



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA E ENGENHARIA DE ALIMENTOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA

BRUNA TEMOCHKO DOS PASSOS

**CARACTERIZAÇÃO DE BENTONITA POLICATIÔNICA E SUA APLICAÇÃO
COMO AUXILIAR DE COAGULAÇÃO PARA O TRATAMENTO DE ÁGUA DE
BAIXA TURBIDEZ**

FLORIANÓPOLIS

2024

Bruna Temochko dos Passos

**CARACTERIZAÇÃO DE BENTONITA POLICATIÔNICA E SUA APLICAÇÃO
COMO AUXILIAR DE COAGULAÇÃO PARA O TRATAMENTO DE ÁGUA DE
BAIXA TURBIDEZ**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de Santa Catarina para obtenção do título de Mestra em Engenharia Química.

Orientadora: Prof.^a Regina de Fátima Peralta
Muniz Moreira, Dr.^a

Coorientador: Prof. Agenor de Noni Jr, Dr.

Florianópolis

2024

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

Passos, Bruna Temochko dos
Caracterização de bentonita policatiônica e sua aplicação como auxiliar de coagulação para o tratamento de água de baixa turbidez / Bruna Temochko dos Passos ; orientadora, Regina de Fátima Peralta Muniz Moreira, coorientadora, Agenor de Noni Jr, 2024.
71 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Florianópolis, 2024.

Inclui referências.

1. Engenharia Química. 2. turbidez. 3. bentonita. 4. auxiliar de coagulação. 5. tratamento de água. I. Moreira, Regina de Fátima Peralta Muniz . II. Noni Jr, Agenor de. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. IV. Título.

Bruna Temochko dos Passos

Caracterização de bentonita policatiônica e sua aplicação como auxiliar de coagulação para o tratamento de água de baixa turbidez

O presente trabalho em nível de mestrado foi avaliado e aprovado, em 23 de maio de 2024, pela banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof.(a) Camila Michels, Dr.(a)
Universidade Federal de Santa Catarina

Débora Kohepka, Dr.(a)
Universidade Federal do Paraná

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

Prof.(a) Débora de Oliveira, Dr.(a)
Coordenadora do Programa de Pós-Graduação

Prof.(a) Regina de Fátima Peralta Muniz Moreira, Dr.^a
Orientadora

Florianópolis, 2024

Dedico a minha família. Em especial, aos meus pais. Graças a vocês, hoje reconheço a importância da educação.

AGRADECIMENTOS

À minha orientadora, professora Regina, pelos ensinamentos, disponibilidade, paciência e exemplo de conduta profissional.

Ao professor Agenor, pelas contribuições na coorientação.

A minha família pelo apoio incondicional em todos os momentos dessa jornada.

Ao Marcelo e ao Thor, com quem compartilho a vida, pelo ponto de paz dentre todos os acontecimentos.

Aos meus colegas do LEMA, pelas orientações e apoio.

Ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Química pela oportunidade.

A T-Minas Bentonitas Industriais pela oportunidade e incentivo ao meu desenvolvimento profissional. Em especial, ao Felipe, Henrique e Nilson.

RESUMO

A água é um dos temas centrais de discussão dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) das Nações Unidas e é inequivocamente reconhecida como um direito humano essencial pela ONU. No entanto, ela deve ser tratada antes do consumo e o processo de coagulação-floculação é um dos métodos mais eficientes. O tratamento da água com baixa turbidez geralmente requer a adição de auxiliares de coagulação para atender aos padrões de potabilidade. As argilas bentoníticas são uma opção econômica, eficiente, de fácil aplicação e ambientalmente amigável para aprimorar os processos de tratamento. Quando dispersa em água, as partículas coloidais da bentonita promovem a agregação de partículas e outras macromoléculas, uma vez que as suas cargas superficiais negativas são neutralizadas pelo coagulante. Este estudo avaliou a viabilidade de integrar policloreto de alumínio (PAC) e bentonita policatiônica para coagulação em amostras de água real com baixa turbidez. A análise termogravimétrica (TGA) da bentonita mostrou uma perda de massa total de 10,59% devido à evaporação de água superficial e decomposição dos grupos hidroxila. As análises por Espectroscopia de Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR) e Difração de Raios-X (DRX) revelaram a presença de montmorilonita, enquanto a análise do potencial zeta indicou um potencial médio de -36,60 mV. A dosagem ótima de coagulante (PAC) aumentou linearmente com a turbidez inicial da água bruta, sendo de $17 \text{ mg.L}^{-1} \text{ Al}_2\text{O}_3$, $35 \text{ mg.L}^{-1} \text{ Al}_2\text{O}_3$ e $45 \text{ mg.L}^{-1} \text{ Al}_2\text{O}_3$ para turbidez inicial média de $7,6 \pm 0,5$, $21,3 \pm 0,8$ e $29,6 \pm 0,9$ NTU, respectivamente. A incorporação de bentonita como auxiliar de coagulação resulta em uma melhora significativa de remoção de turbidez para água bruta com diferentes condições iniciais de baixa turbidez, proporcionando água tratada com 28%-57% menos turbidez em comparação com o uso apenas de PAC para coagulação. Além disso, foram alcançadas eficiências de remoção de cor superiores a 86% com a ação combinada de PAC e bentonita.

Palavras-chave: auxiliar de coagulação; turbidez; água potável.

ABSTRACT

Water is a central focus of the United Nations' Sustainable Development Goals (SDGs) and is unequivocally recognized as an essential human right by the UN. However, water must be treated prior to consumption and coagulation-flocculation is one of the most efficient methods. Enhancing the treatment of water with low turbidity typically requires the addition of coagulants to meet water quality standards. Bentonite clays are a cost-effective, efficient, readily applicable, and environmentally sound option for enhancing treatment processes. When dispersed in an aqueous solution, the colloidal particles of bentonite promote the aggregation of particles and other macromolecules, by neutralizing negative surface charges upon interaction with coagulants. This study evaluated the feasibility of integrating polyaluminum chloride (PAC) and polycationic bentonite for coagulation in low-turbidity water. Thermogravimetric analysis (TGA) of bentonite showcased a total weight loss of 10.59% due to the loss of surface water and available hydroxyl groups which are responsible for increasing its ability to interact with dissolved compounds. Fourier Transform Infrared (FTIR) and X-ray Diffraction (XRD) analyses revealed the presence of montmorillonite, while zeta potential analysis indicated an average potential of -36.60 mV. The optimal coagulant (PAC) dosage increased almost linearly with the initial turbidity of the raw water, being 17 mg.L⁻¹ Al₂O₃, 35 mg.L⁻¹ Al₂O₃, and 45 mg.L⁻¹ Al₂O₃ for average initial turbidity of 7.6 ± 0.5, 21.3 ± 0.8, and 29.6 ± 0.9 NTU, respectively. Incorporating bentonite as a coagulant aid results in significantly improved turbidity removal across a range of initial raw water qualities, yielding treated water with 28%-57% less turbidity compared to using only PAC for coagulation. Additionally, color removal efficiencies higher than 86% were attained when PAC and bentonite were added to low turbidity raw water.

Keywords: Coagulation aid, turbidity, drinking water.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Relação entre a valência de cátions, raio de hidratação e tendência a aproximação da superfície de acordo com a regra de Schulze-Hardy.....	17
Figura 2 - Dupla camada elétrica de uma partícula com carga superficial negativa em meio aquoso..	18
Figura 3 - Queda do potencial elétrico de superfície em função da distância.	19
Figura 4 - Formação de aglomerados através da colisão entre partículas, na ausência de forças repulsivas, promovidas pelo Movimento Browniano.....	23
Figura 5: Registro de lavagem de filtros na ETA Água Grande antes da incorporação de bentonita ao sistema de tratamento.	28
Figura 6: Registro de lavagem de filtros na ETA Água Grande após a incorporação de bentonita ao sistema de tratamento.	29
Figura 7 - Classificação dos grupos minerais com ênfase nos silicatos.	30
Figura 8 - Microscopia eletrônica de varredura da montmorilonita.....	31
Figura 9 - Representação da estrutura 2:1 da montmorilonita.	32
Figura 10: Representação do processo de inchamento de bentonitas sódicas e cálcicas.	33
Figura 11: Distribuição dos principais segmentos consumidores de bentonita no Brasil em 2017.	34
Figura 12 - Ilustração do processo de adsorção.	36
Figura 13 - Representação esquemática do processo de coagulação e floculação convencional e com adição de bentonita.....	39
Figura 14 - Curva de TGA e DTA da bentonita em ar sintético.	43
Figura 15 - Espectro de FTIR da bentonita.	44
Figura 16 - Difratoograma da bentonita.	46
Figura 17 - Efeito da concentração de coagulante na água bruta com baixa ($7,6 \pm 0,5$ NTU), média ($21,3 \pm 0,8$ NTU) e alta ($29,6 \pm 0,9$ NTU) turbidez inicial, representadas como A, B e C, respectivamente.	47
Figura 18 - Relação entre a concentração de bentonita e o aumento da turbidez em água bruta.	48
Figura 19 - Efeito da concentração de bentonita na água bruta com baixa turbidez inicial ($7,0 \pm 0,2$ NTU) e 17 mg.L^{-1} de Al_2O_3 . Em (A) mostra-se a turbidez da água bruta no estado inicial e a turbidez da mistura de água bruta e bentonita antes do jar-test. Em (B) observa-se a turbidez da água tratada após o ensaio de coagulação-floculação e decantação de 30 minutos.	49
Figura 20 - Efeito da concentração de bentonita na água bruta com turbidez inicial intermediária ($20,6 \pm 1,5$ NTU) e 35 mg.L^{-1} de Al_2O_3 . Em (A) mostra-se a turbidez da água bruta no estado inicial, sem bentonita, e a turbidez da mistura de água bruta e bentonita antes do jar-test. Em (B) observa-se a turbidez da água tratada após o ensaio de coagulação-floculação e decantação de 30 minutos.	51

Figura 21 - Efeito da concentração de bentonita na água bruta com alta turbidez inicial ($30,6 \pm 0,9$ NTU) e 45 mg.L^{-1} de Al_2O_3 . Em (A) mostra-se a turbidez da água bruta no estado inicial, sem bentonita, e a turbidez da mistura de água bruta e bentonita antes do jar-test. Em (B) observa-se a turbidez da água tratada após o ensaio de coagulação-floculação e decantação.	52
Figura 22 - Efeito das diferentes concentrações de bentonita na remoção de cor e turbidez para água tratada com 17 mg.L^{-1} Al_2O_3 e baixa turbidez inicial ($7,0 \pm 0,2$ NTU).....	53
Figura 23 - Efeito das diferentes concentrações de bentonita na remoção de cor e turbidez para água tratada com 35 mg.L^{-1} Al_2O_3 e turbidez inicial intermediária ($20,6 \pm 1,5$).	54
Figura 24 - Efeito das diferentes concentrações de bentonita na remoção de cor e turbidez para água tratada com 45 mg.L^{-1} Al_2O_3 e alta turbidez inicial ($30,6 \pm 0,9$ NTU).....	55

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Principais coagulantes utilizados no tratamento de água com suas respectivas fórmulas moleculares.	16
Tabela 2 -Efeito da concentração de coagulante separado em quatro zonas.....	21
Tabela 3 - Diferentes estratégias aplicadas para melhorar a coagulação no tratamento de água.	24
Tabela 4 - Composição química da bentonita poliacrilônica utilizada neste trabalho.....	40
Tabela 5: Turbidez inicial média da água bruta para os grupos amostrais aqui nomeados como baixa, média e alta turbidez.	42

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

ATG: Análise termogravimétrica

AB: Água bruta

CTC: Capacidade de troca catiônica

CS: Camada de Stern

CD: Camada difusa

DCE: Dupla camada elétrica

DRX: Difração de Raios X

ETA: Estação de Tratamento de Água

FTIR: Infravermelho com Transformada de Fourier

ME: Metal, podendo ser alumínio, magnésio ou ferro

meq/100g: Miliequivalentes por 100 gramas

mV: Milivolt

NTU: Unidade Nefelométrica de Turbidez

PAC: Policloreto de alumínio

PCZ: Ponto de carga zero

T_{AB}: Turbidez da água bruta

T_{AT}: Turbidez residual da água tratada

uH: Unidade Hazen (mgPt-Co.L⁻¹)

ψ : Potencial elétrico

ψ_0 : Potencial elétrico da superfície

ψ_d : Potencial elétrico no plano Stern

ζ : Potencial Zeta

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	OBJETIVOS	14
2.1	Objetivos gerais	14
2.2	Objetivos específicos	14
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	15
3.1	COAGULAÇÃO	16
3.1.1	Mecanismos de coagulação	17
3.1.2	Fatores que afetam a coagulação	20
3.2	FLOCULAÇÃO	22
3.3	AUXILIARES DE COAGULAÇÃO	24
3.4	DECANTAÇÃO E FILTRAÇÃO	27
3.5	BENTONITAS	29
3.5.1	Aspectos gerais	29
3.5.2	Estrutura da montmorilonita e suas características	30
3.5.3	Aplicações	34
3.6	BENTONITA PARA O TRATAMENTO DE ÁGUA	35
3.6.1	Adsorção	35
3.6.2	Auxiliar de coagulação	37
4	MATERIAIS E MÉTODO	40
4.1	MATERIAIS	40
4.2	CHARACTERIZAÇÃO DA BENTONITA	41
4.3	ENSAIOS DE COAGULAÇÃO E FLOCULAÇÃO	41
4.4	INFLUÊNCIA DA DOSAGEM BENTONITA NA TURBIDEZ DA ÁGUA BRUTA	42
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
5.1	CHARACTERIZAÇÃO DA BENTONITA	43
5.2	AValiação da dosagem ótima de coagulante	47

5.3	ADIÇÃO DE BENTONITA E OS IMPACTOS NA TURBIDEZ.....	48
5.3.1	Sistema de água bruta e bentonita.....	48
5.3.2	Sistema de água bruta, bentonita e coagulante.....	48
5.4	INFLUÊNCIA DA BENTONITA NOS PERCENTUAIS DE REMOÇÃO DE COR E TURBIDEZ.....	53
6	CONCLUSÕES.....	57
7	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	59
8	REFERÊNCIAS.....	60
9	ANEXOS.....	67

1 INTRODUÇÃO

A água é reconhecida como um direito humano pela Organização das Nações Unidas (ONU), e está no centro das discussões dos objetivos para o desenvolvimento sustentável (ODS) (DALSTEIN; NAQVI, 2022; UNESCO, 2023; YATEH; LI; TANG; LI CHENG, 2024). Vale ressaltar que apesar de 70% da Terra ser coberta por água, apenas 2,5% existe como água doce (GRZEGORZEK; WARTALSKA; KA'ZMIERCZAK, 2023; HAFEEZ; SHAMAIR; SHEZAD; JAVED *et al.*, 2021).

No Brasil, a Agência Nacional de Águas - ANA, tem sido responsável por debater e regulamentar as questões envolvendo segurança hídrica e saneamento básico, incluindo ações importantes como o Novo Marco Legal do Saneamento Básico, promulgado em 2020. Dentre os objetivos, destaca-se garantir que 99% da população brasileira, mais de 180 milhões de pessoas, tenham acesso à água potável até 2033. A porcentagem atual é de 84%, enquanto que a média mundial é cerca de 72% (ANA, 2021; LEITE, 2022).

Entretanto, prévio ao consumo humano, é necessário que a água bruta (AB) seja tratada afim de adequá-la aos padrões de potabilidade estabelecidos pelos órgãos reguladores (FRANCISCO; POHLMANN; FERREIRA, 2011; YATEH; LI; TANG; LI CHENG, 2024). O tipo de tratamento pode variar de acordo com as características da AB, mas a coagulação-floculação é um dos métodos mais utilizados nas últimas décadas (HAFEEZ; SHAMAIR; SHEZAD; JAVED *et al.*, 2021; HUANG; ZHAO; GAO; SUN *et al.*, 2016; JIANG, 2015; RANGA, 2018).

O tratamento envolve a remoção de partículas coloidais, sólidos em suspensão e matéria orgânica, incluindo microrganismos como algas, bactérias e fungos, que contribuem para a turbidez (DAYARATHNE; ANGOVE; JEONG; ARYAL *et al.*, 2022; FARHAN, 2019; HUANG; ZHAO; GAO; SUN *et al.*, 2016). A turbidez é definida como a medida do grau de interferência da luz através de um líquido, geralmente expressa em unidades de turbidez nefelométricas (NTU) (MICHELAN; BATISTA; BATISTA; SANTOS *et al.*, 2019; ORGANIZATION, 2017). Segundo a Organização Mundial da Saúde, os sistemas públicos de abastecimento de água devem atingir no máximo 0,5 NTU após a filtração (ORGANIZATION, 2022).

No entanto, um dos grandes desafios da atualidade é a variabilidade das características da AB devido as mudanças climáticas e meteorológicas, especialmente o efeito das chuvas

(PEREIRA; CRUZ, 2010). Período prolongados sem chuva têm se tornando cada vez mais frequentes, mesmo em regiões que, historicamente, possuem alto índice pluviométrico. Como consequência, as características das águas dos mananciais superficiais são alteradas, especialmente a turbidez (HELLER; PÁDUA, 2010; MORUZZI; REALI, 2008).

O tratamento da AB com baixa turbidez é geralmente mais desafiador (HELLER; PÁDUA, 2010; MICHELAN; BATISTA; BATISTA; SANTOS *et al.*, 2019). Isso ocorre porque a eficácia do processo está relacionada ao desempenho da coagulação-floculação. Uma coagulação bem-sucedida requer a presença de quantidades significativas de partículas coloidais. O processo se baseia na adição de um agente coagulante ao sistema, sob agitação, que provoca a desestabilização das cargas superficiais dos coloides, caracteristicamente negativas, permitindo a atuação das forças de atração (DAHASASTRA; BALASUNDARAM; LATKAR, 2022; FARHAN, 2019; RANGA, 2018). Entre os coagulantes mais relevantes da atualidade, cita-se o policloreto de alumínio (PAC) em função do seu baixo custo e alto desempenho (FARHAN, 2019; HUANG; ZHAO; GAO; SUN *et al.*, 2016).

Na etapa seguinte, a floculação, ocorre a aglomeração das partículas devido às colisões provocadas pelo movimento browniano, promovendo a formação de flocos, e possibilitando a posterior decantação (FARHAN, 2019; MA; WANG; WANG; ZHANG *et al.*, 2019; RANGA, 2018). Logo, quando a turbidez da AB é baixa, a baixa concentração de partículas em suspensão dificulta a formação de aglomerados, levando à flotação dos flocos (HELLER; PÁDUA, 2010; PEREIRA; CRUZ, 2010). Uma alternativa para o problema descrito é a adição de auxiliares de coagulação-floculação. Alguns autores mostram que as argilas bentoníticas podem ser usadas para melhorar a remoção de sólidos em suspensão da água, se destacando frente aos demais devido ao baixo custo, alta eficácia, fácil aplicação e caráter ecológica das argilas (AHARIA; DDAHIMB; RAMADANEC, 2018; EL-TAWEEL; MOHAMED; ALREFAEY; HUSIEN *et al.*, 2023; FARHAN, 2019; MA; WANG; WANG; ZHANG *et al.*, 2019; RANGA, 2018; SULTANA, 2021; WARZECHA, 2018).

Bentonitas são argilas ricas em montmorilonita. Com estrutura tipo 2:1, esse argilomineral é formada por duas lâminas tetraédricas de sílica e uma folha octaédrica de alumina (HALDAR, 2014). Quando em meio aquoso, sofrem desbalanceamento eletrônico e se comportam de forma similar às partículas coloidais que promovem a turbidez natural da água bruta, apresentando carga superficial negativa.

Logo, quando adicionado à AB, o coagulante também agirá sobre a bentonita, neutralizando as cargas superficiais e possibilitando a aproximação das partículas. Assim, promove-se com maior efetividade os choques que levarão à formação dos flocos, aumentando a eficiência do processo de coagulação e floculação (HELLER; PÁDUA, 2010; LUZ; OLIVEIRA, 2005). Ainda que os fenômenos sejam compreendidos, não existe um consenso geral de quais deveriam ser as características físico-químicas e morfológicas das bentonitas para melhorar a sua função como auxiliar de coagulação, além de uma estimativa da quantidade ideal de bentonita a ser adicionada ao tratamento quando a turbidez da água bruta é variável.

Nesse contexto, o presente trabalho tem como objetivo correlacionar a caracterização química e estrutural da bentonita policatiônica com o seu potencial em atuar como auxiliar no processo de coagulação e floculação em águas reais de baixa turbidez.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivos gerais

Este trabalho tem como objetivo a caracterização química e estrutural da bentonita policatiônica, correlacionando esses aspectos com o seu potencial em atuar como auxiliar de coagulação em águas reais de baixa turbidez.

2.2 Objetivos específicos

- Caracterizar a bentonita através das técnicas de FTIR, TGA, DRX e potencial zeta.
- Determinar experimentalmente o efeito da adição de bentonita na turbidez da água bruta.
- Determinar experimentalmente a dosagem ótima de coagulante para máxima remoção de turbidez em água bruta.
- Avaliar experimentalmente a ação combinada de coagulante e bentonita visando otimizar a remoção de cor e turbidez da água bruta.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A água é um componente indispensável para a vida, tendo inclusive grande influência histórica nas primeiras civilizações e no desenvolvimento da humanidade (LEMOS; FILHO; CAVALLINI, 2020; RANGA, 2018). Essa influência se mantém no século XXI, onde a procura por água e por segurança de abastecimento aumentam exponencialmente à medida que o crescimento populacional e a globalização evoluem (DALSTEIN; NAQVI, 2022; UNESCO, 2023).

