

Eficiência do tratamento de água por meio dos coagulantes inorgânico sulfato de alumínio e orgânico *Abelmoschus esculentus* ou quiabo separadamente e associados

Ana Lara Araújo Santos¹ , Tamires Santos Rosa² , Denise Conceição de Gois Santos Michelin^{3*} 

1 Universidade Federal de Sergipe, Avenida Marechal Rondon, s/n, Jardim Rosa Elze, São Cristóvão, SE, CEP: 49100-000.

2 Graduação e Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Sergipe, Avenida Marechal Rondon, s/n, Jardim Rosa Elze, São Cristóvão, SE, CEP: 49100-000.

3 Universidade Federal de Sergipe. Avenida Marechal Rondon, s/n, Jardim Rosa Elze, São Cristóvão, SE, CEP: 49100-000.

*Autor para correspondência: denise_gois@yahoo.com.br

Recebido em 22 de julho de 2022.

Aceito em 15 de novembro de 2022.

Publicado em 30 de novembro de 2022.

Resumo – O estudo traz a abordagem pautada nas etapas do tratamento convencional de água, baseado no uso do coagulante inorgânico (sulfato de alumínio), coagulante/floculante orgânico (*Abelmoschus esculentus* ou quiabo) e na associação destes coagulantes, objetivando determinar a eficiência do tratamento de água subterrânea. Os experimentos foram realizados em 8 campanhas com água subterrânea, analisadas para diferentes concentrações de coagulantes/floculantes, submetidas a ensaios em *Jar Test* e à filtração. Realizou-se a análise dos seguintes parâmetros físico-químicos da água bruta e tratada: cor verdadeira, turbidez, pH, condutividade elétrica e temperatura, para avaliar o enquadramento ao padrão de potabilidade estabelecido na Portaria de Potabilidade nº 888 de 2021 do Ministério da Saúde. O estudo demonstrou que as dosagens adequadas para 2 L de água bruta utilizando dosagens de coagulantes com concentração de 1% foi: 2,0 mL para o sulfato de alumínio (SA), 0,5 mL para o pó do quiabo (QI), e 2,0 mL para a associação de coagulantes (SAQI). Todas as composições de coagulantes apresentaram eficiência de remoção, como o SAQI que obteve eficiência de remoção de 59,26% para cor aparente, o SA que obteve remoção de 97,53% para cor verdadeira e o QI com 100% de remoção de turbidez após a filtração.

Palavras-chave: Remoção. Padrão de potabilidade. Floculante.

Water treatment efficiency by inorganic coagulants aluminum sulfate and organic *Abelmoschus esculentus* or okra separately and associated

Abstract – The study brings the approach based on the stages of conventional water treatment, based on the use of inorganic coagulant (aluminum sulfate), organic coagulant/flocculant (*Abelmoschus esculentus* or okra) and the association of these coagulants, aiming to determine the efficiency of groundwater treatment. The experiments were carried out in 8 groundwater campaigns, analyzed for different concentrations of coagulants/flocculants, submitted to Jar Test tests and filtration. The

following physical-chemical parameters of raw and treated water were evaluated: true color, turbidity, pH, electrical conductivity and temperature, to evaluate the framework to the potability standard established in Potability Ordinance n° 888 of 2021 of the Ministry of Health. The study showed that the appropriate dosages for 2 L of raw water using coagulant dosages with a concentration of 1% were: 2,0 mL for aluminum sulfate (SA), 0,5 mL for okra powder (QI), and 2,0 mL for coagulant spool (SAQI). All coagulant compositions showed removal efficiency, such as SAQI, which obtained removal efficiency of 59,26% for apparent color, SA that obtained removal of 97,53% for true color and QI with 100% turbidity removal after filtration.

Keywords: Removal. Standar of potabilidad. Flocculant.

Eficiencia en el tratamiento del agua mediante coagulantes inorgánicos sulfato de aluminio y *Abelmoschus esculentus* o okra orgánica por separado y asociados

Resumen – El estudio trae el enfoque basado en las etapas del tratamiento convencional del agua, basado en el uso de coagulante inorgánico (sulfato de aluminio), coagulante orgánico / floculante (*Abelmoschus esculentus* u okra) y la asociación de estos coagulantes, con el objetivo de determinar la eficiencia del tratamiento de aguas subterráneas. Los experimentos se llevaron a cabo en 8 campañas de aguas subterráneas, analizadas para diferentes concentraciones de coagulantes/floculantes, sometidas a pruebas de *Jar Test* y filtración. Se evaluaron los siguientes parámetros físico-químicos del agua cruda y tratada: color verdadero, turbidez, pH, conductividad eléctrica y temperatura, para evaluar el marco al estándar de potabilidad establecido en la Ordenanza de Potabilidad n° 888 de 2021 del Ministerio de Salud. El estudio mostró que las dosis apropiadas para 2 L de agua cruda utilizando dosis coagulantes con una concentración del 1% fueron: 2,0 mL para sulfato de aluminio (SA), 0,5 mL para polvo de okra (QI) y 2,0 mL para carrete coagulante (SAQI). Todas las composiciones coagulantes mostraron eficiencia de eliminación, como SAQI, que obtuvo una eficiencia de eliminación de 59,26% para el color aparente, SA que obtuvo una eliminación del 97,53% para el color verdadero y QI con una eliminación de turbidez del 100% después de la filtración.

Palabras clave: Remoción. Estándar de potabilidade. Floculante.

Introdução

O tratamento da água remove partículas coloidais e suspensas, microrganismos, matéria orgânica, entre outras substâncias, prejudiciais à saúde humana e que estejam presentes nas águas naturais, de modo que o tratamento ofereça menor impacto ambiental às áreas vizinhas, menor custo de operação, implantação e manutenção (Libânio 2010).

Para a seleção da tecnologia que será adotada para o tratamento da água e/ou para a operação de Estação de Tratamento de Água (ETA) é preciso conhecer as características da água bruta, realizar estudos de tratabilidade, para assim obter parâmetros de projeto (Di Bernardo et al. 2011).

A maioria das ETAs no Brasil utilizam o sistema convencional ou de ciclo completo, sendo este composto pelas etapas de mistura rápida com coagulação inorgânica, floculação, decantação, filtração, desinfecção e fluoretação (Di Bernardo e Sabogal Paz 2008). A potabilização das águas naturais destinadas ao consumo humano deve adequar a água bruta aos limites químicos, físicos e microbiológicos estabelecidos pela legislação vigente, sendo está a Portaria de Potabilidade nº 888 de 2021 do Ministério da Saúde (MS), para que assim, a água não transmita malefícios à população a qual será abastecida (Brasil 2021a).

O Brasil possuía, em 2020, mais de 36 milhões de pessoas sem acesso ao abastecimento de água (Brasil 2021b). De acordo com Pádua e Heller (2010), o poder público ainda não garante água a milhares de brasileiros e em diversas situações, a água que é captada pela própria população não é adequada ao consumo humano, o que faz com que a população, em especial a que reside em comunidades mais afastadas, como as rurais, recorra à soluções alternativas de tratamento de água, como o uso de desinfetantes a base de cloro, filtros domésticos, tratamento domiciliar com filtros de areia, emprego de coagulantes naturais, entre outros, a fim de dizimar esses impasses.

O tratamento de água é essencial à manutenção da qualidade de vida da população (Damke e Pasine 2020). Seja por meio do tratamento de água através da coagulação inorgânica, considerada a mais praticada nas ETAs, ou pela coagulação natural, em ascensão quanto ao uso por ser considerada sustentável, independentemente do tipo de coagulante utilizado, após o tratamento da água tende a apresentar melhoria na qualidade quando tratada por ambos coagulantes, sejam separados ou associados, quando comparada as características da água bruta, encontrada na natureza.

Os coagulantes naturais possuem baixa toxicidade, reduzem os custos operacionais do tratamento de água, são de fácil acesso, sustentáveis e podem gerar renda, pois são produtos de matérias-primas abundantes ou subutilizadas (Lima Júnior e Abreu 2018; Michelin et al. 2021), além de não possuírem metais em sua composição e serem biodegradáveis (Stroher et al. 2013; Gomes et al. 2017). Entretanto, para se utilizar em larga escala, seria necessário realizar estudo prévio, para quantificar de modo a ter montante suficiente para o tratamento, de forma rotineira. Como exemplo de uso coagulantes naturais, tem-se o quiabo (Silva 2012; Ritter 2013; Fahmi et al. 2014; Quesada et al. 2019; Carneiro-Marra et al. 2019; Pereira et al. 2019; Lima et al. 2020; Lee et al. 2015; Kurniawan et al. 2020; Moura 2021) o qual será objeto desse estudo, a *Moringa oleifera* (Michelin et al. 2021; Lima et al. 2020; Ritter 2013), os cactos (Lima 2020), as casca de nozes, farinha de macaxeira, fécula de batata (Silva 2013), entre outros.

O uso de coagulantes inorgânicos, segundo Bernardino et al. (2019), favorece a desestabilização das impurezas, com potencial de remoção para clarificação da água. A exemplo de coagulante químico tem-se o sulfato de alumínio que, de acordo com Ritter (2013), se destaca como sendo o coagulante mais utilizado nas ETA do Brasil, devido a boa eficiência e ao custo benefício, além de ser produzido em larga escala. Contudo, de forma contrária aos coagulantes orgânicos, o uso de coagulantes inorgânicos em parcela residual à base de alumínio na água após o tratamento pode resultar em efeitos deletérios à saúde humana, ocasionando doenças neurodegenerativas como Parkinson e Alzheimer (Lima Júnior e Abreu 2018; Balbinoti et al. 2018).

