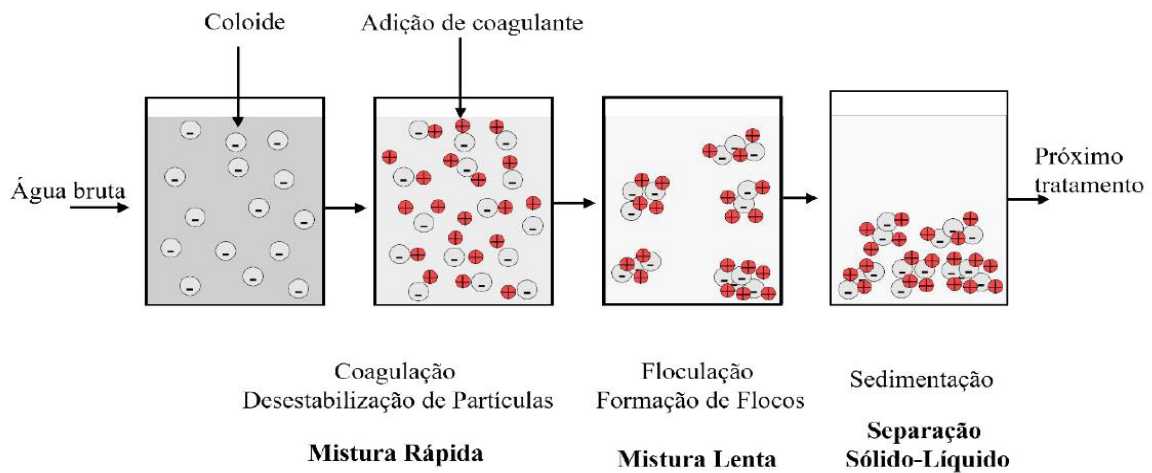
A etapa em que ocorre o processo de coagulação é na mistura rápida, que tem a finalidade de promover a dispersão do coagulante na água, sendo que esta dispersão deve ser homogênea e rápida. Após, a água segue para o processo de floculação, sendo que este consiste na aglomeração das partículas já desestabilizadas, pelas colisões induzidas pelo seu movimento relativo (RICHTER; AZEVEDO NETTO, 2015).

Como mencionado a etapa de floculação é o processo de aglomeração das partículas por efeito de transporte de fluido, com objetivo de formar partículas de tamanho maior, facilitando a sedimentação por gravidade (RICHTER; AZEVEDO NETTO, 2015).

Ou seja, o processo de floculação trata-se das colisões bem sucedidas que ocorrem quando as partículas já desestabilizadas formam aglomerados de partículas coaguladas e de matéria em suspensão, gerando conjuntos maiores e mais densos, denominados flocos (PACHECO, 2021).

A desestabilização das partículas presentes na água também pode ser realizada com a utilização de polímeros, substituindo os eletrólitos coagulantes. Os polímeros floculantes utilizados para a desestabilização coloidal incluem produtos naturais e sintéticos. Dentre os polímeros naturais, focos do estudo, estão a poliácridamida, taninos, amido, proteínas, derivados de produtos naturais, dentre outros (CARÍSSIMI, 2007).

Figura 1 – Representação esquemática das etapas de coagulação e floculação



Fonte: Di Bernardo e Paz (2008).

### 2.2.1.1 Mecanismos de coagulação

Para que ocorra o processo de coagulação diversos são os mecanismos físico-químicos envolvidos na remoção do material presente nas águas brutas, sejam estes dissolvidos, coloidais e/ou em suspensão, sendo os principais: compressão da camada difusa; adsorção e neutralização; varredura; e adsorção e formação de pontes Inter partículas (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

#### 2.2.1.1.1 Compressão da camada difusa

O primeiro mecanismo de coagulação consiste na compressão da dupla camada, ou ainda, compressão da camada difusa. O aumento da força iônica, ou seja, aumento da concentração de íons, ocasiona a compressão da camada difusa. Os íons de carga positiva atravessam a camada compacta, reduzindo assim a magnitude do potencial zeta e a espessura da dupla camada, permitindo a posterior aproximação das partículas (LIBÂNIO, 2010).

Isto é, quando um eletrólito indiferente (o qual não tem característica de hidrólise ou de adsorção) de carga contrária à partícula é adicionado em meio aquoso, ocorre um aumento da concentração de íons na água. As concentrações elevadas de íons positivos e negativos (força iônica grande) ocasionam acréscimo do número de íons na camada difusa, que, para se manter eletricamente neutra, tem necessariamente seu volume reduzido, diminuindo sua espessura, reduzindo o



potencial elétrico (Potencial Zeta) e predominando a força de Van de Waals (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

#### *2.2.1.1.2 Adsorção-neutralização*

O segundo mecanismo, também denominado neutralização de cargas, ocorre imediatamente após a dispersão do coagulante na massa líquida, e consiste na interação que ocorre entre coagulante-coloide, coagulante-solvente e coloide-solvente (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Algumas espécies químicas são capazes de ser adsorvidas na superfície das partículas coloidais, visto que estas são de carga contrária à da superfície dos coloides, ocorrendo assim a desestabilização. Sendo que esta é causada pela adição de coagulantes, em dosagens inferiores quando comparados a de dupla camada (PAVANELLI, 2001).

#### *2.2.1.1.3 Varredura*

De acordo com Di Bernardo (1993), neste mecanismo, conforme a quantidade de coagulante, pH da mistura e concentração de alguns tipos de íons presentes na água, poderá ocorrer a formação de precipitado, dependendo do coagulante empregado.

Em geral, o mecanismo de varredura notoriamente utiliza dosagens de coagulante mais elevadas, quando comparadas às necessárias para o processo de adsorção-neutralização. Assim, o floco formado adquire maior peso, sedimentando com maior facilidade, tornando este mecanismo predominante nas estações convencionais de tratamento de água (LIBÂNIO, 2010).

#### *2.2.1.1.4 Adsorção e formação de pontes Inter partículas*

Este mecanismo ocorre quando se tem a adição de polímeros de grandes cadeias moleculares (naturais ou sintéticos) na água, cujo objetivo é reduzir as dosagens de coagulantes e conferir ao floco maior densidade. Nessa situação, a coagulação pode ocorrer por intermédio da formação de pontes químicas, quando as

partículas coloidais são adsorvidas na superfície das diversas cadeias dos polímeros (LIBÂNIO, 2010).

De acordo com Lima e Rollemberg (2020), quando o polímero adere a um coloide, ocorre a dessorção da água superficial ligada ao coloide, havendo a neutralização da carga e a aglomeração com outras partículas.

### 2.3 COAGULANTES INORGÂNICOS

Normalmente, nas Estações de Tratamento de Água e/ou Efluentes, os agentes químicos mais utilizados no processo de coagulação são sais inorgânicos, tais como: sulfato de alumínio ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ) e cloreto férrico ( $\text{FeCl}_3$ ), bem como sintéticos e poliacrilamidas (BELTRÁN-HEREDIA; SÁNCHEZ-MARTÍN; DÁVILA-ACEDO, 2011). Contudo, as interações dos coagulantes químicos com partículas coloidais dão origem a lodos não biodegradáveis e compostos bioacumulativos que podem causar danos ao meio ambiente e à saúde humana (GIROLETTI, 2019; KAKOI et al., 2017; NAIR; AHAMMED, 2015), desencadeando problemas ambientais, como a presença de alumínio residual em água tratada (KRUPINSKA, 2020; MILLER et al., 1984); efeitos tóxicos à saúde humana pela exposição ao alumínio (BONDY, 2010); problemas de corrosão e difícil manuseio, no caso dos coagulantes a base de sais de ferro, dentre outros (GENSEMER; PLAYLE, 1999).

Muitas são as discussões e estudos realizados sobre os possíveis impactos que a exposição aos residuais de alumínio, principalmente, podem causar a saúde humana. Pesquisas médicas indicam os malefícios da exposição humana a este metal, tendo em vista que o alumínio é considerado um agente neurotóxico quando bioabsorvido, o que pode ocasionar dano ao sistema nervoso humano e animal (WARBY; JOHNSON; DRISCOLL, 2008). Frente a isso, seu uso é correlacionado a doenças neurodegenerativas, como Alzheimer, Parkinson e demências (BONDY, 2010; GAUTHIER, 2000; RONDEAU et al., 2008).

Contudo, estes tipos de coagulantes ainda são amplamente utilizados, e isso se dá devido à eficiência na atenuação dos níveis de materiais particulados, coloidais e substâncias orgânicas presentes na água, bem como devido aos seus baixos custos de aquisição (NEPOMUCENO et al., 2018).

Com relação às questões operacionais, os coagulantes inorgânicos apresentam desvantagem frente a sensibilidade ao pH da solução, geração de

grandes volumes de lodo residual, e toxicidade deste lodo gerado, sendo necessário tratamento e disposição final adequada (BONGIOVANI; KONRADT-MORAES; BERGAMASCO, 2010; DI BERNARDO; PAZ, 2008).

## 2.4 POLÍMEROS NATURAIS

De acordo com a ABNT NBR 15448-1 (2008), os polímeros naturais, ou ainda, biopolímeros, são polímeros produzidos a partir de matérias primas de fontes renováveis, como por exemplo, milho, cana-de-açúcar, celulose, quitina, entre outras. As fontes renováveis, são assim conhecidas, pelo fato de possuírem ciclo de vida mais curto quando comparadas com fontes fósseis.

De acordo com Kumar et al (2012), os biopolímeros são substâncias de fácil obtenção, com custos acessíveis, biodegradáveis, menos tóxicos e passíveis de modificações químicas.

Os polímeros naturais, surgem como substitutos promissores de coagulantes inorgânicos tradicionalmente utilizados (GIROLETTI, 2019). O uso de floculantes orgânicos obtidos a partir de produtos naturais apresentam algumas vantagens em relação aos coagulantes químicos, e isto se dá em relação a sua biodegradabilidade, baixa produção de lodo, consumo da alcalinidade, baixa toxicidade, e ainda a matéria prima para produção é obtida de fontes renováveis (CHOY et al., 2014).

Os polímeros são amplamente utilizados em estações de tratamento de água e esgoto, visto que auxiliam no processo de coagulação/floculação, atuando na aglomeração das impurezas presentes na forma de sólidos suspensos ou dissolvidos. Também, são utilizados em diversos setores, como por exemplo, na indústria de produção de papel, mineração, petróleo, na indústria farmacêutica para revestimento de comprimidos e cápsulas para medicamentos, cosméticos, indústria alimentícia sendo utilizada como emulsionantes, espessantes e estabilizantes, entre outros (RABIEE; ERSHAD-LANGROUDI; ZEYNALI, 2015).

Estudos associados à utilização de polímeros naturais para a produção de coagulantes e floculantes vem ganhando destaque nos últimos anos, nos quais se sobressaem a celulose, o amido, a quitosana, o alginato de sódio e os taninos (LEE; ROBINSON; CHONG, 2014; VERÍSSIMO, 2018). Todos estes são suscetíveis a modificações, cujo objetivo é otimizar sua função, surgindo assim os polieletrólitos catiônicos (MORAL; AGUADO; TIJERO, 2016).

Alguns fatores ambientais e socioeconômicos estão relacionados com a crescente procura por polímeros, ou ainda polieletrólitos catiônicos, como por exemplo, o grande impacto ambiental causado pelo processo de extração e refino utilizados para produção dos polímeros produzidos a partir do petróleo, a escassez cada vez maior do petróleo, o aumento de seu preço e também a biodegradabilidade do polímero produzido (BRITO et al., 2011).

Frente a isto, o desenvolvimento de polímeros naturais e/ou biodegradáveis apresentam inúmeras vantagens, sendo uma alternativa ambientalmente adequada visto a redução do impacto ambiental negativo causado pelos polímeros a base de combustíveis fósseis (BRITO et al., 2011).

## 2.5 CELULOSE

A celulose é um dos mais importantes e abundantes polímeros naturais, sendo o principal constituinte das plantas (TAUK, 1990). Devido a sua biodegradabilidade e sustentabilidade ela tem chamado atenção em todo o mundo (GAO et al., 2016).

No entanto, a celulose *in natura* não apresenta cargas elétricas, sendo um polímero neutro. Assim, é necessário proceder a modificação química na estrutura da celulose, de modo com que esta se transforme em um polieletrólito catiônico (ARAÚJO, 2019).

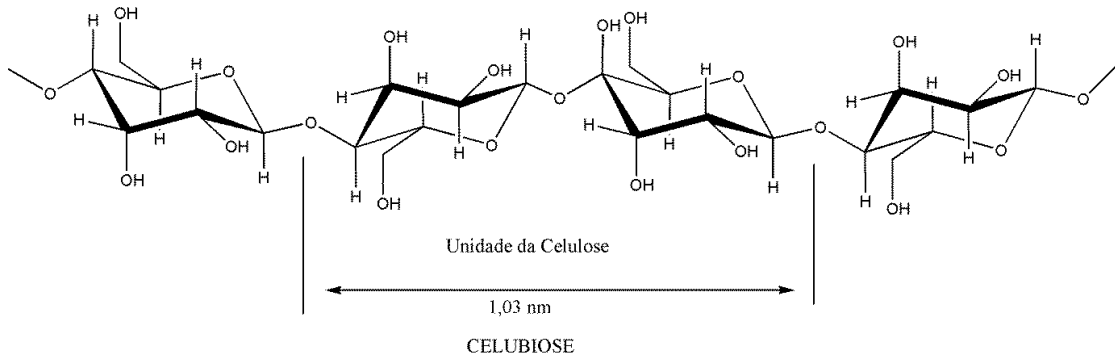
Junto com seus derivados, a celulose apresenta grande aplicação comercial, sendo utilizada na área farmacêutica, medicinal, alimentícia, têxtil como também na produção de polpa e papel (FILADE, 2010). Devido a sua vasta aplicação vem sendo estudada como uma fonte alternativa para substituição dos produtos químicos e materiais não renováveis (SIRVIÖ et al., 2011), visto que tem propriedades que permitem a fabricação de produtos geralmente feitos com plástico, que por sua vez é derivado do petróleo.

A celulose é um material com grande área superficial, o que facilita a reação química para a produção de outros materiais. Ao misturar as fibras a constituintes poliméricos ou inorgânicos, procura-se obter materiais mais resistentes, duráveis e com maior absorção de impacto, e mais sustentáveis (Franco, 2015).

Na natureza, a celulose é estruturada na forma de fibrila, a qual é composta por várias moléculas de celulose paralelas que se conectam com o hidrogênio. Estas fibrilas formam a estrutura cristalina da celulose (SONDARI; HARYONO, 2010).

A estrutura da celulose influencia significativamente sobre a reatividade/derivatização deste polímero (WASTOWSKI, 2018). Assim, relacionada a sua estrutura química, a celulose é um polímero linear de alta massa molar, constituída por unidades de glicose unidas por ligações glicosídicas  $\beta(1,4)$  onde cada unidade de glicose contém três hidroxilas livres ligadas aos carbonos 2, 3 e 6 respectivamente (ARAÚJO, 2019). Sua fórmula química é dada por  $(C_6H_{10}O_5)_n$ , onde  $n$  corresponde ao grau de polimerização médio passível de atingir os 10 000 ( $1.62 \times 10^6$  g/mol), no caso da celulose nativa (CARVALHO, 1999).

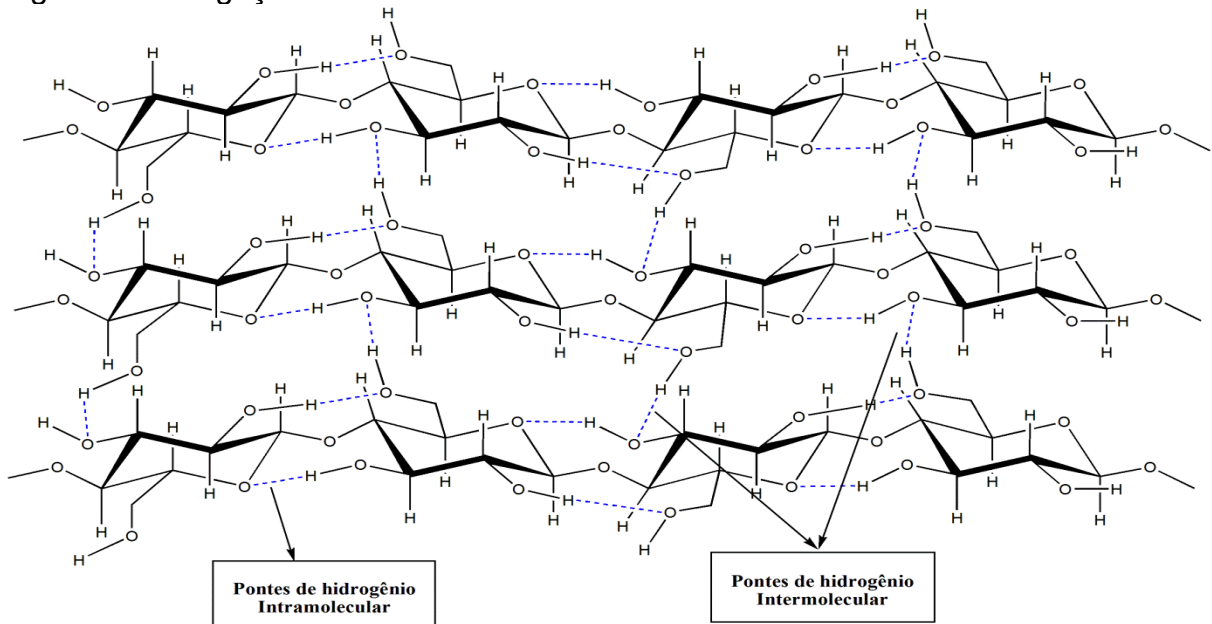
Figura 2 – Fragmento da cadeia molecular da celulose, formada por unidades consecutivas de celubiose



Fonte: Wastowski (2018).

Por conta da sua linearidade, as moléculas de celulose apresentam forte tendência para formação de pontes de hidrogênio inter e intra moleculares (WASTOWSKI, 2018). As ligações intramoleculares concedem à celulose grande rigidez, enquanto as intermoleculares são responsáveis pela formação da fibra vegetal (ARAÚJO, 2019; CERQUEIRA, 2009).