Apesar de cobrir aproximadamente 70% da superfície terrestre, apenas cerca de 2,5% dessa água é doce, sendo este percentual distribuído de forma desigual pelo planeta. De fato, estima-se que apenas 0,3% da água doce disponível encontra-se em mananciais superficiais, o restante está alocado em geleiras, cerca de 70%, e aquíferos subterrâneos (30%) (HELLER; PÁDUA, 2010; PAULI, 2011).

Segundo dados da Unesco, cerca de 2,2 bilhões de indivíduos enfrentam falta de acesso a água potável segura, e mais de 4 bilhões vivenciam escassez grave de água pelo menos um mês por ano. Esse cenário é agravado pelas mudanças climáticas, que alteram os padrões de precipitação e aumentam a frequência e intensidade de eventos extremos, como secas e inundações (UNESCO, 2024). No contexto brasileiro, apesar de possuir uma das maiores reservas de água doce do mundo, a distribuição desigual dos recursos hídricos entre as regiões resulta em desafios significativos (HELLER; PÁDUA, 2010).

Outro ponto crítico quando se fala em segurança hídrica é a qualidade do tratamento de água. Sabe-se que previamente ao consumo humano, a água doce deve ser tratada a fim de remover possíveis contaminantes. Entre eles, micro-organismos patógenos que podem causar doenças como cólera, amebíase e infecção por rotavírus (ANA, 2021). O tratamento ocorre nas estações de tratamento de água (ETA). No Brasil, o sistema de tratamento convencional é o mais utilizado. Ele consiste nas etapas de coagulação, floculação, decantação, filtração, desinfecção e fluoretação (BRAGANÇA, 2008; HELLER; PÁDUA, 2010).

A regulamentação quanto a qualidade da água tratada brasileira é feita pelo Ministério de Saúde. Dentre os diferentes parâmetros avaliados, cita-se a cor e turbidez. De acordo com a portaria GM/MS N°888, de 4 de maio de 2021, se estabelece que a turbidez da água tratada não pode exceder 0,5 NTU em 95% das amostras e 1 NTU nas demais amostras mensais coletadas. Destaca-se ainda que as análises devem ser feitas a cada duas horas. No que diz respeito a cor aparente, este valor não pode ser superior a 15 uH (SAÚDE, 2021).

A etapa responsável pela remoção de cor e turbidez da AB nas ETA inicia-se na coagulação. A partir dela, tem-se o processo de desestabilização de cargas que permitirá a posterior floculação, decantação e filtração (DIBERNARDO, 2005; HELLER; PÁDUA, 2010).

3.1 COAGULAÇÃO

O processo de coagulação tem como objetivo a remoção de contaminantes presentes na água, sejam eles partículas coloidais, substâncias húmicas, micro-organismos ou demais espécies que confirmam cor e turbidez a AB (DIBERNARDO, 2005; JIANG, 2015). O seu funcionamento tem como princípio a adição de uma espécie química, chamada de coagulante, que liberará íons em solução. Estes por sua vez serão responsáveis por desestabilizar as cargas superficiais das partículas em suspensão, permitindo assim a formação de aglomerados (BRAGANÇA, 2008; FURLAN, 2008).

É sabido que grande parte dos contaminantes que promovem turbidez a água bruta possuem carga superficial negativa (DIBERNARDO, 2005). Nesse contexto, é comum que os coagulantes sejam espécies que liberam cátions em solução. Entre os mais usuais, cita-se sais de alumínio e ferro como, por exemplo, sulfato de alumínio, o cloreto férrico, o sulfato ferroso clorado, o sulfato férrico e o polihidroxiclreto de alumínio (PAC), conforme Tabela 1 (BRAGANÇA, 2008; HELLER; PÁDUA, 2010).

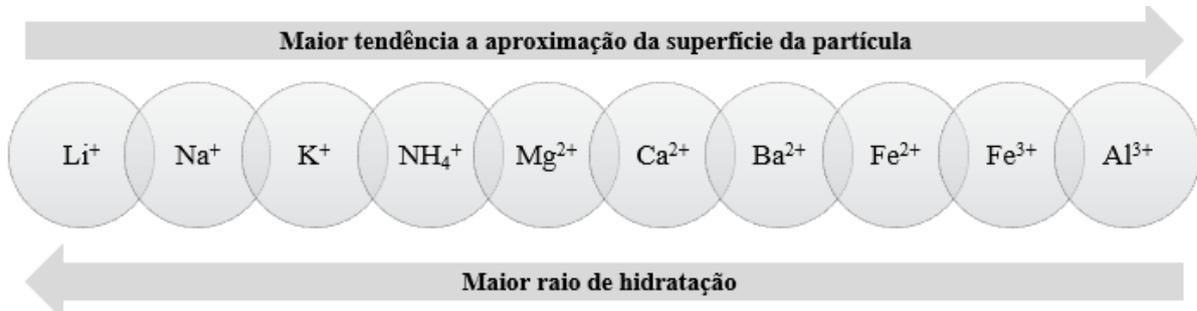
Tabela 1 - Principais coagulantes utilizados no tratamento de água com suas respectivas fórmulas moleculares.

Coagulante	Fórmula Molecular
Sulfato de alumínio	$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$
Polihidroxiclreto de alumínio	$[Al_n(OH)_mCl_{(3n-3)}]_x$
Sulfato férrico	$Fe_2(SO_4)_3 \cdot nH_2O$
Cloreto férrico	$FeCl_3 \cdot 6H_2O$
Sulfato ferroso clorado	$FeSO_4 \cdot 7H_2O \cdot \frac{1}{2} Cl_2$

Fonte: Adaptado de Bragança (2008).

A eficiência dos coagulantes está fortemente relacionada a valência dos cátions liberados após a dissociação. De acordo com a regra de Schulze-Hardy, quanto maior a valência do cátion, maior a tendência dele se aproximar da superfície do contaminante, visto o menor raio de hidratação, conforme ilustra a Figura 1. Assim, a desestabilização das cargas é facilitada (DELAVI, 2011; DIBERNARDO, 2005).

Figura 1 - Relação entre a valência de cátions, raio de hidratação e tendência a aproximação da superfície de acordo com a regra de Schulze-Hardy.



Fonte: Adaptado de Delavi (2011).

Uma vez adicionado ao sistema, o coagulante é capaz de alterar a força iônica do meio. Ele reduzirá o potencial superficial, diminuindo a barreira energética para aproximação de duas partículas. Nesse contexto, considera-se que o processo de coagulação tem como mecanismo primário a compressão da dupla camada elétrica. Entretanto, o fenômeno também é descrito através da adsorção-neutralização e varredura (BRAGANÇA, 2008; DIBERNARDO, 2005).

3.1.1 Mecanismos de coagulação

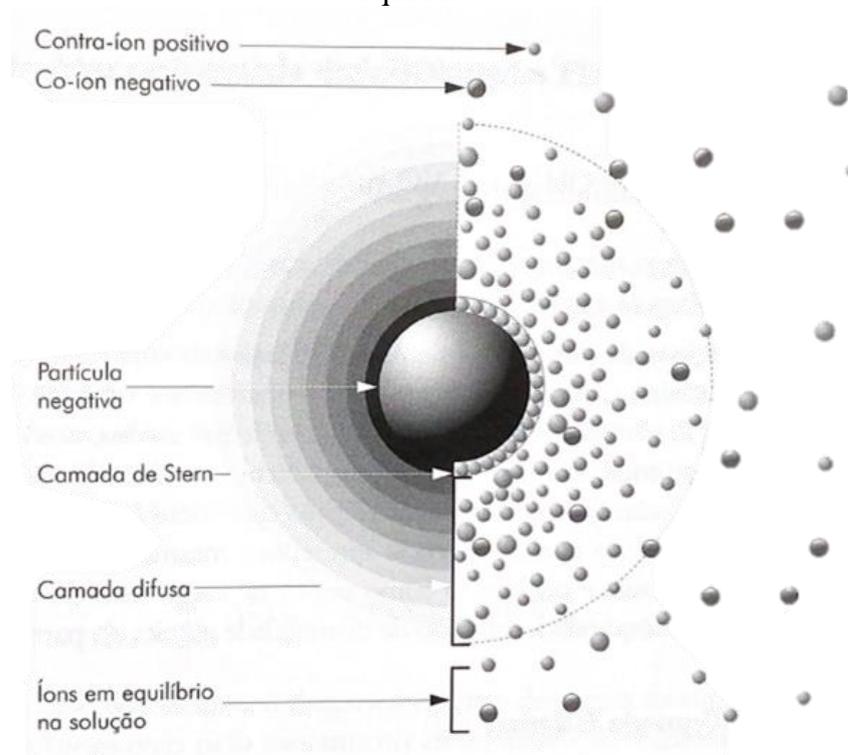
3.1.1.1 Dupla camada elétrica

Como discutido, as partículas coloidais que promovem turbidez da AB possuem carga superficial negativa. Essa característica, somada ao movimento Browniano, leva a formação da dupla camada elétrica (DCE) (DIBERNARDO, 2005). A DCE é composta pelas cargas superficiais da partícula, somada ao excesso de contra íons adsorvidos na superfície. Ela é dividida em duas regiões: camada de Stern (CS), também chamada de camada compacta, e camada difusa (CD), conforme Figura 2 (OLIVEIRA; SCAZUFCA; SAYON, 2023).

Visto a superfície negativa do coloide, há acúmulo de íons positivos na região da interface sólido-líquido, o que caracteriza a camada de Stern. Entretanto, em função das limitações espaciais para adsorção de contra íons, a carga superficial não é totalmente neutralizada, gerando uma redução no potencial elétrico da partícula para o denominado potencial de Stern (BRAGANÇA, 2008). Os demais ânions em solução se aproximam da camada compacta e, por consequência, atraem novos cátions. Todavia, estas espécies estão apenas fracamente ligadas e a sua concentração reduz em função da distância da superfície, formando a camada difusa. Em geral, pode-se afirmar que a CD é resultante da atração de íons

positivos, repulsão eletrostática e ânions (DIBERNARDO, 2005; HIEMENZ; RAJAGOPALAN, 1997).

Figura 2 - Dupla camada elétrica de uma partícula com carga superficial negativa em meio aquoso.



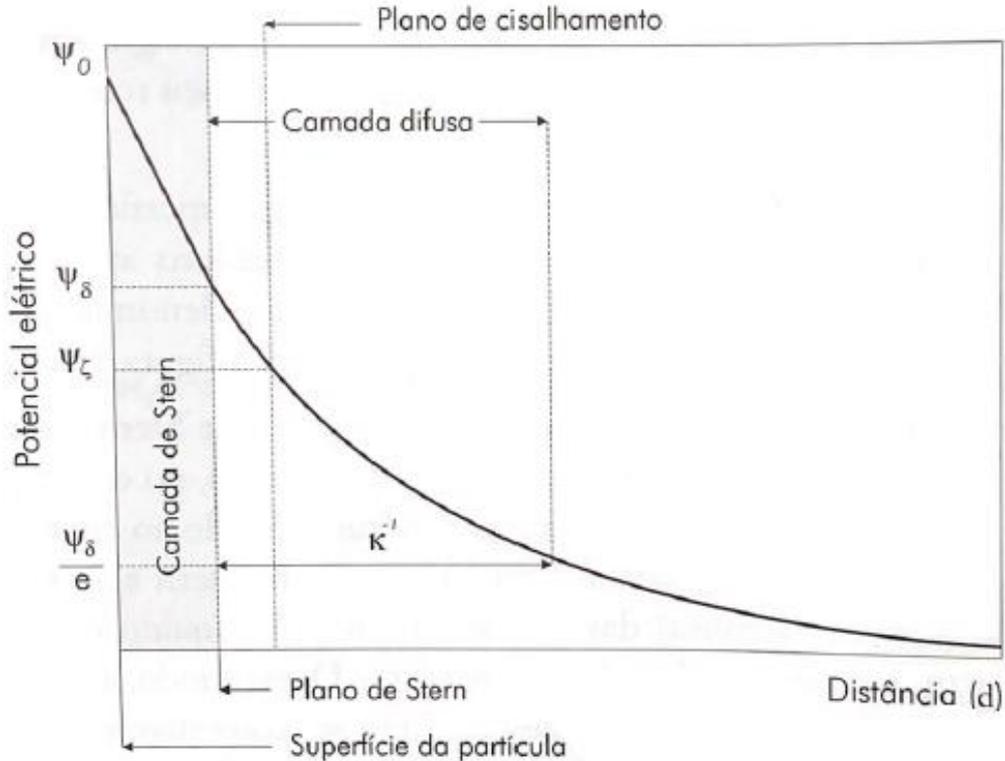
Fonte: Oliveira (2000).

A Figura 3 ilustra a distribuição do potencial elétrica (ψ) em função da distância da superfície da partícula. Como exibido, há um decréscimo linear a partir do valor de potencial da superfície (ψ_0) até o valor de potencial no plano Stern (ψ_d), seguido de um decréscimo exponencial até próximo de zero. Em um contexto dinâmico, considerando o movimento relativo entre as partículas e o meio, a camada difusa é rompida pelo plano de cisalhamento. O potencial neste plano é conhecido como potencial zeta (ζ) (BRAGANÇA, 2008; HIEMENZ; RAJAGOPALAN, 1997).

Quando um coagulante é adicionado ao sistema, há um aumento na concentração de cátions em solução, o que acarreta no acréscimo do número de íons na camada difusa e na densidade de cargas. Uma vez que a espessura característica da dupla camada (κ^{-1}) é fortemente influenciada pela concentração de íons, a maior concentração desses compostos provocará redução da espessura (BRAGANÇA, 2008; DELAVI, 2011). Esta característica, somada a tendência do sistema em se manter eletricamente neutro, promove a compressão da dupla

camada elétrica. Assim, as forças de Van der Waalls tornam-se dominantes, permitindo a aproximação de partículas características do processo de coagulação (DIBERNARDO, 2005).

Figura 3 - Queda do potencial elétrico de superfície em função da distância.



Fonte: Oliveira, 2000.

3.1.1.2 Adsorção e neutralização de cargas

Uma vez que o coagulante é adicionado ao sistema, ocorrem inúmeras interações entre coagulante e partículas coloidais, bem como entre coagulante e o solvente. Nesse contexto, certas espécies químicas, formadas a partir do processo de hidrólise do coagulante, tem a capacidade de adsorver na superfície das partículas (FURLAN, 2008). Considerando que tais espécies possuem carga superficial positiva, contrária à dos coloides em suspensão, pode ocorrer a desestabilização de cargas que levará a agregação. A atração entre a superfície e o adsorbato é resultado de interações fortes como ligações de hidrogênio, reações de coordenação, ligações covalentes e reações de troca iônica (DIBERNARDO, 2005; HIEMENZ; RAJAGOPALAN, 1997).

3.1.1.3 Varredura

A partir do processo de hidrólise do coagulante, somado ao pH e a concentração de íons disponíveis no meio, pode ocorrer a formação de precipitados na forma de hidróxido de ferro ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) ou alumínio ($\text{Al}(\text{OH})_3$) (HELLER; PÁDUA, 2010). Visto a baixa solubilidade, tais compostos tendem a sedimentar e, no processo, envolvem partículas coloidais que serão arrastadas. Ao contrário dos demais mecanismos, o processo não está relacionado a neutralização de cargas. Portanto, a condição ideal para a coagulação pode não corresponder àquela em que o potencial zeta é minimizado (DIBERNARDO, 2005; FURLAN, 2008).

3.1.2 Fatores que afetam a coagulação

O processo de coagulação pode ser afetado por diferentes fatores como temperatura, dosagem de coagulante, concentração de coloides, pH, tipo e concentração de íons e potencial zeta (DIBERNARDO, 2005; EL-TAWEEL; MOHAMED; ALREFAEY; HUSIEN *et al.*, 2023). Em detalhe, cita-se:

- Temperatura

A temperatura exerce um efeito significativo na coagulação por sais metálicos. Em geral, o aumento da temperatura favorece o processo devido ao incremento do grau de agitação molecular (DAYARATHNE; ANGOVE; JEONG; ARYAL *et al.*, 2022). Além disso, quando o sistema é submetido a temperaturas mais altas, observa-se redução no tempo de formação de flocos, diminuição da viscosidade da água e aumento da velocidade das reações químicas (EL-TAWEEL; MOHAMED; ALREFAEY; HUSIEN *et al.*, 2023).

- Concentração de coloides

A concentração de coloides em suspensão exerce um efeito expressivo na dose de coagulante necessária, bem como na eficiência do processo. Sistemas coloidais diluídos levam a uma taxa de coagulação lenta em função da baixa concentração de coloides. Conseqüentemente, não há contato suficiente entre as partículas suspensas disponíveis (OLIVEIRA; STUDART; PILEGGI; PANDOLFELLI, 2000). Portanto, sob esta condição, aumentar a concentração de material particulado adicionando um auxiliar de coagulação ou reciclando o lodo sedimentado é fundamental para aumentar a eficiência do processo (JIANG, 2015; SENA; MOREIRA; JOSÉ, 2018).

- *Dosagem de coagulante*

A dosagem de coagulantes, sejam eles sais de alumínio ou ferro, exerce impacto expressivo na coagulação. Este efeito pode ser avaliado através da remoção de partículas que causam turbidez na água. A relação entre a concentração do coagulante e o processo de coagulação pode ser dividida em quatro zonas que se estendem das regiões de baixa dosagem até a supersaturação (EL-TAWEEL; MOHAMED; ALREFAEY; HUSIEN *et al.*, 2023; HIEMENZ; RAJAGOPALAN, 1997), conforme Tabela 2.

Tabela 2 -Efeito da concentração de coagulante separado em quatro zonas.

Zona	Efeito da concentração de coagulante
1	Dosagem insuficiente para promover a desestabilização dos coloides.
2	Dosagem suficiente de coagulante para permitir a ocorrência do processo de desestabilização.
3	Dosagem excessiva de coagulante, podendo acarretar em inversão de carga e desestabilização de partículas.
4	Supersaturação do sistema com precipitado de hidróxido metálico que aprisiona as partículas coloidais, produzindo coagulação por varredura.

Fonte: Adaptado de El-Taweel et al., 2023.

- *pH*

O pH do meio aquoso é capaz de afetar o processo de coagulação através da interação entre o coagulante e íons hidrogênio (H^+) e hidroxila (OH^-), uma vez que estas espécies estão presentes na camada determinante de potencial. Para valores de pH abaixo do ponto isoelétrico, a presença de H^+ ou OH^- pode fazer com que a carga das partículas seja mais positiva ou menos negativa. Já para valores de pH acima do ponto isoelétrico, ocorre o efeito reverso e as cargas das partículas se tornam menos positivas ou mais negativas (EL-TAWEEL; MOHAMED; ALREFAEY; HUSIEN *et al.*, 2023). Além disso, a solubilidade da dispersão coloidal é afetada pelo pH. No caso de sais de alumínio como o PAC, por exemplo, o processo de hidrólise levará a formação de $Al(OH)_3$, substância anfótera e solúvel em meio básico e ácido. O ponto isoelétrico do hidróxido de alumínio ocorre na faixa de pH de 7 a 9 e varia com a força iônica da solução. Sendo assim, existe um pH ótimo de aplicação, no qual o hidróxido de alumínio carregado positivamente é capaz de neutralizar as cargas dos poluentes em suspensão, resultando em um potencial zeta zero (DAYARATHNE; ANGOVE; JEONG; ARYAL *et al.*, 2022; DIBERNARDO, 2005). Para os demais coagulantes, o intervalo de pH ótimo para

aplicação relatado é de 8,5 para o sulfato ferroso; 3,5 a 6,5 e acima de 8,5 para o cloreto férrico; entre 3,5 e 7,0 para o sulfato férrico (HELLER; PÁDUA, 2010).

- *Tipos e concentração de íons*

A aplicação de compostos com alumínio e ferro como coagulantes é considerado um dos fatores relevantes que afetam a inversão de carga de coloides. O uso de alumínio no processo de coagulação resulta na formação de vários óxido-hidróxidos positivamente carregados (EL-TAWEEL; MOHAMED; ALREFAEY; HUSIEN *et al.*, 2023). Como consequência, diferentes concentrações, somada ao pH ideal de coagulação, levarão a formação de compostos predominantes distintos. No caso do sulfato de alumínio, por exemplo, as espécies podem variar entre hidróxidos, para soluções mais diluídas; complexos solúveis como $AlSO_4^+$, para altas concentrações; espécies como Al^{3+} e $Al(H_2O)_6^{+3}$ para condições intermediárias (DIBERNARDO, 2005).

- *Potencial zeta*

O potencial zeta é uma medida da carga elétrica que está presente nas superfícies de partículas coloidais em suspensão em um líquido. Ele descreve a magnitude do campo elétrico próximo à superfície e é uma indicação da estabilidade da suspensão coloidal (DELAVI, 2011). Um alto potencial zeta indica repulsão eletrostática entre as partículas, o que leva a uma suspensão estável, enquanto um baixo potencial zeta sugere atração entre as partículas, podendo resultar em aglomeração ou floculação (HIEMENZ; RAJAGOPALAN, 1997). Ademais, há relatos na literatura que indicam processos eficientes de coagulação mesmo em dispersões com potencial positivo ou negativo, não necessariamente próximos ao ponto de carga zero (PCZ) (DIBERNARDO, 2005; HELLER; PÁDUA, 2010; WILLIAMS, 1965).