Observa-se que, seja coagulantes inorgânico ou orgânico existem qualificações para o seu uso e também limitações. Diante disso, este estudo objetivou avaliar a eficiência do tratamento de água subterrânea, ao utilizar coagulante inorgânico (sulfato de alumínio) e coagulante/floculante orgânico (quiabo), associados e individualmente, de modo a verificar se os resultados obtidos pós-tratamento

enquadravam-se nos limites estabelecidos pela Portaria de Potabilidade nº 888 de 2021 do Ministério da Saúde (MS).

Material e Métodos

Água utilizada no experimento

A água utilizada para o desenvolvimento do estudo foi coletada por recalque de sistema motor-bomba do poço tubular, armazenada em garrafas de Politereftalato de Etileno (PET) previamente higienizadas e posteriormente encaminhadas para serem analisadas em laboratório. Salienta-se que as temperaturas trabalhadas no experimento, durante as campanhas, ficaram em média entre 26 °C e 28 °C.

Preparação do coagulante inorgânico sulfato de alumínio

Adotou-se como concentração de referência informações citadas por Pereira *et al.* (2019) que correspondeu a 1,0 g do coagulante inorgânico diluído em 100 mL de água destilada, sendo obtida solução com concentração (0,01g/mL) que corresponde a 1%, com variação da quantidade de coagulante adicionado.

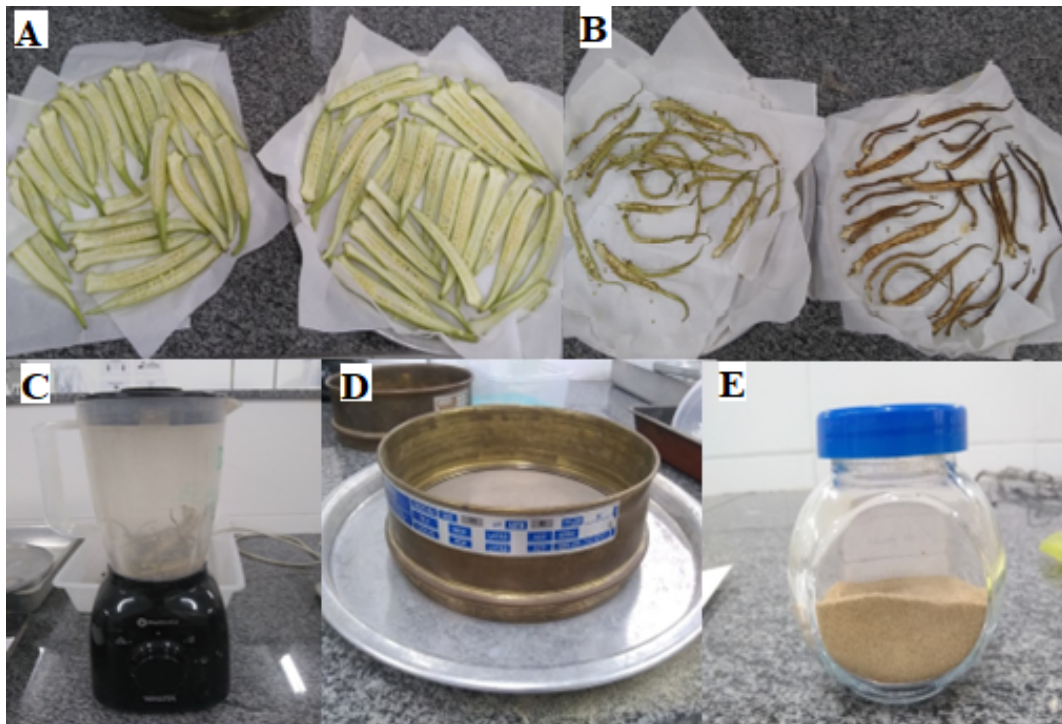
Obtenção e preparação do pó do quiabo

Para a obtenção do pó de quiabo seguiu-se a metodologia de Pereira *et al.* (2019). Após, previamente higienizados, o quiabo foi cortado em três partes no sentido longitudinal e posicionados em bandejas metálicas cobertas com papel toalha, a fim de obter melhor absorção da umidade (Figura 1A); posteriormente foram secas na estufa da marca QUIMIS modelo Q314F25 (55 °C < T < 60 °C) por 24 horas (Figura 1B). Após concluído esse tempo, os quiabos secos foram triturados (Figura 1C). O pó do quiabo moído obtido após estas etapas passou pela peneira de marca SOLOTEST, com Mesh Tyler 80 (abertura de 0,17mm) (Figura 1D) e o material passante foi separado em recipiente (Figura 1E) para a posteriori ser utilizado no ensaio de coagulação.

Vale ressaltar que, para situações em que não se tenha disponível os equipamentos supracitados, ainda seria possível a preparação do coagulante orgânico, tendo em vista que, de acordo com Ritter (2013), a desidratação do quiabo pode ser feita com a exposição deste ao sol durante um período de três dias. A realização da trituração deste material já desidratado poderia ser realizada com o auxílio do almofariz e pistilo (Silva *et al.* 2014).

Quanto à dosagem da solução do pó de quiabo adotou-se os melhores resultados do estudo de Pereira *et al.* (2019) sendo a concentração de 10g/L, correspondente a 1% de com variação da quantidade de coagulante adicionado.

Figura 1. A) Quiabo limpo e cortado em tiras; B) quiabo seco em estufa; C) quiabo seco triturado; D) peneira 0,17mm; E) recipiente com o material passante na peneira.



Experimento no Jar Test

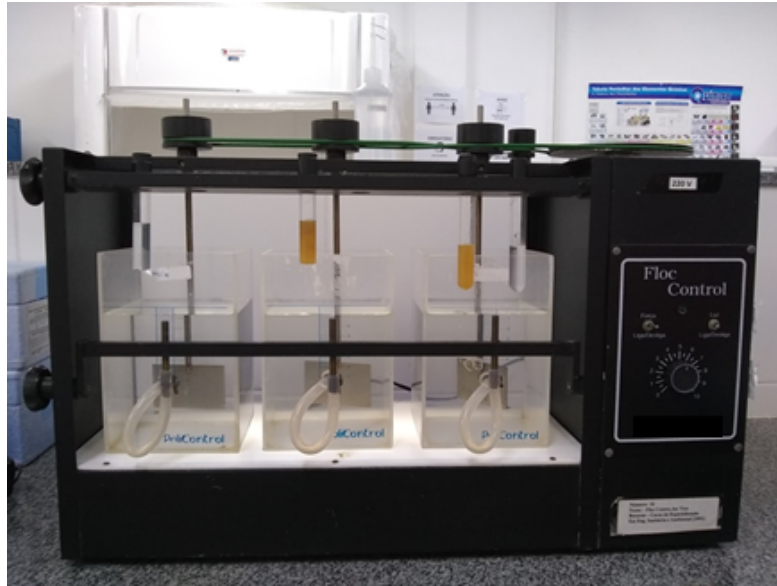
O ensaio de tratabilidade da água foi realizado utilizando equipamento *Jar Test*, da marca PoliControl, composto de três jarros com capacidade de dois litros cada um, volume este utilizado no experimento. O equipamento *Jar Test* simula as etapas de tratamento de água na Estação de Tratamento de Água (ETA), sendo estas, a coagulação na mistura rápida, a floculação na mistura lenta e a decantação. A partir disto, torna-se possível realizar variações da dosagem dos coagulantes/floculante com o objetivo de se obter melhor eficiência quanto à remoção de partículas solúveis.

Frisa-se que nos estudos já desenvolvidos, em sua maioria, como o de Ritter (2013) e o de Lima (2007), o quiabo foi utilizado como agente auxiliar de floculação, sendo assim, inserido no processo de tratamento de água apenas na etapa de floculação (mistura lenta), porém, neste presente estudo, o pó do quiabo foi introduzido na etapa de coagulação (mistura rápida), a fim de facilitar e simplificar o processo metodológico desenvolvido no presente estudo, sem intuito de interferir na eficiência do processo.

Foi adicionado em cada jarro do equipamento *Jar Test* um tipo de solução, de modo que foram analisadas três soluções simultaneamente, ficando, portanto, um jarro com a solução somente com sulfato de alumínio (SA), outro jarro com a solução somente com o pó do quiabo (QI) e um jarro com a solução com o sulfato de alumínio associado ao pó do quiabo (SAQI). Assim, com base na Figura 2, no jarro à esquerda foi inserido o sulfato de alumínio, no jarro central a solução do pó do quiabo e no jarro a direita a combinação dos dois coagulantes. No jarro com a associação do SA com o QI, a proporção utilizada para cada coagulante foi a mesma que havia sido empregada para estes separados, obtendo-se assim o dobro de coagulantes quando estes estão juntos em comparação a

estes separados. Ainda, frisa-se que, ao longo do estudo houve variação da quantidade de coagulante adicionado no *Jar Test*.

Figura 2. *Jar Test*.



Após o vertimento de cada solução armazenada nos tubos de ensaio com coagulantes/floculante nos jarros contendo a água bruta, o ensaio no *Jar Test* foi iniciado.