Figura 3 – As ligações intramoleculares e intermoleculares da fibra de celulose

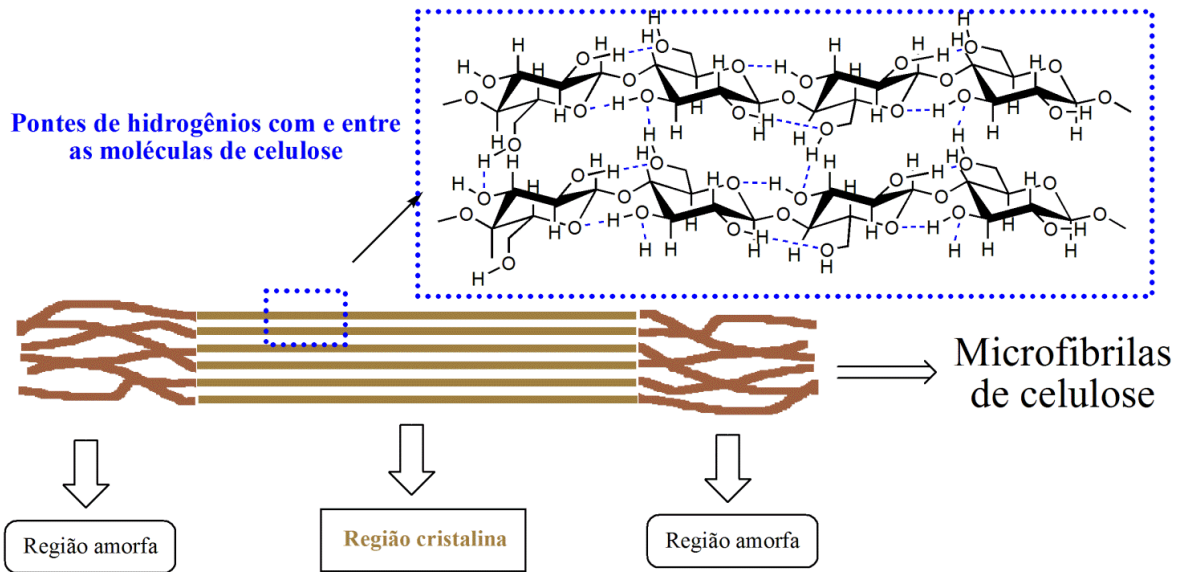


Fonte: Wastowski (2018).

A estrutura da celulose apresenta duas fases distintas, amorfa e cristalina (Figura 4). As regiões amorfas são mais acessíveis ao ataque de reagentes, enzimas e absorção de água. Já as regiões cristalinas são mais rígidas, fazendo com que muitas vezes precise ser utilizado algum tipo de solvente para derivatização destas regiões, transformando-as em regiões amorfas (WASTOWSKI, 2018). Desta forma, dependendo do índice de cristalinidade da celulose, suas possibilidades de uso ficam limitadas, visto que ela pode ser pouco acessível a solventes e reagentes (MEIRELES, 2007).

A presença de muitos grupos hidroxila ao longo da cadeia da celulose resulta na formação de uma rede de ligações intermoleculares. Além disso, as forças de Van der Waals estabelecem conexões entre as camadas da cadeia, permitindo a construção de estruturas cristalinas. Como mencionado, as regiões cristalinas são intercaladas por regiões amorfas, porém, enquanto em alguns vegetais as regiões amorfas podem ultrapassar 50% da estrutura, na celulose (bacteriana ou extraída de algumas algas) os domínios cristalinos correspondem a quase 100% da fibrila (DAO; CAMERON; SAITO, 2015).

Figura 4 – Interação entre cadeias moleculares de celulose na região do cristalino de microfibrilas de celulose



Fonte: Wastowski (2018).

### 2.5.1 Celulose Microcristalina

A celulose microcristalina (MCC) é uma forma de celulose não fibrosa, originada da parede celular da fibra vegetal, fragmentada em pequenas partículas. Ela é produzida a partir da hidrólise controlada da alfa-celulose despolimerizada, empregando soluções diluídas de ácidos minerais (TOLLER; SCHMIDT, 2005).

Apresenta-se como um pó cristalino branco, inodoro, insípido, praticamente isenta de contaminantes orgânicos e inorgânicos. Não apresenta solubilidade em água, ácidos diluídos e na maioria dos solventes orgânicos. Possui solubilidade em solução de hidróxido de sódio 5 % (MIHRANYAN; SVEN-BORJE; EK, 2004).

O processo de produção da celulose microcristalina existe desde a década de 60 e foi patenteado pela empresa *American Viscose Company* (TOLLER; SCHMIDT, 2005).

Em razão a sua alta pureza, a celulose microcristalina é um dos adjuvantes mais utilizados na produção de formas farmacêuticas, no entanto, devido as suas funções apresenta-se como adsorvente, podendo ser aplicada em diversas áreas (TOLLER; SCHMIDT, 2005).

A expressão PA, que acompanha a nomenclatura da Celulose Microcristalina, utilizada no presente estudo, refere-se ao termo “Para Análise”, indicando grau de controle de qualidade, e frente a isto, utilizada em pesquisas nos diversos ramos.

## 2.6 CELULOSE CATIÔNICA

Considerada um importante derivado da celulose, a celulose catiônica é amplamente utilizada em vários campos e processos, como na fabricação de papel, indústria de cosméticos, em materiais adsorventes, agentes antibacterianos (GAO et al., 2016), como também, utilizada no tratamento de água e efluentes como floculantes. Dentre suas vantagens estão o baixo custo, baixa toxicidade e biodegradabilidade (WILLBERG-KEYRILÄINEN et al., 2019).

Porém, a produção de derivados catiônicos da celulose muitas vezes torna-se um processo complicado, isto devido a sua insolubilidade e a baixa reatividade (SIRVIÖ et al., 2011). Os sítios em que acontece a reação na celulose são os grupos hidroxila (OH), e o acesso a estes se torna difícil devido às fortes ligações intra e intermoleculares (ARAÚJO, 2019). Assim, para facilitar sua modificação química se faz necessário aumentar a acessibilidade aos grupos hidroxila, fazendo com que os produtos obtidos apresentem maior grau de substituição e maior solubilidade (VERÍSSIMO, 2018).

## 2.7 MODIFICAÇÃO DA ESTRUTURA DA CELULOSE

A modificação química da celulose diz respeito à introdução de novos grupos funcionais em sua cadeia, e isso acontece pela reação dos grupos hidroxila com o reagente de modificação, enriquecendo a sua funcionalidade e expandindo a sua gama de aplicações (GAO et al., 2016).

De acordo com Araújo (2019), alteração na estrutura da celulose cationizada em relação a celulose *in natura*, acontece pela substituição dos grupos hidroxila (OH) do polímero por agrupamentos catiônicos do reagente utilizado. O agrupamento catiônico é mais volumoso que o grupo de hidroxilas, e isso faz com que a substituição destes grupos acarrete em um afastamento na distância intercadeias da celulose, aumentando, conseqüentemente, a porção amorfa da celulose em relação à porção cristalina.

Antes da etapa de modificação da estrutura da celulose, é de extrema importância melhorar a reatividade deste produto, a fim de, conseguir uma maior eficiência da reação. A etapa de mercerização é responsável por melhorar a



reatividade da celulose.

O processo de mercerização foi introduzido industrialmente no ano de 1840, e recebe este nome em consideração ao seu inventor, John Mercer (FILADE, 2010). O tratamento de mercerização com soluções de NaOH (que podem variar de 12 a 50%) é usado para melhorar a reatividade da celulose e eficiência da reação antes da etapa final de cationização. Este tratamento alcalino foi observado para aumentar a eficiência da reação. O pré-tratamento alcalino produz alterações nas ligações intra e intermoleculares das fibras celulósicas. Isso muda as formas cristalinas de celulose de I (Ia / Ib) para celulose II, e ao mesmo tempo, pode aumentar a quantidade de celulose amorfa (WILLBERG-KEYRILÄINEN et al., 2019; FILADE, 2010).

Vários estudos comprovam que a eficiência da reação aumentou quando é realizada a mercerização da celulose. Moral et. al. (2015) concluíram que a mercerização diminuiu a cristalinidade da celulose e causou maior eficiência de reação do que sem mercerização. Isso se dá por que a parte amorfa da celulose é mais reativa do que a cristalina. Bem como, a celulose mercerizada também possui uma estrutura mais aberta e as fibras possuem uma maior área de superficial específica e, portanto, tem-se uma maior facilidade de acessar os grupos de hidroxila da celulose (WILLBERG-KEYRILÄINEN et al., 2019).

Relacionado aos meios de reação, a modificação na estrutura química da celulose pode ocorrer em meios homogêneos ou heterogêneos. O meio heterogêneo é aquele no qual a celulose permanece insolúvel. Já no meio homogêneo a celulose encontra-se dissolvida em um solvente (FILADE, 2010).

Quando deseja-se ter uma maior acessibilidade dos grupos hidroxilas, o meio de reação homogêneo é preferível, visto que ocorre a solubilização inicial que causa a quebra das ligações intermoleculares, tornando os grupos hidroxilas mais acessíveis aos ataques de reagentes (FILADE, 2010).

De acordo com Verríssimo (2018), a modificação catiônica mais estudada até então consiste na reação de eterificação da celulose com o reagente cloreto de 2,3-epoxipropiltrimetilamônio (EPTAC), em solução alcalina. Porém, este composto é instável, tóxico e de alto custo, sendo substituído muitas vezes pelo cloreto de 3-cloro-2-hidróxipropiltrimetilamônio (CHPTAC).

No entanto, a principal desvantagem em utilizar o reagente cloreto de 3-cloro-2-hidróxipropiltrimetilamônio (CHPTAC) se dá na obtenção de produtos com baixo grau de substituição (DS) (PRADO; MATULEWICZ, 2014; TOLLER; SCHMIDT, 2005).

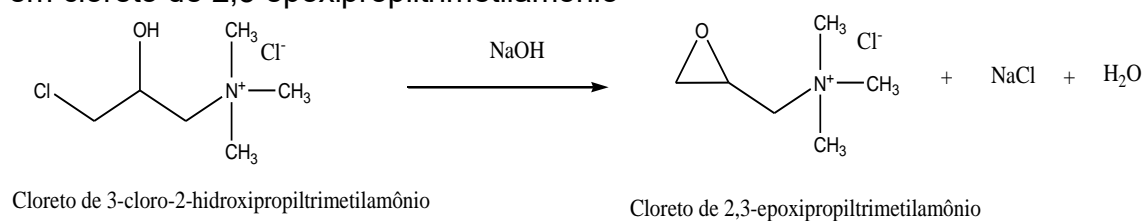
Também, é de extrema importância solubilizar a celulose quando se deseja realizar a derivatização desse polímero. Isso porque, os sítios onde ocorrem a reação na celulose são os grupos hidroxila (OH), sendo o acesso a esses um processo difícil, tendo em vista às fortes ligações inter e intramoleculares, bem como seu alto índice de cristalinidade (ARAÚJO, 2019).

Frente a isto, os derivados da celulose normalmente são mais solúveis que a celulose em si. Isto por que, quando ocorre a substituição dos grupos hidroxila o substituinte é mais volumoso, o que promove uma modificação na estrutura do polímero, aumenta a distância entre as cadeias e faz com que o índice de cristalinidade diminua, enfraquecendo conseqüentemente as ligações inter e intramoleculares (ARAÚJO, 2019).

### 2.7.1 Mecanismos de reação

A reação de derivatização da celulose ocorre em meio aquoso, com pH elevado, onde o monômero cloreto de 3-cloro-2-hidroxiopropiltrimetilamônio transforma-se em um epóxido liberando um átomo de cloro e um de hidrogênio e passa a ser cloreto de 2,3-epoxipropiltrimetilamônio (Figura 5).

Figura 5 – Etapa 1: Transformação do cloreto de 3-cloro-2-hidroxiopropiltrimetilamônio em cloreto de 2,3-epoxipropiltrimetilamônio



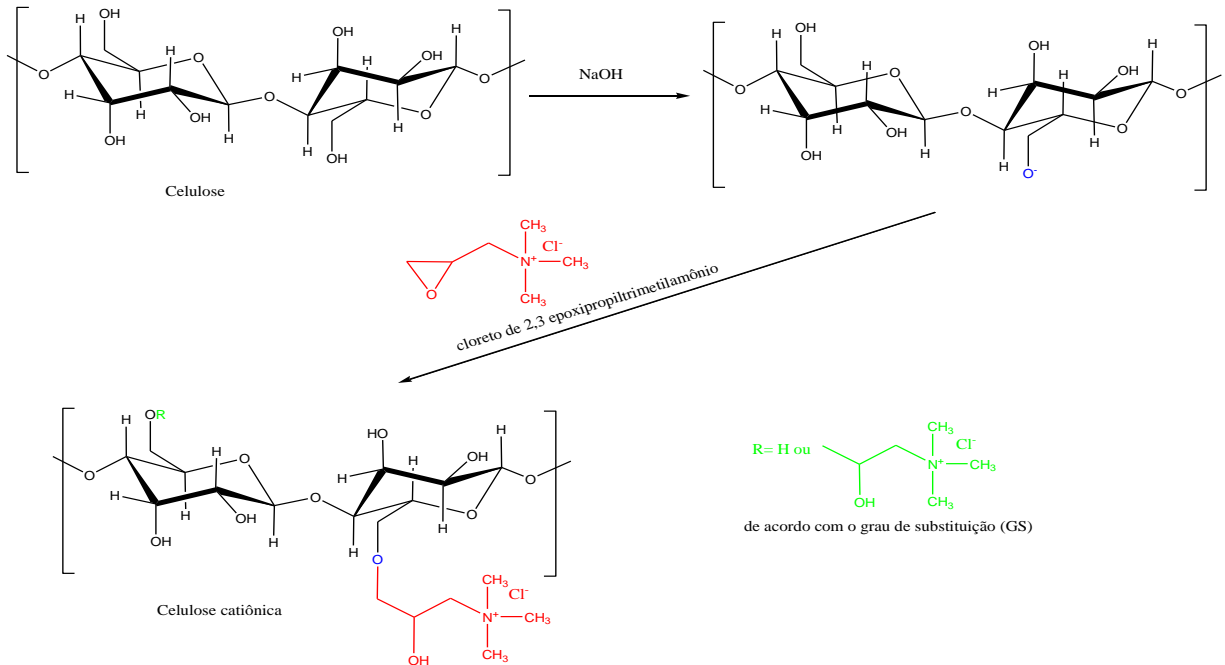
Fonte: Elaborado pela autora (2022).

Na primeira etapa, a adição de Hidróxido de Sódio (NaOH), faz com que as fibras da celulose incham, de modo a aumentar a acessibilidade aos locais de reação, e a eficiência da mesma. O mesmo é relatado nas literaturas, nos processos de cationização da celulose (ETALE et al., 2021; MORAL; AGUADO; TIJERO, 2016; MORANTES et al., 2019; SONDARI; HARYONO, 2010) hemicelulose (BIGAND et al., 2013; RIBEIRO et al., 2017), amido (WEI; CHENG; ZHENG, 2008), e da lignina (KONG et al., 2015; PEIL et al., 2020), com adição de CHTPAC ou GTMAC.

Na segunda etapa, a celulose reage com o cloreto de 2,3-

epoxipropiltrimetilamônio e torna-se catiônico (Figura 6).

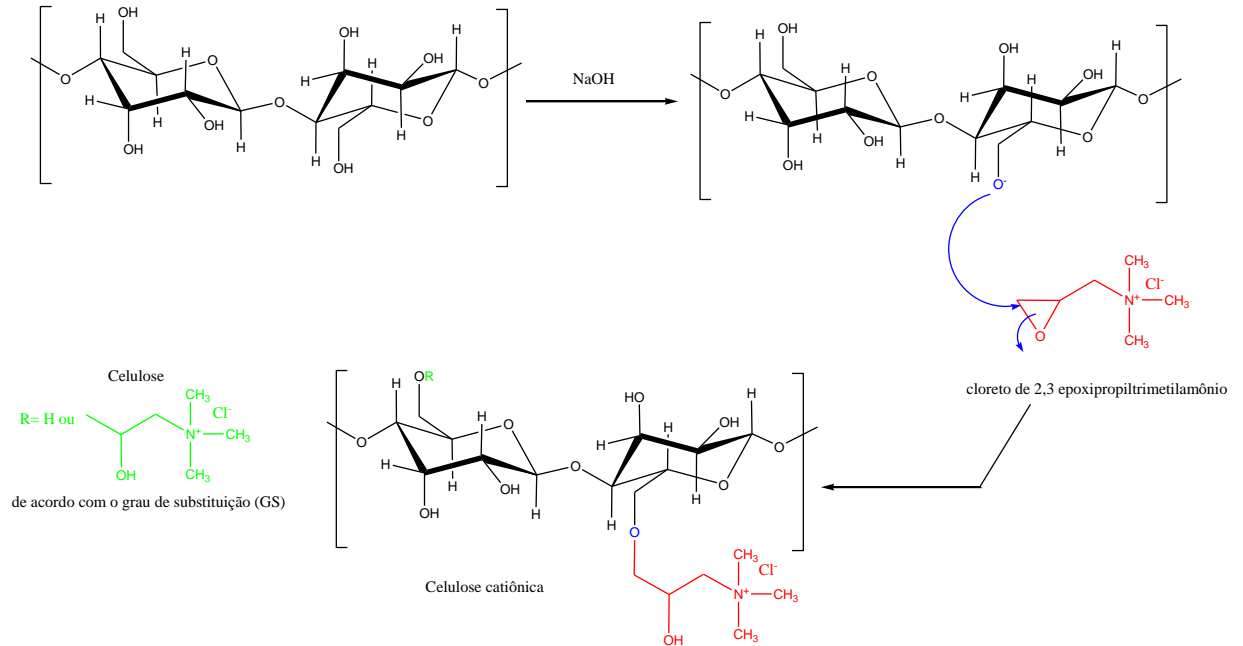
Figura 6 – Etapa 2: Reação da celulose com o cloreto de 2,3 epoxipropiltrimetilamônio formando a Celulose catiônica



Fonte: Elaborado pela autora (2022).

A reação de cationização da Celulose é uma reação de substituição, que ocorre através do mecanismo  $S_N2$ . A reação é catalizada por uma base, usualmente NaOH e a reação começa com a formação de um alcóxido por desprotonação de um grupo hidroxilo da celulose. O alcóxido então ataca o carbono que está ligado ao átomo de cloro do cloreto de 2,3-epoxipropiltrimetilamônio (Figura 7).

Figura 7 – Mecanismo de reação (SN<sub>2</sub>) para a reação de cationização da celulose



Fonte: Elaborado pela autora (2022).

O mecanismo SN<sub>2</sub> ocorre quando com os dois, o substrato orgânico (celulose) e o nucleófilo (cloreto de 3-cloro-2-hidroxiopropiltrimetilamônio), participam da etapa mais lenta da reação, ou seja, a velocidade da reação depende da concentração de ambos e estes estão presentes no estado de transição.

### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

Este trabalho foi desenvolvido nas dependências da Universidade Federal de Santa Maria, campus de Frederico Westphalen – RS.