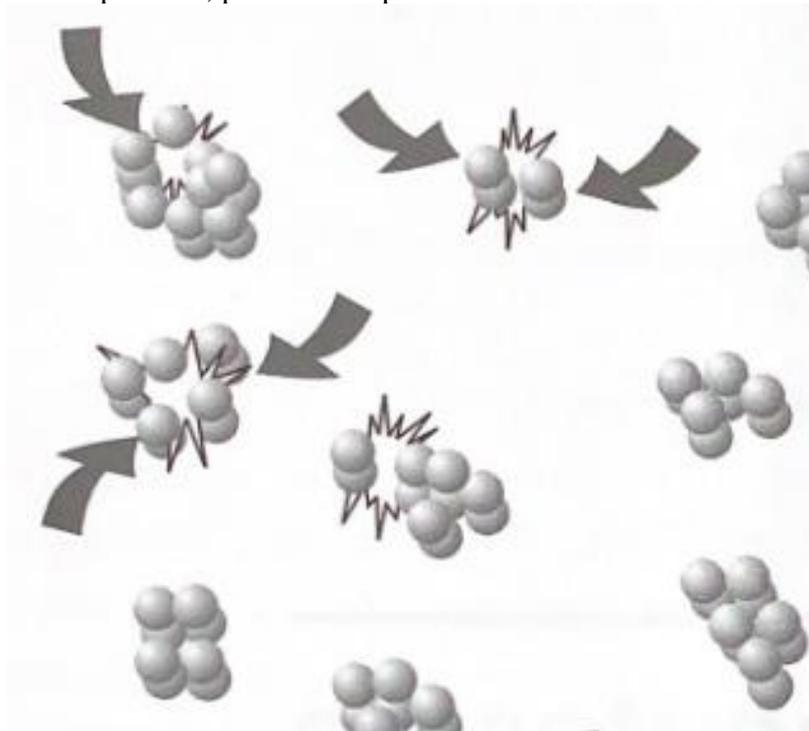
3.2 FLOCULAÇÃO

A floculação consiste em um conjunto de fenômenos físico-químicos que tem como objetivo promover a formação de agregados, formando flocos, que possam ser removidos da água em processos subsequentes. No caso de sistemas de tratamento de água convencional, a decantação e filtração (HELLER; PÁDUA, 2010).

Ao contrário da coagulação, que ocorre em um curto período de tempo e sob alta agitação, a floculação consiste em um processo lento. O princípio é maximizar o contato entre as partículas, previamente desestabilizadas pela coagulação, de forma que ocorra o aumento do

tamanho dos flocos (FARHAN, 2019). Assim, ocorre a formação de agregados maiores e mais densos. A colisão entre as partículas é resultado de gradientes de velocidade devido a agitação e do movimento desordenado e contínuo exibido pelos coloides em suspensão, chamando de Movimento Browniano, como ilustra a Figura 4 (DIBERNARDO, 2005).

Figura 4 - Formação de aglomerados através da colisão entre partículas, na ausência de forças repulsivas, promovidas pelo Movimento Browniano.



Fonte: Adaptado de Oliveira (2000).

O fenômeno de floculação, assim como a coagulação, é influenciado por diferentes fatores como o pH, concentração do coagulante, velocidade de agitação e concentração inicial de partículas em suspensão (FURLAN, 2008). No caso de águas com baixa turbidez inicial, o processo de tratamento torna-se dificultado (HELLER; PÁDUA, 2010; MICHELAN; BATISTA; BATISTA; SANTOS *et al.*, 2019).

A baixa concentração de sólidos em suspensão resulta em menor taxa de contato entre as partículas e os produtos de hidrólise do coagulante, limitando a transferência de massa. Como consequência, a formação de aglomerados será dificultada e o processo de coagulação prejudicado. Neste cenário, todas as etapas subsequentes do tratamento serão comprometidas, podendo resultar em sérios problemas de desempenho para as ETAs (BRAGANÇA, 2008; RAMOS, 2005). Como alternativa, há relatos da adição de argilas bentoníticas na água bruta,

como auxiliares de coagulação, com o objetivo de aumentar a concentração de sólidos e elevar a eficiência dos processos (DIBERNARDO, 2005; HELLER; PÁDUA, 2010).

3.3 AUXILIARES DE COAGULAÇÃO

O uso de auxiliares de coagulação tem como objetivo melhorar o desempenho do processo de tratamento em ETA. Sua função está intimamente relacionada ao aumento do volume e densidade dos flocos, além de redução das forças de cisalhamento nos flocos durante a veiculação da água floculada. Como consequência, o processo de coagulação torna-se mais eficiente, o que acarreta em melhorias para as etapas posteriores de floculação, decantação e filtração (DIBERNARDO, 2005; HELLER; PÁDUA, 2010). A Tabela 3 resume diferentes tipos de estratégias que podem ser aplicadas afim de auxiliar o processo de coagulação.

Tabela 3 - Diferentes estratégias aplicadas para melhorar a coagulação no tratamento de água.

Auxiliares de coagulação	Importância
Adição de alcalinidade	A alcalinidade deve ser adicionada às águas com alcalinidade natural insuficiente para reagir com os coagulantes metálicos ácidos. Ela é usualmente incorporada ao sistema pela adição de cal hidratada na forma de $\text{Ca}(\text{OH})_2$, ou íon carbonato na forma de barrilha, Na_2CO_3 .
Ajuste do pH	Ácidos como ácido sulfúrico e ácido fosfórico, e bases como cal, hidróxido de sódio e barrilha podem ser aplicados para obter a faixa de pH ideal para o processo de coagulação.
Adição de material particulado	O uso de argilas bentoníticas tem sido difundido para coagular águas de baixa turbidez, levando ao aumento da concentração de partículas em suspensão. Elas funcionam como partícula nucleadora, formando flocos mais densos e facilitando a decantação.
Polímeros	Recentemente, polímeros orgânicos têm ganhado espaço em função da baixa concentração e fácil aplicação. Os polímeros auxiliam na produção de flocos mais estáveis e promovem maior velocidade de decantação.

Fonte: Adaptado de El-Taweel et al., 2023.

Diversos materiais, sejam eles inorgânicos ou orgânicos, podem ser utilizados como auxiliares de coagulação. Entre os exemplos, cita-se a poliacrilamida aniônica (PA), alginato de sódio (AS), ácido silícico ativado (ASA) e alguns tipos de argila (DAYARATHNE; ANGOVE; JEONG; ARYAL *et al.*, 2022; SENA; MOREIRA; JOSÉ, 2018). Ainda que o seu efeito no processo seja conhecido, os detalhes do mecanismo de atuação ainda não são completamente compreendidos (BRANDT; JOHNSON; ELPHINSTON; RATNAYAKA, 2017).

Em um trabalho recente, Zhang et al. (2021) propôs um mecanismo descritivo em que para baixas concentrações de partículas em suspensão (microplásticos) onde, conseqüentemente, a dosagem de coagulante é pequena, a compressão da dupla camada era o mecanismo primário de atuação. Entretanto, com o aumento da concentração do auxiliar, o efeito da adsorção e da floculação por varredura tornava-se cada vez mais expressivos.

Como já discutido, o mecanismo primário de coagulação geralmente é dividido em compressão da dupla camada elétrica, adsorção e aprisionamento por um precipitado (floculação por varredura). A adição de auxiliares de coagulação ao sistema pode provocar melhorias na ação de um ou mais desses mecanismos (ZHANG; YUAN; SHI; MA *et al.*, 2017; ZHANG; ZHOU; YUE; XING *et al.*, 2021), além de aumentar a remoção de turbidez. No entanto, a diferença no desempenho dos auxiliares de coagulação provavelmente está relacionada as propriedades desses compostos, podendo diferentes mecanismos estarem envolvidos (DIBERNARDO, 2005; HUANG; ZHAO; GAO; SUN *et al.*, 2016; SENA; MOREIRA; JOSÉ, 2018).

- Compressão da dupla camada elétrica

A ocorrência da compressão da camada dupla está relacionada às propriedades das cargas na superfície das partículas, que é manifestada pela diminuição do valor absoluto do potencial zeta, podendo ser este mecanismos dominante em alguns casos (HIEMENZ; RAJAGOPALAN, 1997). Cita-se o estudo de Zhang et al. (2021) para remoção de microplásticos, no qual a adição de PA-PAC gerou aumento no valor absoluto do potencial zeta da dispersão de -6,17 mV para -12,3 mV, promovido pelas cargas negativas da PA. Apesar da diminuição significativa no valor do potencial, a compressão da camada dupla ainda pode ocorrer no intervalo após adição do PAC e prévio a adição do PAM. Entretanto, uma vez que o auxiliar é adicionado, o efeito de compressão é possivelmente enfraquecido, podendo ser o

motivo pelo qual a eficiência de remoção dos microplásticos não melhorou significativamente sob baixa dosagem de PAC e PAM.

- Efeito da adsorção

A adsorção é também um dos principais mecanismos da coagulação. Em alguns casos, as interações entre a superfície da partícula, coagulantes e auxiliares de coagulação podem ser visualizadas em análise por microscopia eletrônica de varredura (SEM) através das partículas removidas e posteriormente secas do material precipitado. A observação dos flocos formados poderia dar uma indicação da interação superficial e, conseqüentemente, a importância relativa da adsorção na eficiência do auxiliar de coagulação. Outras técnicas de caracterização, tais como o FTIR e XPS também podem ser aplicadas (LOUZADA, 2023; ZHANG; ZHOU; YUE; XING *et al.*, 2021). No entanto, há que se ter em conta nos estudos de remoção de turbidez que os compostos que contribuem para a medida da turbidez natural da água são complexos, incluindo em sua composição ácidos húmicos, ácidos fúlvicos, sílica coloidal, entre outros (HELLER; PÁDUA, 2010; ROSÁRIO, 2010). Desta forma, a identificação de mecanismos de adsorção em sistemas com adição de auxiliares de coagulação pode tornar-se uma tarefa árdua (BRANDT; JOHNSON; ELPHINSTON; RATNAYAKA, 2017).

- Efeito de aprisionamento por um precipitado

O aprisionamento por um precipitado, também chamado de coagulação por varredura ou floculação por varredura, consiste no processo no qual os flocos retêm os sólidos em suspensão na água durante o processo de sedimentação (DELAVI, 2011). Os flocos formados pelo coagulante e pelos auxiliares de coagulação, bem como os flocos carregados com materiais coloidais, podem capturar os contaminantes que contribuem para a turbidez da água, contribuindo para melhorar a eficiência desse processo (DIBERNARDO, 2005).

A determinação do principal mecanismo envolvido na ação de auxiliares de coagulação requer, portanto, o conhecimento das características da natureza do material coloidal presente na água, das características do auxiliar de coagulação, e das interações do auxiliar de coagulação e o coagulante (HELLER; PÁDUA, 2010; SENA; MOREIRA; JOSÉ, 2018; ZHANG; ZHOU; YUE; XING *et al.*, 2021).

3.4 DECANTAÇÃO E FILTRAÇÃO

A etapa seguinte ao processo de floculação é a decantação. Esta é uma das técnicas mais antigas e simples para clarificação da água (FURLAN, 2008). Nesta fase, os flocos, com seu tamanho consideravelmente aumentado, tendem a sedimentar pela ação da gravidade: a ocorrência da sedimentação das partículas suspensas proporciona a clarificação da água pela separação das fases sólida e líquida. Ademais, quanto maior a velocidade de sedimentação, menor será o tempo de residência necessário para a clarificação (DIBERNARDO, 2005). Neste contexto, o aprimoramento das técnicas de coagulação e floculação, bem como a otimização da formação de flocos, é fundamental para o sucesso desta aplicação e da filtração subsequente (HELLER; PÁDUA, 2010).

A respeito do sistema de filtração, usualmente trata-se de leitos filtrantes granulares compostos por areia e antracito. O funcionamento desta operação unitária está relacionado a dois mecanismos: transporte e aderência (FURLAN, 2008). Como princípio, as partículas devem se aproximar das superfícies dos grãos e permanecer aderida de modo a resistir às forças de cisalhamento resultantes das características hidrodinâmicas do escoamento. Assim, através de forças de ação superficial, as partículas em suspensão ficam retidas na superfície dos componentes da camada filtrantes (DIBERNARDO, 2005; HELLER; PÁDUA, 2010).

O intervalo de tempo entre o início da operação e a parada do filtro para limpeza é chamada de carreira de filtração. Existem duas condições operacionais que exigem a retirada do filtro de operação para limpeza, são elas: não conformidade com os padrões de potabilidade e perda de carga (HELLER; PÁDUA, 2010).

Referindo-se a potabilidade, de acordo com a portaria GM/MS N°888 de 04 de maio de 2021, do Ministério da Saúde, após passar pelos filtros, o valor máximo permitido de turbidez para a água tratada é 0,50 ntu, devendo ser avaliado a cada 2 horas (SAÚDE, 2021). Já a perda de carga está relacionada à colmatação dos filtros, onde a retenção de impurezas atinge o valor máximo estabelecido em projeto. Destaca-se que ambos estão relacionados a saturação dos componentes filtrantes, frente ao excesso de partículas sólidas aderidas, levando a colmatação (CRUZ, 2021; PEREIRA; CRUZ, 2010).

Visto o carácter restritivo e obrigatório das medidas de turbidez frente aos órgãos reguladores, somado a ausência de legislação quanto a turbidez da água após decantação, entende-se que a otimização dos processos de coagulação e floculação é fundamental para garantir a máxima eficiência das etapas posteriores (HELLER; PÁDUA, 2010). Considerando

especialmente ETA do tipo convencional, sendo estas as mais comuns em operação no Brasil, a forma mais usual para avaliar a eficiência do processo de tratamento está relacionado aos impactos nas operações subsequentes, através de análises feitas de forma indireta, com destaque mais expressivo para a influência na carreira de filtração (CRUZ, 2021; HELLER; PÁDUA, 2010; MICHELAN; BATISTA; BATISTA; SANTOS *et al.*, 2019).

De acordo com CRUZ, 2021, a baixa turbidez da água bruta gerou grandes dificuldades ao tratamento da ETA, levando a curtas carreiras de filtração, conforme Figura 5. Projetada como estação tipo CEPIS, a unidade conta com sistema convencional de tratamento e é formada por quatro módulos filtrantes, cada qual com quatro filtros.

Figura 5: Registro de lavagem de filtros na ETA Água Grande antes da incorporação de bentonita ao sistema de tratamento.

Dia	Módulos filtrantes															
	I				II				III				IV			
	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11	F12	F13	F14	F15	F16
1																
2																
3																
4																
5																
6																
7																
8																
9																
10																
11																
12																
13																
14																
15																

Legenda

- Lavagem de filtro por não conformidade com a portaria
- Lavagem de filtro por perda de carga

Fonte: Adaptado de CRUZ, 2021.

Como alternativa, a incorporação de bentonita policatiônica ao sistema promoveu aumento expressivo da carreira de filtração, com lavagens semanais de filtros, como representado na Figura 6, redução significativa na descarga de decantadores, redução de perdas de água do processo, além de aumento do volume reservado de água tratada. Ademais, os resultados apresentados indicam ação de lavagem em função da perda de carga. Ou seja, estima-se que a turbidez da água decantada seja extremamente baixa, em função da alta eficiência do processo de coagulação e floculação, possibilitando que os filtros atuem com produção de água tratada com turbidez inferior a 0,50 ntu, conforme imposto pela portaria GM/MS N°888, por períodos de até 7 dias. Após esse prazo, a colmatção, em função do longo período de uso, requer que seja feita a lavagem dos filtros.

Figura 6: Registro de lavagem de filtros na ETA Água Grande após a incorporação de bentonita ao sistema de tratamento.

Dia	Módulos filtrantes															
	I				II				III				IV			
	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11	F12	F13	F14	F15	F16
1																
2																
3																
4																
5																
6																
7																
8																
9																
10																
11																
12																
13																
14																
15																

Legenda	
	Lavagem de filtro por não conformidade com a portaria
	Lavagem de filtro por perda de carga

Fonte: Adaptado de CRUZ, 2021.

3.5 BENTONITAS

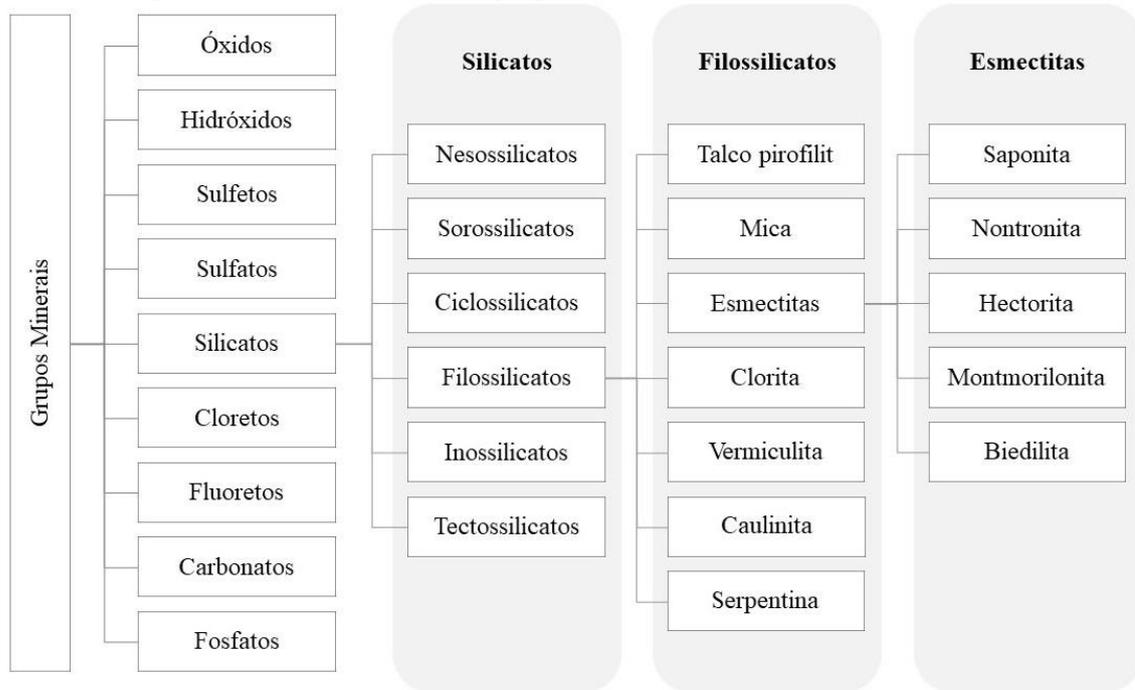
Conhecer as propriedades estruturais e as características das bentonitas é essencial para explorar todo o seu potencial na melhoria da qualidade da água e no fornecimento de soluções eficazes para os desafios contemporâneos relacionados aos recursos hídricos. Em detalhe, seu uso no tratamento de água de baixa turbidez, com ênfase nos processos de coagulação e floculação. Isto porque minerais argilosos são utilizados como auxiliares de coagulação, uma vez que podem aumentar o núcleo cristalino e formar flocos grandes e densos. Assim, observa-se uma melhor expressiva na capacidade de adsorção e nas taxas de remoção de matéria orgânica dissolvida em águas residuais, além de não introduzirem substâncias tóxicas e prejudiciais nas águas residuais e lodo.

3.5.1 Aspectos gerais

O termo bentonita surgiu no final do século XIX, nos Estados Unidos. Sua origem é uma homenagem a região de Fort Benton, no estado de Wyoming, onde as primeiras cargas comerciais foram extraídas (LUZ; OLIVEIRA, 2005; SUTHERLAND, 2014). Classificada como um argilomineral, a bentonita pertence ao grupo das esmectitas (PAIVA, 2008). Essa família de filossilicatos é composta por cinco minerais, como ilustra a Figura 7, que possuem

estruturas similares e composições químicas distintas. Entre eles, destaca-se a montmorilonita, componente majoritário da bentonita e mineral mais comum dentre as esmectitas (HALDAR, 2014; ROSÁRIO, 2010).

Figura 7 - Classificação dos grupos minerais com ênfase nos silicatos.



Fonte: Adaptado de Haldar, 2014.

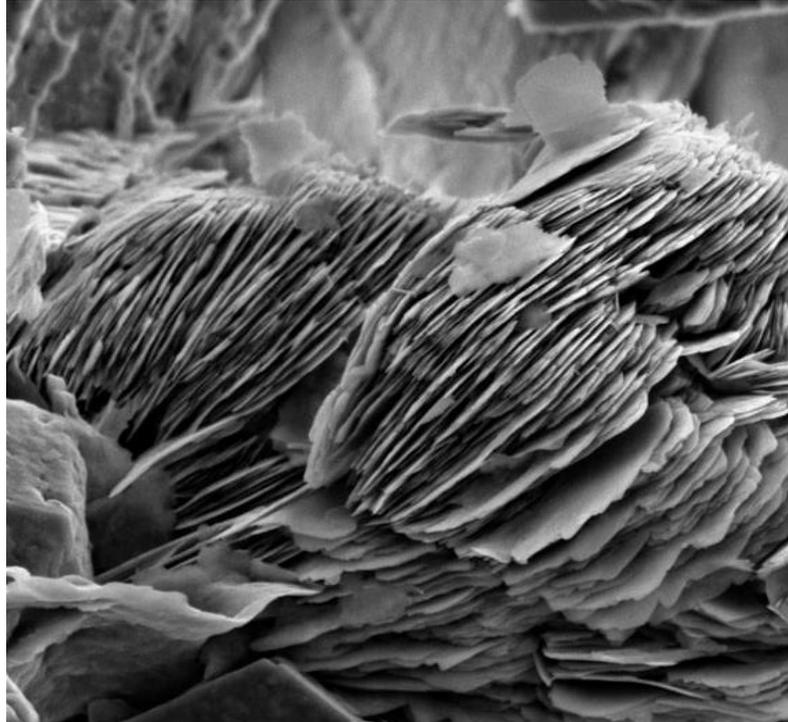
A formação das bentonitas ocorreu através do intemperismo de rochas como tufo ou cinza vulcânica, geralmente em ambientes de baixo pH. Esse processo envolve a desvitrificação seguida de alterações químicas, na presença de soluções contendo sódio, cálcio, magnésio e ferro. Essas condições são típicas de áreas onde há água doce e marinha (PATRICIO, 2013; ROSÁRIO, 2010; SILVA, A.; FERREIRA, H., 2008). Além da montmorilonita, minerais acessórios como feldspato e quartzo, que originalmente eram fenocristais em vidro vulcânico, também podem estar presentes em proporções variadas (HALDAR, 2014; SCHULZE, 2005).