Quanto ao funcionamento do *Jar Test*, seguiu-se recomendações de Quesada et al. (2019) e Silva (2012), correspondente à velocidade utilizada para a coagulação de aproximadamente 112,3 rpm por um minuto, enquanto para a floculação a velocidade utilizada foi de aproximadamente 58,3 rpm (15 minutos). Ao término das etapas citadas, baseado nos estudos de Santos et al. (2020), adotou-se 30 minutos para o período de decantação das amostras.

Após a decantação, foi realizada a leitura da turbidez, cor aparente, temperatura, condutividade elétrica e pH da água decantada. Ao término da leitura desses parâmetros, a água decantada foi filtrada em membrana com porosidade de 47 μm em bomba a vácuo, com intuito de simular a etapa de filtração; e, após isto, os mesmos parâmetros foram lidos novamente. O parâmetro cor verdadeira não foi lido para a água bruta por esta apresentar valores de cor aparente consideravelmente altos, retratando a necessidade do processo de filtração.

Monitoramento da água bruta e tratada

O monitoramento da água bruta e tratada foi realizado através da análise dos parâmetros: cor aparente, turbidez, pH, temperatura e condutividade elétrica, realizado durante 8 campanhas (fevereiro a abril de 2022). O parâmetro cor verdadeira foi mensurado apenas para a água tratada. Destaca-se ainda que, para os parâmetros turbidez, pH, condutividade elétrica e temperatura processou-se amostras de água antes e após a filtração, com o intuito de verificar se o processo de tratamento de água mais simplificado (sem a filtração) traria qualidade para a água tratada. O Quadro 1 expõe os parâmetros que foram analisados, assim como as metodologias e equipamentos utilizados.

Quadro 1. Parâmetros analisados para água bruta e tratada.

Parâmetros	Metodologia/Equipamento	Marca/Modelo do Equipamento
Cor aparente e verdadeira (uC)	Metodologia 2120 (APHA, 2012)/ Espectrofotômetro	HACH/DR 890 Colorimeter
Turbidez (uT)	Metodologia 2130 (APHA, 2012)/ Espectrofotômetro	HACH/DR 890 Colorimeter
pH	Metodologia 4500 (APHA, 2012)/pHmetro	AKSO/AK 59
Condutividade elétrica (µS/cm)	Metodologia 2510 (APHA, 2012)/ Condutivímetro	AKSO/AK 59
Temperatura °C	Termômetro digital.	AKSO/AK 59

Dosagens estudadas

Estes coagulantes foram preparados com a concentração de 1%, e para cada experimento uma quantidade em mililitros (mL) desta concentração foi inserida no *Jar Test*, conforme pode-se observar na Tabela 1, que apresenta as dosagens das campanhas estudadas para o coagulante inorgânico (SA) e para o coagulante/floculante orgânico (QI) separadamente e associados (SAQI).

Tabela 1. Sequência de campanhas e dosagens estudadas.

Campanha	Dosagem SA (mL)	Dosagem QI (mL)	Dosagem SAQI (mL)
1	6,0	6,0	6,0 SA + 6,0 QI
2	4,0	4,0	4,0 SA + 4,0 QI
3	2,0	2,0	2,0 SA + 2,0 QI
4	1,0	1,0	1,0 SA + 1,0 QI
5	8,0	8,0	8,0 SA + 8,0 QI
6	3,0	3,0	3,0 SA + 3,0 QI
7	1,5	1,5	1,5 SA + 1,5 QI
8	0,5	0,5	0,5 SA + 0,5 QI

Legislação vigente e limites comparativos

Para realizar a caracterização da água bruta, utilizou-se recomendações do Conselho Nacional do Meio Ambiente, Portaria nº 396 de 2008 (Brasil 2008); e, após tratada, a água foi comparada com as características de potabilidade através da Portaria de Potabilidade nº 888 de 2021 do Ministério da Saúde (MS) (Brasil 2021a).

Os valores máximos permitidos para cor aparente, turbidez e pH, de acordo com a Portaria de Potabilidade em vigência, sendo está a Portaria de Potabilidade nº 888 de 2021 do Ministério da Saúde (MS) (Brasil 2021a), estão ilustrados no Quadro 2.

Quadro 2. Valores máximos permitidos (VMP) para os parâmetros analisados.

Parâmetros	VMP
Cor aparente (uC)	15
Turbidez - padrão organoléptico (uT)	5
Turbidez após filtração rápida(uT)	0,5
pH	6,0 a 9,0

Fonte: Adaptado de Brasil (2021a).

Quanto a condutividade elétrica, de acordo com a CETESB (2013), valores superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ indicam ambientes impactados negativamente, com concentração de poluentes. Para Brasil (2014), as águas naturais apresentam teores de condutividade elétrica na faixa de 10 a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, entretanto, para ambientes poluídos por efluentes industriais ou domésticos a condutividade pode chegar a 1.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Para Mendes e Oliveira (2004) apud Queiroz Neto et al. (2016), por sua vez, a água classifica-se quanto aos valores de condutividade elétrica, de acordo com o Quadro 3.

Quadro 3. Classificação da água de acordo com os valores da condutividade elétrica.

Condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Mineralização	Qualidade da água
< 100	Muito fraca	Excelente
100 – 200	Fraca	Excelente
200 – 400	Pouco Acentuada	Excelente
400 – 600	Média	Boa
600 – 1000	Importante	Utilizável
> 1000	Excessiva	Difícilmente utilizável
> 1500	Excessiva	Não utilizável na rega

Fonte: Adaptado de Queiroz Neto et al. (2016).

Estatística descritiva

Foi realizada a estatística descritiva para os parâmetros de análise da água bruta e tratada, sendo avaliadas medidas de dispersão (desvio padrão) e de tendência central (média aritmética e mediana). Com estes dados e com o propósito de resultados mais satisfatórios, foram traçados gráficos de barras para ilustrar a eficiência dos coagulantes/floculante (SA, QI e SAQI), assim como *boxplots* para a análise da variação dos parâmetros físico-químicos, permitindo melhor visualização da distribuição e dos valores discrepantes dos dados (*outliers*), além de que a partir disto, foi possível observar os intervalos interquartílicos dos dados e as possíveis simetrias ou assimetrias de dados.

Resultados e discussão

Caracterização da água bruta

Como resultados das 8 campanhas, a Tabela 2 traz informações referentes aos parâmetros físico-químicos analisados.

Tabela 2. - Resultados dos parâmetros físico-químicos analisados para a água bruta.

Campanha	Cor aparente(uC)	Turbidez (uT)	pH	Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)
1	59	5	7,3	520	28,9
2	22	2	7,2	286	26,8
3	81	5	7,6	212	28,3
4	52	4	7,5	259	29,0
5	108	10	6,0	237	27,5
6	103	9	6,9	344	27,8
7	86	7	7,0	325	26,0
8	90	6	7,1	248	27,0
Média	75,13	6,00	-	303,88	27,66
Mediana	83,5	5,5	7,15	272,5	27,65
Mínimo	22	2	6	212	26
Máximo	108	10	7,6	520	29
Desvio Padrão	28,91	2,62	0,49	97,93	1,05

Com base nos resultados obtidos para o parâmetro condutividade elétrica, (212 a 520 $\mu\text{S}/\text{cm}$) com média de 303,88 $\mu\text{S}/\text{cm}$, de acordo com Mendes e Oliveira (2004) apud Queiroz Neto et al. (2016), água com condutividade elétrica na faixa de 200 a 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$, possui mineralização pouco acentuada e qualidade da água classificada como excelente.

Observou-se que todas as coletas apresentaram valor de cor aparente superior a 15 uC, pH entre 6,0 e 9,0, além de que as campanhas 5, 6, 7 e 8 apresentaram valores de turbidez maior 5 uT, portanto, somente a turbidez das campanhas 1, 2, 3 e 4, e o pH de todas as campanhas de água bruta, atenderam aos valores máximos previstos pela Portaria de Potabilidade nº 888 de 2021 do Ministério da Saúde (MS), (Brasil 2021a).

Santos Júnior et al. (2020), desenvolveram seus estudos utilizando a água do poço deste presente trabalho, no ano de 2020, e indicaram que a água bruta que foi utilizada, por ser subterrânea com turbidez inferior a 40 uT. Ainda segundo os autores, a água em estudo é classificada como sendo Classe 2 de acordo com o CONAMA 396/2008 (Brasil 2008), e apresentou temperatura média de 28,9 $^{\circ}\text{C}$, cor aparente média de 42 uC e turbidez média de 4,28 uT.

No estudo desenvolvido por Almeida et al. (2021) para a água utilizada neste trabalho, para o ano de 2021, a água bruta apresentou valores mínimos de pH variando entre 6,00 e 7,20 e máximos na

faixa de 7,90 e 8,30, temperatura com variação entre 24,50 e 29,80°C, turbidez com variação média de 0 a 20 uT e cor aparente com médias na ordem de 70 uC.

No presente estudo, a água apresentou temperatura média de 27,66 °C, cor aparente média de 75,13 uC, turbidez média de 6,0 uT, pH entre 6,0 e 7,6, e entrou em consonância com as ideias de Santos Júnior et al. (2020), quanto a água captada do poço ser Tipo B e Classe 2.