A água bruta utilizada no estudo foi coletada no Lajeado Pardo (27°23'31.35"S; 53°25'32.31"O), em ponto de captação próximo ao Campus da UFSM/FW, que está localizado a montante ( $\pm 2,5$  km) do ponto de captação de água por bombeamento da Companhia Riograndense de Saneamento (CORSAN).

De acordo com Di Bernardo (2003), os cursos d'água correntes, utilizados para abastecimento, apresentam argilas como caulinita, bentonita, illita e muscovita. Frente a isso, e tendo em vista a baixa turbidez da água bruta, e com o propósito de retratar as condições que costumam ser encontradas em mananciais superficiais utilizados para captação de água, preparou-se uma solução de caulinita, um argilomineral utilizado para preparação de água sintética, cujo objetivo é conferir turbidez a água.

Para a realização da eterificação da celulose, foi utilizado o reagente 3-cloro-2-hidroxi-propil-trimetilamônio (QUAB 188) (P.M=188, 65% dos monômeros ativos, densidade = 1,1751 g/cm<sup>3</sup>), solução de 65%, densidade de 1,135 g/mL, gentilmente cedido pela empresa *Dow Chemical Company*. Papel filtro qualitativo, gramatura de 80 g/m<sup>2</sup>, diâmetro de 150 mm, modelo FIL. P80150, marca Qualividros e agitador magnético com aquecimento da marca Kasvi.

A celulose comercial utilizada foi a celulose Microcristalina P.A. da marca Synth.

Para a simulação de coagulação, floculação e sedimentação, foi utilizado o equipamento *Jar test* microprocessado, da marca Policontrol, modelo FlocControl III, com a capacidade de 6 jarros (cubas) de até 2L cada, agitação mecânica com pás e sistema de aplicação simultânea de produtos e coleta de amostras.

Além do floculante preparado no estudo (celulose catiônica), foi utilizado, como coagulante orgânico comercial, o Tanfloc SG, gentilmente cedido pela empresa TANAC. Como coagulante inorgânico, foi utilizado o Sulfato de Alumínio Hidratado P.A. (Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> (14-18) H<sub>2</sub>O), em pó, com teor de 98 – 102%, marca Vetex.

### 3.1 PREPARAÇÃO DE AMOSTRAS DE CELULOSE CATIÔNICA

O processo de cationização da celulose foi realizada de forma semelhante a metodologia proposta por Sondari e Haryono (2010), como descrita a seguir.

#### 3.1.1 Técnica de cationização da celulose

Inicialmente, em um béquer de vidro com capacidade de 1L, foram dissolvidos 34,3 g de celulose Microcristalina em 480 mL de isopropanol aquoso e 45,4 mL de hidróxido de sódio à 30%. A mistura foi agitada, com auxílio de agitador magnético, por 90 minutos à temperatura ambiente.

Após, foi adicionado, gota a gota, 183,9 g do reagente cloreto de 3-cloro-hidroxi-propiltrimetil amônio (QUAB 188)e, em seguida, a mistura foi aquecida, em banho maria, com agitação ininterrupta, até chegar à temperatura de 50 °C por 2 horas e continuada à temperatura de 76 °C por mais 15 minutos, com agitação vigorosa.

A razão molar de cloreto de 3-cloro-hidroxi-propiltrimetilamônio para celulose foi de 3:1. O produto foi lavado com ácido acético para neutralizar o pH.

O produto foi filtrado a vácuo em papel filtro qualitativo. A celulose catiônica retida no papel filtro foi seca em estufa a 45 °C por um dia. Após seco, o produto final foi macerado até ser formado um pó fino, este foi estocado em frasco de vidro e armazenado em dessecador até o uso. A figura 8, exemplifica as etapas realizadas no processo de cationização.

Figura 8 – Etapas de cationização da celulose



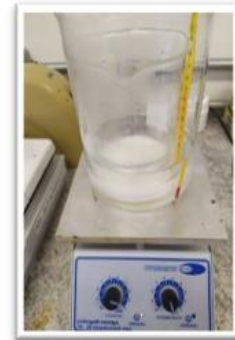
34,3 g de celulose + 480 mL isopropanol + 45,4 mL NaOH (30%)  
Agitação a temperatura ambiente por 90 minutos.



Adicionado, gota a gota, 183,9 g do reagente cloreto  
3-cloro-2-hidróxipropiltrimetilamônio (QUAB 188)



Filtrado, seco 45°C (24h), macerado.



Aquecimento com agitação: 50°C por 2h + 76 °C  
por 15 minutos

Fonte: Elaborado pela autora (2022).

### 3.2 DETERMINAÇÃO DO TEOR DE NITROGÊNIO

Após o processo de cationização, a amostra de celulose catiônica foi analisada quanto à concentração de Nitrogênio Kjeldahl presente na celulose resultante da ligação do monômero amônio quaternário, conforme exemplificado na figura 9. Esta concentração foi utilizada para calcular o grau de substituição (DS).

Figura 9 – Etapas do processo de determinação de Nitrogênio



**1ª etapa:** Digestão as amostras de celulose catiônica em ácido Sulfúrico concentrado.



**3ª etapa:** Titulação com solução de HCl 0,1 M.



**2ª etapa:** Destilação com indicador de ácido bórico.

Fonte: Elaborado pela autora (2022).

O grau de substituição dos grupos de amônio quaternário (DS) de produtos cationizados é comumente determinado pelo método de Nitrogênio Kjeldahl, de acordo com a Equação 1 (BENDORAITIENE et al., 2006; BENDORAITIENE; LEKNIUTE-KYZIKE; RUTKAITE, 2018; BUTRIM et al., 2008; CARR; BAGBY, 1981; ESAN; BRÜMMER; MEUSER, 1996; HAACK et al., 2002; KAVALIAUSKAITE; KLIMAVICIUTE; ZEMAITAITIS, 2008; KUO; LAI, 2007; LEKNIUTE-KYZIKE et al., 2016, 2016; LIN et al., 2012; MD NASIR; ABDULMALEK; ZAINUDDIN, 2020; ZHANG et al., 2007).



$$DS = \frac{162,14 \times N\%}{1401 - 151,5 \times N\%} \quad (1)$$

Onde:

N%: é o teor de nitrogênio % e determinado pelo método micro Kjeldahl com destilação de nitrogênio de acordo com a literatura AOAC, 1990;

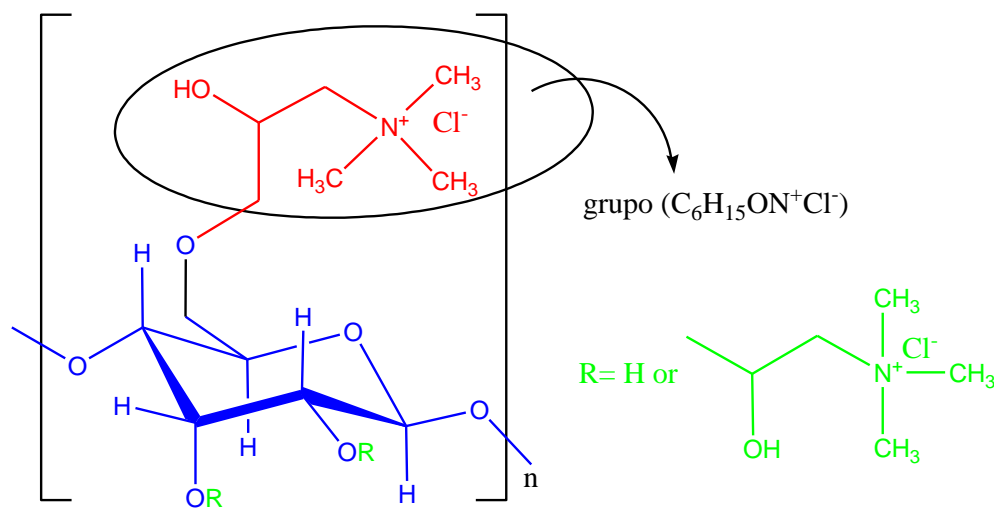
162,14: é a massa molar da unidade de anidro-glicose (AGU)  $C_6H_{10}O_5$ -162,14 g / mol;

1401: representa por 100 vezes a massa atômica de nitrogênio 14,01 g / mol, e;

151,5: é a massa molar do grupo de cloreto de hidroxipropiltrimetilamônio  $C_6H_{15}NO^+Cl^- = 151,5$  g / mol.

O valor de DS estima o número médio de grupos catiônicos (cloreto de hidroxipropiltrimetilamônio) substituintes por unidade de anidro-glicose da fibra celulósica (Figura 10).

Figura 10 – Esquema de celulose cationizada indicando o grupo cloreto de hidroxipropiltrimetilamônio



Celulose Cationizada

Fonte: Elaborado pela autora (2022).

### 3.3 PREPARAÇÃO DA ÁGUA SINTÉTICA

Visando aumentar a turbidez da água bruta do estudo, foi preparada uma suspensão de caulinita, de acordo com a metodologia proposta por Di Bernardo (2004) e Voltan (2007), misturando 40 gramas de caulinita em 2 L de água destilada, e agitando por 2 horas, com o auxílio de um equipamento *jar test*. Após cerca de 10 horas de repouso, o sobrenadante foi coletado da suspensão-mãe, para que as partículas de maior tamanho fossem removidas, visando reduzir os erros na preparação da água de estudo.

A suspensão de caulinita foi adicionada gradativamente na água bruta, de modo a atingir valores de turbidez desejados.

### 3.4 ENSAIOS DE COAGULAÇÃO

Para a definição qualitativa quanto à utilização da celulose como floculante, e de modo a avaliar a eficiência desta para o tratamento de água, ensaios de coagulação/floculação/decantação foram realizados no equipamento *Jar Test*, da marca Poli Control®, modelo FlocControl III.

As coletas da água bruta utilizada no *Jar test* foram efetuadas em galões de plástico, geralmente armazenados cerca de 50 litros antes de iniciar o experimento e conservadas em temperatura ambiente até a utilização. A água sempre era utilizada no mesmo dia em que foi coletada.

Após a coleta, a água bruta era analisada quanto aos parâmetros de cor, turbidez, temperatura, pH e alcalinidade. Após esta análise, a suspensão de caulinita era adicionada gradativamente na água bruta, de modo a atingir turbidez em torno de 120 uT. Os parâmetros de cor, turbidez e pH após a adição de caulinita eram novamente analisados.

Após a simulação do tratamento realizado no equipamento *Jar test*, as amostras foram filtradas por gravidade em papel filtro qualitativo 80 g/m<sup>2</sup>, o qual contém os maiores poros de 40 µm e a maior parte dos poros de 25 µm, sendo usados para filtração e separação em geral. Optou-se pela utilização do papel filtro, tendo em vista que, de acordo com a CETESB (2018), os filtros de areia são projetados para remoção de sólidos com granulometria maior que 20 µm, e assim, com a utilização do

papel filtro foi possível simular o processo de filtração utilizada no tratamento de água convencional.

Os parâmetros de cor e turbidez foram analisados nas amostras de água bruta, na água após a adição da suspensão de caulinita, no início e final do processo de decantação ( $t=0$  e  $t=20$  min), e após o processo de filtração.

### **3.4.1 Floculantes e coagulantes**

No presente trabalho, como um novo polieletrólito catiônico aplicado no tratamento de água, utilizou-se a celulose catiônica, sendo esta comparada com o a celulose pura, sem passar pelo processo de cationização, o coagulante orgânico comercial Tanfloc SG e o coagulante inorgânico Sulfato de Alumínio. Conforme relacionados a seguir.

#### **3.4.1.1 Celulose catiônica**

O floculante a partir da celulose catiônica foi produzido com a diluição da celulose cationizada em pó em água destilada a temperatura ambiente, numa concentração de 1% (10 g/L). O floculante foi armazenado em frasco de plástico em temperatura ambiente até a sua utilização.

#### **3.4.1.2 Celulose não cationizada**

Para comparação com a celulose catiônica, foi testado o floculante proveniente da celulose pura, sem passar pelo processo de cationização. O floculante foi preparado com água destilada, com concentração de 10 g/L (1%).

A concentração utilizada nos testes, foi a que apresentou melhor resultado para a celulose catiônica.

#### **3.4.1.3 Tanfloc**

O coagulante comercial Tanfloc SG foi utilizado para fins de comparação com a Celulose cationizada. O mesmo, foi diluído em água destilada, também em

concentração de 1% (10 g/L), e armazenado em frasco de 1L até a sua utilização.

#### 3.4.1.4 Sulfato de alumínio

O coagulante inorgânico utilizado, a fim de comparação com os orgânicos, foi o Sulfato de Alumínio Hidratado P.A. A solução foi preparada em água fria numa concentração de 10 g/L. O produto foi escolhido tendo em vista que a sua versão comercial é a mais utilizada nas estações de tratamento de água.

#### 3.4.2 Parâmetros de controle

Para a determinação de parâmetros físico-químicos como cor, turbidez, pH e temperatura foram seguidas as metodologias propostas pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION, 2012), sendo os procedimentos metodológicos utilizados listados a seguir.

- 2120 – Color. C – Spectrophotometric: Single-Wavelength Method;
- 2130 – Turbidity. B – Nephelometric Method;
- 2320 – Alkalinity. B – Titration Method;
- 2550 – Temperature. B – Laboratory and Field Methods;
- 4500 – H+ pH Value. B – Electrometric Method;

Quanto aos equipamentos analíticos utilizados, estes e suas configurações podem ser observadas no Quadro 1.

Quadro 1 – Equipamentos utilizados para análises

Parâmetro/Atividade	Equipamento utilizado	Resolução/limite de leitura
<b>Cor</b>	Espectrofotômetro SPECORD 50 PLUS (Analytik Jena)	0,0003 A / -3 – 3 A
<b>Turbidez</b>	Turbidímetro DL1 – 5000 (DEL LAB)	0,01 uT / 0 – 1000 uT
<b>pH</b>	pHmetro PH-1900 (Instrutherm)	0.01 pH / - 2.0 – 16.00 pH

Fonte: Elaborado pela autora (2022).

### 3.4.3 Procedimento utilizado nos ensaios

Antes de realizar os ensaios de tratamento da água, foram realizadas as medições características dos parâmetros de pH, cor, turbidez, temperatura, e alcalinidade da água bruta. Em seguida foi adicionada, gradativamente, na água bruta a suspensão de caulinita, de modo a atingir a turbidez desejada. Os parâmetros de cor, turbidez e pH após a adição de caulinita foram novamente analisados.

Em cada ensaio, os valores de pH da água também foram ajustados, com a adição de solução de ácido Clorídrico – HCl 10% e/ou solução de Hidróxido de Sódio – NaOH 10%.

Após os ajustes realizados (pH e turbidez), em cada cuba do *jar test* foram adicionados 2L de água do estudo. Através dos tubos de ensaio acoplados no aparelho, que permitem a aplicação sincronizada de coagulante/floculante, foram adicionadas dosagens variadas de coagulante/floculante para cada jarro.

Para a celulose catiônica, as dosagens testadas foram de 20, 40, 60, 80, 100 e 120 mg/L, e os ensaios realizados em pH 3, 4, 5, 6, 7 e 8. Nos testes com a celulose pura, utilizou-se a dose com melhor resultado para a celulose catiônica, e os ensaios foram realizados na mesma faixa de pH (3, 4, 5, 6, 7 e 8) e sob as mesmas condições de tempo e agitação, listadas no quadro 2.

Para o coagulante orgânico TANFLOC SG, as doses testadas foram as mesmas utilizadas para a celulose catiônica (20, 40, 60, 80, 100 e 120 mg/L). Os ensaios também foram realizados na mesma faixa de pH e sob as mesmas condições operacionais.

Já para o coagulante inorgânico Sulfato de Alumínio, as dosagens testadas levaram em conta as quantidades usuais do coagulante para águas de vários graus de turbidez, que de acordo com Lemes (LEMES, 1990), águas com turbidez em torno de 100 uT, são necessárias concentrações de 16 a 32 mg/L de sulfato de alumínio. Neste caso, as dosagens utilizadas foram de 16, 20, 24, 28, 32 e 36 mg/L. O pH para os ensaios com o sulfato não foi alterado, permanecendo o pH da água bruta.

Os parâmetros operacionais da simulação do tratamento de água utilizados no estudo, através do *jar test* podem ser observados no Quadro 2.

Quadro 2 – Parâmetros operacionais dos ensaios em Jar test para diferentes coagulantes e floculantes

Etapa de tratamento	Operação
Coagulação	A mistura rápida iniciou com velocidade de 350 RPM (gradiente de velocidade médio de 700 s <sup>-1</sup> ), mantida por 60 segundos.
Floculação	50, 40, 30 e 20 RPM (gradiente de velocidade médio de 40, 30, 18 e 10 s <sup>-1</sup> ) e duração de 5 minutos em cada etapa.
Decantação	O processo de decantação iniciou com o desligamento do aparelho e teve duração de 20 minutos (amostras foram coletadas e analisadas nos tempos de 0 e 20 min). Velocidade de sedimentação de 0,35 cm/min.
Filtração	Realizada em papel filtro qualitativo, com gramatura de 80 g/m <sup>2</sup> , diâmetro de 150 mm, modelo FIL. P80150, marca Qualividros.

Fonte: Elaborado pela autora (2022).

Os valores máximos permitidos para água de abastecimento (após tratamento) estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021, serviram como base para comparação e discussão dos resultados. Sendo estes, para os parâmetros de cor e turbidez, listados na tabela 2.

Tabela 2 – Valor máximo permitido para parâmetros de cor e turbidez

Parâmetro	Unidade	VMP <sup>(1)</sup>
Cor Aparente	uC	15
Turbidez	uT	0,5 – 1,0 <sup>(2)</sup> - 5 <sup>(3)</sup>

Nota:

(1) - Valor máximo permitido

(2) – Padrão de turbidez para água após tratamento seguida de filtração rápida

(3) – Padrão organoléptico – (Em toda a extensão do sistema de distribuição (reservatório e rede) ou pontos de consumo)

Fonte: Elaborado pela autora (2022).

### 3.4.4 Eficiência de remoção

Após a simulação do processo de tratamento (coagulação, floculação, decantação e filtração), a água remanescente foi novamente analisada quanto aos parâmetros de cor e turbidez, a fim de calcular a eficiência de remoção para estes parâmetros.

Assim, a eficiência de remoção para os parâmetros mencionados acima foi calculada conforme a Equação 2:

$$Eficiência\ de\ remoção\ (\%) = \frac{C_{AB} - C_{AT}}{C_{AB}} * 100 \quad (2)$$

Onde:

$C_{AB}$ : representa os valores de cor (uC) ou turbidez (uT) para a água bruta.

$C_{AT}$ : representa os valores de cor (uC) ou turbidez (uT) para a água tratada.