3.5.2 Estrutura da montmorilonita e suas características

As montmorilonitas são formadas por estruturas tridimensionais ligadas entre si através de ligações de Van der Waals. Essa característica impulsiona as moléculas a se posicionarem em folhas paralelas empilhadas, visando maximizar as interações intermoleculares pela proximidade dos átomos (DELAVI, 2011; ROSÁRIO, 2010), conferindo estrutura lamelar as bentonitas, típica de filossilicatos, como ilustra a Figura 8. Além disso, a

estrutura em lamelas, somada as diminutas dimensões do argilomineral, confere alta área superficial, com valores na ordem de 150 a 800 m²/g (HALDAR, 2014).

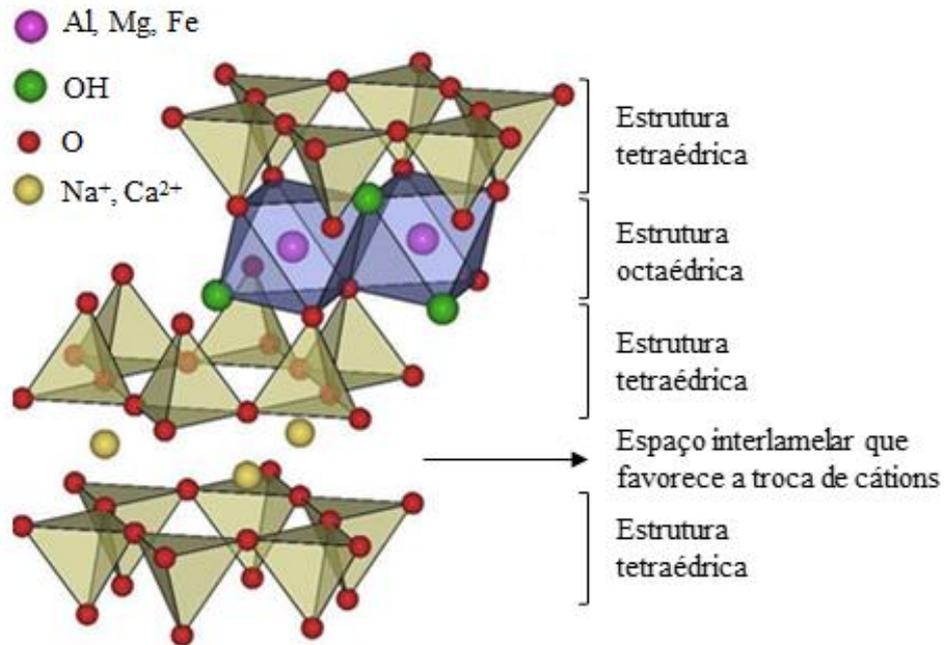
Figura 8 - Microscopia eletrônica de varredura da montmorilonita.



Fonte: T-Minas, 2022.

Com unidade estrutural do tipo 2:1, as bentonitas são compostas por duas folhas tetraédricas de sílica com uma folha octaédrica central de alumina, unidas entre si através de átomos de oxigênio comum a ambas as folhas, como ilustra a Figura 9 (HALDAR, 2014; KUMARASAMY; SHAH; SUNDARADOSS; BALU *et al.*, 2022). Esta estrutura cristalina tem a capacidade de sofrer substituições isomórficas, nas quais os íons estruturais podem ser trocados por cátions de menor carga e tamanho semelhante (SCHULZE, 2005; SILVA, A.; FERREIRA, H., 2008). Nas folhas tetraédricas, é comum a substituição de cátions de silício por Al³⁺, enquanto nas estruturas octaédricas, o alumínio pode ser substituído por Mg²⁺. Essas alterações estruturais, somada as fraturas nas arestas lamelares, levam a um desbalanceamento eletrônico no retículo cristalino, resultando na deficiência de cargas positivas de 0,2 a 0,6 cátion monovalente por célula unitária (DELAVI, 2011; ROSÁRIO, 2010; SCHULZE, 2005). Destaca-se que a carga superficial negativa promove uma repulsão entre as folhas adjacentes, permitindo a formação de um espaço entre lamelas.

Figura 9 - Representação da estrutura 2:1 da montmorilonita.



Fonte Adaptado de T-Minas, 2022.

Como forma de balancear a carga superficial negativa, o espaço interlamelar é ocupado por cátions trocáveis como, por exemplo, sódio, cálcio, magnésio, potássio e lítio. Esses íons de carga positiva não fazem parte do retículo cristalino. Através de processos adsortivos, eles interagem com a superfície do argilomineral e podem difundir-se livremente entre as lamelas (ROSÁRIO, 2010; SILVA, A.; FERREIRA, H., 2008). Para esta propriedade é dado o nome de capacidade de troca catiônica (CTC), normalmente expressa em meq/100g.

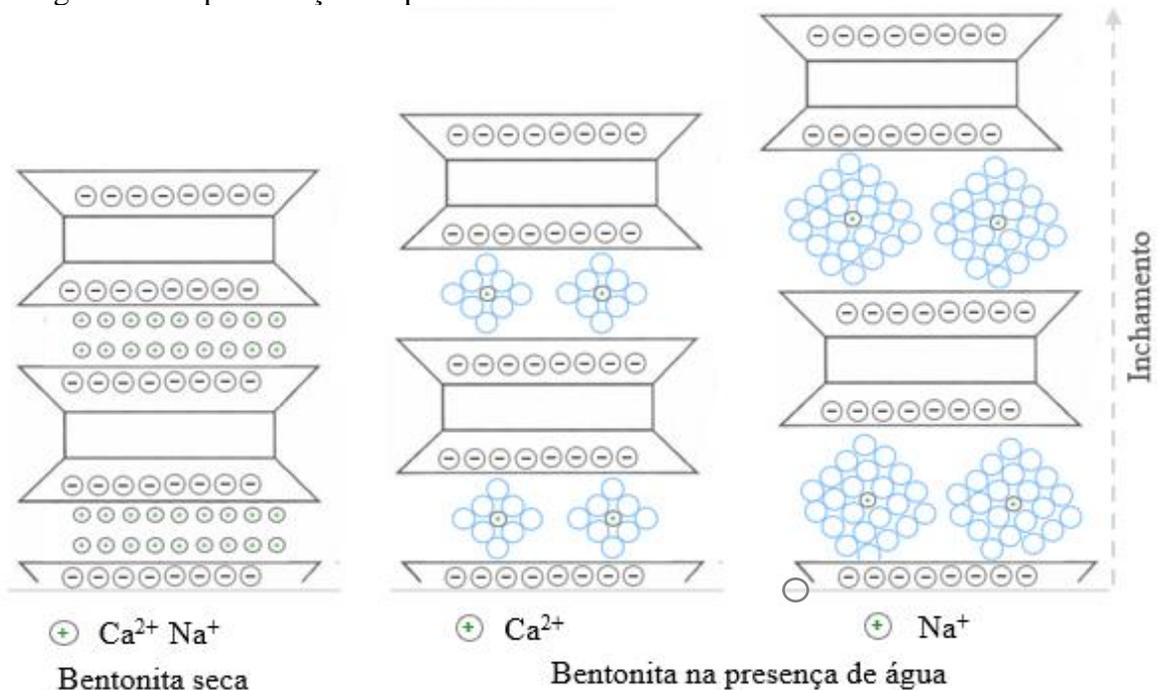
A presença dos cátions trocáveis é de extrema importância para as propriedades das argilas bentônicas, uma vez que a espécie predominante influenciará na classificação e na capacidade de inchamento do argilomineral (SCHULZE, 2005). As bentonitas chamadas de sódicas são aquelas que possuem Na⁺ como íon majoritário. De forma análoga, quando há abundância de Ca²⁺ a bentonita é denominada cálcica. Uma terceira classificação ocorre quando há um equilíbrio entre a concentração de cátions e a bentonita é nomeada policatiônica (DELAVI, 2011; LUZ; OLIVEIRA, 2005; ROSÁRIO, 2010).

No que tange o inchamento, quando os argilominerais montmoriloníticos estão em dispersão aquosa, os cátions trocáveis sofrerão solvatação pelas moléculas de água através de ligações intermoleculares, levando ao aumento do espaçamento basal (KUMARASAMY; SHAH; SUNDARADOSS; BALU *et al.*, 2022). Esse fenômeno pode ser observado a olho nu

através do inchamento da bentonita e é comumente mensurado pelo índice de expansão de Foster.

No caso de bentonitas sódicas, os íons Na^+ possui alta capacidade de hidratação. Esta característica está relacionada ao pequeno raio atômico deste elemento, proporcionando uma alta densidade de cargas positivas em relação ao seu diâmetro. Como consequência, os cátions são capazes de comportar um grande número de moléculas de água, formando uma camada de hidratação densa (CARMO, 2015; SILVA; SOUSA; MENEZES; FERREIR *et al.*, 2018). Sendo assim, as bentonitas sódicas possuem alto inchamento, como ilustra a Figura 10.

Figura 10: Representação do processo de inchamento de bentonitas sódicas e cálcicas.



Fonte: Elaborado pela autora.

Quanto ao cálcio, trata-se de um átomo de maior raio atômico e menor densidade de carga positivas, uma vez comparado ao sódio. Logo, a capacidade de hidratação será menor, necessitando de menos moléculas de água para o processo de solvatação (CARMO, 2015; SILVA; SOUSA; MENEZES; FERREIR *et al.*, 2018). Sendo assim, as bentonitas cálcicas terão baixo inchamento.

No que tange o inchamento das bentonitas policatiônicas, elas geralmente se comportam como as cálcicas. Isto porque é mais comum a presença de cátions como Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ , todos íons com baixa capacidade de hidratação (ROSÁRIO, 2010; SILVA; SOUSA; MENEZES; FERREIR *et al.*, 2018).

3.5.3 Aplicações

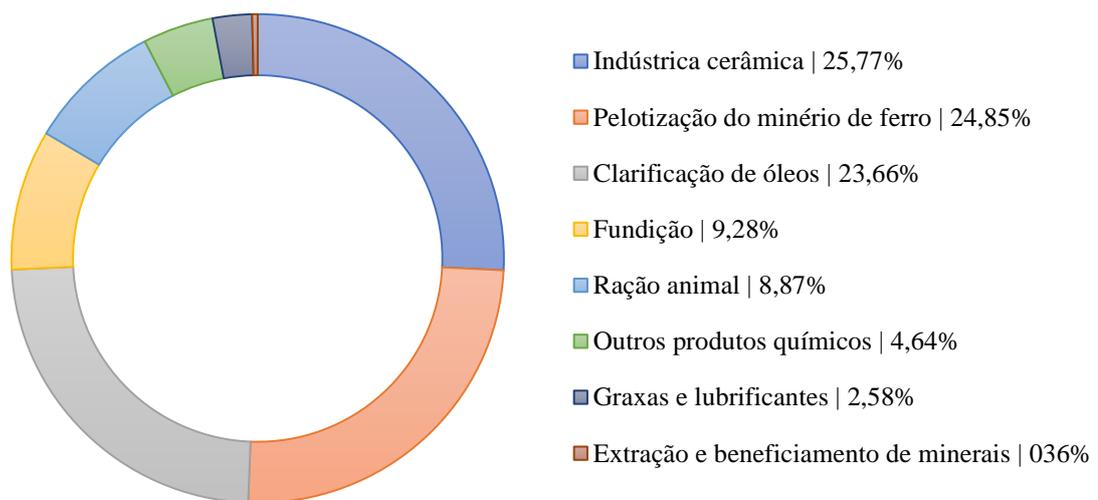
As propriedades da bentonita são reconhecidas e exploradas há cerca de 3.000 anos, com registros datadas do período da Grécia antiga (EISENHOOR; BROW, 2009). A principal aplicação da época, que se difundiu por todo o Mediterrâneo, era para limpeza da lã. Com finalidades semelhantes, há registro de nativos americanos que a utilizam para higienização de peles animais (HOSTERMAN; PATTERSON, 1992).

Com o passar dos anos e os avanços das técnicas de exploração, mineração e processamento, as possibilidades de aplicação da bentonita, bem como o volume de consumo, aumentaram exponencialmente (EISENHOOR; BROW, 2009).

Atualmente, em função das suas propriedades tecnológicas, com destaque para a capacidade de troca catiônica, alta área superficial, estrutura lamelar e inchamento, a bentonita pode ser aplicada em inúmeros segmentos industriais (MURRAY, 2006; SILVA, A. R. V.; FERREIRA, H. C., 2008).

No Brasil, de acordo com a Agência Nacional de Mineração, ANM, os principais segmentos consumidores da bentonita podem ser enquadrados em oito macro categorias, como mostra a Figura 11 (ANM, 2017). Os dados indicam a predominância do setor cerâmico, pelotização de minério de ferro e clarificação de óleos.

Figura 11: Distribuição dos principais segmentos consumidores de bentonita no Brasil em 2017.



Fonte: Adaptado de ANM, 2017.

Entretanto, é reconhecido que a argila bentonítica pode ser incorporada em mais de cem processos industriais, no qual as possibilidades incluem agente ligante e aglomerante, plastificante, elemento filtrante, catalisador, impermeabilizante, entre outros (SHAW, 2015; SILVA, A.; FERREIRA, H., 2008). Todavia, tem se destacado nos últimos anos o potencial de aplicação deste argilomineral para o tratamento de água em função do seu baixo custo, facilidade de incorporação e carácter ecologicamente amigável (AHARIA; DDAHIMB; RAMADANEC, 2018; DRLJAČA; HAVRELJUK; DRAGIĆ; ZORIĆ *et al.*, 2022; KARMAKER; MONIRUZZAMAN; UDDIN, 2021; RANGA, 2018).

3.6 BENTONITA PARA O TRATAMENTO DE ÁGUA

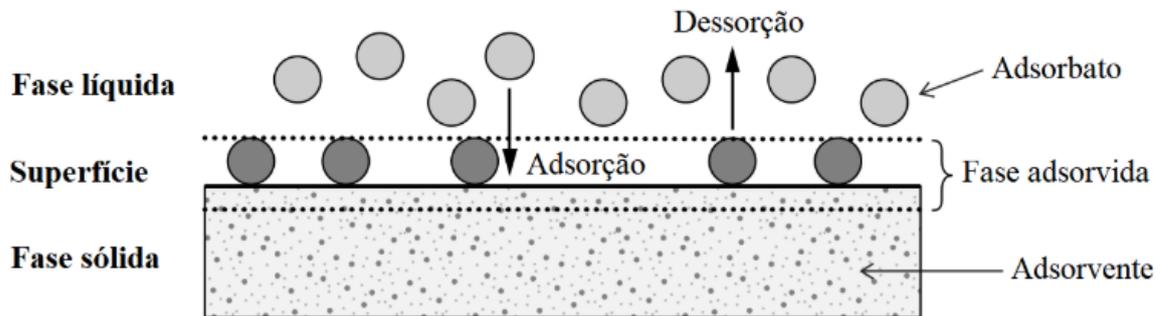
A aplicação de bentonita em sistemas de tratamento de água está intimamente relacionada às características estruturais deste argilomineral (DELAVI, 2011). A capacidade de troca catiônica, somada a alta área superficial, faz com que este argilomineral tenha grande potencial para atuar como adsorvente (GUO, 2024; MOHAMMEDA; SAADOON; ALI; RASHID *et al.*, 2024; RIZZI; GUBITOSA; PAOLA FINIB; AGOSTIANO *et al.*, 2020; ZHANG; JING; HE; QIAN *et al.*, 2018). Já a deficiência de cargas positivas, acrescidas do comportamento coloidal da bentonita quando em suspensão, promovem a sua aplicação como auxiliar de coagulação e floculação (AHARIA; DDAHIMB; RAMADANEC, 2018; HIEMENZ; RAJAGOPALAN, 1997; RANGA, 2018; XU; ZHIWEINIU; PAN; ZHAO *et al.*, 2021).

3.6.1 Adsorção

A adsorção é um fenômeno de superfície, regido pela transferência de massa, e tem como força motriz o gradiente de concentração entre o seio da solução (*bulk*) e a superfície da fase sólida, que caracteriza o adsorvente (NASCIMENTO; LIMA; VIDAL; MELO *et al.*, 2014; QUINLAN; TAM, 2015). O fenômeno ocorre por meio de difusão onde as espécies na fase fluída são transportadas para os sítios ativos distribuídos ao longo da superfície do adsorvente, onde ficam adsorvidas. Para esses componentes retidos é dado o nome de adsorbato, conforme Figura 12 (LOUZADA, 2023; RUTHVEN, 1984). Trata-se de um processo fortemente influenciado pelas condições operacionais, no qual alterações nas propriedades da fase fluída, como pH ou concentração, por exemplo, podem levar a liberação das espécies adsorvidas através da dessorção (CRITTENDEN; TRUSSELL; HAND; HOWE *et al.*, 2012).

A eficiência do processo de adsorção está intimamente relacionada a natureza do adsorvente e do adsorbato, bem como das condições operacionais empregadas. Isso significa que, para que o processo seja bem-sucedido, o adsorvente precisa exibir alta capacidade de adsorção, a qual é determinada por suas propriedades físicas e químicas, como área superficial específica, distribuição de tamanho e volume dos poros, e carga superficial (CRITTENDEN; TRUSSELL; HAND; HOWE *et al.*, 2012; LOUZADA, 2023).

Figura 12 - Ilustração do processo de adsorção.



Fonte: Louzada (2023).

Referente ao adsorbato, os principais fatores são o tamanho da molécula e a massa molar, polaridade e solubilidade do analito de interesse. Ademais, é sabido que o processo de adsorção está fortemente relacionado ao estado de ionização da molécula em solução (LOUZADA, 2023).

Uma vez adsorvido, o adsorbato permanece fixado na superfície do adsorvente através de forças intermoleculares, como ligações de hidrogênio, interação dipolo-dipolo ou Van der Waalls. Esse processo pode ser representado com uma reação química, conforme Equação 1.



em que A é o adsorbato, B é o adsorvente e o A.B é o composto adsorvido.

O uso de bentonitas como adsorventes tem se popularizado, sendo amplamente utilizado para remoção de metais pesados, microrganismos e matéria orgânica, especialmente compostos nitrogenados, como amidas e aminas (DRLJAČA; HAVRELJUK; DRAGIĆ; ZORIĆ *et al.*, 2022; KARMAKER; MONIRUZZAMAN; UDDIN, 2021). Além disso, o argilomineral pode sofrer modificações estruturais, como o processo de organofilização, que alteram o seu carácter hidrofílico (RANGA, 2018). Assim, as bentonitas tornam-se capazes de adsorver compostos apolares.

Estando em sua estrutura original ou modificada, há relatos na literatura que indicam o uso de bentonitas como adsorventes para fármacos (MOHAMMEDA; SAADOON; ALI;

RASHID *et al.*, 2024; YEO; KHAERUDINI; SOETAREDJO; WAWORUNTU *et al.*, 2023); corantes (ÇIFTÇI, 2022; JAWAD; SABER; ABDULHAMEED; FARHAN *et al.*, 2023); metais pesados (GUO, 2024; TOHDEE, 2018); fungicidas agrícolas (RIZZI; GUBITOSA; PAOLA FINIB; AGOSTIANO *et al.*, 2020); íon amônio (DRLJAČA; HAVRELJUK; DRAGIĆ; ZORIĆ *et al.*, 2022; SUN; QU; WANG; ZHENG *et al.*, 2015), entre outros.

3.6.2 Auxiliar de coagulação

Como discutido, as montmorilonitas são formadas por estruturas lamelares com pequenas dimensões. Quando adicionada à água, estes materiais comportam-se como partículas coloidais (OLIVEIRA; STUDART; PILEGGI; PANDOLFELLI, 2000; XU; ZHIWEINIU; PAN; ZHAO *et al.*, 2021), que são caracterizados por uma fase sólida dispersa, com tamanho de partícula entre 1 µm e 0,001 µm, em meio líquido contínuo (HIEMENZ; RAJAGOPALAN, 1997).

Em função da subdivisão das partículas dispersas, e à superfície específica elevada, as propriedades dos sistemas coloidais são fortemente influenciadas pelos fenômenos de superfície (DELAVI, 2011; OLIVEIRA; STUDART; PILEGGI; PANDOLFELLI, 2000).

Quando usada no tratamento de água, apesar da carga superficial negativa que permite interações intermoleculares fracas com o solvente, as bentonitas dispersas se comportam como partículas insolúveis. Do ponto de vista termodinâmico, pode-se afirmar que é então formado um sistema instável, onde a separação de fase tende a ser espontânea. (HIEMENZ; RAJAGOPALAN, 1997; OLIVEIRA; STUDART; PILEGGI; PANDOLFELLI, 2000).

A insolubilidade do sólido disperso na água pode ocorrer por coalescência ou agregação. Coalescência consiste no processo onde duas ou mais pequenas partículas se fundem, formando uma única de maior volume e menor área superficial (OLIVEIRA; STUDART; PILEGGI; PANDOLFELLI, 2000). Já a aglomeração, também chamada de coagulação, é baseada no agrupamento de partículas. Ou seja, as partículas individuais mantêm a sua identidade, mas assumem uma dependência cinética, se movendo como uma única unidade (HIEMENZ; RAJAGOPALAN, 1997).