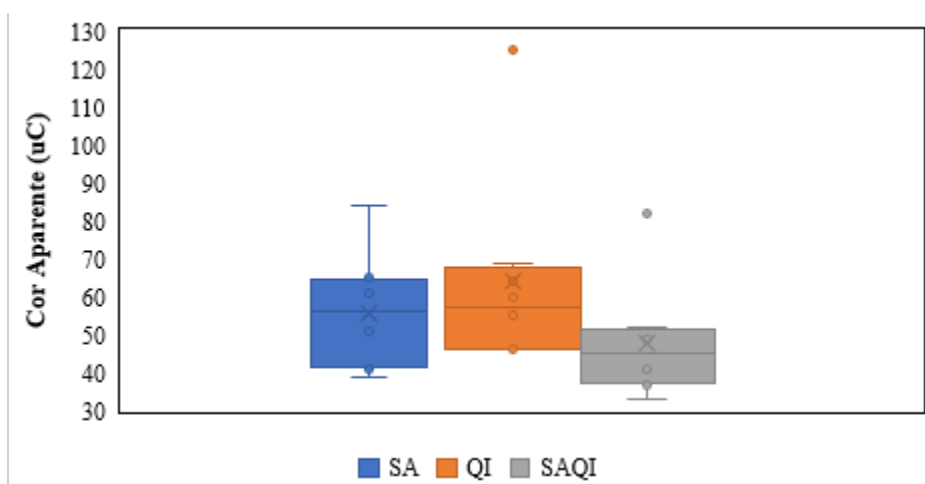
Caracterização da água tratada

Parâmetro cor aparente

Conforme a Portaria de Potabilidade nº 888 de 2021 do Ministério da Saúde (MS), o VMP para cor aparente é de 15 uC (Brasil 2021a). Com base nos resultados obtidos, a cor aparente para a solução SA ficou entre 84 uC e 39 uC, para a solução QI enquadrou-se entre 125 uC e 46 uC, e para a solução SAQI ficou entre 82 uC e 33 uC, portanto, estes valores foram maiores que o máximo permitido pela Portaria de Potabilidade.

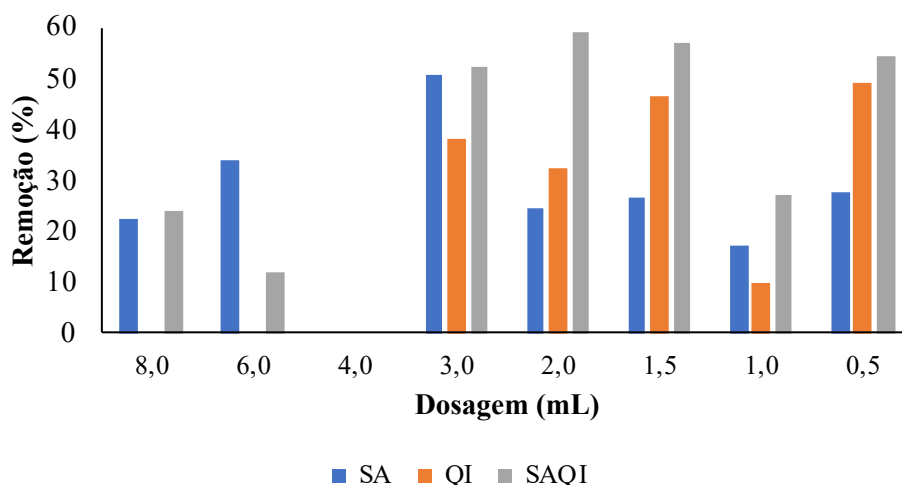
A Figura 3 apresenta os valores obtidos para o parâmetro cor aparente após o tratamento com SA, QI e SAQI. Pode-se observar que os dados apresentaram um *outlier*, correspondente à quinta campanha para o tratamento com QI, com valor igual a 125 uC e um *outlier*, correspondente à quinta campanha para o tratamento com SAQI, com valor igual a 82 uC. Observa-se ainda que, para nenhum coagulante utilizado, obteve-se simetria da distribuição dos dados, uma vez que a mediana não está localizada na parte central dos respectivos boxes. Quanto ao intervalo interquartílico, os dados obtidos com o uso do SA apresentaram maior intervalo com 23,0 uC, seguido do intervalo de 21,5 uC para o uso do coagulante QI e para o uso do coagulante SAQI o intervalo correspondeu a 14,5 uC. Com isso, observa-se que os resultados obtidos com o tratamento com SA apresentaram maior dispersão, se comparado aos demais.

Figura 3. Boxplot da cor aparente, em uC, presentes na água tratada.



A Figura 4 representa a eficiência de remoção com relação aos valores obtidos da água bruta nas campanhas, para o parâmetro cor aparente após o tratamento com SA, QI e SAQI.

Figura 4. Valores obtidos para eficiência de remoção da cor aparente.



Como ilustrado na Figura 4, para a dosagem de 8,0 mL e 6,0 mL não houve eficiência de remoção de cor aparente para a solução QI, enquanto que para a dosagem de 4,0 mL não houve eficiência de remoção para nenhuma das soluções. Com relação a melhor eficiência de remoção, para a solução SA foi com a dosagem de 3,0, para a solução QI foi com a dosagem de 0,5 mL, já para a solução SAQI foi com a dosagem de 2,0 mL de cada solução.

Ritter (2013) utilizou o quiabo como auxiliar de floculação e o coagulante policloreto de alumínio para tratar a água da ETA de Campo Mourão no Paraná que capta água do Rio do Campo, obtendo remoção de cor aparente em cerca de 96,6%.

Lima (2007) tratou a água do córrego Areal, na cidade de Itapema em Santa Catarina, utilizando o sulfato de alumínio e também uma combinação do coagulante sulfato de alumínio com o quiabo como auxiliar de floculação, obtendo máxima eficiência de remoção de cor aparente em cerca de 83,3% para ambas as situações.

Silva (2012) em seus estudos tratou a água do rio Guamá em Belém no Pará, obtendo a maior eficiência de remoção da cor aparente quando utilizado o coagulante sulfato de alumínio de 97%, enquanto que, utilizando apenas o quiabo foi de 89% e para a associação dos coagulantes/floculantes foi de 98%.

Siqueira et al. (2018) analisaram o desempenho de coagulantes naturais e químicos no tratamento de água bruta proveniente da bacia do Rio Pirapó no município de Maringá no Paraná, no qual observaram desempenho de remoção de cor aparente de até 76,5% quando utilizado o sulfato de alumínio.

Quanto utilizado o sulfato de alumínio, Pereira et al. (2015) visando comparar a eficiência no tratamento de amostras de águas preparadas, no Laboratório de Saneamento da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, com a utilização de coagulante natural e químico, encontrou em seus estudos porcentagem de remoção de cor aparente de até 99,47%.

Pimenta et al. (2017) a fim de comparar a eficiência no tratamento da água bruta do rio Santo Anastácio no estado de São Paulo, avaliou coagulantes químico, encontrando em seus estudos porcentagem de remoção de cor aparente quando utilizado o sulfato de alumínio de até 96,1%.

Nesse estudo observou-se remoção para a cor aparente menos expressivas que os apresentados na literatura, possivelmente por terem sido utilizadas metodologias diferentes das que foram utilizadas neste estudo, seja na preparação dos coagulantes ou com a utilização de água com outras de outras classes nos experimentos. Entretanto, mesmo com a versatilidade existente na metodologia de preparação dos coagulantes as respostas de sua utilização são positivas, para todas as possibilidades já estudadas.

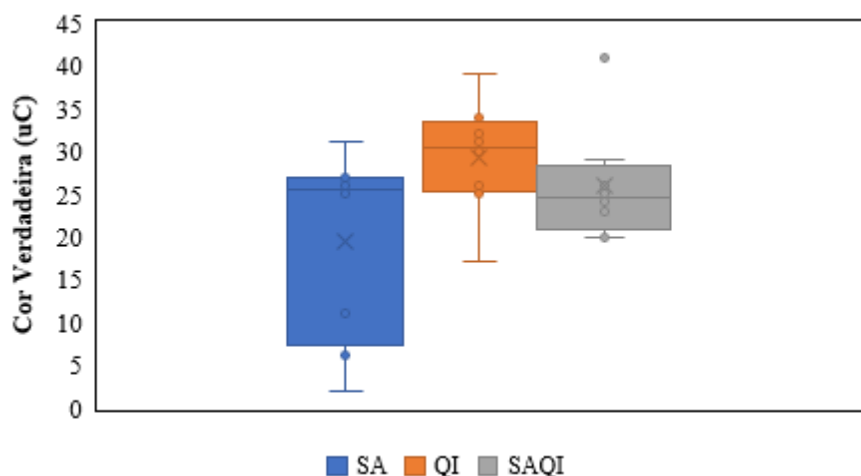
Destaca-se que, como resultado foram encontradas remoções de até 59,29%, 50,49% e 48,89%, para a associação do quiabo ao coagulante inorgânico, apenas para o tratamento com sulfato de alumínio e para o quiabo, respectivamente.

Parâmetro cor verdadeira

Pode-se visualizar na Figura 5, os dados referentes à cor verdadeira após o tratamento com SA, QI e SAQI. Observou-se que os dados apresentaram um *outlier*, correspondente à quinta campanha para o tratamento com SAQI, com valor igual a 41 uC. Observa-se ainda que, para os coagulantes SA e QI, ocorreu assimetria da distribuição dos dados, uma vez que a mediana não está localizada na parte central dos respectivos *boxes*. Quanto ao intervalo interquartílico, os dados obtidos com o uso do SA apresentaram maior intervalo com 19,75 uC, seguido do intervalo de 8,25 uC para o uso do coagulante QI e para o uso do coagulante SAQI 7,50 uC. Com isso, observa-se que os resultados obtidos com o tratamento com SA apresentaram maior dispersão, se comparado aos demais.