### 3.4.5 Diagramas de coagulação

De modo a avaliar a eficiência de tratamento, muitas vezes utilizam-se diagramas de coagulação, como forma de delimitar as melhores faixas de pH e dosagem dos coagulantes (BARTIKO; JULIO, 2015; BOMFIM, 2015; PAVANELLI, 2001). Estes, por sua vez, apresentam de forma clara e autoexplicativa a eficiência de determinado produto, bem como, servem de modelo para tratamento de água com características semelhantes à água estudada (SILVEIRA et al., 2019).

Para a construção dos diagramas de coagulação, utilizou-se o *Software* MiniTab 19. Com as ferramentas disponíveis no *Software* elaboraram-se gráficos de contorno, com isocurvas de cor e turbidez remanescente para o floculante do estudo (celulose catiônica) bem como, para o coagulante comercial Tanfloc SG. Também, elaboraram-se gráficos com os valores de eficiência de tratamento, para os parâmetros e floculantes/coagulantes citados.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 ANÁLISES DAS AMOSTRAS DE CELULOSE CATIÔNICA

A reação de cationização foi realizada utilizando a celulose Microcristalina PA com o reagente 3-cloro-2-hidroxiopropiltrimetilamônio (CHPTAC), por meio da reação de substituição em uma etapa. O reagente foi escolhido por ser um dos mais populares para produção de compostos catiônicos de celulose, sendo este usado com uma solução aquosa de NaOH (MORAL; AGUADO; TIJERO, 2016).

Ao adicionar o monômero cloreto de 3-cloro-2-hidroxiopropiltrimetilamônio, ocorre a reação de formação do epóxido. A reação de cationização começa com a formação de alcóxido de um grupo hidroxila do polissacarídeo em solução aquosa de NaOH (ou outra base), este alcóxido “ataca” o epóxido e o abre para formar o hidroxietér (PRADO; MATULEWICZ, 2014).

O epóxido, no entanto, pode sofrer, como reação secundária a formação de um diol, incapaz de reagir com o polissacarídeo, o que diminui a eficiência da reação (PRADO; MATULEWICZ, 2014).

A solução de NaOH é utilizada para que ocorra a formação do epóxido (mais reativo) a partir do monômero cloreto de 3-cloro-2-hidroxiopropiltrimetilamônio e para aumentar a reatividade dos grupos hidroxila da celulose. De acordo com a cinética de cationização, o DS atinge seu valor de equilíbrio e então se estabiliza ou até diminui devido à degradação de CHPTAC (REN et al., 2006). Para essas condições, o valor mais alto de DS é alcançado após 60 ou 90 minutos de reação e a partir disto se mantém em torno desse valor (MORAL et al., 2015).

Os valores numéricos da análise realizada com a celulose catiônica, podem ser observados na Tabela 3, sendo que esta foi realizada em triplicata.

Tabela 3 – Valores da concentração de nitrogênio (N) e grau de substituição (DS)

<i>Amostra</i>	<i>%N</i>	<i>%DS</i>
<i>Celulose catiônica</i>	0,178	0,021
	0,163	0,020
	0,161	0,019
<i>Média</i>	0,167	0,020
<i>Celulose pura</i>	0	0

Fonte: Elaborado pela autora (2022).



Os valores de DS segundo classificação pelo grau de substituições, alcançados para a celulose catiônica podem ser classificados como de baixa substituição. Este valor também foi conseguido por Etale *et al.* (2021), que obteve grau de substituição de 0,02, demais autores, como Yan *et al.* (2009), Li *et al.* (2015) e Morantes *et al.* (2019) obtiveram valores entre 0,17 a 0,5; 0,13 a 0,52 e 0,16 a 0,36, respectivamente.

Os valores de DS segundo classificação pelo grau de substituições, alcançados para a celulose catiônica podem ser classificados como de baixa substituição. Este valor também foi conseguido por Etale *et al.* (2021), que obteve grau de substituição de 0,02, demais autores, como Zhang *et al.* (2007) e Yang *et al.* (2014), obtiveram valores entre 0,18 a 0,5 e 0,26 a 0,5, respectivamente.

Vários fatores podem influenciar no valor do DS, dentre eles: o tipo de reagente utilizado, a razão molar entre o reagente e a base, a temperatura e o tempo de reação. Em geral, um aumento no reagente cationizante conduz um aumento no DS, sendo explicado em termos do aumento da disponibilidade de moléculas do reagente nas proximidades do polissacarídeo. No entanto, o aumento ocorre até um certo limite, e se não for acompanhado por um aumento de NaOH, o alcalino pode se tornar o reagente limitante (HAACK *et al.*, 2002; KAVALIAUSKAITE; KLIMAVICIUTE; ZEMAITAITIS, 2008; PRADO; MATULEWICZ, 2014).

Os baixos valores de DS podem estar relacionados com a cationização utilizando o reagente CHPTAC. Prado e Matulewicz (2014) observaram que o DS e a eficiência da reação é menor com utilização de CHPTAC do que com o reagente EPTAC.

Alguns autores ainda, conseguiram aumentar o grau de substituição e a eficiência da reação com a utilização de ureia, no lugar de NaOH, de modo a aumentar ainda mais a acessibilidade da celulose, alcançando valores de DS de até 0,6 (SONG *et al.*, 2008).

Em outro estudo Song *et al.* (2011), utilizaram, para a cationização da celulose, solução aquosa de NaOH/ureia, e como reagente, acrilamida. O produto da reação foi neutralizado com ácido acético, dialisado e liofilizado para obtenção do derivado. Com esse processo, os autores conseguiram alcançar DS de 0,67.

## 4.2 ENSAIOS DE COAGULAÇÃO

Como mencionado, para simular o sistema de tratamento de água com a utilização da celulose catiônica como floculante orgânico, utilizou-se o equipamento *Jar test* (Figura 11) seguido do processo de filtração em papel filtro de gramatura de 80g/m<sup>2</sup>. Com isso, foi possível definir os valores para cor e turbidez após o tratamento, bem como a eficiência do tratamento realizado.

Figura 11 – Simulação de tratamento da água no aparelho Jar test.



Fonte: Elaborado pela autora (2022).

Para construção dos diagramas de coagulação, variou-se o pH da água bruta de 3 a 8 (em escala de uma unidade), e a concentração do floculante de 20, 40, 60, 80, 100 e 120 mg/L.

No presente capítulo, para facilitar o entendimento, foram construídos quadros contendo os dados principais dos ensaios de tratamento, como cor e turbidez inicial e final e eficiência do tratamento. As tabelas completas, com todos os dados obtidos durante os ensaios de *Jar test*, em todos os tempos de coleta, e para todos os coagulantes/floculantes utilizados, são apresentadas nos Apêndices do presente trabalho.

Quadro 3 – Resultados obtidos para água tratada com celulose catiônica

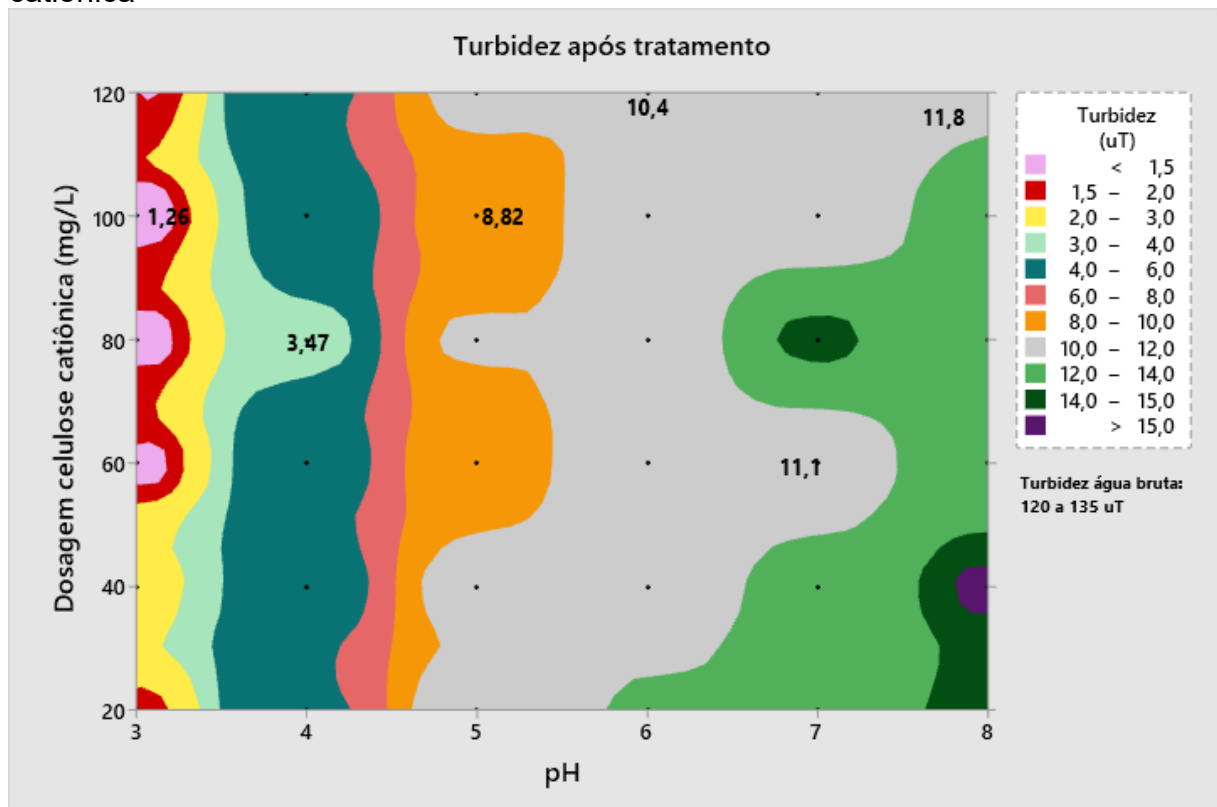
pH 3						
Concentração Celulose catiônica (mg/L)	Cor inicial (uC)	Cor final (uC)	Remoção de cor (%)	Turbidez inicial (uT)	Turbidez final (uT)	Remoção de turbidez (%)
20	616	5,4	99,1	120	1,91	98,4
40	616	10,8	98,3	120	2,64	97,8
60	616	3	99,5	120	1,43	98,8
80	616	3,9	99,4	120	1,32	98,9
100	616	2,6	99,6	120	1,26	99,0
120	616	5,1	99,2	120	1,53	98,7
pH 4						
20	537,8	24,7	95,4	128	5,72	95,5
40	537,8	19,7	96,3	128	4,59	96,4
60	537,8	21	96,1	128	4,75	96,3
80	537,8	19,5	96,4	128	3,47	97,3
100	537,8	16,1	97,0	128	4,18	96,7
120	537,8	23,2	95,7	128	5,72	95,5
pH 5						
20	598,6	85,6	85,7	122	11,4	90,7
40	598,6	69,7	88,4	122	10,9	91,1
60	598,6	47,8	92,0	122	9,54	92,2
80	598,6	61	89,8	122	10,2	91,6
100	598,6	45,5	92,4	122	8,82	92,8
120	598,6	60,7	89,9	122	10,5	91,4
pH 6						
20	747,1	96,8	87,4	137	12,1	91,2
40	747,1	108,9	85,4	137	11,7	91,5
60	747,1	83,6	88,8	137	11	92,0
80	747,1	95,2	87,3	137	11,4	91,7
100	747,1	102,2	86,3	137	11,3	91,8
120	747,1	68,5	90,8	137	10,4	92,4
pH 7						
20	523,6	128,5	75,5	125	13,2	89,4
40	523,6	137,3	73,8	125	12,3	90,2
60	523,6	97,8	81,3	125	11,1	91,1
80	523,6	176,8	66,2	125	14,2	88,6
100	523,6	110,7	78,9	125	11,3	91,0
120	523,6	108,3	79,3	125	11,7	90,6
pH 8						
20	741,4	157,2	78,8	135	14,4	89,3
40	741,4	183,1	75,3	135	15,1	88,8
60	741,4	119,7	83,9	135	13	90,4
80	741,4	134,9	81,8	135	13,1	90,3
100	741,4	116,9	84,2	135	12,4	90,8
120	741,4	136,5	81,6	135	11,8	91,3

Fonte: Elaborado pela autora (2022).

Com a combinação das variantes de pH e concentração de floculante utilizadas, e os valores finais obtidos para cor e turbidez, elaboraram-se diagramas de coagulação, de modo a facilitar a observação e identificação de combinações (pH e concentração) que apresentaram melhor eficiência no tratamento.

A Figura 12, apresenta o diagrama de coagulação para o parâmetro de turbidez, para o agente floculante produzido no estudo (celulose catiônica).

Figura 12– Diagrama de coagulação para turbidez em água tratada com celulose catiônica



Fonte: Elaborado pela autora (2022).

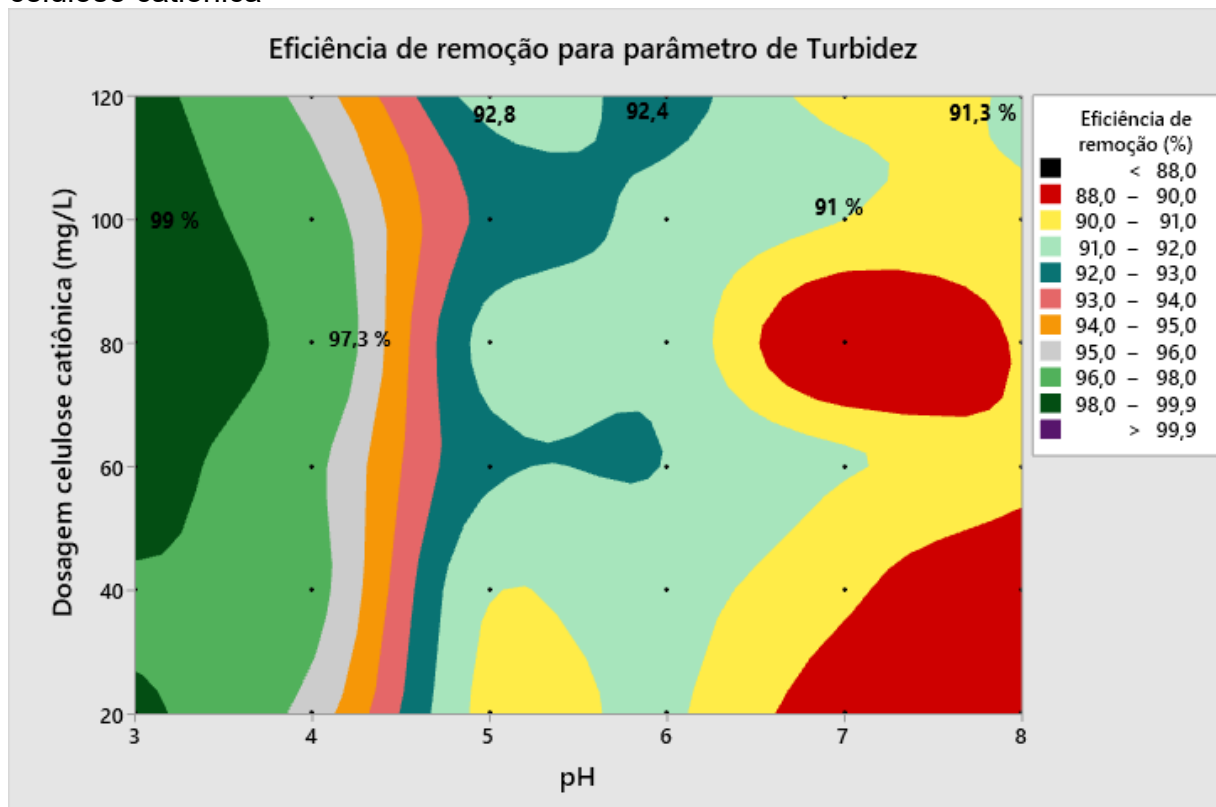
A partir dos dados obtidos para os valores remanescentes de turbidez, podemos observar que o pH influenciou a eficiência do tratamento. O melhor valor obtido para turbidez, foi de 1,26 uT, e foi conseguido com o pH de 3 e a dosagem de 100 mg/L, resultando em uma eficiência de remoção de turbidez de 99%. Esses valores, no entanto, não atendem aos parâmetros elencados no anexo 2 da Portaria nº 888/2021, onde o valor máximo permitido para turbidez da água após o processo de filtração é de 1 uT.

Na mesma faixa de pH, os valores de turbidez remanescente tiveram pouca variação, sendo de 1,91 uT para dosagem de 20 mg/L, 2,64 uT para dosagem de 40

mg/L, 1,43 uT para dosagem de 60 mg/L, 1,32 uT para dosagem de 80 mg/L, 1,26 uT para dosagem de 100 mg/L e 1,53 uT para dosagem de 120 mg/L.

Relacionado a eficiência de remoção, como pode ser observado na figura 13, as demais faixas de pH também obtiveram remoções significativas, atingindo remoção de 97,3% em pH 4, 92,8% em pH 5, 92,4% em pH 6, 91% em pH 7 e 91,3% em pH 8.

Figura 13– Eficiência de remoção para o parâmetro de turbidez em água tratada com celulose catiônica



Fonte: Elaborado pela autora (2022).

Analisando o conjunto de resultados obtidos para turbidez remanescente da água de estudo, relacionando “dosagem x pH” os melhores valores conseguidos foram em pH 3, com dosagem de celulose catiônica de 100 mg/L, apresentando eficiência de remoção de 99% e turbidez remanescente próximo a 1,0 uT.