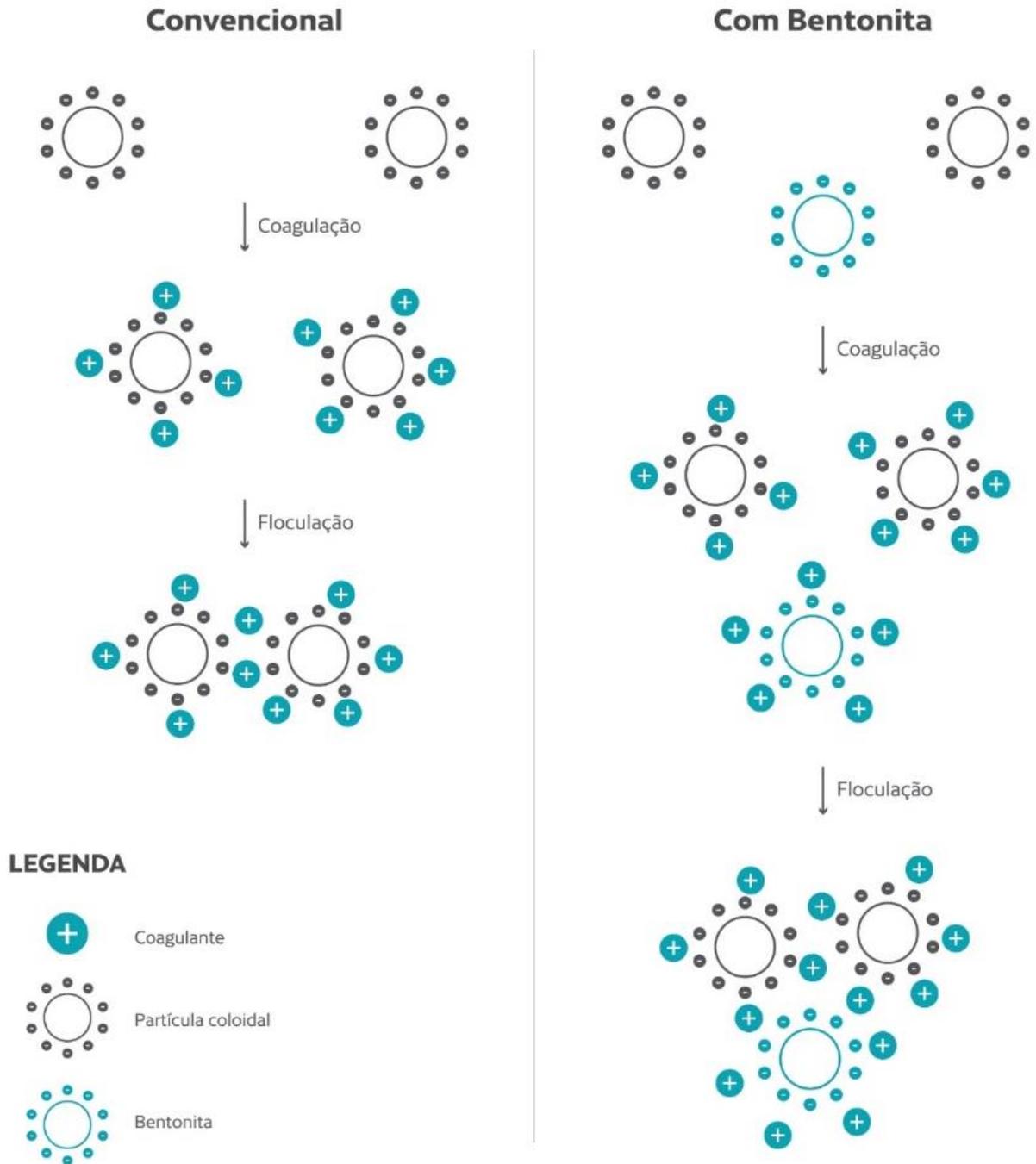
Como descrito, para que o processo de coagulação ocorra é necessário que as partículas se aproximem, formando aglomerados. Essa proximidade está intimamente relacionada ao movimento browniano. Entretanto, para que o choque efetivo ocorra, é necessário a ausência

de forças repulsivas, permitindo assim as colisões entre as partículas dispersas (HIEMENZ; RAJAGOPALAN, 1997).

A adição de bentonita em água, visto o carácter coloidal aqui descrito, provocará o aumento da concentração de sólidos em suspensão. Como consequência, levará ao aumento da turbidez (AHARIA; DDAHIMB; RAMADANEC, 2018). Entretanto, as cargas superficiais negativas deste argilomineral impedirão que grandes aglomerados sejam formados. Nesse contexto, o uso de coagulante torna-se fundamental para o sucesso da aplicação (EL-TAWEEL; MOHAMED; ALREFAEY; HUSIEN *et al.*, 2023; MOUD, 2022; SARITH; KARNEN; DWARAPUREDDI, 2019).

Quando incorporado ao sistema, o coagulante liberará cátions em solução. Esses íons interagem com a superfície carregada negativamente das partículas coloidais em suspensão, provocando uma diminuição significativa no potencial zeta através da neutralização de carga (DAYARATHNE; ANGOVE; JEONG; ARYAL *et al.*, 2022; HIEMENZ; RAJAGOPALAN, 1997; MA; WANG; WANG; ZHANG *et al.*, 2019). Assim, a bentonita atua como uma partícula nucleadora, possibilitando o aumento dos choques efetivos através do movimento browniano e promovendo a formação de aglomerados, como ilustra a Figura 13. Destaca-se também a possibilidade, de acordo com as condições do sistema, da bentonita contribuir para o processo de coagulação através da combinação de um ou mais mecanismos, tais como adsorção por neutralização e varredura, previamente descritos (AHARIA; DDAHIMB; RAMADANEC, 2018; EL-TAWEEL; MOHAMED; ALREFAEY; HUSIEN *et al.*, 2023; RANGA, 2018; ZHANG; ZHOU; YUE; XING *et al.*, 2021).

Figura 13 - Representação esquemática do processo de coagulação e floculação convencional e com adição de bentonita.



4 MATERIAIS E MÉTODO

4.1 MATERIAIS

Bentonita policatiônica cedida pela T-minas Bentonitas Industriais (PR, Brasil). O argilomineral se encontra na forma de pó com diâmetro de partícula médio de 0.044 mm (#325), coloração bege, inchamento de Foster de 8 mL/g, capacidade de troca catiônica (CTC) de 400 mmol/Kg e pH de 6,5 em suspensão aquosa com 0,6% de sólidos (m/m). Sua composição está resumida na Tabela 4.

Tabela 4 - Composição química da bentonita policatiônica utilizada neste trabalho.

Composição	Composição (m/m) (%)
SiO ₂	61,50 – 64,50
Al ₂ O ₃	16,50 – 18,50
CaO	0,60 – 0,80
MgO	1,40 – 2,40
Na ₂ O	0,60 – 0,90
K ₂ O	1,85 – 2,15
Fe ₂ O ₃	5,90 – 7,10
TiO ₂	0,90 – 1,10

Fonte: Adaptado de T-Minas, 2022.

A água bruta utilizada neste trabalho foi cedida pela Companhia Catarinense de Água e Saneamento, CASAN, e a coleta realizada na adutora da ETA José Pedro Horstmann, localizada no município de Palhoça, SC. A amostra consiste na mistura de dois mananciais superficiais que abastecem a estação: Rio Cubatão e Rio Pilões, historicamente caracterizados pela baixa turbidez e alta cor. O pH das amostras foi mantido nos valores originais, entre 6,5 e 7,5, e armazenadas a -2°C.

Como coagulante, fez-se uso do policloreto de alumínio (PAC 12%). O reagente foi cedido pela Companhia de Saneamento do Paraná, SANEPAR com 10,72% (m/m) de óxido de alumínio e densidade de 1,265 g/ cm³. Utilizou-se diferentes concentrações de PAC para os ensaios, sendo estas expressas em termos de mg/L de Al₂O₃.

4.2 CARACTERIZAÇÃO DA BENTONITA

A estrutura cristalina e composição da bentonita foram caracterizadas através de diferentes técnicas: difração de raios X (DRX), infravermelho com transformada de Fourier (FTIR), análise termogravimétrica (ATG) e potencial zeta. Todas as análises aqui descritas foram realizadas no departamento de Engenharia Química e Alimentos da Universidade Federal de Santa Catarina, UFSC.

Com o objetivo de identificar as fases mineralógicas, a análise de DRX foi realizado pelo Laboratório Interdisciplinar para o Desenvolvimento de Nanoestruturas, LINDEN. Utilizou-se o modelo Rigaku MiniFlex, operando a uma taxa de $10^{\circ}.\text{min}^{-1}$ na faixa de 2° a 90° . Já para a caracterização química, fez-se uso do FTIR, modelo Cary 660, resolução de 1 cm^{-1} , absorção de 4000 cm^{-1} a 550 cm^{-1}). As análises foram realizadas pela Central de Análises do departamento.

Para avaliação do processo de degradação e estabilidade térmica da bentonita e, indiretamente, determinar a presença de grupamentos hidroxila da bentonita, utilizou-se a análise termogravimétrica. A análise foi conduzida pelo Laboratório de Energia e Meio Ambiente, LEMA, através do dispositivo TG-DTA, modelo DTG-60 Shimadzu, com taxa de aquecimento de $10^{\circ}\text{C}/\text{min}$ e atmosfera de nitrogênio com vazão de $100\text{ mL}/\text{min}$.

As medidas de potencial zeta foram realizadas em equipamento Malvern, modelo Zetasizer Nano – ZS, pelo LINDEN. As amostras foram preparadas a partir da dispersão de bentonita em água destilada, na concentração de $0,1\%$ (m/m), sob agitação magnética. Uma vez fracionadas, ajustou-se o pH das amostras para 2 e 12 com solução de hidróxido de sódio (NaOH, $>99\%$, Neon) e ácido clorídrico (HCl, 37% , Moderna).

4.3 ENSAIOS DE COAGULAÇÃO E FLOCULAÇÃO

Os experimentos foram conduzidos em duas fases. Na etapa inicial, avaliou-se a eficácia do PAC isoladamente, a fim de determinar a dosagem ótima de coagulante responsável por gerar a menor turbidez residual na água tratada (T_{AT}). Ou seja, após ensaios de coagulação, floculação e decantação.

Na etapa seguinte, examinou-se a ação combinada de PAC e diferentes concentrações de argilas bentonítica. Ambas as fases foram realizadas em duplicata utilizando água real com diferentes condições iniciais de turbidez, aqui divididas em três grupos: baixa, média e alta turbidez, como evidenciado na Tabela 5. Entretanto, destaca-se que esta divisão foi adotada

apenas para facilitar a discussão, uma vez que todas as amostras utilizadas são águas de baixa turbidez, não excedendo 35 NTU. Os resultados obtidos na segunda etapa foram então comparados com amostras tratadas somente com o PAC nas dosagens ótimas pré-determinadas.

Tabela 5: Turbidez inicial média da água bruta para os grupos amostrais aqui nomeados como baixa, média e alta turbidez.

Grupo amostral	Turbidez da água bruta (NTU)	
	Ensaio com PAC	Ensaio com PAC e bentonita
Baixa turbidez	7,6 ± 0,5	7,0 ± 0,2
Turbidez intermediária	21,3 ± 0,8	20,6 ± 1,5
Alta turbidez	29,6 ± 0,9	30,6 ± 0,9

Fonte: Elaborado pela autora.

Os ensaios de coagulação e floculação foram realizados através do teste de jarros, em Jar Test Quimis, modelo Q305, composto por seis béqueres, cada um deles contendo 500 mL de água bruta. As amostras foram submetidas a mistura rápida a 110 rpm por 15 segundos, seguida de mistura lenta a 15 rpm por 15 min, com subsequente repouso para sedimentação por 30 min. Os parâmetros aqui descritos foram determinados a fim de mimetizar as condições da ETA José Pedro Horstmann.

Após decantação, retirou-se 25 mL do sobrenadante com o auxílio de uma seringa, aproximadamente, 2 cm a abaixo da superfície da água para posterior análises. A eficiência dos tratamentos foi avaliada pela análise da turbidez residual (T_{AT}) (método nefelométrico com turbidímetro Instrutherm TD-200) e remoção de cor aparente (por método de comparação visual com colorímetro Hanna, Checker HC HI727).

4.4 INFLUÊNCIA DA DOSAGEM BENTONITA NA TURBIDEZ DA ÁGUA BRUTA

Os experimentos foram realizados em duplicata em aparato Jar Test Quimis, modelo Q305. Em 500 mL de água bruta previamente caracterizada, com turbidez inicial média de 5,6 ± 1,1 NTU, adiciona-se diferentes concentrações de bentonita, mimetizando as dosagens utilizadas nos ensaios de coagulação e floculação, e submete-se ao sistema a agitação de 110 rpm por 20 min com o intuito de dispersar o material. Após esse período, retirou-se uma alíquota de 25 mL para posterior análise de turbidez.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

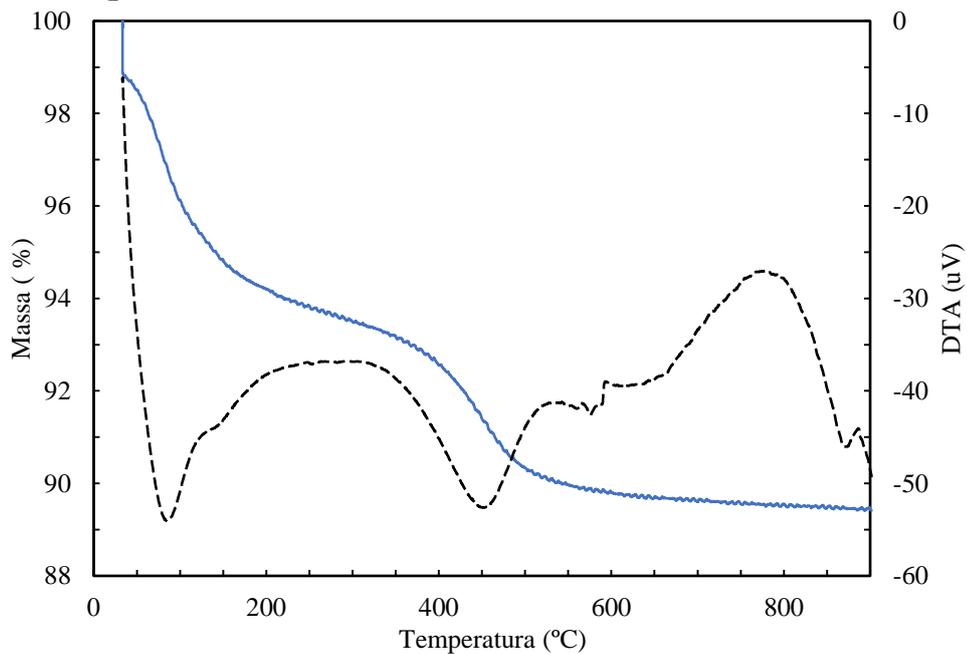
5.1 CARACTERIZAÇÃO DA BENTONITA

O desempenho da bentonita como auxiliar de coagulação e floculação está intimamente relacionado ao seu caráter hidrofílico, o qual está associado ao teor de água superficial e grupos hidroxila presentes na estrutura. De acordo com a literatura, é sabido que a alta concentração de grupos hidroxila hidrofílicos, quando presentes na estrutura do auxiliar de coagulação, pode promover a adsorção de cátions, como o Al^{3+} , uma vez que o alumínio se comportará como um ácido de Lewis recebendo os elétrons doados pelos grupos OH- (EL-TAWEEL; MOHAMED; ALREFAEY; HUSIEN *et al.*, 2023; WU; TSENG; JUANG, 1999; ZHANG; JING; HE; QIAN *et al.*, 2018).

Com o intuito de investigar a presença de grupos hidroxilas, sejam eles estruturais ou na forma de água livre superficial, utilizou-se a análise termogravimétrica, uma vez que a perda de massa durante o processo de aquecimento térmico pode fornecer indicativos expressivos sobre as características da bentonita.

A Figura 14 mostra uma perda de massa de 6% entre 30°C e 100°C, acompanhada por um pico endotérmico característico devido à higroscopicidade da amostra (GONÇALVES, 2014; JHA, 2016). Essa característica pode ser atribuída à evaporação de água, seja ela livre ou adsorvida na superfície do retículo silicato (GONÇALVES, 2014).

Figura 14 - Curva de TGA e DTA da bentonita em ar sintético.



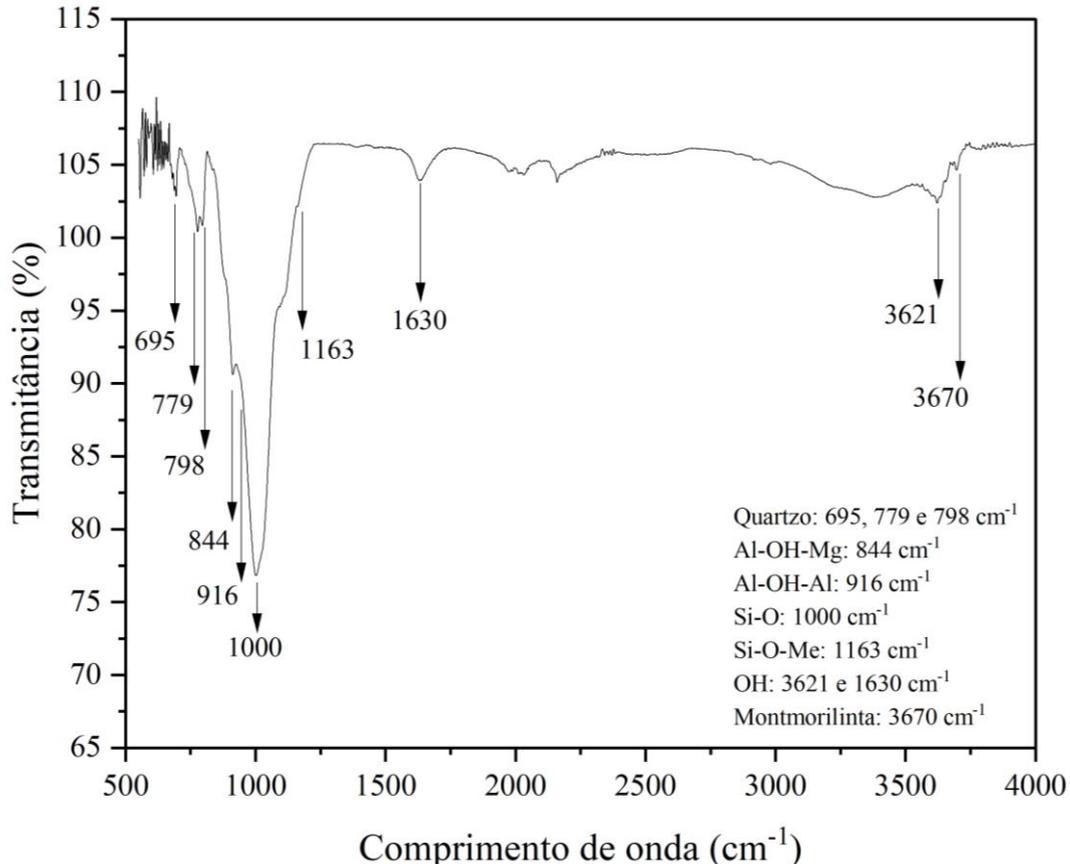
Fonte: Elaboradora pela autora.

Entre 400°C e 500°C, observa-se um novo pico endotérmico juntamente com perda de massa. Esse comportamento pode ser relacionado à desidroxilação de grupos estruturais na argila. Embora característico em temperaturas mais elevadas, o deslocamento pode estar associado à presença de certas impurezas juntamente com a montmorilonita, como o ferro, mesmo em pequenas concentrações (MORAES; ANGÉLICA; FILHO; ZAMIAN *et al.*, 2017; PATRICIO; HOTZA; JÚNIOR, 2014).

A região exotérmica, com máximo em 776°C, está possivelmente relacionada à reorganização estrutural da argila bentonítica e à desestabilização da estrutura esmectita, sem registros de perda de massa (GONÇALVES, 2014; JHA, 2016). A bentonita apresentou uma perda de massa total de 10,59% entre 33°C e 900°C, ligeiramente superior à de outras bentonitas relatadas na literatura (KUMARASAMY; SHAH; SUNDARADOSS; BALU *et al.*, 2022), o que sugere a presença de montmorilonita altamente hidratado no argilomineral utilizado neste estudo.

Para corroborar essa informação, a presença de água adsorvida e interlamelar na bentonita também foi comprovada pelo FTIR, conforme mostrado na Figura 15.

Figura 15 - Espectro de FTIR da bentonita.



Fonte: Elaboradora pela autora.

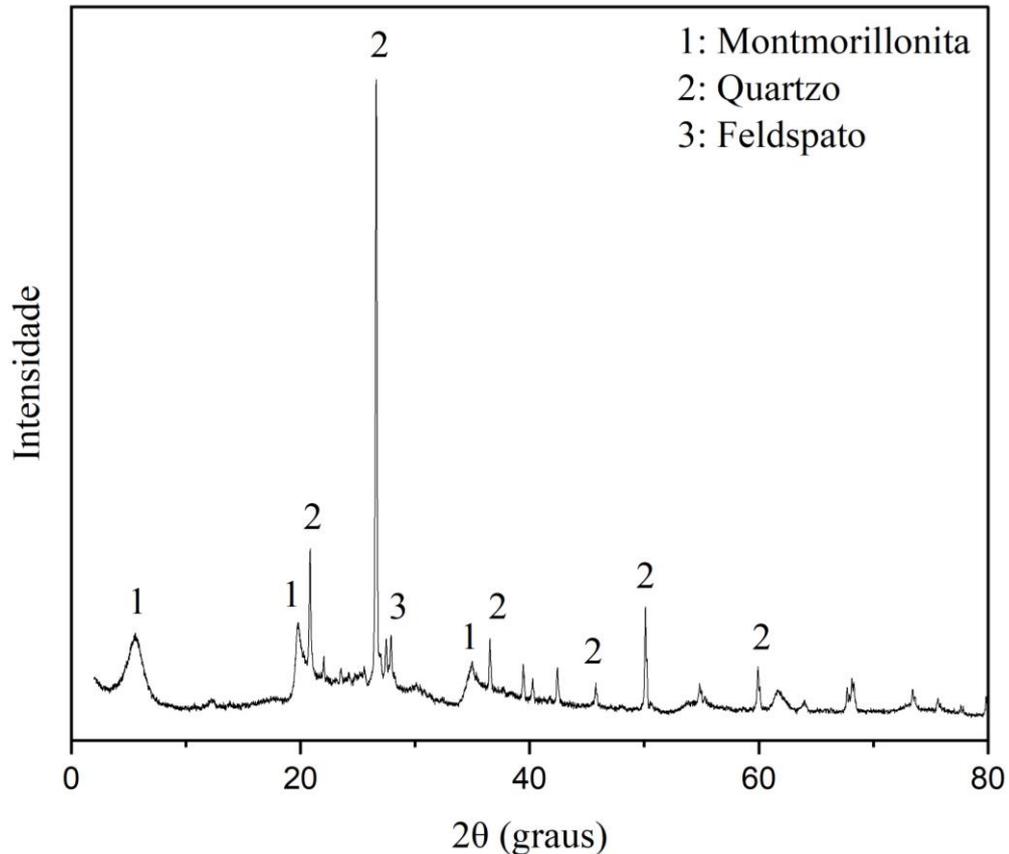
Nota-se uma banda de absorção em 3621 cm^{-1} , característica de estiramentos de hidroxilas estruturais localizadas entre as camadas octaédrica e tetraédrica da argila bentonítica (CARRERA; VARAJÃO; GONÇALVES, 2008; SILVA; SIMONI, 2018). Ainda referente à presença de grupos OH, o pico em 1630 cm^{-1} , assim como a banda na região de 3400 cm^{-1} , podem ser atribuídos à presença de água adsorvida e água interlamelar, destacando a natureza hidrofílica do material (BERTHOMIEU; HIENERWADEL, 2009; KUMAR; LINGFA, 2020; MADEJOVÁ, 2003).