Apesar de Brasil (2021a) não dispor de limites para a cor verdadeira, buscou-se analisar este parâmetro para mostrar que, mesmo de forma simplificada, ou seja, mesmo que a pessoa não disponha de membrana para determinar a cor verdadeira na água e sim, de pano doméstico do qual apresenta porosidade mais expressiva que a membrana utilizada para se analisar a cor verdadeira, a uso do pano doméstico irá ajudar, parcialmente, na retenção da cor na água.

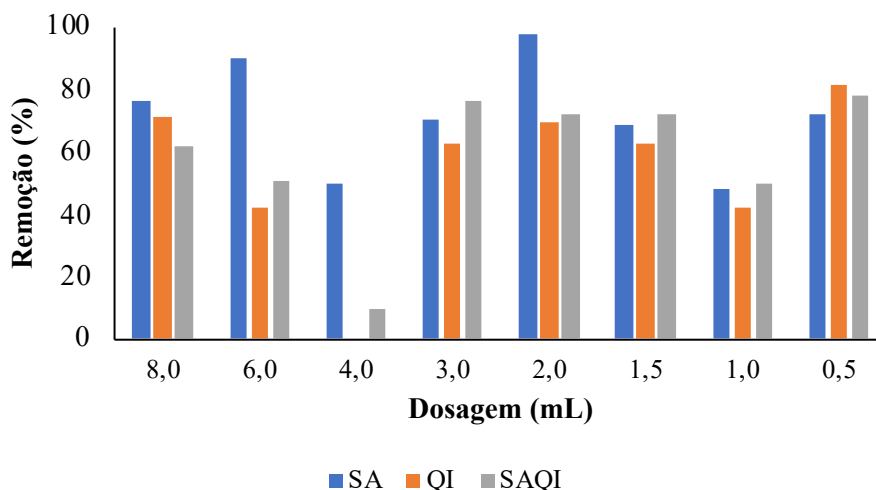
Figura 5. *Boxplot* da cor verdadeira, em uC, da água tratada.



A Figura 6 exibe a eficiência de remoção com relação aos valores obtidos da água bruta, para o parâmetro cor verdadeira após o tratamento com SA, QI e SAQI. Para a dosagem de 4,0 mL não houve eficiência de remoção de cor verdadeira para a solução QI. Com relação a melhor eficiência de

remoção, para a solução SA foi com a dosagem de 2,0 mL e eficiência de remoção de 97,53%, para a solução QI foi com a dosagem de 0,5 mL e eficiência de remoção de 81,11%, já para a solução SAQI foi com a dosagem de 0,5 mL e obteve-se eficiência de remoção de 77,78%.

Figura 6. Valores obtidos para eficiência de remoção da cor verdadeira.



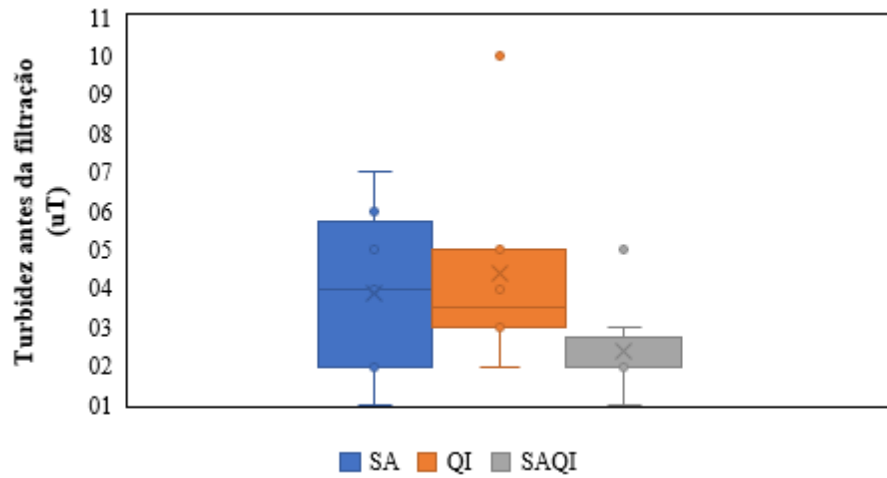
Santos et al. (2020), ao tratar a água proveniente do Rio Poxim em Sergipe, verificou a eficiência de remoção da cor verdadeira, ao utilizar sulfato alumínio, no qual foi obtida eficiência até 94,27%. Neste estudo, quando utilizado apenas o sulfato no tratamento da água, obteve-se eficiência de remoção de até 97,53%, o que retratou comportamento semelhante ao de Santos et al. (2020).

Parâmetro turbidez

Conforme a Portaria de Potabilidade nº 888 de 2021 do Ministério da Saúde (MS), o VMP da turbidez para atender aos padrões organolépticos é de 5 uT (Brasil 2021a). Com base nos resultados obtidos, para a solução SA dois resultados não atenderam ao VMP, sendo estes 7 uT para dosagem de 8,0 mL e 6 uT para a dosagem de 1,5 mL. Para a solução QI um resultado não atendeu ao VMP, sendo este 10 uT para dosagem de 8,0 mL e para a solução SAQI todos atenderam ao VMP de turbidez dos padrões organolépticos.

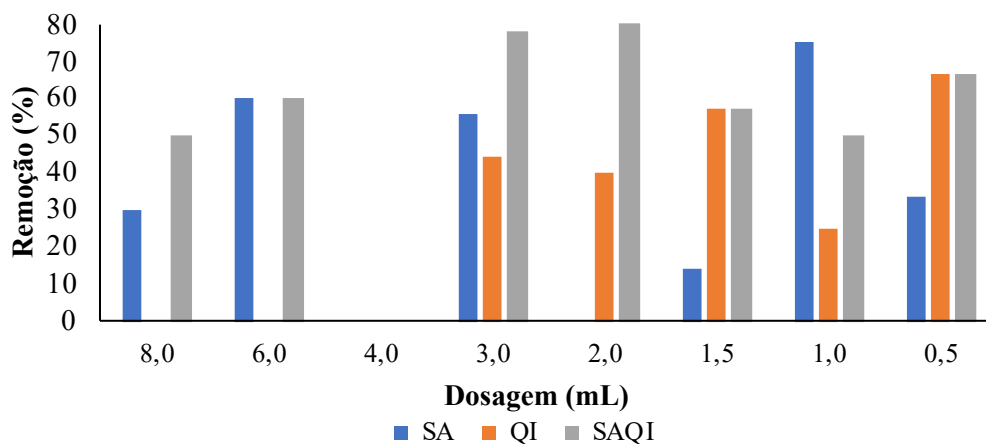
Com relação à dispersão dos dados de turbidez ilustrado na Figura 7, o intervalo interquartil para o tratamento do SA foi de 3,75 uT, sendo o maior, se comparado com os demais tratamentos, além de que, para nenhum dos coagulantes utilizados obteve-se simetria dos dados. Nota-se ainda que ocorreu um *outlier*, correspondente ao tratamento com QI (10 uT) e um *outlier*, correspondente ao tratamento com SAQI, com valor igual a 5 uT, ambos referentes à quinta campanha.

Figura 7. Boxplot da turbidez antes da filtração, em uT, da água tratada.



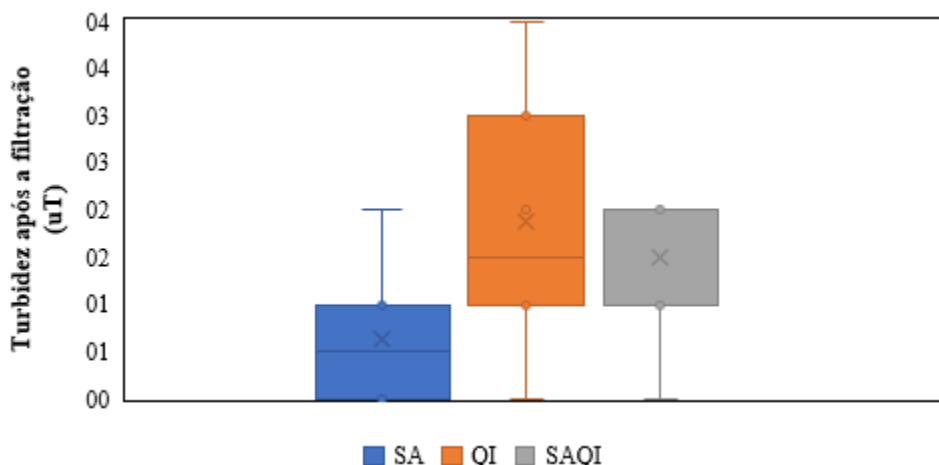
A Figura 8 apresenta informações de eficiência de remoção com relação aos valores obtidos da água bruta, para o parâmetro turbidez antes da filtração após o tratamento com SA, QI e SAQI.

Figura 8. Valores obtidos para eficiência de remoção da turbidez antes da filtração.