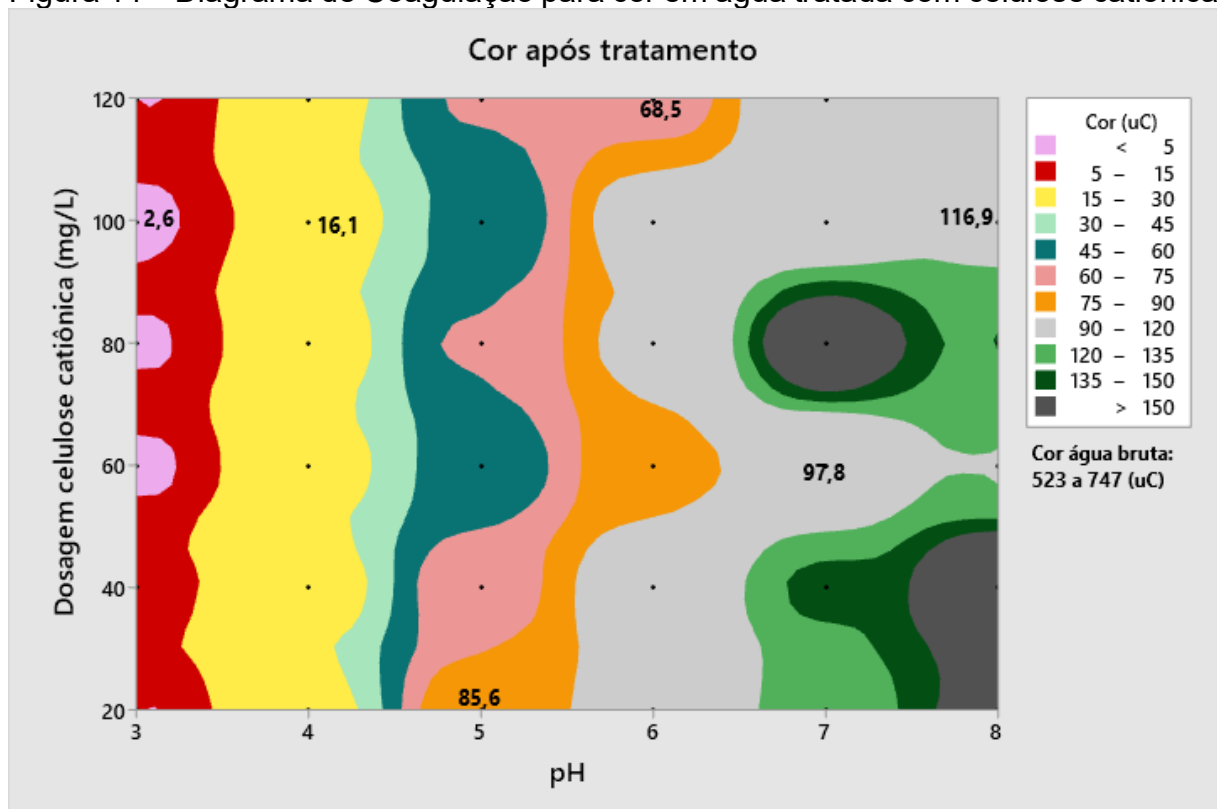
A concentração de coagulante necessária no estudo foi superior a utilizada por Morantes et al. (2019), que avaliaram a capacidade de floculação de Nanocristais de celulose (CNCs) catiônicos no tratamento de água, obtendo resultados de remoção de turbidez de 99,7% a uma concentração de 2 ppm (2 mg/L). Os autores relacionam essa eficiência com a variável DS, sendo que estes obtiveram melhor valor de DS de 0,23, notando que, quanto maior o grau de substituição, menor a quantidade de

floculante necessária. Ou seja, quanto maior o DS, maior o número de grupos catiônicos expostos na superfície de modificação que podem interagir com as partículas coloidais, melhorando o desempenho do tratamento.

De acordo com Araújo (2019), o baixo valor de DS reflete a dificuldade de solubilizar e de trabalhar com a celulose, uma vez que esse polímero apresenta alta organização cristalina, e fortes ligações de hidrogênio. Tais propriedades dificultam o processo de solubilização da celulose, e conseqüentemente a derivatização e utilização deste polímero.

Relacionado ao parâmetro cor, a Figura 14, representa o diagrama de coagulação para a cor remanescente da água tratada com o floculante cationizado no estudo.

Figura 14 – Diagrama de Coagulação para cor em água tratada com celulose catiônica



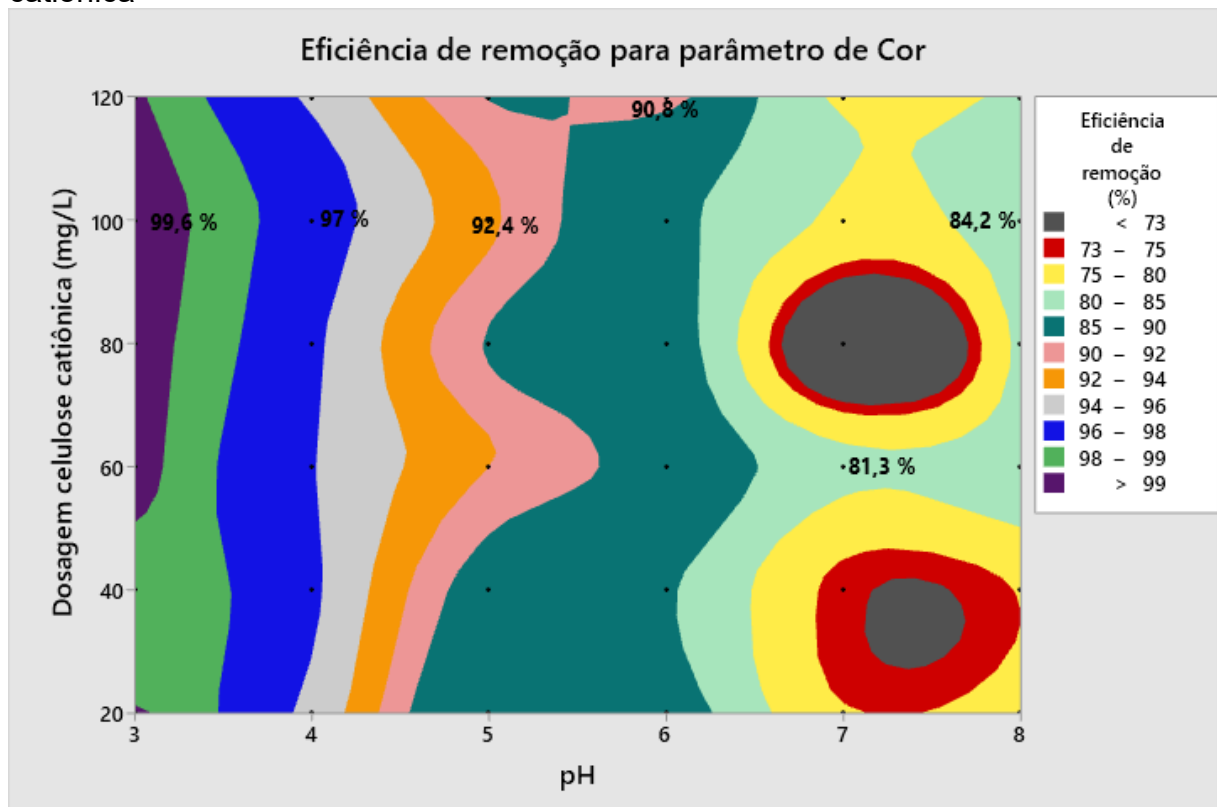
Fonte: Elaborado pela autora (2022).

A partir dos resultados obtidos, pode-se observar que os menores valores para cor após a realização do tratamento da água com a celulose catiônica também foram obtidos em pH 3, sendo que nesta faixa de pH, com todas as dosagens testadas o

parâmetro atingiu o padrão organoléptico de potabilidade elencados no anexo 11 da Portaria nº 888/2021, sendo este de até 15 uT.

A dosagem de 100 mg/L de celulose catiônica foi a que apresentou melhores resultados, atingindo cor de 2,6 uC. Considerando a cor inicial da água de estudo, a eficiência do tratamento chegou a 99,6% (Figura 15).

Figura 15 – Eficiência de remoção para o parâmetro cor em água tratada com celulose catiônica



Fonte: Elaborado pela autora (2022).

Ainda, a partir dos resultados obtidos pode-se observar que houve aumento na cor remanescente a medida com que o pH da água aumentou, sendo esta condição elencada por Richter e Azevedo Netto (2015), que observaram que a remoção da cor é facilitada em pH baixo, sendo que, quanto mais elevado o pH, mais intensa é a cor.

A eficiência de remoção da cor para as demais faixas de pH estudadas chegaram a 97% em pH 4, 92,4% em pH 5, 90,8% em pH 6, 81,3% em pH 7 e 84,2% em pH 8.

Como observado, tanto para cor como turbidez, os melhores resultados obtidos foram em faixa de pH 3, similares aos resultados obtidos por Moraes et al (2007), os quais verificaram melhor eficiência de remoção de cor e turbidez, utilizando o

coagulante Tanfloc SL, em faixas de pH inferiores a 5.

Com o floculante do estudo, elevadas eficiências de remoção foram conseguidas, tanto para cor, como para turbidez. Porém, no sistema de tratamento proposto (coagulação/floculação/sedimentação/filtração) na maioria dos testes, o tratamento em si não foi suficientemente eficiente para atingir os valores máximos permitidos pela portaria nº 888/21, que trata sobre os padrões de potabilidade de água destinada para consumo humano.

Assim sendo, uma opção é a realização, ou ainda, combinação do tratamento utilizado com um tratamento complementar. O que também foi observado por Dos Santos, Vieira e Bergamasco (2013), que testaram a Moringa, outro tipo de floculante orgânico que pode ser aplicado no tratamento de água. Com dosagem de 50 mg/L, passando pelos processos de coagulação/floculação, a eficiência de tratamento foi de 22,2%, agora, combinando o tratamento de coagulação/floculação, com tratamento complementar de adsorção em carvão, a eficiência aumentou para 90,6%. A partir dos resultados dos autores citados, pode-se observar que a celulose catiônica, sem passar por tratamentos complementares, apresentou melhor eficiência de remoção, no entanto, exigiu maiores concentrações.

Ainda, com os resultados conseguidos, pode-se observar que, por mais difícil que o processo de modificação da estrutura da celulose seja, está foi modificada e cationizada no estudo. Isso foi evidenciado, observando os resultados obtidos no tratamento com a celulose pura, sem passar pelo processo de cationização.

Passando pelo processo completo (coagulação, floculação, decantação e filtração), utilizando 100 mg/L de celulose não cationizada, os valores finais para turbidez variaram de 11,6 uT a 13,9 uT, enquanto para cor os valores foram de 112,4 uC a 165,1 uC, conforme demonstrado no Quadro 4.

Quadro 4 – Cor e turbidez remanescentes em água tratada com celulose não cationizada

pH	Concentração de Celulose não cationizada (mg/L)	Turbidez final (uT)	Cor final (uC)
3	100 mg/L	11,6	112,4
4	100 mg/L	11,8	118,9
5	100 mg/L	12,9	148,8
6	100 mg/L	12,5	148
7	100 mg/L	13,9	165,1
8	100 mg/L	12,8	146

Fonte: Elaborado pela autora (2022).



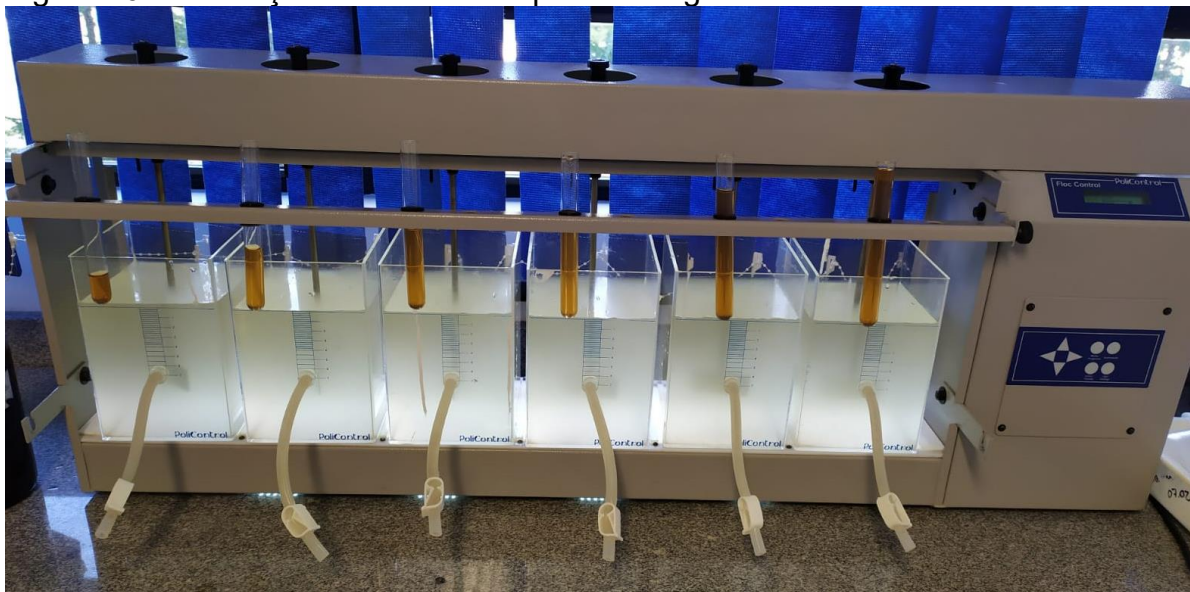
Comparando os valores finais de cor e turbidez da água tratada com a celulose pura, sem passar pelo processo de cationização, pode-se observar que estes foram superiores aos valores remanescentes resultantes do tratamento com a celulose catiônica.

Em pH 3 e dosagem de 100 mg/L, enquanto o tratamento com a celulose catiônica resultou em turbidez remanescente de 1,26 uT e cor de 2,6 uC, o tratamento utilizando a celulose não catiônica obteve resultado de 11,6 uT e 112,4 uC. Com isso, nota-se que a celulose pura, sem passar pelo processo de cationização é menos eficiente, obtendo remoções inferiores, se comparado à água tratada com celulose catiônica.

Ainda, a fim de comparação, entre o uso do floculante cationizado no estudo, e coagulantes orgânicos já disponíveis no mercado, foi testado o uso do coagulante orgânico Tanfloc SG, da empresa TANAC.

As mesmas doses e faixas de pH testadas para a celulose catiônica foram utilizadas nos ensaios com o Tanfloc SG. Da mesma forma, utilizou-se o equipamento *Jar test* (Figura 16), com os mesmos parâmetros operacionais pré estabelecidos.

Figura 16– Simulação de tratamento para o coagulante Tanfloc



Fonte: Elaborado pela autora (2022).

Os resultados após o tratamento, obtidos para cor e turbidez, podem ser observados no Quadro 5.

Quadro 5 – Resultados obtidos para água tratada com Tanfloc SG

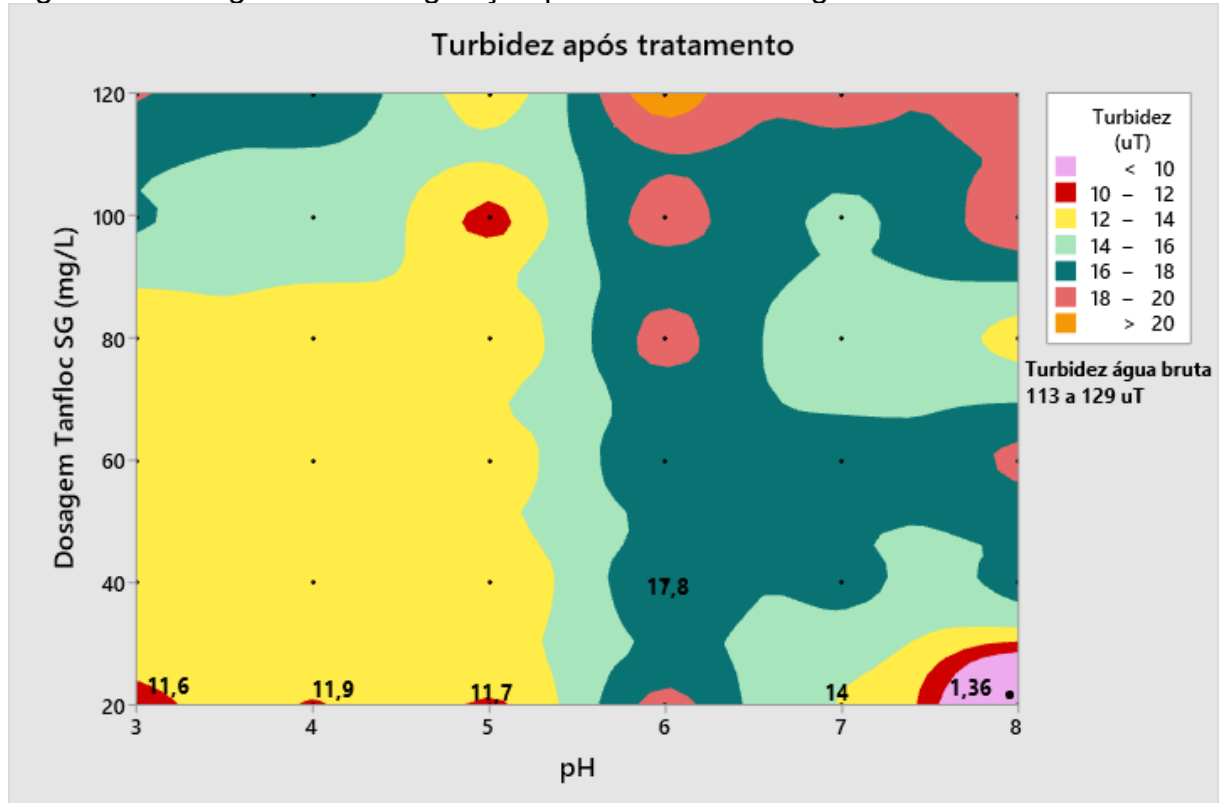
Concentração Tanfloc SG (mg/L)	Cor inicial (uC)	Cor final (uC)	Remoção de cor (%)	Turbidez inicial (uT)	Turbidez final (uT)	Remoção de turbidez (%)
<b>pH 3</b>						
20	458,4	132,8	71,0	117	11,6	90,1
40	458,4	162,6	64,5	117	12,8	89,1
60	458,4	174,5	61,9	119	12,3	89,7
80	458,4	161	64,9	119	12,5	89,5
100	492,2	252,2	48,8	122	16,2	86,7
120	647,6	262,1	59,5	123	18,2	85,2
<b>pH 4</b>						
20	458,4	135	70,5	117	11,9	89,8
40	458,4	177,3	61,3	117	12,7	89,1
60	458,4	194,7	57,5	119	13,9	88,3
80	458,4	200,9	56,2	119	12,6	89,4
100	492,2	217,6	55,8	122	15	87,7
120	647,6	334,7	48,3	123	17,9	85,4
<b>pH 5</b>						
20	458,4	128,3	72,0	113	11,7	89,6
40	458,4	166,5	63,7	113	12	89,4
60	458,4	205,8	55,1	113	12,8	88,7
80	458,4	212,2	53,7	113	12	89,4
100	458,4	208	54,6	113	11,2	90,1
120	458,4	225,3	50,9	113	12,9	88,6
<b>pH 6</b>						
20	492,2	288	41,5	117	18,9	83,8
40	492,2	323,5	34,3	117	17,8	84,8
60	492,2	362,2	26,4	117	18,2	84,4
80	492,2	421,7	14,3	117	19,2	83,6
100	492,2	457,9	7,0	117	19,3	83,5
120	492,2	467,3	5,1	117	21,5	81,6
<b>pH 7</b>						
20	651,3	216,8	66,7	117	14	88,0
40	651,3	310,3	52,4	117	16,5	85,9
60	651,3	412,7	36,6	117	16,6	85,8
80	458,4	424,8	7,3	119	14	88,2
100	492,2	280,5	43,0	122	15,6	87,2
120	651,3	563,3	13,5	117	18,7	84,0
<b>pH 8</b>						
20	658	11,8	98,2	129	1,36	98,9
40	658	312,1	52,6	129	16,6	87,1
60	658	435,7	33,8	129	18,6	85,6
80	458,4	381,8	16,7	119	13,2	88,9
100	492,2	411,8	16,3	122	19,5	84,0
120	658	655	0,5	129	19,5	84,9

Fonte: Elaborado pela autora (2022).