Em 3670 cm^{-1} , observa-se uma banda característica de montmorilonita com alto teor de alumínio, corroborada pela deformação em 916 cm^{-1} e 844 cm^{-1} . Especificamente, essas são atribuídas às ligações Al-OH-Al e Al-OH-Mg, respectivamente (BERTHOMIEU; HIENERWADEL, 2009; MADEJOVÁ, 2003). A dupla aparente em 798 cm^{-1} e 779 cm^{-1} , juntamente com a banda de absorção em 695 cm^{-1} , é característico do quartzo (CARRERA; VARAJÃO; GONÇALVES, 2008; KUMAR; LINGFA, 2020). Referindo-se à composição química estrutural, na região entre 950 cm^{-1} e 1200 cm^{-1} , são encontradas bandas relacionadas às vibrações de estiramento das ligações Si-O e Si-O-Me, onde Me pode ser alumínio, magnésio ou ferro. Especificamente, cita-se os picos em 1163 cm^{-1} e 1000 cm^{-1} (CARRERA; VARAJÃO; GONÇALVES, 2008; MADEJOVÁ, 2003).

As análises descritas até o momento dão indicativos da presença de montmorilonita no material, sendo respaldadas pelo comportamento térmico e bandas de absorção características. Estes resultados estão dentro do esperado, visto que este é o argilomineral predominante na composição das bentonitas (ANDRINI; TOJA; GAUNA; M.S.CONCONI *et al.*, 2017; HALDAR, 2014; KUMARASAMY; SHAH; SUNDARADOSS; BALU *et al.*, 2022; SILVA, A. R. V.; FERREIRA, H. C., 2008). Como forma de corroborar tal informação, a confirmação quanto às fases mineralógicas pode ser obtida por meio da análise de difração de raios X.

O difratograma, Figura 16, apresenta um comportamento característico de argilominerais do grupo das esmectitas, composto principalmente por montmorilonita (KUMAR; LINGFA, 2020; KUMARASAMY; SHAH; SUNDARADOSS; BALU *et al.*, 2022). Além disso, dentre as demais fases é possível identificar minerais não-argilosos, como o quartzo e feldspato, usualmente encontrados neste tipo de material (ANDRINI; TOJA; GAUNA; M.S.CONCONI *et al.*, 2017; ZHIRONGA; UDDINB; ZHANXUEA, 2011).

Figura 16 - Difratoograma da bentonita.



Fonte: Elaboradora pela autora.

Embora a composição mineralógica seja de suma importância para entender muitas das propriedades das bentonitas, avaliar o comportamento do desenvolvimento da carga superficial quando dispersa em água, sob diferentes condições de pH, é crucial para a remoção de turbidez (JIANG, 2015; MOUD, 2022; SARITH; KARNEN; DWARAPUREDDI, 2019). Isso ocorre porque sua capacidade de atuar como auxiliar de coagulação e floculação está intimamente relacionada aos fenômenos que ocorrem na interface sólido-líquido (DELAVI, 2011; HIEMENZ; RAJAGOPALAN, 1997; OLIVEIRA; STUDART; PILEGGI; PANDOLFELLI, 2000).

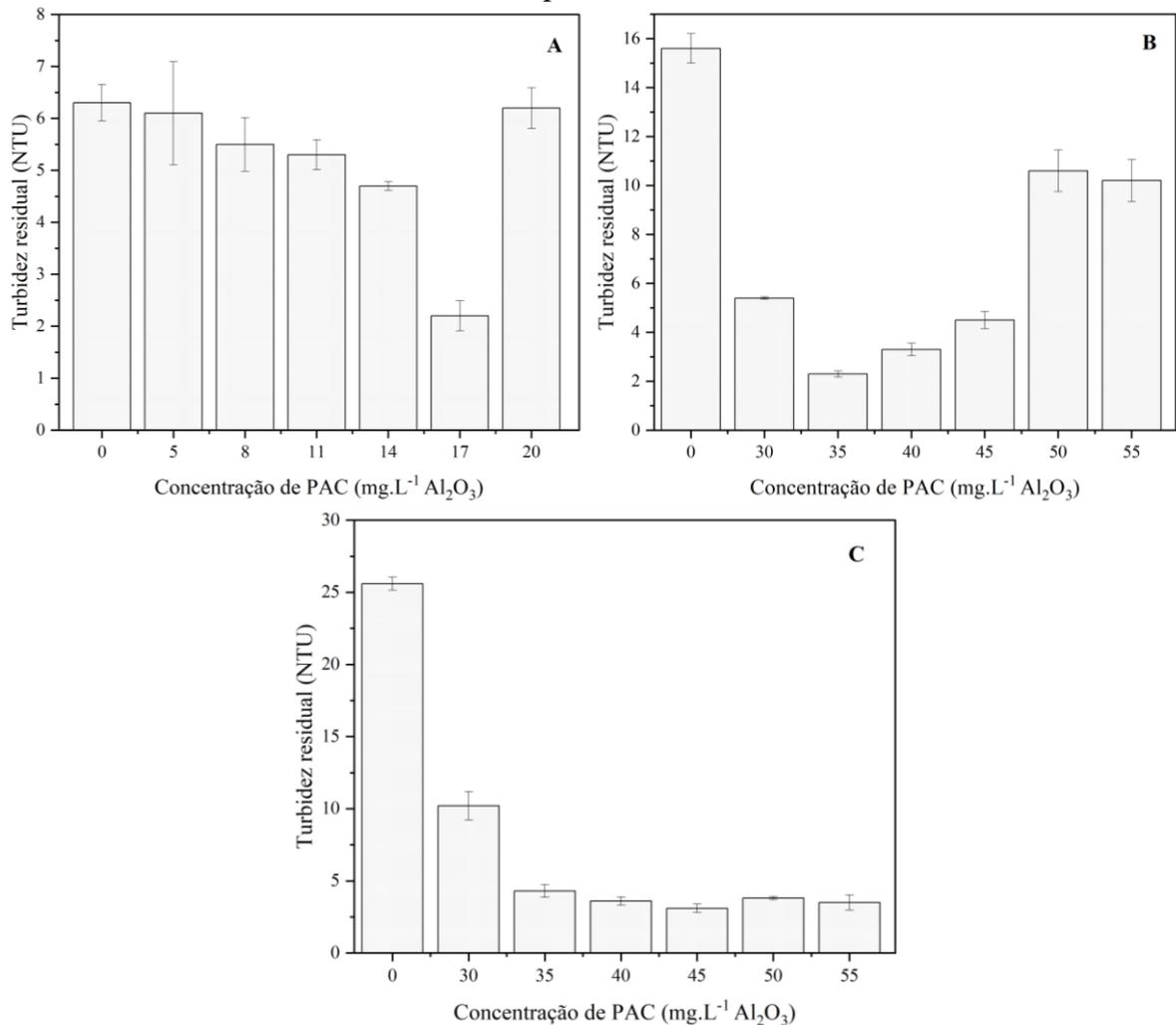
Nesse contexto, a análise do potencial zeta mostrou que a carga superficial é negativa em uma ampla faixa de pH, de 5 a 12, com um potencial médio de -36,60 mV, o que é característico de materiais que formam dispersões estáveis em água. Como o processo de coagulação visa desestabilizar as cargas superficiais, permitindo a colisão e a formação de flocos, a máxima eficácia de coagulação será alcançada quando as partículas suspensas estiverem próximas ao ponto de carga zero (PCZ) ou sob baixos valores de potencial zeta.

Assim, a agregação de partículas é promovida (HIEMENZ; RAJAGOPALAN, 1997; MA; WANG; WANG; ZHANG *et al.*, 2019).

5.2 AVALIAÇÃO DA DOSAGEM ÓTIMA DE COAGULANTE

A Figura 17 mostra os valores de turbidez residual da água tratada (T_{AT}) para amostras do grupo de baixa, média e alta turbidez inicial ($7,6 \pm 0,5$ NTU, $21,3 \pm 0,8$ NTU e $29,6 \pm 0,9$ NTU, respectivamente). A análise de dados revelou que as dosagens ótimas de PAC para máxima remoção de turbidez foram de 17 mg.L^{-1} de Al_2O_3 (Fig. 15-A), 35 mg.L^{-1} de Al_2O_3 (Fig. 15-B) e 45 mg.L^{-1} de Al_2O_3 (Fig. 15-C).

Figura 17 - Efeito da concentração de coagulante na água bruta com baixa ($7,6 \pm 0,5$ NTU), média ($21,3 \pm 0,8$ NTU) e alta ($29,6 \pm 0,9$ NTU) turbidez inicial, representadas como A, B e C, respectivamente.



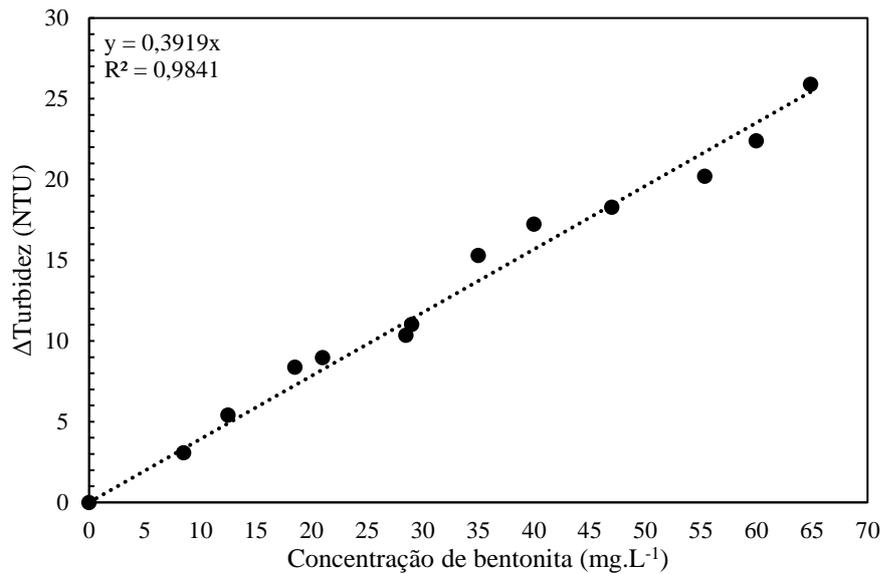
Fonte: Elaborado pela autora.

5.3 ADIÇÃO DE BENTONITA E OS IMPACTOS NA TURBIDEZ

5.3.1 Sistema de água bruta e bentonita

Como descrito na literatura, a adição de bentonita ao sistema levará ao aumento da concentração de partículas coloidais em suspensão. Como consequência, haverá o aumento da turbidez (EL-TAWHEEL; MOHAMED; ALREFAEY; HUSIEN *et al.*, 2023; MOUD, 2022; SARITH; KARNEN; DWARAPUREDDI, 2019). Avaliando em detalhe essa característica, nota-se na Figura 18 um comportamento linear entre o aumento da concentração de bentonita e a turbidez da água. Destaca-se a avaliação através do delta (Δ) de turbidez, ou seja, a diferença entre a turbidez da água bruta e a turbidez da dispersão de água mais bentonita. Os resultados aqui descritos consideram AB com turbidez inicial média de $5,6 \pm 1,1$ NTU.

Figura 18 - Relação entre a concentração de bentonita e o aumento da turbidez em água bruta.



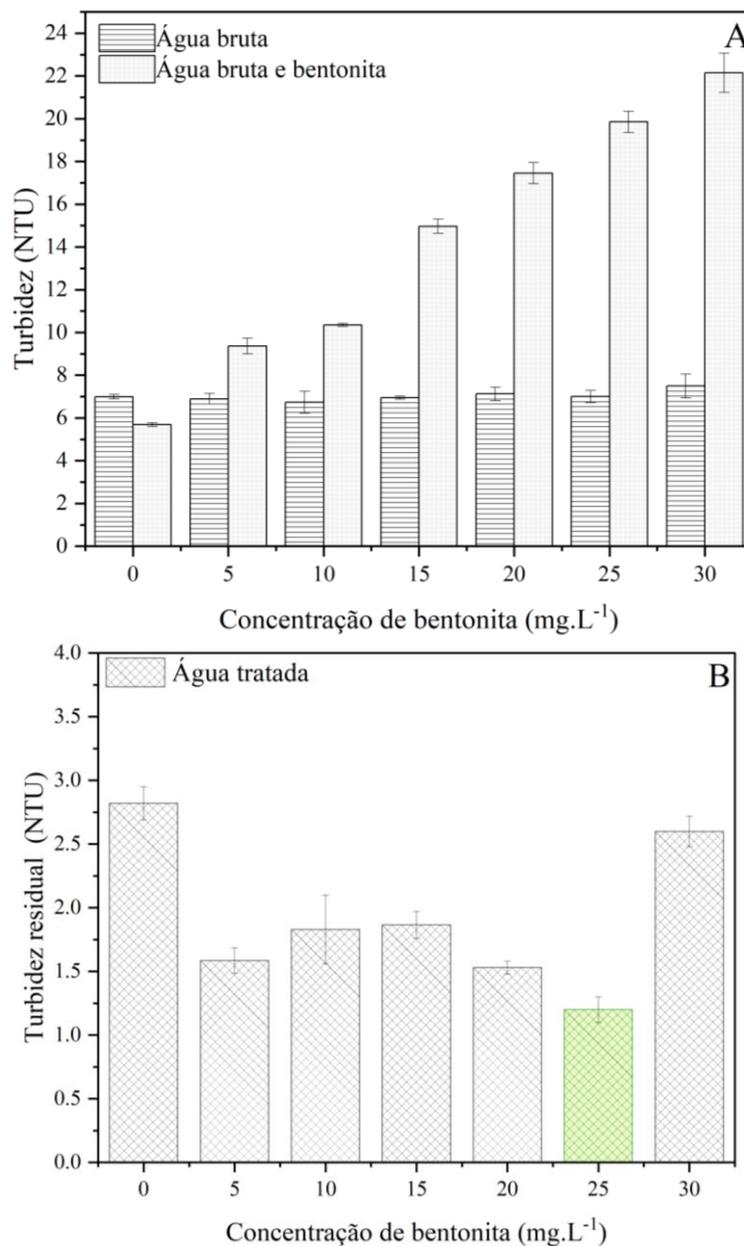
Fonte: Elaborado pela autora.

5.3.2 Sistema de água bruta, bentonita e coagulante

Diferentes concentrações de bentonita foram incorporadas ao sistema mantendo fixa a dosagem de coagulante, conforme os valores otimizados descritos na seção 5.2. O efeito da adição de bentonita na turbidez inicial é mostrado nas Figuras 19-A, 20-A e 21-A para três amostras diferentes de água bruta: turbidez inicial média de $7,0 \pm 0,2$ NTU, $20,6 \pm 1,5$ NTU e $30,6 \pm 0,9$ NTU, respectivamente.

Água bruta com baixa turbidez inicial foi tratada com adição de PAC (17 mg.L^{-1} de Al_2O_3) e diferentes concentrações de bentonita. Após o processo de coagulação, floculação e decantação, todos os valores de turbidez residual foram menores do que aqueles obtidos somente com o coagulante (Figura 19-B). Ou seja, a adição de argila bentonítica possibilitou maior remoção de partículas em suspensão. Em detalhe, com 25 mg.L^{-1} de bentonita, obteve-se T_{AT} de $1,20 \text{ NTU}$, redução de 57% quando comparado a água tratada somente com o PAC.

Figura 19 - Efeito da concentração de bentonita na água bruta com baixa turbidez inicial ($7,0 \pm 0,2 \text{ NTU}$) e 17 mg.L^{-1} de Al_2O_3 . Em (A) mostra-se a turbidez da água bruta no estado inicial e a turbidez da mistura de água bruta e bentonita antes do *jar-test*. Em (B) observa-se a turbidez da água tratada após o ensaio de coagulação-floculação e decantação de 30 minutos.



Fonte: Elaborado pela autora.

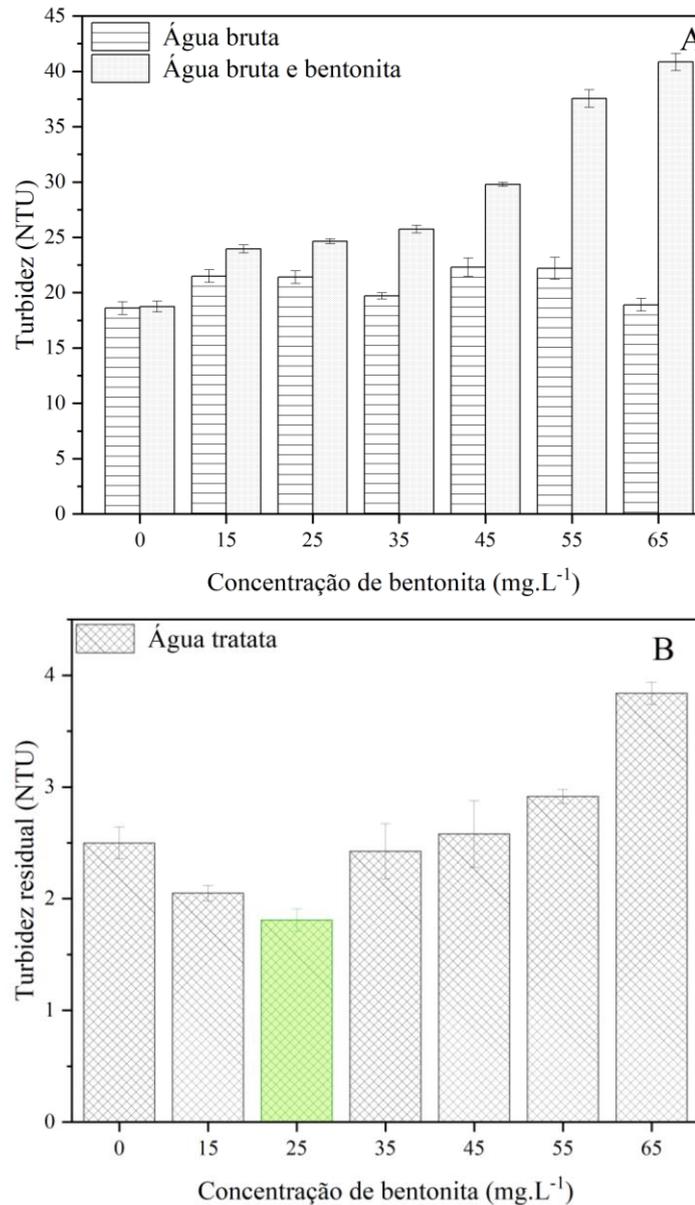
Conseqüentemente, a ação do coagulante (PAC) será otimizada durante o ensaio de coagulação-floculação uma vez que, quando um polieletrólito é adicionado ao sistema, ele promove a liberação de íons (DAYARATHNE; ANGOVE; JEONG; ARYAL *et al.*, 2022). No caso do PAC, esses íons são Al^{3+} , com alta relação carga/diâmetro (FARHAN, 2019; XU; ZHIWEINI; PAN; ZHAO *et al.*, 2021). Esses cátions interagem com as partículas coloidais em suspensão, reduzindo significativamente o potencial zeta (DAYARATHNE; ANGOVE; JEONG; ARYAL *et al.*, 2022; MA; WANG; WANG; ZHANG *et al.*, 2019).

Relatos na literatura indicam sistemas similares, formados por baixa concentração de partículas em suspensão e, conseqüentemente, pequenas doses de coagulante, no qual o mecanismo de coagulação de compressão da DCE é dominante (ZHANG; YUAN; SHI; MA *et al.*, 2017; ZHANG; ZHOU; YUE; XING *et al.*, 2021). Dessa forma, é possível que a bentonita atue como partícula nucleadora, possibilitando a redução do valor absoluto de potencial zeta, permitindo a ocorrência a compressão da DCE e facilitando a formação de flocos (AHARIA; DDAHIMB; RAMADANEC, 2018; EL-TAWEEL; MOHAMED; ALREFAEY; HUSIEN *et al.*, 2023; RANGA, 2018). Entretanto, a partir dos resultados aqui discutidos, supõem-se que o princípio de atuação da bentonita pode estar relacionada a combinação de um ou mais mecanismos, sejam eles adsorção, aprisionamento e compressão da dupla camada.