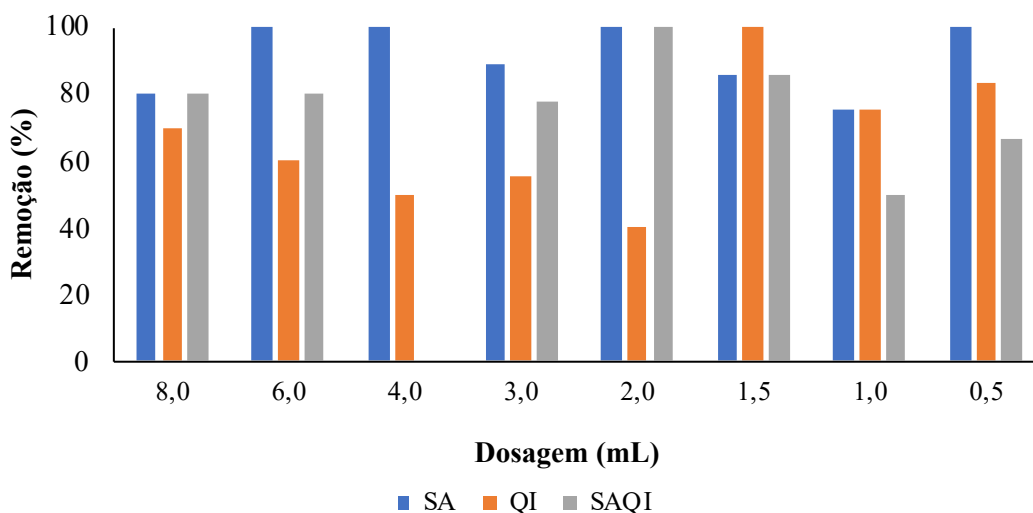
A Figura 9 ilustra os valores obtidos para o parâmetro turbidez após o tratamento com SA, QI e SAQI. Pode-se observar que os dados não apresentaram nenhum *outlier*, além de que, o tratamento com QI apresentou o maior intervalo interquartil para os dados de turbidez, correspondente a 2 uT. Ademais, para os coagulantes QI e SAQI não foi obtido simetria dos dados.

Figura 9. *Boxplot* da turbidez após a filtração, em uT, da água tratada.



A Figura 10 representa a eficiência de remoção com relação aos valores obtidos da água bruta, para o parâmetro turbidez após a filtração posterior ao tratamento com SA, QI e SAQI.

Figura 10. Valores obtidos para eficiência de remoção da turbidez após a filtração.



Sendo assim, para este presente estudo, como ilustrado na Figura 8, para a eficiência de remoção da turbidez antes da filtração, para a dosagem de 8,0 mL e 6,0 mL não houve eficiência de remoção de turbidez para a solução QI, para a dosagem de 2,0 mL não houve eficiência de remoção de turbidez para a solução SA, enquanto que a dosagem de 4,0 mL para nenhuma das soluções houve eficiência de remoção. Com relação a melhor eficiência de remoção, para a solução SA foi com a dosagem de 1,0 mL e obteve-se eficiência de remoção de 75,00%, para a solução QI foi com a dosagem de 0,5 mL e obteve-se eficiência de remoção de 66,67%, já para a solução SAQI foi com a dosagem de 2,0 mL e obteve-se eficiência de remoção de 80,00%. Essa resposta positiva de remoção da turbidez já era prevista, uma vez que Fahmi et al (2014) atribuiu esse desempenho à presença da proteína no quiabo agir como agente ativo no processo de coagulação.

Para a eficiência de remoção da turbidez após a filtração (Figura 10) a dosagem de 4,0 mL continuou sem oferecer eficiência de remoção de turbidez para a solução SAQI. Com relação a melhor eficiência de remoção, para a solução SA com as dosagens de 6,0 mL, 4,0 mL, 2,0 mL e 0,5 mL obteve-se eficiência de remoção de 100,00%, para a solução QI com a dosagem de 1,5 mL obteve-se eficiência de remoção de 100,00%, já para a solução SAQI com a dosagem de 2,0 mL obteve-se eficiência de remoção de 100,00%.

Carneiro-Marra et al. (2019) desenvolveram os seus estudos utilizando a água do Rio Ribeirão Arrudas de Belo Horizonte e constataram remoção de 88% da turbidez quando utilizado no tratamento da água o pó de quiabo associado ao coagulante inorgânico sulfato ferroso. Concluíram ainda que o pó do quiabo apresenta vantagem se comparada à mucilagem do quiabo, pelo fato do pó conter sítios ativos que favorecem a remoção das partículas coloidais.

Silva (2012), no tratamento de água do rio Guamá em Belém, encontrou eficiência de remoção da turbidez na utilização do sulfato de alumínio e o quiabo associados em torno de 94%, para o uso apenas do quiabo foi de 71% e para apenas do sulfato de alumínio foi de 92%.

Pereira et al. (2019) observaram que o uso quiabo como agente floculante associado ao sulfato de alumínio, foi eficaz no tratamento da água do rio Amazonas no estado do Amapá, estes obtiveram resultados de remoção de turbidez de até 92%, além de que, foi identificado que, de acordo com o aumento da quantidade da solução do pó do quiabo, maior era a taxa de remoção de turbidez.

Lima (2007), com a aplicação da solução de polímero orgânico do quiabo maduro, seco e pulverizado como agente floculante associado ao sulfato de alumínio, na água do rio Cuiabá que fica no Mato Grosso, encontrou resultados de remoção da turbidez de cerca de 92% para o tempo de sedimentação de 20 minutos, na associação entre o pó do quiabo com o sulfato de alumínio, enquanto que com o uso de apenas o coagulante inorgânico obteve eficiência de remoção de 88%, o que concluiu que, quando utilizados os coagulantes supracitado em parceria, a parcela de coagulante inorgânico pode ser reduzida.

Siqueira et al. (2018) analisaram o desempenho de coagulantes orgânicos e inorgânicos no tratamento de água bruta proveniente da bacia do Rio Pirapó no município de Maringá no Paraná, com obtenção de remoção de turbidez sem filtração quando utilizado o sulfato de alumínio de até 84,5%.

Pimenta et al. (2017) a fim de comparar a eficiência no tratamento da água bruta do rio Santo Anastácio no estado de São Paulo, avaliou coagulantes inorgânico e obtiveram resposta de remoção de turbidez sem filtração de até 91,8% quando utilizado o sulfato de alumínio.

Ressalta-se que nos resultados citados, foram pontuadas a turbidez sem a etapa da filtração após decantação, partindo deste princípio, os resultados que mais se aproximaram deste presente estudo para o caso de turbidez antes da filtração foi o de Carneiro-Marra et al. (2019) e em especial o de Lima (2007) que também utilizou os mesmos coagulantes/floculantes deste estudo com resultados pontuados na totalidade na remoção da turbidez.

Ainda para Lima (2007), ao tratar a água bruta do córrego Areal na cidade de Itapema em Santa Catarina, foram encontrados resultados de melhor eficiência de remoção da turbidez após a filtração com a utilização da associação dos coagulantes quiabo e sulfato de alumínio de 90%, enquanto que com o uso de apenas o sulfato de alumínio foi de 86%.

Santos et al. (2018), ao tratar água proveniente do Rio Poxim em Sergipe, verificou a eficiência de remoção para a turbidez após a filtração ao utilizar sulfato alumínio, para eficiência de até 100%.

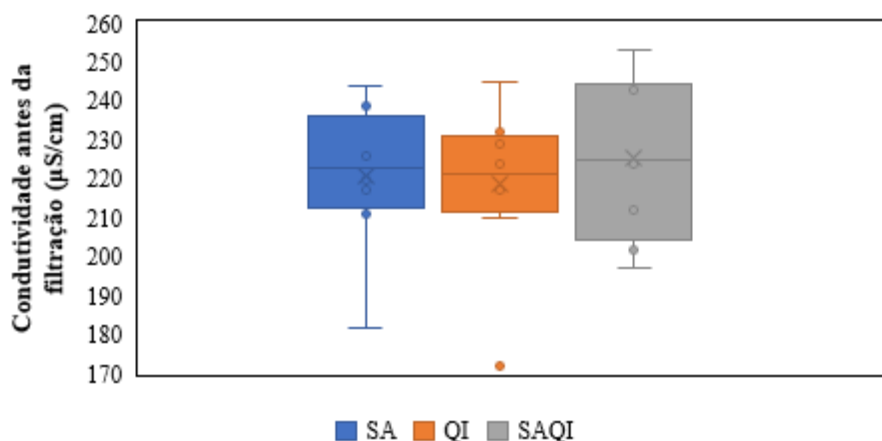
Ademais, destaca-se que, neste presente estudo, foi encontrada eficiência de remoção de turbidez após filtração de 100% com algumas dosagens para todos os coagulantes.