Da mesma forma para com a celulose catiônica, com a combinação das variantes de pH e concentração de floculante utilizadas, e os valores finais obtidos para cor e turbidez, elaboraram-se diagramas de coagulação.

O diagrama elaborado para a turbidez remanescente, em água tratada com o coagulante Tanfloc SG, pode ser visualizado na Figura 17.

Figura 17 – Diagrama de coagulação para turbidez em água tratada com Tanfloc SG



Fonte: Elaborado pela autora (2022).

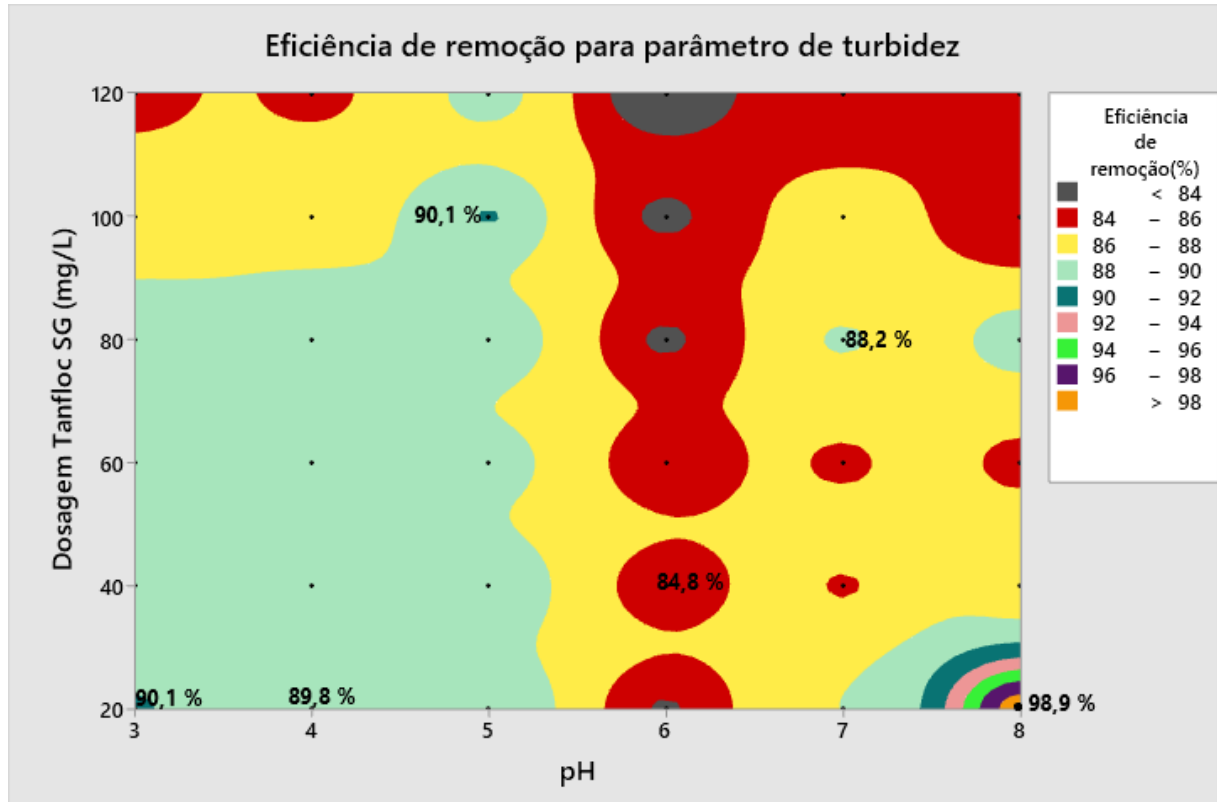
Para o parâmetro de turbidez, pode-se observar, que nas faixas de pH entre 3 a 7, todos os valores foram superiores aos encontrados para a celulose catiônica. Somente em pH 8 e dosagem de 20 mg/L o valor de turbidez remanescente do tratamento com Tanfloc SG foi inferior ao valor conseguido com tratamento da água com celulose catiônica.

Para o Tanfloc SG, os melhores resultados obtidos foram com dosagem menor, de 20 mg/L, resultando em turbidez de 11,6 uT em pH 3, 11,9 uT em pH 4, 11,7 uT em pH 5, 17,8 uT em pH 6, 14 uT em pH 7 e 1,36 uT em pH 8. Diferente da celulose catiônica, a faixa de pH que obteve melhor resultado foi em pH 8.

No entanto, os valores remanescentes na faixa de pH 3 a 8, ficaram acima do valor máximo permitido, estabelecido pela portaria nº 888/2021.

Diferentemente da celulose catiônica, na maioria dos casos, doses menores foram mais eficientes para o Tanfloc SG, nas diferentes faixas de pH, como pode ser observado na figura abaixo, através do diagrama representativo da eficiência de remoção para turbidez.

Figura 18 – Eficiência de remoção para o parâmetro de turbidez em água tratada com Tanfloc SG



Fonte: Elaborado pela autora (2022).

O valor mais próximo ao encontrado para a celulose catiônica, foi em pH 8 e concentração de 20mg/L, no entanto, este, também não se enquadra no valor máximo permitido pela portaria em questão.

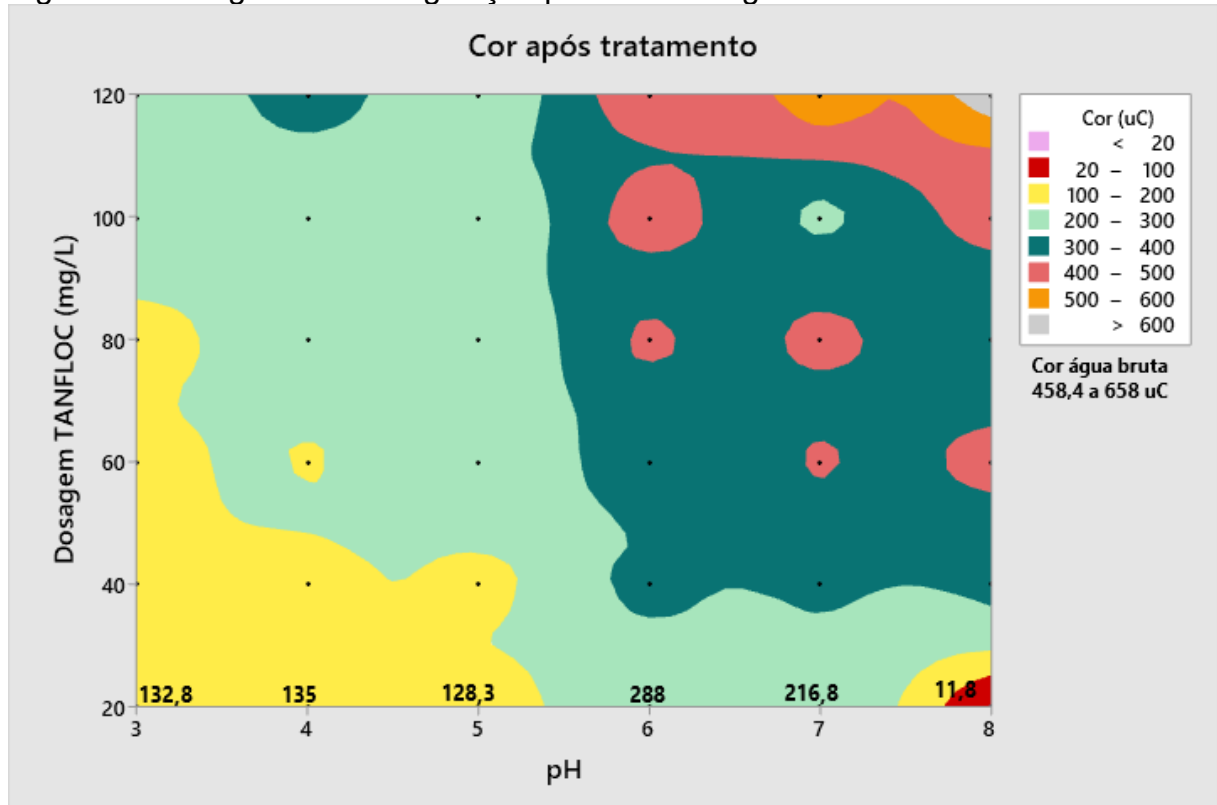
Em estudo realizado por Nepomuceno et al (2018), o melhor desempenho do Tanfloc SG, para a água de estudo, foi de remoção de turbidez de 95,11%, resultando em turbidez remanescente de 1,08 uT, com dosagem de 30 mg/L, próxima a melhor dosagem encontrada no presente estudo.

Skoronski et al (2014), também obtiveram resultados satisfatórios com menores dosagens de Tanfloc SG, onde a água bruta apresentou cor aparente e turbidez de 223 uC e 159 uT, respectivamente, e após tratamento com dosagem de Tanfloc igual a 7,5 mg/L, os autores conseguiram obter água tratada com cor aparente

e turbidez iguais a 6,7 uC e 1 uT, respectivamente.

Quanto a cor remanescente, os resultados podem ser observados na Figura 19.

Figura 19 – Diagrama de coagulação para cor em água tratada com Tanfloc SG



Fonte: Elaborado pela autora (2022).

Comparando os resultados obtidos para o tratamento com Tanfloc SG e com a celulose catiônica, nas faixas de pH e concentrações testadas, os valores para o tratamento com a celulose catiônica foram melhores, e isso se deu em todas as concentrações e faixas de pH.

O melhor resultado conseguido para o Tanfloc SG, e o único dentro dos padrões de potabilidade elencados pela portaria nº 888/2021, foi na faixa de pH 8 e com a dosagem de coagulante de 20 mg/L.

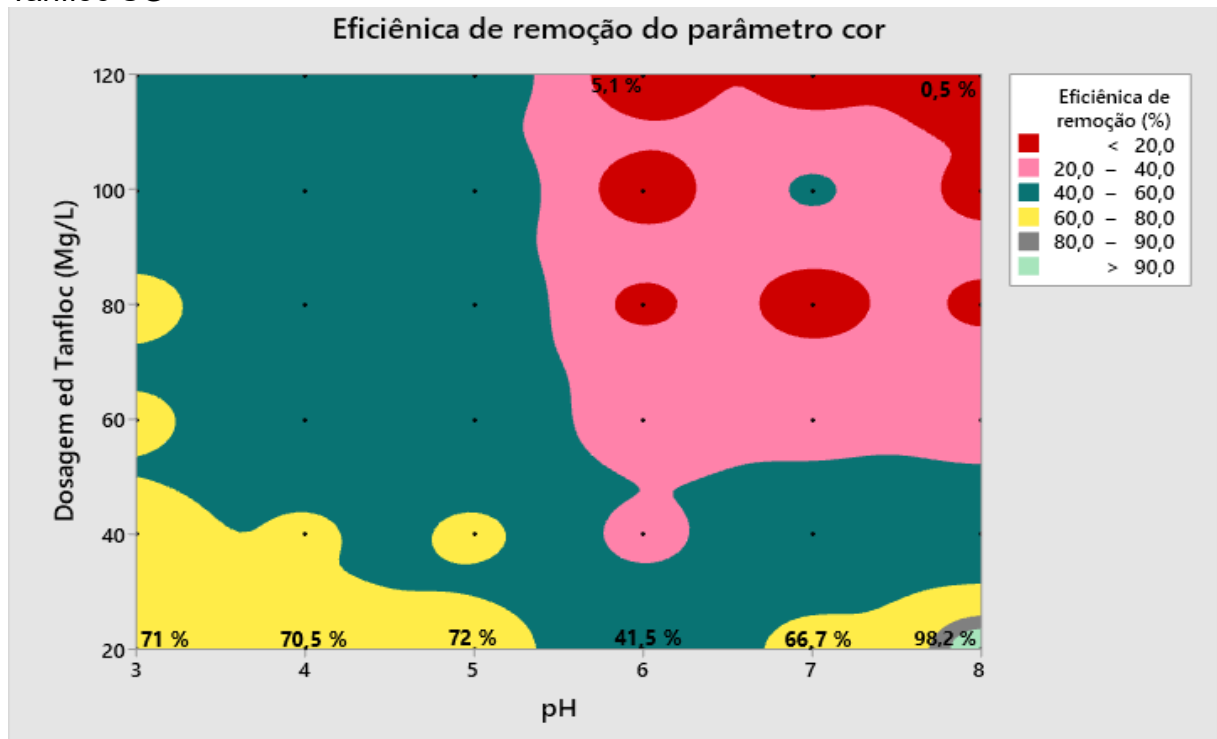
A partir dos resultados obtidos, pode-se observar que para o Tanfloc SG dosagens menores foram mais eficientes para a remoção da cor. A elevação da cor pode ser explicada devido uma maior formação de floco e maior solubilidade do coagulante na água. Ressaltando que os coagulantes a base de tanino, quando em dosagens mais elevadas podem naturalmente conferir cor a água, visto que, a base do tanino já apresenta elevada cor natural (SILVEIRA et al., 2019).

Outro fator observado em estudos de Trevisan (2014), que alcançou resultados de remoção de até 99% com o Tanfloc, é de que o tempo de floculação pode interferir na eficiência de remoção. De acordo com o autor, um alto tempo de floculação pode não ser ideal, visto que os flocos formados podem ser quebrados, gerando cor na água.

Da mesma forma que para o parâmetro turbidez, o melhor resultado obtido para a cor remanescente foi na faixa de pH 8, com concentração de 20 mg/L, valor este dentro do valor máximo permitido pela portaria nº 888/21. No entanto, os demais valores encontrados ficaram acima dos estabelecidos pela portaria em questão.

Quanto à eficiência de tratamento para remoção da cor, as dosagens maiores apresentaram menor eficiência de tratamento, como pode-se observar na faixa de pH 8, onde a dose de 120 mg/L removeu apenas 0,5% da cor, enquanto no mesmo pH, com dose de 20 mg/L, a remoção chegou a 98,2%.

Figura 20 – Eficiência de remoção para o parâmetro de cor em água tratada com Tanfloc SG



Fonte: Elaborado pela autora (2022).

Como já mencionado, isso pode ser explicado devido a base do coagulante Tanfloc, a qual apresenta elevada cor natural, e assim, quando em maiores concentrações, ou dependendo do tempo de sedimentação, o coagulante pode

conferir cor na água.

Ainda, a fim de comparação com os floculantes orgânicos anteriormente citados, foi testado o uso do coagulante inorgânico comercial Sulfato de Alumínio, em doses que variaram de 16 a 36 mg/L (Quadro 6).

Quadro 6 – Resultados obtidos para tratamento com Sulfato de Alumínio

pH	Concentração de Sulfato de Alumínio (mg/L)	Turbidez inicial (uT)	Turbidez final (uT)	Eficiência de remoção de turbidez (%)	Cor inicial (uC)	Cor final (uC)	Eficiência de remoção de cor (%)
6,9	16	120	0,09	99,9	609	1	99,8
6,9	20	120	1,47	98,8	609	2,2	99,6
6,9	24	120	7,51	93,7	609	42,6	93
6,9	28	120	11,1	90,8	609	86,4	85,8
6,9	32	120	10,5	91,3	609	77,7	87,2
6,9	36	120	11,1	90,8	609	85,9	85,9

Fonte: Elaborado pela autora (2022).

Com as dosagens testadas, para turbidez, apenas a menor dose (16 mg/L), obteve resultado que atende os padrões estabelecidos pela portaria nº 888/2021, resultando em turbidez remanescente de 0,09 uT. Dose de 20 mg/L, obteve resultado semelhante aos encontrados para os floculantes orgânicos.

Já para a cor, as doses de 16 e 20 mg/L obtiveram resultados satisfatórios, 1 e 2,2 uC, respectivamente, estando dentro dos padrões organolépticos de potabilidade. Dosagens mais elevadas do coagulante inorgânico não atenderam ao valor máximo permitido pela portaria em questão.

Em estudo realizado por Trevisan (2014), em água bruta coletada na ETA Cafezal, em Londrina - PR, com turbidez de 336 uT e cor de 641 uC, observou que os melhores resultados para turbidez foram conseguidos com dosagem de 25 mg/L de sulfato de alumínio, atingindo remoção de 98,62% com tempo de 10 minutos de sedimentação. Bem como, o melhor valor de turbidez remanescente para a água tratada com sulfato de alumínio foi atingido com tempo de sedimentação de 30 minutos, sendo de 2,24 uT. Com relação à cor, a dosagem de 25 mg/L obteve o melhor percentual de remoção de 99,2%, no tempo de 20 minutos de sedimentação, resultando em cor remanescente de 11,5 uC.

Moraes (2009), utilizando também água bruta na chegada de uma estação de tratamento de água em Maringá, com turbidez média de 131 uT, encontrou que a

melhor região para redução dos valores referentes a turbidez foi para dosagem de sulfato de alumínio acima de 15 mg/L, tendo uma eficiência de até 98% para remoção da turbidez. Para a cor, a autora teve uma eficiência de até 95%, também com concentração acima de 15 mg/L. No estudo, também foi possível observar melhores resultados em pH acima de 6.



## CONCLUSÃO

Com base nos resultados obtidos no presente estudo, conclui-se que:

- A cationização da celulose resultou em grau de substituição de 0,02.
- A dosagem de celulose catiônica que apresentou melhor resultado, tanto para remoção da cor como da turbidez, foi de 100 mg/L, em pH 3, atingindo valores de remoção de 99% para turbidez e 99,6% para cor.
- A celulose não cationizada não se mostrou eficiente para o tratamento da água do estudo.
- Para o Tanfloc SG, a melhor dose testada, foi de 20 mg/L em pH 8, atingindo remoções de 98,2% para cor e 98,9% para turbidez.
- Para o coagulante inorgânico Sulfato de Alumínio, a melhor dose foi de 16 mg/L, atingindo eficiência de remoção de 99,8% para cor e 99,9% para turbidez.

Os resultados obtidos no trabalho demonstram a eficiência do tratamento utilizando a celulose catiônica como floculante. Constatando que, a utilização de agentes floculantes orgânicos, pode apresentar boa eficiência de tratamento, podendo se tornar uma alternativa para substituição dos coagulantes inorgânicos comumente utilizados.