Para a água bruta com turbidez inicial intermediária ($20,6 \pm 1,5$ NTU), a adição de bentonita também levou ao aumento expressivo da turbidez prévio ao tratamento, conforme Figura 20-A. Entretanto, após os ensaios de coagulação-floculações, observa-se que quando a concentração de argila excede 35 mg.L^{-1} , os valores de T_{AT} são superiores a 2,50 NTU, sendo este o resultado da amostra tratada unicamente com o PAC (Figura 20-B). Tal comportamento pode estar relacionado ao excesso de bentonita no sistema, uma vez que a dosagem predefinida do coagulante não foi o suficiente para provocar a desestabilização de carga (ANNADURAI; SUNG; LEE, 2004). Assim, as partículas coloidais permanecem em suspensão, provocando o aumento da turbidez.

Para menores concentrações de bentonita, observou-se melhores resultados quando comparado ao tratamento unicamente com o PAC. Em detalhe, com 25 mg.L^{-1} de bentonita, atingiu-se T_{AT} de 1,81 NTU, indicando uma redução de 27% quando comparado a o ensaio somente com o coagulante.

Figura 20 - Efeito da concentração de bentonita na água bruta com turbidez inicial intermediária ($20,6 \pm 1,5$ NTU) e 35 mg.L^{-1} de Al_2O_3 . Em (A) mostra-se a turbidez da água bruta no estado inicial, sem bentonita, e a turbidez da mistura de água bruta e bentonita antes do jar-test. Em (B) observa-se a turbidez da água tratada após o ensaio de coagulação-floculação e decantação de 30 minutos.

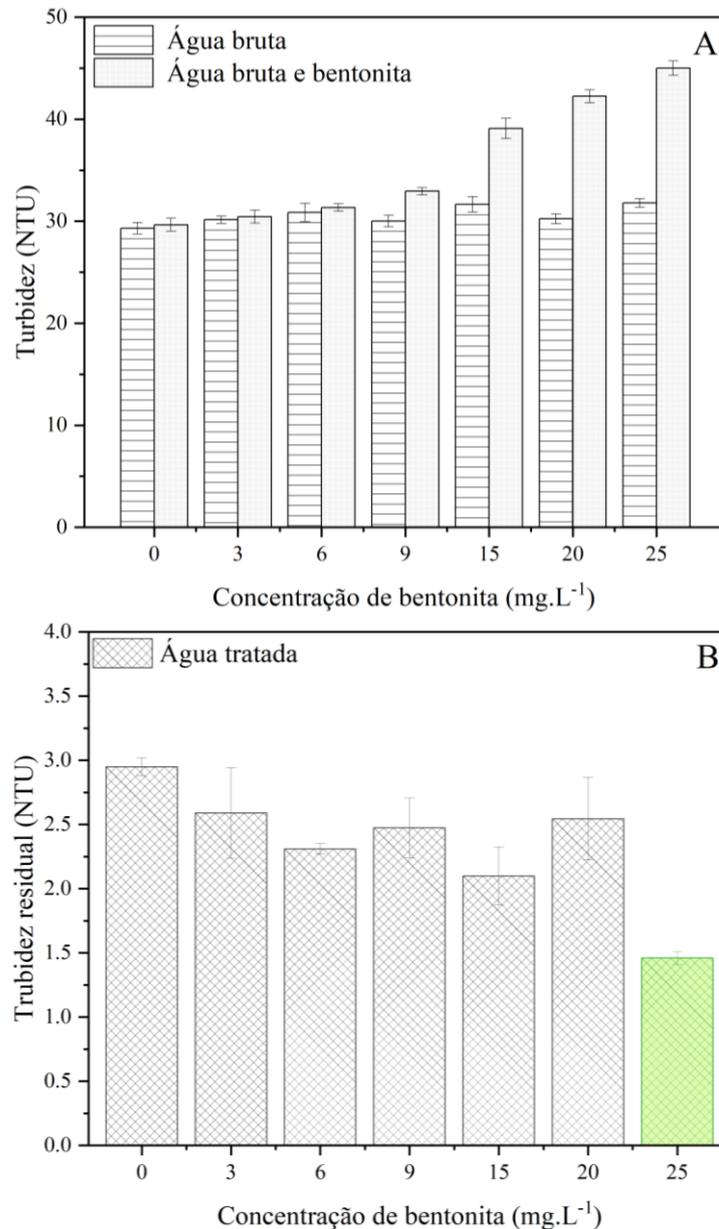


Fonte: Elaborado pela autora.

Para água bruta do grupo de alta turbidez, obteve-se um comportamento similar aos demais, no qual a adição de bentonita ao sistema levou ao aumento significativo da turbidez. Em resposta, após os ensaios de coagulação-floculação, encontrou-se menores valores de T_{AT} quando comparados aos testes sem bentonitas, indicando a maior remoção de sólidos em

suspensão, conforme Figura 21. Destaca-se a dosagem de 25 mg.L^{-1} de bentonita que, assim como nos dos demais grupos amostrais, gerou a menor turbidez residual. Em detalhe, resultou em T_{AT} de 1,46 NTU, redução da turbidez em 50% quando comparada com o tratamento unicamente com o coagulante.

Figura 21 - Efeito da concentração de bentonita na água bruta com alta turbidez inicial ($30,6 \pm 0,9 \text{ NTU}$) e 45 mg.L^{-1} de Al_2O_3 . Em (A) mostra-se a turbidez da água bruta no estado inicial, sem bentonita, e a turbidez da mistura de água bruta e bentonita antes do *jar-test*. Em (B) observa-se a turbidez da água tratada após o ensaio de coagulação-floculação e decantação.



Fonte: Elaborada pela autora.

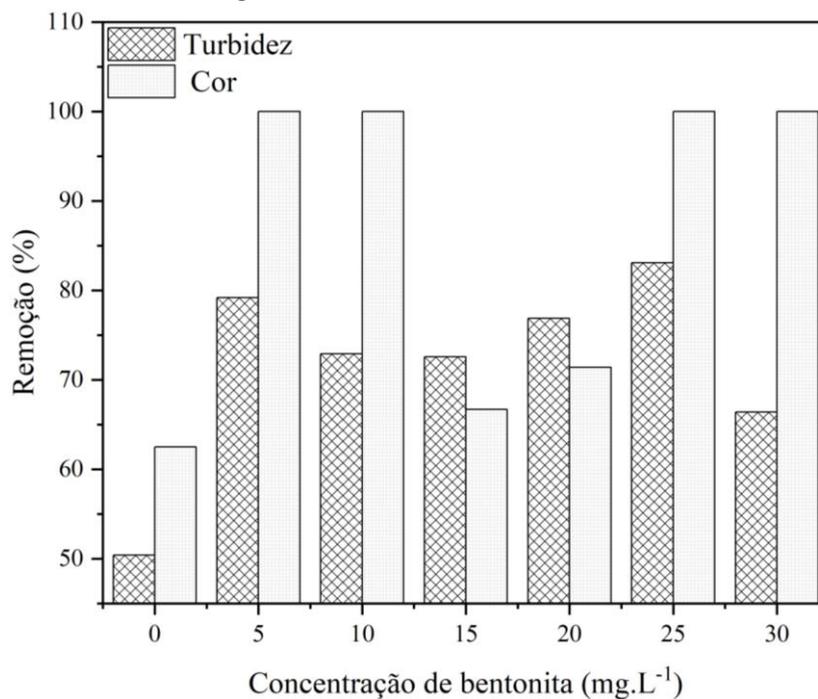
Avaliando os resultados aqui descritos, onde o uso de bentonita possibilitou a redução da turbidez, cita-se que os parâmetros de potabilidade estão relacionados a análises realizadas

após passagem pelo sistema de filtração. Ou seja, espera-se que os valores de turbidez sofram nova redução de forma a se enquadrarem na legislação. Considerando este cenário, somado aos objetivos deste trabalho relacionados ao processo de coagulação, apresenta-se no Anexo 1 os resultados de turbidez para água filtrada conforme metodologia proposta por WAGNER & HUDSON, 1982.

5.4 INFLUÊNCIA DA BENTONITA NOS PERCENTUAIS DE REMOÇÃO DE COR E TURBIDEZ

A avaliação da capacidade de remoção de cor e turbidez, sob diferentes concentrações de bentonita, gerou resultados otimizados em comparação aos testes usando unicamente o coagulante. A Figura 22 ilustra os valores dos percentuais de remoção para amostras do grupo de baixa turbidez inicial. Quando tratada exclusivamente com o PAC (17 mg.L^{-1} de Al_2O_3), as máximas remoções atingidas foram de 62,5% e 50,4% para cor e turbidez, respectivamente. Entretanto, com incorporação de bentonita ao sistema, observou-se um aumento nos percentuais de remoção. A mínima remoção de cor foi 66,7% e de turbidez foi 66,4% com 15 mg.L^{-1} e 30 mg.L^{-1} de bentonita, respectivamente. Esses resultados são superiores a aqueles obtidos unicamente com o PAC.

Figura 22 - Efeito das diferentes concentrações de bentonita na remoção de cor e turbidez para água tratada com 17 mg.L^{-1} Al_2O_3 e baixa turbidez inicial ($7,0 \pm 0,2$ NTU).

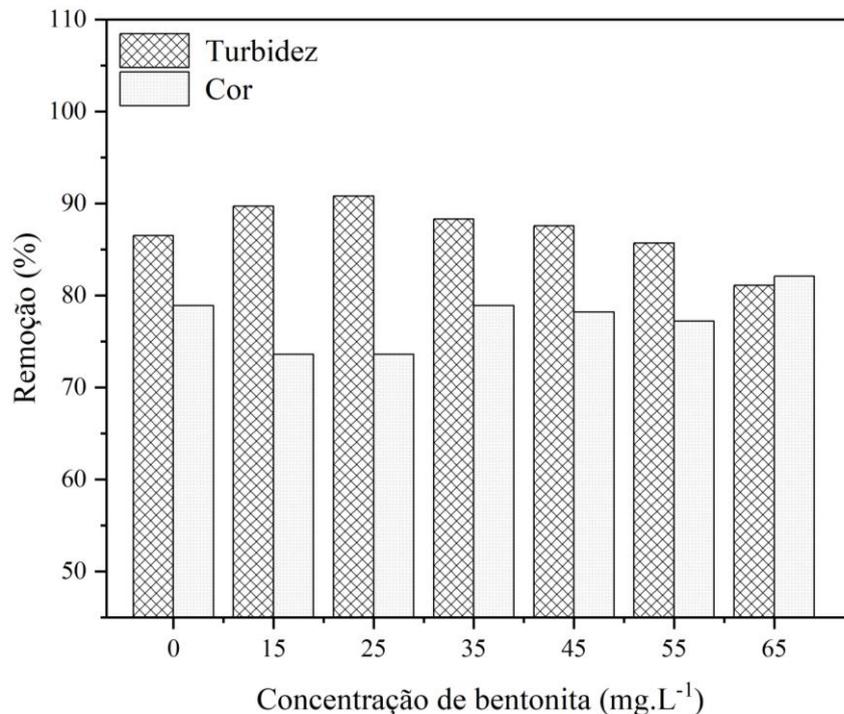


Fonte: Elaborada pela autora.

Para o grupo de baixa turbidez inicial, a condição otimizada foi a incorporação de 17 mg L⁻¹ de Al₂O₃ com a adição de 25 mg.L⁻¹ de bentonita, resultando na remoção de 100% de cor aparente e 83,1% da turbidez.

Na Figura 23, observa-se a eficiência de remoção de cor e turbidez para água bruta do grupo com turbidez inicial intermediária e 35 mg.L⁻¹ de Al₂O₃. A menor remoção de turbidez foi 81%, com 65 mg.L⁻¹ da argila bentonítica, enquanto que a máxima foi 90,8%, para 25 mg.L⁻¹ de bentonita, com água tratada atingindo 3,84 e 1,81 NTU, respectivamente.

Figura 23 - Efeito das diferentes concentrações de bentonita na remoção de cor e turbidez para água tratada com 35 mg.L⁻¹ Al₂O₃ e turbidez inicial intermediária (20,6 ± 1,5).



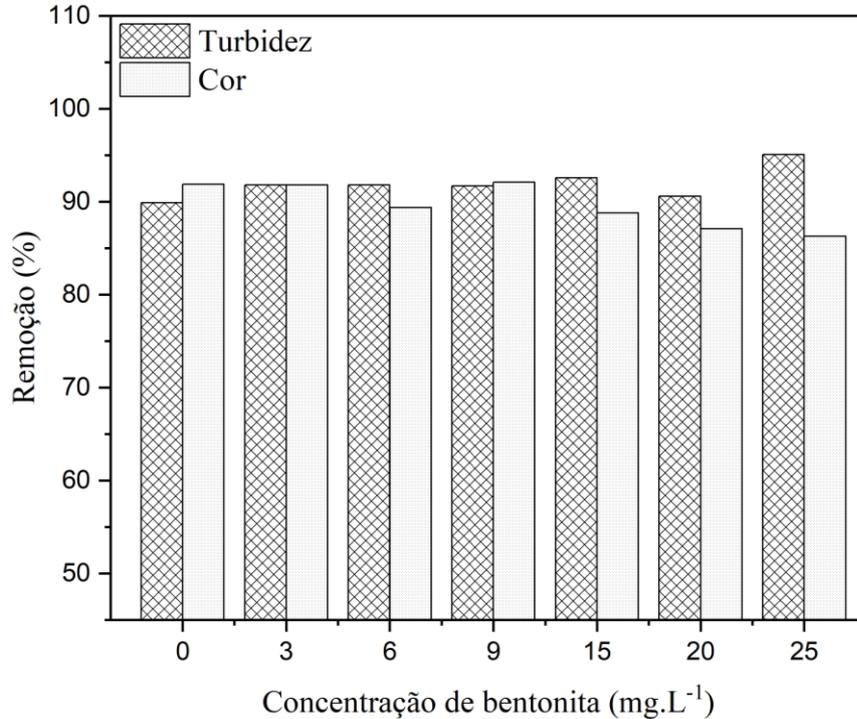
Fonte: Elaborada pela autora.

Avaliando exclusivamente o parâmetro de remoção de turbidez, nota-se que a presença de bentonita provocou os maiores valores percentuais, em todas as faixas de concentração, quando comparado a amostra tratada somente com o PAC. Entretanto, como discutido previamente, observa-se que quando as dosagens de argila excedem 35 mg.L⁻¹, apesar da alta remoção, os valores de T_{AT} são superiores a 2,50 NTU, resultado da amostra tratada unicamente com o coagulante.

Para amostras do grupo com alta turbidez inicial e 45 mg.L⁻¹ de Al₂O₃, (Figura 24), a remoção de cor aumentou de 86,3% para 92,2% com adição de 25 mg.L⁻¹ e 9 mg.L⁻¹ de bentonita, respectivamente. Em relação à turbidez, a maior remoção foi de 95,10% com 25

mg.L⁻¹ de argila. Esses resultados são significativamente maiores do que aqueles obtidos na ausência de bentonita como auxiliar de coagulação (91,9% de remoção de cor e 89,9% de remoção de turbidez).

Figura 24 - Efeito das diferentes concentrações de bentonita na remoção de cor e turbidez para água tratada com 45 mg.L⁻¹ Al₂O₃ e alta turbidez inicial (30,6 ± 0,9 NTU).



Fonte: Elaborado pela autora.

Nesse contexto, onde a água bruta possui maior turbidez inicial, T_{AB} de $30,6 \pm 0,9$ NTU, nota-se que a influência da bentonita não é tão expressiva quando comparado aos demais grupos amostrais. Tal comportamento pode ser atribuído ao mecanismo de atuação da bentonita estar relacionado ao aumento da concentração de partículas coloidais em suspensão (XU; ZHIWEINI; PAN; ZHAO *et al.*, 2021; YATEH; LI; TANG; LI CHENG, 2024). Logo, no caso de maiores valores de turbidez, a adição da argila não gerará alterações significativas.

De acordo com os resultados até aqui discutidos, a presença de bentonita promove a redução da turbidez da água após o processo de decantação, podendo chegar a valores 57% menores quando comparado ao tratamento unicamente com o coagulante.

Considerando que os parâmetros de potabilidade fazem referência a turbidez da água após a passagem pelo sistema de filtração, essa redução significativa da concentração de partículas em suspensão exigirá uma menor ação camada filtrante. Assim, o uso da bentonita para águas de baixa turbidez, quando em condições otimizadas, pode levar ao aumento da

carreira de filtração (CRUZ, 2021; HELLER; PÁDUA, 2010; SARTORI; SILVA, 2017). Ademais, é sabido que a limpeza dos filtros é usualmente feita através de processos de retro lavagem com a água previamente tratada, sendo este um dos grandes responsáveis pelas perdas de durante o tratamento (OLIVEIRA; SCAZUFCA; SAYON, 2023). Sendo assim, entende-se que o uso da bentonita como auxiliar poderá reduzir a frequência das operações de limpeza dos filtros, promovendo a redução de perdas e a otimização operacional (CRUZ, 2021; HELLER; PÁDUA, 2010).

6 CONCLUSÕES

A bentonita policatiônica utilizada neste estudo apresentou uma perda de massa total de 10,59% na faixa de temperatura de 33°C a 900°C, atribuído principalmente a evaporação de água e decomposição dos grupos hidroxila, além de apresentar características hidrofílicas. Esta observação é corroborada pela análise de FTIR que revelou bandas proeminentes em torno de 3400 cm^{-1} associadas à água adsorvida e interlamelar, juntamente com bandas características de montmorilonita em 3670 cm^{-1} e 916 cm^{-1} . A análise de difração de raios-X confirmou a presença de minerais argilosos do grupo das esmectitas, predominantemente compostos por montmorilonita, juntamente com quartzo e feldspato.

Testes preliminares conduzidos apenas com o policloreto de alumínio (PAC) indicaram dosagens ótimas de 17, 35 e 45 mg.L^{-1} de Al_2O_3 para águas de baixa ($7,6 \pm 0,5$ NTU), média ($21,3 \pm 0,8$ NTU) e alta ($29,6 \pm 0,9$ NTU) turbidez inicial, respectivamente.

Para AB com $7,0 \pm 0,2$ NTU, classificada no grupo de baixa turbidez, 25 mg L^{-1} de bentonita resultaram em 100% de remoção de cor e 83% de remoção de turbidez. Neste cenário, a água tratada, após a decantação, alcançou uma turbidez de 1,20 NTU, enquanto sem bentonita era de 2,82 NTU.

Para o grupo de turbidez intermediária, $20,6 \pm 1,5$ NTU, dosagens de bentonita superiores a 35 mg L^{-1} saturaram o sistema. A menor remoção alcançada foi de 81% para 65 mg L^{-1} do mineral argiloso. Em contraste, a máxima atingiu 91% quando a concentração foi reduzida para 25 mg L^{-1} de bentonita, resultando em água tratada com 1,81 NTU. Para ensaios somente com o PAC, obteve-se remoção de 89,9% com T_{AT} de 2,50 NTU.

Para água bruta categorizada como alta turbidez inicial, $30,6 \pm 0,9$ NTU, 25 mg L^{-1} de bentonita resultaram em 95,10% de remoção de turbidez e 86,40% de remoção de cor. A T_{AT} foi de 1,46 NTU. Para ensaios unicamente com coagulante, observou-se 90,0% de remoção de turbidez e 90,9% de remoção de cor, com a T_{AT} de 2,95 NTU.

De modo geral, conclui-se que a incorporação de bentonita ao sistema como auxiliar de coagulação-floculação gerou resultados positivos. Em comparação ao tratamento usando unicamente o coagulante, a adição da argila bentonítica promoveu reduções significativas de turbidez. Os resultados demonstraram remoção de 57,4%, 27,6% e 50,5% para águas com turbidez inicial de $7,0 \pm 0,2$, $20,6 \pm 1,5$ e $30,6 \pm 0,9$ NTU, respectivamente. Em relação a remoção de cor, os resultados foram superiores ou equivalentes aos ensaios somente com o PAC.

Além disso, é importante observar que se classificou a água bruta em grupos de alta média e baixa turbidez a fim de facilitar a discussão. Entretanto, os valores de turbidez da AB não excedem 31,7 NTU, sendo considerado uma condição crítica de tratamento para ETA visto a baixa turbidez. Assim, conclui-se que a utilização de bentonita mostrou-se vantajosa como auxiliar de coagulação, estando seu princípio de atuação relacionado a combinação de um ou mais mecanismo de coagulação.

7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- I. Visto a complexidade do sistema formado por água real, bentonita e coagulante, sugere-se avaliar medidas de potencial zeta sob diferentes concentrações operacionais a fim de estudar em detalhes o mecanismo de ação baseado no processo de compressão da dupla camada.
- II. Analisar a composição do material decantado usando técnicas de FTIR e MEV para avaliar as possíveis interações entre bentonita e o coagulante.
- III. Avaliar o efeito da bentonita como auxiliar de coagulação sob a carreira de filtração em sistemas de filtros mais robustos.