Parâmetro condutividade elétrica

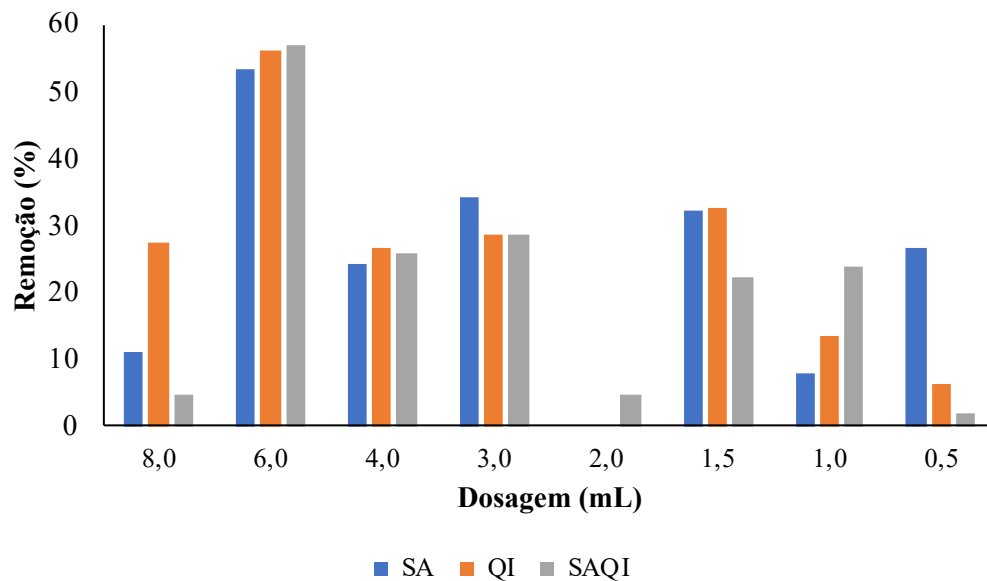
De acordo com os resultados obtidos, a média da condutividade elétrica antes da filtração após o tratamento com SA foi de 220,88 $\mu\text{S}/\text{cm}$, enquanto que após o tratamento com QI a média foi de 218,50 $\mu\text{S}/\text{cm}$, enquanto que, para o tratamento com SAQI a média foi de 225,25 $\mu\text{S}/\text{cm}$, sendo assim, segundo Mendes e Oliveira (2004) apud Neto et al. (2016), como ilustrado no Quadro 3, esta água após o tratamento com SA, QI e SAQI possui mineralização pouco acentuada e qualidade da água classificada como excelente.

A dispersão pode ser melhor observada com base na Figura 11, onde o intervalo interquartil para o tratamento do SAQI foi de 40 $\mu\text{S}/\text{cm}$, sendo este o maior se comparado com os demais tratamentos, além de que, para os coagulantes SA e SAQI, não foi obtido simetria dos dados. Pode-se observar que os dados apresentaram um outlier, correspondente à quinta campanha para o tratamento com QI, com valor igual a 172 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Figura 11. *Boxplot* da condutividade elétrica antes da filtração, em $\mu\text{S}/\text{cm}$, da água tratada.

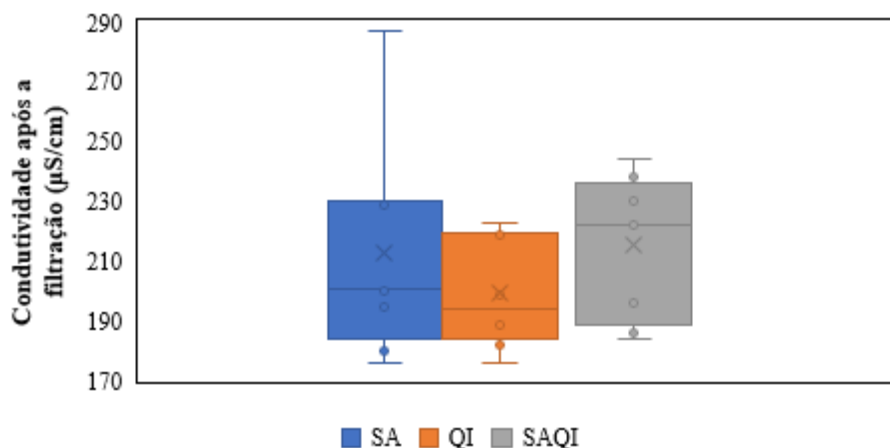


A Figura 12 apresenta o gráfico de eficiência de remoção com relação aos valores obtidos da água bruta nas campanhas, para o parâmetro condutividade elétrica antes da filtração posterior ao tratamento com SA, QI e SAQI.

Figura 12. Valores obtidos para eficiência de remoção da condutividade elétrica antes da filtração.

Portanto, para a dosagem de 2,0 mL não houve eficiência de remoção de íons dissolvidos (desmineralização) para as soluções de SA e QI. Com relação a melhor eficiência de remoção, para a solução SA, QI e SAQI a dosagem de 6,0 mL obteve a melhor eficiência, sendo estas 53,08%, 55,96% e 56,92% respectivamente.

O *boxplot* da Figura 13 apresenta os valores obtidos para o parâmetro condutividade elétrica após a filtração posterior ao tratamento com SA, QI e SAQI. Pode-se observar que os dados não apresentaram nenhum outlier. O maior intervalo interquartil foi para o SAQI, sendo este 47,50 $\mu\text{S}/\text{cm}$, além de disto, ressalta-se que para nenhum dos coagulantes utilizados obteve-se simetria dos dados.

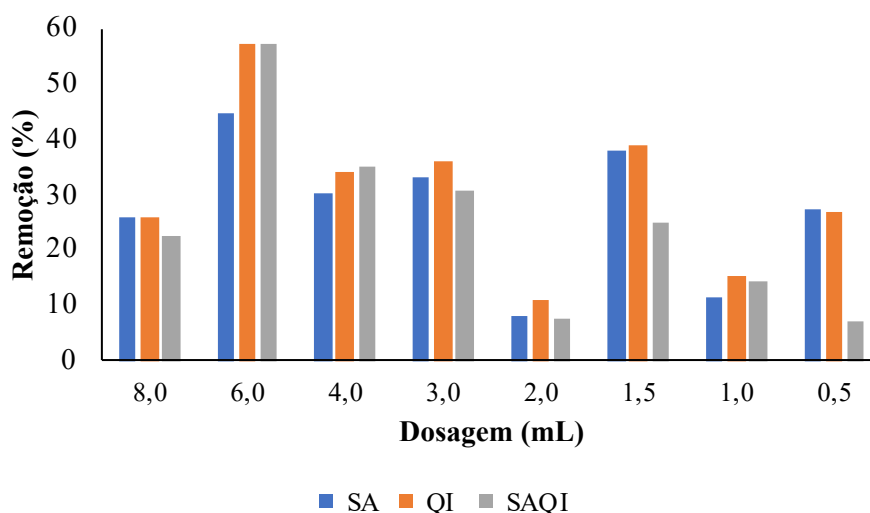
Figura 13. *Boxplot* da condutividade elétrica após a filtração, em $\mu\text{S}/\text{cm}$, da água tratada.

A média da condutividade elétrica após o tratamento com SA foi de 212,50 $\mu\text{S}/\text{cm}$, enquanto que após o tratamento com QI a média foi de 199,63 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e para o tratamento com SAQI a média foi de 215,25 $\mu\text{S}/\text{cm}$, sendo assim, de acordo com Mendes e Oliveira (2004) apud Queiroz Neto et al. (2016), como ilustrado no Quadro 3, esta água após tratamento com SA e SAQI possui também

mineralização pouco acentuada e qualidade da água classificada como excelente, já após o tratamento com QI possui mineralização fraca e qualidade da água classificada como excelente.

A Figura 14 representa eficiência de remoção com relação aos valores obtidos da água bruta nas campanhas, para o parâmetro condutividade elétrica após a filtração, posterior ao tratamento com SA, QI e SAQI.

Figura 14. Valores obtidos para eficiência de remoção da condutividade elétrica após a filtração.



Sendo assim, com relação a melhor eficiência de remoção, para a solução SA, QI e SAQI a dosagem de 6,0 mL obteve a melhor eficiência, sendo estas 44,81%, 57,12% e 57,31% respectivamente.

De acordo com Pádua e Heller (2010), a condutividade elétrica da água depende da quantidade de sais dissolvidos. Desta forma, com o aumento do período de duração da medição do parâmetro, os íons dissolvidos foram decantando no fundo do recipiente de coleta da água tratada. Assim, o decréscimo na eficiência de remoção para o SA ocorreu possivelmente por ter ocorrido um tempo maior de decantação para a medição deste parâmetro para água filtrada quando em comparação com antes da filtração, portanto, o maior tempo de decantação propiciou um maior acúmulo destes sais ao fundo do recipiente de coleta da água, que ao entrar em contato com o eletrodo do condutivímetro ocasionou resultado maior de condutividade elétrica ao final do período de medição.

Parâmetro pH

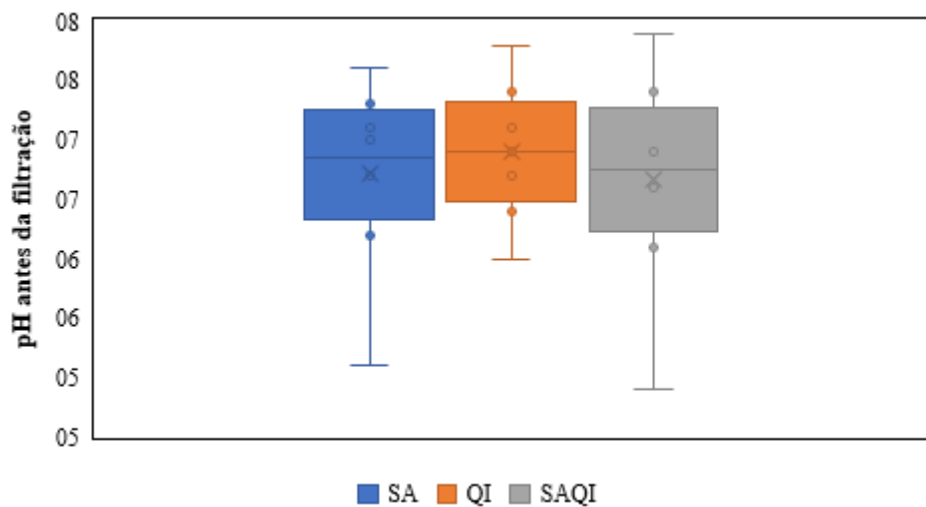
Conforme a Portaria de Potabilidade nº 888 de 2021 do Ministério da Saúde (MS), o valor aceitável estabelecido para o pH fica na faixa de 6,0 a 9,0 (Brasil 2021a). Com base nos resultados de pH antes da filtração, para a solução SA apenas um resultado não se enquadrou, sendo obtido pH de 5,1 para a dosagem de 8,0 mL. Para a solução SAQI também um resultado não se enquadrou, sendo obtido pH de 4,9 para a dosagem de 8,0 mL. Os demais resultados para as demais dosagens se enquadraram na faixa estabelecida pela Portaria de Potabilidade. Observa ainda pequena variação de pH entre o tratamento com as soluções SA, QI e SAQI, sendo que a dosagem que causou maiores alterações de valores de pH entre os tratamentos foi a de 8,0 mL.