Para ensaios futuros, sugere-se aprimorar o processo de cationização da celulose, de modo a aumentar o DS, o que poderá melhorar a eficiência de tratamento. Da mesma forma, sugere-se a combinação com tratamentos complementares, o que pode aumentar ainda mais eficiência de tratamento da celulose cationizada. Ainda, sugere-se a aplicação da celulose catiônica em estudos com outros tipos de tratamento, como para o tratamento de águas residuárias ácidas por exemplo.

Estudos ainda precisam ser realizados de forma a caracterizar por completo este floculante e sua eficiência no tratamento de água para consumo humano, visto que possui vantagens que devem ser consideradas, tanto do ponto de vista ambiental como para a saúde humana, como a inexistência de metais remanescentes na água tratada, como também no lodo gerado no processo, facilitando a disposição ou reutilização do mesmo.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15448-1**: Embalagens plásticas degradáveis e/ou de fontes renováveis - Parte 1: Terminologia. Rio de Janeiro, 2008.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION (EDS.). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22nd ed ed. Washington (D.C.): American public health association, 2012.

ARAÚJO, A. T. F. DE A. **Produção e caracterização de polieletrólitos catiônicos derivados da celulose**. Dissertação Programa de Pós-graduação Multicêntrico em Química de Minas Gerais—Uberaba, MG: Universidade Federal do Triângulo Mineiro, 2019.

BARTIKO, D.; JULIO, M. D. Construção e emprego de diagramas de coagulação como ferramenta para o monitoramento contínuo da floculação em águas de abastecimento. **Revista Ambiente e Água**, v. 10, n. n 1, p. 71–81, 2015.

BELTRÁN-HEREDIA, J.; SÁNCHEZ-MARTÍN, J.; DÁVILA-ACEDO, M. A. Optimization of the synthesis of a new coagulant from a tannin extract. **Journal of Hazardous Materials**, v. 186, n. 2–3, p. 1704–1712, fev. 2011.

BENDORAITIENE, J. et al. Peculiarities of Starch Cationization with Glycidyltrimethylammonium Chloride. **Starch - Stärke**, v. 58, n. 12, p. 623–631, dez. 2006.

BENDORAITIENE, J.; LEKNIUTE-KYZIKE, E.; RUTKAITE, R. Biodegradation of cross-linked and cationic starches. **International Journal of Biological Macromolecules**, v. 119, p. 345–351, nov. 2018.

BIGAND, V. et al. Influence of Liquid or Solid Phase Preparation of Cationic Hemicelluloses on Physical Properties of Paper. **BioResources**, v. 8, p. 2118–2134, 6 mar. 2013.

BOMFIM, A. P. D. S. **Avaliação dos coagulantes tanfloc em comparação aos coagulantes inorgânicos à base de alumínio no tratamento de água**. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental—Ribeirão Preto: Universidade de Ribeirão Preto, 2015.

BONDY, S. C. The neurotoxicity of environmental aluminum is still an issue. **Neurotoxicology**, vol. 31, n. 5, 2010.

BONGIOVANI, M. C.; KONRADT-MORAES, L. C.; BERGAMASCO, R. Os benefícios da utilização de coagulantes naturais para a obtenção de água potável. **Acta Scientiarum. Technology**, v. 32, n. 2, p. 4, 2010.

BRASIL. **Portaria GM/MS Nº 888**, De 4 de maio de 2021. Ministério da Saúde,

Gabinete do Ministro, Brasília 2021.

BRITO, G. F. et al. Biopolímeros, Polímeros Biodegradáveis e Polímeros Verdes. **Revista eletrônica de Materiais e Processos**, v. 6.2, p. 13, 2011.

BUTRIM, S. M. et al. Synthesis and physicochemical properties of low-substituted cationic ethers of starch. **Russian Journal of Applied Chemistry**, v. 81, n. 11, p. 2026–2032, nov. 2008.

CALDERA, Y.; MENDOZA, I.; BRICEÑO, L. Eficiencia de las Semillas de Moringa Oleifera como Coagulante Alternativo en la Potabilización del Agua. v. 41, p. 11, 2007.

CARÍSSIMI, E. **Desenvolvimento do Reator Gerador de Flocos (RGF): Aspectos teóricos e aplicações no tratamento e reúso de águas e efluentes**. Tese de Doutorado—Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2007.

CARR, M. E.; BAGBY, M. O. Preparation of Cationic Starch Ether: A Reaction Efficiency Study. **Starch - Stärke**, v. 33, n. 9, p. 310–312, 1981.

CARVALHO, M. DA G. V. S. **Efeito das variáveis de cozimento nas características químicas de pastas kraft de Eucalyptus globulus**. Tese de Doutorado—Coimbra: Universidade de Coimbra: Faculdade de Ciências e Tecnologia, 1999.

CERQUEIRA, D. A. **Síntese e caracterização de misturas poliméricas contendo acetato de celulose: aproveitamento de resíduos na cana-de-açúcar**. Doutorado Multiinstitucional em Química—Uberlândia: Universidade Federal de Uberlândia, 2009.

CETESB. **Fundamentos do Controle de Poluição das Águas**, 2018. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/posgraduacao/wp-content/uploads/sites/33/2018/07/Apostila-Fundamentos-do-Controle-de-Polui%C3%A7%C3%A3o-das-%C3%81guas.pdf>>.

CHOY, S. Y. et al. Utilization of plant-based natural coagulants as future alternatives towards sustainable water clarification. **Journal of Environmental Sciences**, v. 26, n. 11, p. 2178–2189, nov. 2014.

DAO, V. H.; CAMERON, N. R.; SAITO, K. Synthesis, properties and performance of organic polymers employed in flocculation applications. **Polymer Chemistry**, 2015.

DAVIS, M., L.; MASTEN, S. J. **Princípios de engenharia ambiental**. Porto Alegre: AMGH, 2016.

DI BERNARDO, A. S. **Desempenho de sistemas de dupla filtração no tratamento de água com turbidez elevada**. Tese de Doutorado—São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, 2004.

DI BERNARDO, L. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. Rio de Janeiro:

Abes, 1993. v. 2

DI BERNARDO, L. **Tratamento de água para abastecimento por filtração direta**. 1. ed. [s.l.] Abes, RiMa, 2003.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. Sao Carlos: Rima, 2005a.

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

DI BERNARDO, L.; PAZ, L. P. S. **Seleção de tecnologias de tratamento de água**. São Carlos: LDIBE, 2008. v. 1

DOS SANTOS, T. R. T.; VIEIRA, M. F.; BERGAMASCO, R. Uso do coagulante natural Moringa oleifera Lam no processo combinado de Coagulação/Floculação/Adsorção para minimização da formação de Trihalometanos. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 9, n. 11, 10 nov. 2013.

ESAN, M.; BRÜMMER, T. M.; MEUSER, F. Chemische und verfahrenstechnische Gesichtspunkte zur Herstellung von kationischer Kartoffelstärke durch Kochextrusion. **Starch - Stärke**, v. 48, n. 4, p. 131–136, 1996.

ETALE, A. et al. Synthesis and application of cationised cellulose for removal of Cr(VI) from acid mine-drainage contaminated water. **AAS Open Research**, v. 4, p. 4, 21 jan. 2021.

FRANCO, P. R. Pesquisa brasileira mostra que celulose pode substituir plástico. **Correio Braziliense**. Brasília, 08/09/2015. Disponível em: <[https://www.correio braziliense.com.br/app/noticia/ciencia-e-saude/2015/09/08/interna\\_ciencia\\_saude,497660/pesquisa-brasileira-mostra-que-celulose-pode-substituir-plastico.shtml](https://www.correio braziliense.com.br/app/noticia/ciencia-e-saude/2015/09/08/interna_ciencia_saude,497660/pesquisa-brasileira-mostra-que-celulose-pode-substituir-plastico.shtml)>. Acesso 25/10/2022.

FILADE, L. DE C. **Biopolímeros Modificados: Aspectos de Derivatização de Celulose sob condições Homogêneas de Reação**. Doutorado em Química Orgânica—São Paulo: Universidade de São Paulo, 2010.

GAO, Y. et al. Preparation and Application of Cationic Modified Cellulose Fibrils as a Papermaking Additive. **International Journal of Polymer Science**, v. 2016, p. 1–8, 2016.

GAUTHIER, E. ET AL. Aluminum Forms in Drinking Water and Risk of Alzheimer's Disease. **Environmental Research**, v. 84, p. 13, 2000.

GENSEMER, R. W.; PLAYLE, R. C. The Bioavailability and Toxicity of Aluminum in Aquatic Environments. p. 137, 1999.

GIROLETTI, C. L. et al. II-460 - Avaliação da Eficiência de Coagulantes Orgânicos no Tratamento de Efluentes da Indústria de Papel e Celulose. **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, ABES, p. 5, 2019.

HAACK, V. et al. Starch Derivatives of High Degree of Functionalization, 8. Synthesis and Flocculation Behavior of Cationic Starch Polyelectrolytes. **Macromolecular Materials and Engineering**, v. 287, n. 8, p. 495–502, 1 ago. 2002.

HONG, H. C., LIANG, Y., HAN, B. P., MAZUMDER, A., WONG, M. H., “Modeling of trihalomethane (THM) formation via chlorination of the water from Dongjiang River (source water for Hong Kong's drinking water)”, *Science of the Total Environment*, v. 385, pp. 48 -54, 2007.

HUANG, M. et al. Preparation of dual-function starch-based flocculants for the simultaneous removal of turbidity and inhibition of *Escherichia coli* in water. **Water Research**, v. 98, p. 128–137, jul. 2016.

KAKOI, B. et al. Optimization of Maerua Decumbent bio-coagulant in paint industry wastewater treatment with response surface methodology. **Journal of Cleaner Production**, v. 164, p. 1124–1134, out. 2017.

KAVALIAUSKAITE, R.; KLIMAVICIUTE, R.; ZEMAITAITIS, A. Factors influencing production of cationic starches. **Carbohydrate Polymers**, v. 73, n. 4, p. 665–675, set. 2008.

KONG, F. et al. Preparation of cationic softwood kraft lignin and its application in dye removal. **European Polymer Journal**, v. 67, p. 335–345, 2015.

KRUPINSKA, I. Aluminium drinking water treatment residuals and their toxic impact on human health. **Molecules**, v. 25, 2020.

KUMAR, S. A.; VIVEK, D.; VANDANA, A. Role of natural polymers used in floating drug delivery system. **Journal of Pharmaceutical and Scientific Innovation**, v. 1 (3), p. 11–15, 2012.

KUO, W.-Y.; LAI, H.-M. Changes of property and morphology of cationic corn starches. **Carbohydrate Polymers**, v. 69, n. 3, p. 544–553, jun. 2007.

LEE, C. S.; ROBINSON, J.; CHONG, M. F. A review on application of flocculants in wastewater treatment. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 92, p. 489–508, 2014.

LEKNIUTE-KYZIKE, E. et al. A novel way to obtain effective cationic starch flocculants. **Desalination and Water Treatment**, v. 57, n. 50, p. 23728–23738, 26 out. 2016.

LEMES, F. P. **Teoria e Técnicas de tratamento de água**. 2. ed. Rio de Janeiro: Abes, 1990.

LI, G.; FU, Y.; SHAO, Z.; ZHANG, F. & QIN, M. (2015). Preparing cationic cellulose derivative in NaOH/Urea aqueous solution and its performance as filler modifier. *Bioresources*, 10 (4), 7782-7794.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de Qualidade e Tratamento de água**. Campinas, SP: Átomo, 2010.

LIMA, J. P. M.; ROLLEMBERG, S. L. S. Técnicas Simplificadas de Tratamento de Água. **Revista virtual de química**, v. 12 n 2, p. 447–460, 2020.

LIN, Q. et al. Synthesis, flocculation and adsorption performance of amphoteric starch. **Carbohydrate Polymers**, v. 90, n. 1, p. 275–283, set. 2012.

MD NASIR, N.; ABDULMALEK, E.; ZAINUDDIN, N. Preparation and Optimization of Water-Soluble Cationic Sago Starch with a High Degree of Substitution Using Response Surface Methodology. **Polymers**, v. 12, n. 11, p. 2614, 6 nov. 2020.

MEIRELES, C. DA S. **Síntese e caracterização de membranas de acetato de celulose, obtido do bagaço de cana-de-açúcar, e blendas de acetato de celulose com poliestireno de copos plásticos descartados**. Pós- Graduação em Química—Uberlândia: Universidade Federal de Uberlândia, 2007.

MÉNDEZ, I. M. R. **Remoção de microesferas de poliestireno, em substituição a oocistos de cryptosporidium, por filtração direta ascendente no tratamento de água usando o coagulante quitosana**. Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos—Brasília: Universidade De Brasília, 2014.

MIHRANYAN, A.; SVEN-BORJE, A.; EK, R. Cellulose powders. **European Journal of Pharmaceutical Sciences**, p. 2–12, 2004.

MILLER, R. G. et al. The Occurrence of Aluminum in Drinking Water\*. p. 8, 1984.

MORAES, L. C. K. **Estudo dos processos de coagulação e floculação seguidos de filtração com membranas para a obtenção de água potável**. Doutorado em Engenharia Química—Maringá - PR: Universidade Estadual de Maringá, 2009.

MORAES, L. C. K; BERGAMASCO, R.; TAVARES, C. R. G; HENNIG, D.; BONGIOVANI, M.C. **Avaliação da eficiência de remoção de cor e turbidez, utilizando como agente coagulante os taninos vegetais, com a finalidade de obtenção de água tratada**. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007, Belo Horizonte, MG.

MORAL, A. et al. Cationization of Alpha-Cellulose to Develop New Sustainable Products. **International Journal of Polymer Science**, v. 15, p. 1–9, maio 2015.

MORAL, A.; AGUADO, R.; TIJERO, A. Alkalization and Cationization of Cellulose: Effects on intrinsic viscosity. **Fibers and Polymers**, v. 17, n. 6, p. 857–861, 2016.

MORANTES, D. et al. Highly Charged Cellulose Nanocrystals Applied as A Water Treatment Flocculant. **nanomaterials**, v. 2, 15 fev. 2019.

NAIR, A. T.; AHAMMED, M. M. The reuse of water treatment sludge as a coagulant for post-treatment of UASB reactor treating urban wastewater. **Journal of Cleaner**

**Production**, v. 96, p. 272–281, jun. 2015.

NEPOMUCENO, T. C. et al. Aplicabilidade de coagulantes a base de tanino em estações de tratamento de água. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 9, n. 7, p. 110–123, 24 set. 2018.

PACHECO, I. D. S.

**Investigação de hemiceluloses catiônicas obtidas de cascas de amendoim com o coagulante primário no tratamento físico-**

**químico de efluente sintético de laticínio**. Mestrado em qualidade ambiental Uberlândia: Universidade Federal de Uberlândia, 2021.

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

PEIL, S. et al. Biodegradable, lignin-based encapsulation enables delivery of *Trichoderma reesei* with programmed enzymatic release against grapevine trunk diseases. **Materials Today Bio**, v. 7, 2020.

PRADO, H. J.; MATULEWICZ, M. C. Cationization of polysaccharides: A path to greener derivatives with many industrial applications. **European Polymer Journal**, v. 52, p. 53–75, 2014.

RABIEE, A.; ERSHAD-LANGROUDI, A.; ZEYNALI, M. E. A survey on cationic polyelectrolytes and their applications: acrylamide derivatives. **Reviews in Chemical Engineering**, v. 31, n. 3, 1 jan. 2015.

REN, J. L. et al. Two-step preparation and thermal characterization of cationic 2-hydroxypropyltrimethylammonium chloride hemicellulose polymers from sugarcane bagasse. **Polymer Degradation and Stability**, v. 91, p. 2579–2587, 2006.

RIBEIRO, E. A. M. et al. Utilização de hemiceluloses catiônicas, obtidas a partir do aproveitamento da palha de milho, associadas com tanino para o tratamento de efluentes de lavanderia industrial. **Química Nova**, v. 40, 2017.

RICHTER, C. A.; AZEVEDO NETTO, J. M. DE. **Tratamento de água: tecnologia atualizada**. 1. ed. São Paulo: Blucher, 2015.

RONDEAU, V. et al. Aluminum and Silica in Drinking Water and the Risk of Alzheimer's Disease or Cognitive Decline: Findings From 15-Year Follow-up of the PAQUID Cohort. **American Journal of Epidemiology**, v. 196, p. 8, 2008.

SILVEIRA, T. N. et al. Performace de coagulantes orgânicos e inorgânicos por meio de diagrama de coagulação em águas naturais. **Revista eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 7 (1), p. 16–25, 2019.

SIRVIÖ, J. et al. Synthesis of highly cationic water-soluble cellulose derivative and its potential as novel biopolymeric flocculation agent. **Carbohydrate Polymers**, **86**, p. 266–270, 2011.

SKORONSKI, E. et al. Estudo da aplicação de tanino no tratamento de água para abastecimento captada no rio Tubarão, na cidade de Tubarão, SC. **Revista Ambiente e Água**, v. 9, n. 4, 2014.

SONDARI, D.; HARYONO, A. **Synthesis of cationic cellulose as polymeric surfactants**. Prosiding Seminar Nasional Sains dan Teknologi, p. 6, 2010.

SONG, Y. et al. Homogeneous Quaternization of Cellulose in NaOH/Urea Aqueous Solutions as Gene Carriers. **Biomacromolecules**, v. 9, n. 8, p. 2259–2264, ago. 2008.

SONG, Y. et al. Alkaline hydrolysis and flocculation properties of acrylamide-modified cellulose polyelectrolytes. **Carbohydrate Polymers**, v. 86, p. 171–176, 2011.

TAUK, S. M. Biodegradação de resíduos orgânicos no solo. *Revista Brasileira de Geociência*, Volume 20, 1990.

TOLLER, A. B.; SCHMIDT, C. A. Excipientes à base de celulose e lactose para compressão direta. **Disciplinarum Scientia**, v. 2, p. 61–80, 2005.

TREVISAN, T. S. **Coagulante tanfloc sg como alternativa ao uso de coagulantes químicos no tratamento de água na etacafezal**. Graduação em Engenharia Ambiental—Londrina: Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, 2014.

VERÍSSIMO, A. M. B. R. **Uso de polieletrólitos baseados em celulose no tratamento de efluentes industriais**. Mestrado Integrado em Engenharia Química—Coimbra: Universidade de Coimbra, 2018.

VOLTAN, P. E. N. **Avaliação da ruptura e do recrescimento de flocos na eficiência de sedimentação em água com turbidez elevada**. Mestrado em Hidráulica e Saneamento—[s.l.] Universidade de São Paulo, 2007.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. [s.l.] UFMG, 2014.

WARBY, R. A. F.; JOHNSON, C. E.; DRISCOLL, C. T. Changes in Aluminum Concentrations and Speciation in Lakes Across the Northeastern U.S. Following Reductions in Acidic Deposition. **Environmental Science & Technology**, v. 42, p. 7, 2008.