8 REFERÊNCIAS

- AHARIA, M. h.; DDAHIMB, H.; RAMADANEC, R. Performance of bentonite clay as a coagulation aid on water quality. **Desalination and Water Treatment**, v.143, p. 229-234, DOI: 10.5004/dwt.2019.23552.
- ANA, A. N. d. Á. e. S. B.-. **Atlas águas: segurança hídrica do abastecimento urbano**. Brasília, DF: 2021. 978-65-88101-19-3.
- ANDRINI, L.; TOJA, R. M.; GAUNA, M. R.; M.S.CONCONI *et al.* Extended and local structural characterization of a natural and 800 °C fired Na-montmorillonite–Patagonian bentonite by XRD and Al/Si XANES. **Applied Clay Science**, 137, p. 233-240, 2017. DOI: 10.1016/j.clay.2016.12.030.
- ANM, A. N. d. M. Sumário Mineral. ENERGIA, M. d. M. e. Brasília. 37: 201 p. 2017.
- ANNADURAI, G.; SUNG, S. S.; LEE, D.-J. Simultaneous removal of turbidity and humic acid from high turbidity stormwater. **Advances in Environmental Research**, 8, p. 713-725, 2004. DOI: 10.1016/S1093-0191(03)00043-1.
- BERTHOMIEU, C.; HIENERWADEL, R. Fourier transform infrared (FTIR) spectroscopy. **Photosynth Res**, 101, p. 157-170, 2009. DOI: 10.1007/s11120-009-9439-x.
- BRAGANÇA, A. C. C. R. **Avaliação de reagentes alternativos para substituição da cal em sistema de bombeamento de longa distância de polpa de minério de ferro**. 2008. 116 f. (Mestrado) - Pós Graduação em Engenharia Metalúrgica e de Minas, Universidade Federal de Minas Gerais.
- BRANDT, M. J.; JOHNSON, K. M.; ELPHINSTON, A. J.; RATNAYAKA, D. D. Storage, Clarification and Chemical Treatment. *In: Twort's Water Supply 7ed.*, 2017. p. 323-366.
- CARMO, A. L. V. d. **Avaliação da influência dos cátions Na⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺ na desativação de Ca, Mg-bentonitas**. 2015. 84 f. (Mestre) - Geologia e Geoquímica, Universidade Federal do Pará, Belém.
- CARRERA, A. M. M.; VARAJÃO, A. F. D. C.; GONÇALVES, M. A. Caracterização Mineralógica das Argilas da Península de Santa Elena, Equador. **Geociências**, 6, p. 97-105, 2008.
- ÇIFTÇI, H. Removal of methylene blue from water by ultrasound-assisted adsorption using low-cost bentonites. **Chemical Physics Letters**, 802, 2022. DOI: 10.1016/j.cplett.2022.139758.
- CRITTENDEN, J. C.; TRUSSELL, R. R.; HAND, D. W.; HOWE, K. J. *et al.* **MWH's Water Treatment: Principles and Design, Third Edition: Principles and Design**. 3 ed. Hoboken: John Wiley & Sons, Inc., 2012. 9780470405390 0470405392.
- CRUZ, M. Aplicação de bentonita policatiônica como agente auxiliar de coagulação e floculação. *In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2021, Curitiba. Anais ABES* : p. 4.
- DAHASAHASTRA, A. V.; BALASUNDARAM, K.; LATKAR, M. V. Turbidity removal from synthetic turbid water using coagulant recovered from water treatment sludge: A potential method to recycle and conserve aluminium. **Hydrometallurgy**, 213, p. 105939 - 105950, 2022. DOI: 10.1016/j.hydromet.2022.105939.
- DALSTEIN, F.; NAQVI, A. 21st Century water withdrawal decoupling: A pathway to a more water-wise world? **Water Resources and Economics**, 38, 2022. DOI: doi.org/10.1016/j.wre.2022.100197.

DAYARATHNE, H. N. P.; ANGOVE, M. J.; JEONG, S.; ARYAL, R. *et al.* Effect of temperature on turbidity removal by coagulation: Sludge recirculation for rapid settling,. **Journal of Water Process Engineering**, 46, 2022. DOI: 10.1016/j.jwpe.2022.102559.

DELAVI, D. G. G. **Defloculação de suspensões aquosas de argila e sua correlação com caracterizações químicas e de superfície**. 2011. (Mestre) - Ciência e Engenharia de Materiais, Universidade Federal de Santa Catarina.

DIBERNARDO, L. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. São Carlos: 2005. 8576560666.

DRLJAČA, D.; HAVRELJUK, I.; DRAGIĆ, D.; ZORIĆ, S. *et al.* Removal of ammonium ion by adsorption on bentonite in drinking water treatment on the pilot plant. *In: VII International Congress Engineering, Environment and Materials in Process Industry*, 2022, p. 246-259. DOI: 10.7251/EEMEN2101246D.

EISENHOUR, D. D.; BROW, R. K. Bentonite and Its Impact on Modern Life. **Elements**, 5, n. 2, p. 83-88, 2009. DOI: 10.2113/gselements.5.2.83.

EL-TAWEEL, R. M.; MOHAMED, N.; ALREFAEY, K. A.; HUSIEN, S. *et al.* A review of coagulation explaining its definition, mechanism, coagulant types, and optimization models; RSM, and ANN. **Current Research in Green and Sustainable Chemistry**, v.6, DOI: 10.1016/j.crgsc.2023.100358.

FARHAN, A. A.-R. Evaluation of a number of coagulants and coagulation aids in removing water turbidity. **International Conference on Sustainable Engineering Techniques**, v.518, p. 62016-62027, DOI: 10.1088/1757-899X/518/6/062016.

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

FURLAN, F. R. **Avaliação da Eficiência do Processo de Coagulação-Floculação e Adsorção no Tratamento de Efluentes Têxteis**. 2008. 151 f. (Mestrado) - Pós graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina.

GONÇALVES, W. P. Avaliação da influência de diferentes tratamentos térmicos sobre as transformações de fases esmectitas. **Cerâmica**, 60, p. 316-322, 2014. DOI: 10.1590/S0366-69132014000300002.

GRZEGORZEK, M.; WARTALSKA, K.; KAŹMIERCZAK, B. Review of water treatment methods with a focus on energy consumption. **International Communications in Heat and Mass Transfer**, 143, p. 106674-106684, 2023. DOI: 10.1016/j.icheatmasstransfer.2023.106674.

GUO, L. Machine learning-based prediction and experimental validation of heavy metal adsorption capacity of bentonite. **Science of The Total Environment**, 926, 2024. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.171986.

HAFEEZ, A.; SHAMAIR, Z.; SHEZAD, N.; JAVED, F. *et al.* Solar powered decentralized water systems: A cleaner solution of the industrial wastewater treatment and clean drinking water supply challenges. **Journal of Cleaner Production**, 289, 2021. DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.125717.

HALDAR, S. K. Basic Mineralogy. *In: Introduction to Mineralogy and Petrology* 2014. v. 1, cap. 2, p. 39-79.

HELLER, L.; PÁDUA, V. L. d. **Abastecimento de água para consumo humano**. 2 ed. 2010. 978-85-7041-845-6.

HIEMENZ, P. C.; RAJAGOPALAN, R. **Principles of colloid and surface chemistry**. 3 ed. 1997.

HOSTERMAN, J. W.; PATTERSON, S. H. **Bentonite and fuller's earth resources of the United States**. United States Government Printing Office: U.S. Department of the Interior, 1992. 50 p.

HUANG, X.; ZHAO, Y.; GAO, B.; SUN, S. *et al.* Polyacrylamide as coagulant aid with polytitanium sulfate in humic acid-kaolin water treatment: Effect of dosage and dose method. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, 64, p. 173-179, 2016. DOI: 10.1016/j.jtice.2016.04.011.

JAWAD, A. H.; SABER, S. E. M.; ABDULHAMEED, A. S.; FARHAN, A. M. *et al.* Characterization and applicability of the natural Iraqi bentonite clay for toxic cationic dye removal: Adsorption kinetic and isotherm study. **Journal of King Saud University - Science**, 5, 2023. DOI: 10.1016/j.jksus.2023.102630.

JHA, A. Bentonite minerals and its TGA, DSC and PXRD studies. **Journal of the Indian Chemical Society**, 93, p. 437-442, 2016.

JIANG, J.-Q. The role of coagulation in water treatment. **Current Opinion in Chemical Engineering**, 8, p. 36-44, 2015. DOI: 10.1016/j.coche.2015.01.008.

KARMAKER, B.; MONIRUZZAMAN, M.; UDDIN, M. G. Environment-friendly clay coagulant aid for wastewater treatment. **Applied Water Science**, 12, 2021. DOI: 10.1007/s13201-021-01540-z.

KUMAR, A.; LINGFA, P. Sodium bentonite and kaolin clays: Comparative study on their FT-IR, XRF, and XRD. **Materials Today: Proceedings**, 22, p. 737-742, 2020. DOI: 10.1016/j.matpr.2019.10.037.

KUMARASAMY, K.; SHAH, R. G.; SUNDARADOSS, M. V.; BALU, S. K. *et al.* Analytical approach on Indian bentonites from Rajasthan: Structural and physical characterization. **Materials Today: Proceedings**, 64, p. 549-553, 2022. DOI: 10.1016/j.matpr.2022.05.111.

LEITE, C. H. P. Novo marco legal do saneamento básico. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, 24, p. 1041-1047, 2022. DOI: 10.1590/S1413-415220210311.

LEMOES, K. S.; FILHO, S. Q. A.; CAVALLINI, G. S. Avaliação comparativa entre os coagulantes sulfato de alumínio ferroso e policloreto de alumínio para tratamento de água: estudo de viabilidade econômica. **Desafios**, 7, p. 109-119, 2020. DOI: 10.20873/uftv7-7824.

LOUZADA, T. C. C. **Adsorção e dessorção (mono e multicomponente) de compostos orgânicos solúveis presentes em água produzida de campos petrolíferos: estudo experimental e modelagem matemática**. 2023. 212 f. (Doutorado) - Pós Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

LUZ, A. B. d.; OLIVEIRA, C. H. d. Argila - Bentonita. *In*: **Bentonita**. Centro de Tecnologia Mineral, 2005. v. 1, cap. 11, p. 239-253.

MA, J.; WANG, R.; WANG, X.; ZHANG, H. *et al.* Drinking water treatment by stepwise flocculation using polysilicate aluminum magnesium and cationic polyacrylamide. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, 7, 2019. DOI: 10.1016/j.jece.2019.103049.

- MADEJOVÁ, J. FTIR techniques in clay mineral studies. **Vibrational Spectroscopy**, 31, p. 1-10, 2003.
- MICHELAN, D. C. G. S.; BATISTA, I. F.; BATISTA, D. F.; SANTOS, D. d. G. *et al.* Desempenho das etapas de tratamento de água da estação de tratamento de água Poxim. **SCIENTIA CUM INDUSTRIA**, 7, 2019. DOI: dx.doi.org/10.18226/23185279.v7iss3p7.
- MOHAMMEDA, A. K.; SAADOON, S. M.; ALI, Z. T. A.; RASHID, I. M. *et al.* Removal of amoxicillin from contaminated water using modified bentonite as a reactive material. **Heliyon**, 10, p. /10.1016/j.heliyon.2024.e24916, 2024. DOI: 10.1016/j.heliyon.2024.e24916.
- MORAES, D. S.; ANGÉLICA, R. S.; FILHO, G. N. D. R.; ZAMIAN, J. R. *et al.* Functionalization of Bentonite and Vermiculite after the Creation of Structural Defects through an Acid Leaching Process. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, 2017. DOI: 10.21577/0103-5053.20170143.
- MOUD, A. A. Polymer based flocculants: Review of water purification applications. **Journal of Water Process Engineering**, 48, 2022. DOI: 10.1016/j.jwpe.2022.102938.
- MURRAY, H. Bentonite Applications. *In: Applied Clay Mineralogy*. 1 ed., 2006. v. 2, cap. 6, p. 111-130.
- NASCIMENTO, R. F. d.; LIMA, A. C. A. d.; VIDAL, C. B.; MELO, D. d. Q. *et al.* **Adsorção: Aspectos teóricos e aplicações ambientais**. Fortaleza-Ceará: Imprensa Universitária da Universidade Federal do Ceará (UFC), 2014. 978-85-7485-186-0.
- OLIVEIRA, G.; SCAZUFCA, P.; SAYON, P. L. **Estudo de perdas de água do Instituto Trata Brasil - SNIS (2021): desafios para disponibilidade hídrica e avanço da eficiência do saneamento básico no Brasil**. Instituto Trata Brasil. São Paulo, p. 67. 2023.
- OLIVEIRA, I. R. d.; STUDART, A. R.; PILEGGI, R. C.; PANDOLFELLI, V. C. **Dispersão e empacotamento de partículas**. São Paulo: 2000. 224 p. 85-86425-15-X
- ORGANIZATION, W. H. **Water quality and health: Review of turbidity**. p. 10. 2017.
- ORGANIZATION, W. H. **Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first and second addenda**. 2022. 614 p. 978-92-4-004506-4.
- PAIVA, L. B. d. Argilas organofílicas: características, metodologias de preparação, compostos de intercalação e técnicas de caracterização. **Cerâmica**, 54, n. 330, p. 213-226, 2008. DOI: 10.1590/S0366-69132008000200012
- PATRICIO, J. S. **Caracterização de argilas naturais e ativadas aplicadas na clarificação de óleo de soja** 2013. 81 f. (Mestre) - Ciência e Engenharia de Materiais, Universidade Federal de Santa Catarina.
- PATRICIO, J. S.; HOTZA, D.; JÚNIOR, A. d. N. Argilas adsorventes aplicadas à clarificação de óleos vegetais. **Cerâmica**. 60: 171-178 p. 2014.
- PAULI, D. R. O saneamento no Brasil. SABESP. ABES : 58 p. 2011.
- PEREIRA, L.; CRUZ, J. C. d. B. **Avaliação da eficácia do tratamento convencional da água**. 2010. (Bacharel) - Engenharia Civil, Faculdade Doctum.

QUINLAN, P. J.; TAM, K. C. Water treatment technologies for the remediation of naphthenic acids in oil sands process-affected water. **Chemical Engineering Journal**, 279, p. 696-714, 2015. DOI: 10.1016/j.cej.2015.05.062.

RAMOS, R. O. **Clarificação de água com turbidez baixa e cor moderada utilizando sementes de *Moringa oleifera***. 2005. (Doutor) - Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas.

RANGA, S. Bentonite used as natural coagulant and adsorbent: A review. **The Pharma Innovation Journal**, 7, p. 155-157, 2018.

RIZZI, V.; GUBITOSA, J.; PAOLA FINIB, R. R.; AGOSTIANO, A. *et al.* Commercial bentonite clay as low-cost and recyclable “natural” adsorbent for the Carbendazim removal/recover from water: Overview on the adsorption process and preliminary photodegradation considerations. **Colloids and Surfaces A**, 62, 2020. DOI: 10.1016/j.colsurfa.2020.125060.

ROSÁRIO, J. d. A. d. **Obtenção de material antimicrobiano a partir de bentonita nacional tratada com prata**. 2010. (Doutor) - Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Santa Catarina.

RUTHVEN, D. M. **Principles of adsorption and adsorption processes**. New York: John Wiley & Sons, Inc., 1984. 978-0-471-86606-0.

SARITH, V.; KARNEN, M. K.; DWARAPUREDDI, B. K. Exploring natural coagulants as impending alternatives towards sustainable water clarification” – A comparative studies of natural coagulants with alum. **Journal of Water Process Engineering**, 32, 2019. DOI: 10.1016/j.jwpe.2019.100982.

SARTORI, M. P. L.; SILVA, M. F. d. JAR TEST E TEMPO ÓTIMO DE LAVAGEM DE FILTROS COMO SUBSÍDIOS PARA ECONOMIA DE RECURSOS EM ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA. *In: Congresso ABES, 2017, São Paulo.*

SAÚDE, M. d. PORTARIA GM/MS pp.

SCHULZE, D. G. Clay Minerals *In: (EDITOR-IN-CHIEF), D. H. (Ed.). Encyclopedia of Soils in the Environment*. Boston: Elsevier, 2005 v. 1, p. 246-254.

SENA, R. F. d.; MOREIRA, R. F. P. M.; JOSÉ, H. J. Comparison of coagulants and coagulation aids for treatment of meat processing wastewater by column flotation. **Bioresource Technology**, p. 8221–8225, 2018. DOI: 10.1016/j.biortech.2008.03.014.

SHAW, S. Bentonite supply and demand in drilling. *In: Oilfield Minerals & Markets, 2015, Houston.*

SILVA, A.; FERREIRA, H. Argilas bentoníticas: conceitos, estruturas, propriedades, usos industriais, reservas, produção e produtores/fornecedores nacionais e internacionais. **Revista Eletrônica de Materiais e Processos**, 3.2, p. 26-35, 2008.

SILVA, A. R. V.; FERREIRA, H. C. Argilas bentoníticas: conceitos, estruturas, propriedades, usos industriais, reservas, produção e produtores/fornecedores nacionais e internacionais. *Revista Eletrônica de Materiais e Processos*. 3.2: 26-35 p. 2008.

SILVA, I. A. d.; SOUSA, F. K. A. d.; MENEZES, R.; FERREIR, H. *et al.* Influência dos cátions lítio (Li +), sódio (Na +) e potássio (K +) na reologia de bentonitas brasileiras para uso em fluidos de perfuração base aquosa. **Cerâmica**, 64, p. 109-119, 2018. DOI: 10.1590/0366-69132018643692267.

- SILVA, W. L. L. d.; SIMONI, J. d. A. Estudo termodinâmico da adsorção de cobre (II) em montmorilonita organicamente modificada. **Cerâmica**, 64, p. 403-412, 2018. DOI: 10.1590/0366-69132018643712395.
- SULTANA, S. Environment-friendly clay coagulant aid for wastewater treatment. **Applied Water Science**, 12, 2021. DOI: 10.1007/s13201-021-01540-z.
- SUN, Z.; QU, X.; WANG, G.; ZHENG, S. *et al.* Removal characteristics of ammonium nitrogen from wastewater by modified Ca-bentonites. **Applied Clay Science**, 51, p. 46-51, 2015. DOI: 10.1016/j.clay.2015.02.003.
- SUTHERLAND, W. M. **Wyoming Bentonite**. p. 4. 2014.
- T-MINAS. **TurbWater: informativo e protocolo de ensaio**. T-Minas Bentonitas Industriais, p. 4. 2022.
- TOHDEE, K. Enhancement of adsorption efficiency of heavy metal Cu(II) and Zn(II) onto cationic surfactant modified bentonite. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, 6, p. 2821 - 2828, 2018. DOI: 10.1016/j.jece.2018.04.030.
- UNESCO. **The United Nations World Water Development Report 2023: partnerships and cooperation for water**. 2023. 189 p. 978-92-3-100576-3.
- UNESCO. **Relatório Mundial das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento dos Recursos Hídricos 2024: água para a prosperidade e a paz; fatos, dados e exemplos de ações**. UNESCO, p. 19. 2024.
- WAGNER, E. G.; HUDSON, H. Low-dosage high-rate direct filtration. **Journal American Water Works Association**, 74, p. 256 - 261, 1982.
- WARZECHA, P. Bentonite clay suspension -coagulation process and identification of properties. **E3S Web of Conferences**, 49, p. 124-134, 2018. DOI: doi.org/10.1051/e3sconf/20184900124.
- WILLIAMS, R. L. Microelectrophoretic Studies of Coagulation With Aluminum Sulfate. **Journal AWWA**, 57, p. 801-810, 1965. DOI: 10.1002/J.1551-8833.1965.TB01465.X.
- WU, F.-C.; TSENG, R.-L.; JUANG, R.-S. Role of pH in Metal Adsorption from Aqueous Solutions Containing Chelating Agents on Chitosan. **Industrial and Engineering Chemistry Research**, 38, p. 270-275, 1999. DOI: 10.1021/ie980242w.
- XU, Z.; ZHIWEINIU; PAN, D.; ZHAO, X. *et al.* Mechanisms of bentonite colloid aggregation, retention, and release in saturated porousmedia: Role of counter ions and humic acid. **Science of the Total Environment**, 793, 2021. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.148545.
- YATEH, M.; LI, F.; TANG, Y.; LI CHENG, X. B. Energy consumption and carbon emissions management in drinking water treatment plants: A systematic review. **Journal of Cleaner Production**, 437, 2024. DOI: 10.1016/j.jclepro.2024.140688.
- YEO, J. Y. J.; KHAERUDINI, D. S.; SOETAREDJO, F. E.; WAWORUNTU, G. L. *et al.* Isotherm data for adsorption of amoxicillin, ampicillin, and doripenem onto bentonite. **Data in Brief**, 3, p. 38-45, 2023. DOI: 10.1016/j.sajce.2022.09.013.

ZHANG, R.; YUAN, S.; SHI, W.; MA, C. *et al.* The impact of anionic polyacrylamide (APAM) on ultrafiltration efficiency in flocculation-ultrafiltration process. **Water Science and Technology**, 75, p. 1982-1989, 2017. DOI: 10.2166/wst.2017.086.

ZHANG, Y.; ZHOU, G.; YUE, J.; XING, X. *et al.* Enhanced removal of polyethylene terephthalate microplastics through polyaluminumchloride coagulation with three typical coagulant aids. **Science of the Total Environment**, 800, 2021. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.149589.

ZHANG, Z.; JING, R.; HE, S.; QIAN, J. *et al.* Coagulation of low temperature and low turbidity water: Adjusting basicity of polyaluminum chloride (PAC) and using chitosan as coagulant aid. **Separation and Purification Technology**, 206, p. 131-139, 2018. DOI: 10.1016/j.seppur.2018.05.051.

ZHIRONGA, L.; UDDINB, M. A.; ZHANXUEA, S. FT-IR and XRD analysis of natural Na-bentonite and Cu(II)-loaded Na-bentonite. **Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy**, 79, p. 1013-1016, 2011. DOI: 10.1016/j.saa.2011.04.013.

9 ANEXOS

O anexo 1 apresenta os resultados de turbidez residual da água após o processo de coagulação, floculação, decantação e filtração com a adição de PAC e diferentes dosagens de bentonita. O processo de filtração foi realizado em filtro de laboratório em papel - FLP (Whatman nº40, com tamanho médio dos poros de 8 m).

Anexo 1: Turbidez residual da água após o processo de coagulação, floculação, decantação e filtração. Em (A) água bruta com baixa turbidez inicial ($7,0 \pm 0,2$ NTU) e 17 mg.L^{-1} de Al_2O_3 ; (B) água bruta com turbidez inicial intermediária ($20,6 \pm 1,5$ NTU) e 35 mg.L^{-1} de Al_2O_3 ; (C) água bruta com alta turbidez inicial ($30,6 \pm 0,9$ NTU) e 45 mg.L^{-1} de Al_2O_3 .