WASTOWSKI, A. D. **Química da Madeira**. 1. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2018.

WEI, Y.; CHENG, F.; ZHENG, H. Synthesis and flocculating properties of cationic starch derivatives. **Carbohydrate Polymers**, v. 74, n. 3, p. 673–679, nov. 2008.

WILLBERG-KEYRILÄINEN, P. et al. The effect of mixing and consistency on cellulose cationization. **Heliyon**, v. 5, n. 3, p. e01349, mar. 2019.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for drinking-water quality: fourth**



**edition incorporating first addendum.** 4th ed + 1st add ed. Geneva: World Health Organization, 2017.

YAN, L.; TAO, H.; BANGAL, P.R. (2009) Synthesis and flocculation behavior of cationic cellulose prepared in a NaOH/Urea aqueous solution. *Clean Soil Air Water* 37:39-44.

YAO, M.; NAN, J.; CHEN, T. Effect of particle size distribution on turbidity under various water quality levels during flocculation processes. **Desalination**, v. 354, p. 116–124, dez. 2014.

ZHANG, M. et al. Synthesis of cationic hydrolyzed starch with high DS by dry process and use in salt-free dyeing. **Carbohydrate Polymers**, v. 69, n. 1, p. 123–129, 1 maio 2007.

## APÊNDICE A – RESULTADOS PARA COR EM ÁGUA TRATADA COM CELULOSE CATIÔNICA

Concentração Celulose catiônica (Mg/L)	Alcalinidade água bruta	pH inicial	pH ajustado	temperatura	Cor inicial (uC)	Cor t=0 (uC)	Cor t=20 (uC)	Cor final (uC)	Remoção de cor (%)
<b>pH 3</b>									
20	20,46	7,4	3	17,9	616	339,3	171	5,4	99,1
40	20,46	7,4	3	17,9	616	342,9	184,4	10,8	98,3
60	20,46	7,4	3	17,9	616	308	155,4	3	99,5
80	20,46	7,4	3	17,9	616	289,9	155,2	3,9	99,4
100	20,46	7,4	3	17,9	616	278,6	140,4	2,6	99,6
120	20,46	7,4	3	17,9	616	265,1	147,7	5,1	99,2
<b>pH 4</b>									
20	20,46	7,4	4	17,9	537,8	527,5	364,8	24,7	95,4
40	20,46	7,4	4	17,9	537,8	480,3	351,7	19,7	96,3
60	20,46	7,4	4	17,9	537,8	489,3	340	21	96,1
80	20,46	7,4	4	17,9	537,8	447,8	326,8	19,5	96,4
100	20,46	7,4	4	17,9	537,8	467,9	370,8	16,1	97,0
120	20,46	7,4	4	17,9	537,8	446,6	373,3	23,2	95,7
<b>pH 5</b>									
20	19,54	7,3	5	17,7	598,6	414,5	488,5	85,6	85,7
40	19,54	7,3	5	17,7	598,6	380,3	455,6	69,7	88,4
60	19,54	7,3	5	17,7	598,6	381,1	410,1	47,8	92,0
80	19,54	7,3	5	17,7	598,6	374,7	365,6	61	89,8
100	19,54	7,3	5	17,7	598,6	467,2	464,7	45,5	92,4
120	19,54	7,3	5	17,7	598,6	442,2	340	60,7	89,9
<b>pH 6</b>									
20	19,54	7,3	6	17,7	747,1	534,8	525,9	96,8	87,4
40	19,54	7,3	6	17,7	747,1	504	492,4	108,9	85,4
60	19,54	7,3	6	17,7	747,1	495,2	491,1	83,6	88,8
80	19,54	7,3	6	17,7	747,1	549,7	457,7	95,2	87,3
100	19,54	7,3	6	17,7	747,1	545,1	553,6	102,2	86,3
120	19,54	7,3	6	17,7	747,1	466,5	443,9	68,5	90,8
<b>pH 7</b>									
20	19,54	7,3	7	17,4	523,6	561,5	553,5	128,5	75,5
40	19,54	7,3	7	17,4	523,6	514,7	480,9	137,3	73,8
60	19,54	7,3	7	17,4	523,6	521,2	447	97,8	81,3
80	19,54	7,3	7	17,4	523,6	509,1	448,6	176,8	66,2
100	19,54	7,3	7	17,4	523,6	481,7	446,2	110,7	78,9
120	19,54	7,3	7	17,4	523,6	380,1	292	108,3	79,3
<b>pH 8</b>									
20	19,54	7,3	8	17,7	741,4	665	695,6	157,2	78,8
40	19,54	7,3	8	17,7	741,4	595	593,9	183,1	75,3
60	19,54	7,3	8	17,7	741,4	645	676,2	119,7	83,9
80	19,54	7,3	8	17,7	741,4	618	646,9	134,9	81,8
100	19,54	7,3	8	17,7	741,4	567	614,3	116,9	84,2
120	19,54	7,3	8	17,7	741,4	654	623	136,5	81,6

## APÊNDICE B – RESULTADOS PARA TURBIDEZ EM ÁGUA TRATADA COM CELULOSE CATIÔNICA

Concentração Celulose catiônica (Mg/L)	Alcalinidade da água bruta	pH inicial	pH ajustado	temperatura	Turbidez inicial (uT)	Turbidez t=0 (uT)	Turbidez t=20 (uT)	Turbidez final (uT)	Remoção de turbidez (%)
<b>pH 3</b>									
20	20,46	7,4	3	17,9	120	61,6	17,8	1,91	98,4
40	20,46	7,4	3	17,9	120	67	17,1	2,64	97,8
60	20,46	7,4	3	17,9	120	61	17,1	1,43	98,8
80	20,46	7,4	3	17,9	120	55,8	16,5	1,32	98,9
100	20,46	7,4	3	17,9	120	53,6	16,1	1,26	99,0
120	20,46	7,4	3	17,9	120	52,8	15,8	1,53	98,7
<b>pH 4</b>									
20	20,46	7,4	4	17,9	128	89	80	5,72	95,5
40	20,46	7,4	4	17,9	128	86	81	4,59	96,4
60	20,46	7,4	4	17,9	128	90,7	77,3	4,75	96,3
80	20,46	7,4	4	17,9	128	81,7	76	3,47	97,3
100	20,46	7,4	4	17,9	128	86,7	78,3	4,18	96,7
120	20,46	7,4	4	17,9	128	87,7	71,3	5,72	95,5
<b>pH 5</b>									
20	19,54	7,3	5	17,7	122	98,4	101	11,4	90,7
40	19,54	7,3	5	17,7	122	102	94,2	10,9	91,1
60	19,54	7,3	5	17,7	122	91,2	82,9	9,54	92,2
80	19,54	7,3	5	17,7	122	94,5	101	10,2	91,6
100	19,54	7,3	5	17,7	122	98,7	95,5	8,82	92,8
120	19,54	7,3	5	17,7	122	114	101	10,5	91,4
<b>pH 6</b>									
20	19,54	7,3	6	17,7	137	112	102	12,1	91,2
40	19,54	7,3	6	17,7	137	97	96,1	11,7	91,5
60	19,54	7,3	6	17,7	137	101	99	11	92,0
80	19,54	7,3	6	17,7	137	109	100	11,4	91,7
100	19,54	7,3	6	17,7	137	107	105	11,3	91,8
120	19,54	7,3	6	17,7	137	103	98,4	10,4	92,4
<b>pH 7</b>									
20	19,54	7,3	7	17,4	125	94,3	91,1	13,2	89,4
40	19,54	7,3	7	17,4	125	90,8	96,2	12,3	90,2
60	19,54	7,3	7	17,4	125	92,2	94,8	11,1	91,1
80	19,54	7,3	7	17,4	125	97,3	96,2	14,2	88,6
100	19,54	7,3	7	17,4	125	109	98,8	11,3	91,0
120	19,54	7,3	7	17,4	125	109	91,4	11,7	90,6
<b>pH 8</b>									
20	19,54	7,3	8	17,7	135	119	107	14,4	89,3
40	19,54	7,3	8	17,7	135	116	111	15,1	88,8
60	19,54	7,3	8	17,7	135	120	110	13	90,4
80	19,54	7,3	8	17,7	135	128	118	13,1	90,3
100	19,54	7,3	8	17,7	135	119	105	12,4	90,8
120	19,54	7,3	8	17,7	135	120	118	11,8	91,3

**APÊNDICE C – RESULTADOS PARA COR EM ÁGUA TRATADA COM CELULOSE NÃO CATIONIZADA**

Concentração de celulose pura (mg/L)	Alcalinidade da água bruta	pH inicial	pH ajustado	temperatura	Cor inicial (uC)	Cor t=0 (uC)	Cor t=20 (uC)	Cor final (uC)
100	16,74	6,7	3	15,1	487,5	365	354,7	112,4
100	16,74	6,7	4	15,1	487,5	497	523,9	118,9
100	16,74	6,7	5	15,1	487,5	516	548,9	148,8
100	16,74	6,7	6	15,1	487,5	522	536,4	148
100	16,74	6,7	7	15,1	487,5	516	485,2	165,1
100	16,74	6,7	8	15,1	487,5	500	542,1	146

**APÊNDICE D – RESULTADOS PARA TURBIDEZ EM ÁGUA TRATADA COM  
CELULOSE NÃO CATIONIZADA**

Concentração de celulose pura (mg/L)	Alcalinidade da água bruta	pH inicial	pH ajustado	temperatura	Turbidez inicial (uT)	Turbidez t=0 (uT)	Turbidez t=20 (uT)	Turbidez final (uT)
100	16,74	6,7	3	15,1	117	82	78,7	11,6
100	16,74	6,7	4	15,1	117	86,8	95,4	11,8
100	16,74	6,7	5	15,1	117	95,3	91,3	12,9
100	16,74	6,7	6	15,1	117	94,4	88,5	12,5
100	16,74	6,7	7	15,1	117	96,8	81,5	13,6
100	16,74	6,7	8	15,1	117	94,8	92,4	12,8

## APÊNDICE E – RESULTADOS PARA COR EM ÁGUA TRATADA COM TANFLOC

Concentração TANFLOC (Mg/L)	Alcalinidade da água bruta	pH inicial	pH ajustado	temperatura	Cor inicial (uC)	Cor t=0 (uC)	Cor t=20 (uC)	Cor final (uC)	Remoção de cor (%)
<b>pH 3</b>									
20	19,53	6,4	3	13,5	458,4	510	466,9	132,8	71,0
40	19,53	6,4	3	13,5	458,4	509	400,4	162,6	64,5
60	19,53	6,4	3	13,5	458,4	508	401,3	174,5	61,9
80	19,53	6,4	3	13,5	458,4	462	425,5	161	64,9
100	16,74	6,7	3	15,1	492,2	550	586,8	252,2	48,8
120	20,46	6,58	3	18,8	647,6	634	461,9	262,1	59,5
<b>pH 4</b>									
20	19,53	6,4	4	13,5	458,4	561	509,6	135	70,5
40	19,53	6,4	4	13,5	458,4	558	446,3	177,3	61,3
60	19,53	6,4	4	13,5	458,4	557	483,7	194,7	57,5
80	19,53	6,4	4	13,5	458,4	529	462,9	200,9	56,2
100	16,74	6,7	4	15,1	492,2	591	578,8	217,6	55,8
120	20,46	6,58	4	18,8	647,6	681	519,7	334,7	48,3
<b>pH 5</b>									
20	19,53	6,4	5	13,5	458,4	245	227,5	128,3	72,0
40	19,53	6,4	5	13,5	458,4	367	292,2	166,5	63,7
60	19,53	6,4	5	13,5	458,4	300	322,1	205,8	55,1
80	19,53	6,4	5	13,5	458,4	277	330,4	212,2	53,7
100	19,53	6,4	5	13,5	458,4	322	343,5	208	54,6
120	19,53	6,4	5	13,5	458,4	379	311,5	225,3	50,9
<b>pH 6</b>									
20	16,74	6,7	6	17,7	492,2	532	527,2	288	41,5
40	16,74	6,7	6	17,7	492,2	562	631	323,5	34,3
60	16,74	6,7	6	17,7	492,2	579	623,6	362,2	26,4
80	16,74	6,7	6	17,7	492,2	645	699	421,7	14,3
100	16,74	6,7	6	17,7	492,2	719	661,1	457,9	7,0
120	16,74	6,7	6	17,7	492,2	625	663,7	467,3	5,1
<b>pH 7</b>									
20	20,46	6,58	7	18,8	651,3	716	669,6	216,8	66,7
40	20,46	6,58	7	18,8	651,3	781	737,6	310,3	52,4
60	20,46	6,58	7	18,8	651,3	849	809,3	412,7	36,6
80	19,53	6,4	7	13,5	458,4	833	767,2	424,8	7,3
100	16,74	6,7	7	15,1	492,2	677	741,3	280,5	43,0
120	20,46	6,58	7	18,8	651,3	942	912,9	563,3	13,5
<b>pH 8</b>									
20	20,46	6,58	8	18,8	658	375	229,3	11,8	98,2
40	20,46	6,58	8	18,8	658	912	909,1	312,1	52,6
60	20,46	6,58	8	18,8	658	951	924,3	435,7	33,8
80	19,53	6,4	7	13,5	458,4	796	734,6	381,8	16,7
100	16,74	6,7	7	15,1	492,2	659	739,5	411,8	16,3
120	20,46	6,58	8	18,8	658	1095	1072,6	655	0,5

## APÊNDICE F – RESULTADOS PARA TURBIDEZ EM ÁGUA TRATADA COM TANFLOC

Concentração TANFLOC (Mg/L)	Alcalinidade da água bruta	pH inicial	pH ajustado	temperatura	Turbidez inicial (uC)	Turbidez t=0 (uC)	Turbidez t=20 (uC)	Turbidez final (uC)	Remoção de turbidez (%)
<b>pH 3</b>									
20	19,53	6,4	3	13,5	117	102	83,4	11,6	90,1
40	19,53	6,4	3	13,5	117	95,9	89,7	12,8	89,1
60	19,53	6,4	3	13,5	119	92,9	79,2	12,3	89,7
80	19,53	6,4	3	13,5	119	96,7	91,9	12,5	89,5
100	16,74	6,7	3	15,1	122	112	109	16,2	86,7
120	20,46	6,58	3	18,8	123	119	112	18,2	85,2
<b>pH 4</b>									
20	19,53	6,4	4	13,5	117	101	87,8	11,9	89,8
40	19,53	6,4	4	13,5	117	97,5	91,7	12,7	89,1
60	19,53	6,4	4	13,5	119	91	90,1	13,9	88,3
80	19,53	6,4	4	13,5	119	88,7	87,5	12,6	89,4
100	16,74	6,7	4	15,1	122	111	107	15	87,7
120	20,46	6,58	4	18,8	123	121	114	17,9	85,4
<b>pH 5</b>									
20	19,53	6,4	5	13,5	113	87,5	88,2	11,7	89,6
40	19,53	6,4	5	13,5	113	92,9	83,9	12	89,4
60	19,53	6,4	5	13,5	113	87	90,9	12,8	88,7
80	19,53	6,4	5	13,5	113	87	93,3	12	89,4
100	19,53	6,4	5	13,5	113	97,4	94	11,2	90,1
120	19,53	6,4	5	13,5	113	95,3	97,5	12,9	88,6
<b>pH 6</b>									
20	16,74	6,7	6	17,7	117	103	92,5	18,9	83,8
40	16,74	6,7	6	17,7	117	108	100	17,8	84,8
60	16,74	6,7	6	17,7	117	108	93	18,2	84,4
80	16,74	6,7	6	17,7	117	111	90,9	19,2	83,6
100	16,74	6,7	6	17,7	117	111	100	19,3	83,5
120	16,74	6,7	6	17,7	117	118	104	21,5	81,6
<b>pH 7</b>									
20	20,46	6,58	7	18,8	117	115	113	14	88,0
40	20,46	6,58	7	18,8	117	115	107	16,5	85,9
60	20,46	6,58	7	18,8	117	116	102	16,6	85,8
80	19,53	6,4	7	13,5	119	102	84,5	14	88,2
100	16,74	6,7	7	15,1	122	113	105	15,6	87,2
120	20,46	6,58	7	18,8	117	110	112	18,7	84,0
<b>pH 8</b>									
20	20,46	6,58	8	18,8	129	86,5	50,4	1,36	98,9
40	20,46	6,58	8	18,8	129	126	130	16,6	87,1
60	20,46	6,58	8	18,8	129	135	136	18,6	85,6
80	19,53	6,4	7	13,5	119	108	101	13,2	88,9
100	16,74	6,7	7	15,1	122	109	105	19,5	84,0
120	20,46	6,58	8	18,8	129	140	130	19,5	84,9

## APÊNDICE G – RESULTADOS PARA COR EM ÁGUA TRATADA COM SULFATO DE ALUMÍNIO

Concentração de celulose pura (mg/L)	Alcalinidade da água bruta	pH inicial	Temperatura	Cor inicial (uC)	Cor t=0 (uC)	Cor t=20 (uC)	Cor final (uC)	Remoção de cor (%)
<b>água bruta só filtrada</b>	<b>20,46</b>	<b>6,9</b>	<b>17,4</b>	<b>608,9</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>177,2</b>	<b>70,9</b>
16	20,46	6,9	17,4	608,9	446	303,7	1	99,8
20	20,46	6,9	17,4	608,9	583	452,2	2,2	99,6
24	20,46	6,9	17,4	608,9	568	521,8	42,6	93,0
28	20,46	6,9	17,4	608,9	565	534,8	86,4	85,8
32	20,46	6,9	17,4	608,9	580	421	77,7	87,2
36	20,46	6,9	17,4	608,9	578	522,5	85,9	85,9



**APÊNDICE H – RESULTADOS PARA TURBIDEZ EM ÁGUA TRATADA COM  
SULFATO DE ALUMÍNIO**

Concentração de celulose pura (mg/L)	Alcalinidade da água bruta	pH inicial	Temperatura	Turbidez inicial (uC)	Turbidez t=0 (uC)	Turbidez t=20 (uC)	Turbidez final (uC)	Remoção de Turbidez (%)
<b>água bruta só filtrada</b>	<b>20,46</b>	<b>6,9</b>	<b>17,4</b>	<b>120</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>15,8</b>	<b>86,8</b>
16	20,46	6,9	17,4	120	91,3	62,6	0,09	99,9
20	20,46	6,9	17,4	120	98,3	95	1,47	98,8
24	20,46	6,9	17,4	120	98,1	96,5	7,51	93,7
28	20,46	6,9	17,4	120	97,2	92	11,1	90,8
32	20,46	6,9	17,4	120	99,9	94,9	10,5	91,3
36	20,46	6,9	17,4	120	104	100	11,1	90,8