Enquanto que, de acordo com os valores de pH após a filtração, observou-se comportamento similar ao pH antes da filtração, sendo assim, para a solução SA um resultado não se enquadrando, sendo obtido um pH de 5,0 para a dosagem de 8,0 mL e para a solução SAQI um resultado também não se enquadrando, sendo obtido um pH de 4,9 para a dosagem de 8,0 mL.

Além disso, os demais resultados para as demais dosagens também se enquadraram na faixa estabelecida pela Portaria de Potabilidade nº 888 de 2021 do Ministério da Saúde (MS) e houve pouca variação de pH entre o tratamento com as soluções SA, QI e SAQI, assim como o pH antes da filtração, o que ressalta que este parâmetro quase não sofreu influência com a filtração. Cabe salientar que houve maior alteração de valores de pH entre os tratamentos com a dosagem de 8 mL, tanto para o pH antes, quanto para o pH depois da filtração.

De acordo com a distribuição dos dados da Figura 15 para o pH antes da filtração e com os dados da Figura 16 para o pH após a filtração, para os dados após o tratamento com SA, QI e SAQI, observa-se que os dados não apresentaram nenhum *outlier*. Ademais, o maior intervalo interquartil para o pH antes e após a filtração foi para o SAQI, sendo 1,1 e 1,2, respectivamente. Para o pH antes da filtração, não houve simetria de dados para o coagulante SA, enquanto que, para o pH após a filtração para nenhum dos coagulantes utilizados obteve-se simetria dos dados.

Figura 15. Boxplot do pH antes da filtração.

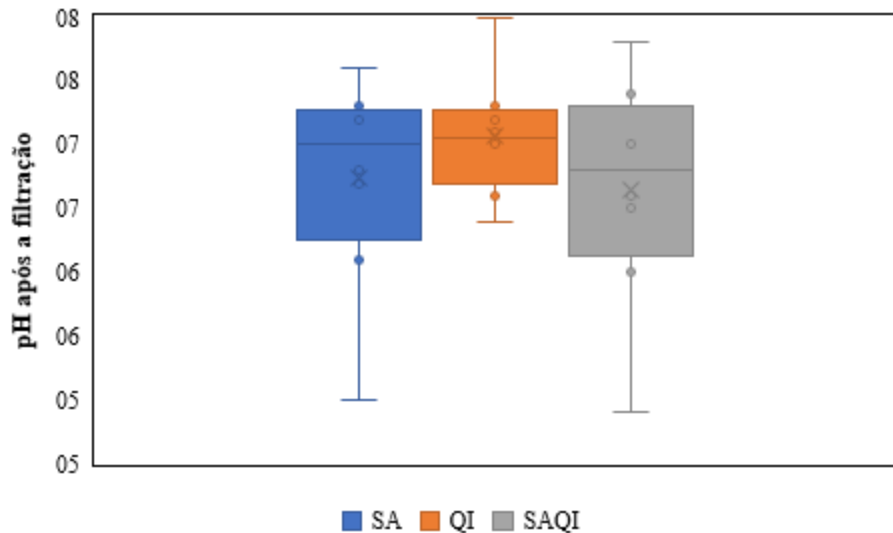


No estudo desenvolvido por Pereira et al. (2019), para tratar a água do Rio Amazonas no Amapá, utilizando o quiabo e o sulfato de alumínio separados e associados, quanto maior a quantidade de sulfato de alumínio na solução, menores foram os valores de pH. Neste presente estudo, observou-se comportamento similar, quanto maior eram as dosagens de sulfato de alumínio, o pH decresceu. De acordo com Coral et al. (2009) este comportamento pode ser justificado pelo fato de o sulfato de alumínio ser um coagulante ácido que consome a alcalinidade tendendo assim a abaixar consideravelmente o pH da solução.

Ainda de acordo com o estudo de Pereira et al. (2019), a maior parte das campanhas estudadas apresentaram valores mais expressivos de pH quando utilizado no tratamento o pó do quiabo, sendo estes mais próximos do pH aferido na água bruta. Este comportamento pode ser justificado pelo fato

de o quiabo ser um agente natural, não ocorreu consumo da alcalinidade do meio, logo o uso do biopolímero no tratamento de água não necessita de ajuste para o pH (Lee et al. 2015).

Figura 16. Boxplot do pH após a filtração.



Recomendação para escolha das dosagens adequadas

Diante dos dados apresentados observou-se que todas as situações estudadas com o uso de coagulantes/floculantes apresentaram remoção dos parâmetros estudados, o que confirma que os coagulantes estudados, individualmente ou associados, trazem benefícios para melhora na qualidade da água. De forma particular, com o intuito de retratar as possibilidades que podem ser reproduzidas nas comunidades rurais/isoladas, buscou-se destacar dentre as dosagens estudadas, as que são mais viáveis para a utilização prática.

Assim, quanto as dosagens mais adequadas, notou-se que as que promoveram melhores eficiências de remoção para o sulfato de alumínio (SA) foram duas dosagens, sendo estas 2,0 mL e 6,0 mL da concentração adotada, para tal, a dosagem adequada adotada foi a de 2,0 mL, pois de acordo com Kamiwada et al. (2020) menor quantidade de coagulante orgânico gera quantidade menor de lodo e conseqüentemente custo menor, já para o pó do quiabo (QI) a dosagem adequada adotada foi de 0,5 mL da concentração adotada e para estes associados (SAQI) foi de 2,0 mL.

Conclusão

Com base nas dosagens estudadas e que foram consideradas adequadas por promoveram melhores eficiências de remoção com o pH dentro do limite estabelecido pela Portaria de Potabilidade nº 888 de 2021 do Ministério da Saúde, para o sulfato de alumínio (SA) foi de 2 mL, para o pó do quiabo (QI) foi de 0,5 mL e para estes associados (SAQI) foi de 2 mL, para a concentração adotada.

Quanto às melhores eficiências de remoção, para cor aparente foi atingida utilizando SAQI, obtendo remoção de 59,26%, para a cor verdadeira ocorreu usando SA, obtendo remoção de 97,53%. Já para a turbidez antes da filtração a melhor eficiência de remoção foi atingida utilizando SAQI, obtendo eficiência de remoção de 80%, enquanto que para a turbidez após a filtração, as dosagens de 6 mL, 4

mL, 2 mL, 0,5 mL de SA, 1,5 mL de QI e 2 mL de SAQI, promoveram eficiência de remoção de 100%. Para a condutividade elétrica a dosagem de 6 mL de SAQI apresentou melhores eficiências de remoção.

Ademais, ressalta-se que todos os coagulantes estudados trouxeram situações de melhoria para a qualidade da água. Também foi observado que a etapa de filtração após a decantação traz resultados melhores ao que tange a eficiência de remoção de cor, turbidez e condutividade elétrica, sendo assim essencial.

Participação dos autores: ALAS - ideia do tema, levantamento bibliográfico, processamento dos dados primários e secundários, tabulação dos dados, análise dos dados, preparação da redação textual, processamento dos dados, desenvolvimento analítico; TSR: desenvolvimento analítico, processamento dos dados primários e secundários; DCGSM: ideia do tema, orientadora dos estudos, revisão textual do manuscrito.

Aprovação ética ou licença de pesquisa: Como o estudo não envolveu animais ou ser humano, não se buscou aprovação no conselho de ética.

Disponibilidade dos dados: Os dados estão disponibilizados no repositório da Universidade da qual todas as autoras estão vinculadas, uma vez que o artigo é fruto do trabalho de conclusão de curso (TCC) da primeira autora (<http://ri.ufs.br/jspui/handle/riufs/16300>).

Fomento: O estudo foi desenvolvido dos recursos da Universidade de vínculo das pesquisadoras.

Conflito de interesse: os autores declaram não haver conflito de interesse.

Referências

Almeida TS, Lima AJ, Souza LA, Michelin DCGS. 2021. Filtração em múltiplas etapas (FiME) modificada por materiais não convencionais. Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais 9(3):170-190. DOI: <https://doi.org/10.9771/gesta.v9i3.45440>.

APHA - American Public Health Association. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 2012. Washington, 724 p.

Balbinoti JR, Beghetto CL, Silva LA, Coral LA, Bassetti FJ. 2018. Uso de sementes de Moringa oleifera como agente coagulante para o tratamento de água. Revista Brasileira de Geografia Física 11:1748-1760. DOI: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v11.5.p1748-1760>.

Bernardino FG, Santos RP, Tavares AAM, Santos WB, Ferreira WB. Potencial de remoção de cor e turbidez com a aplicação de sulfato de alumínio associado ao carvão ativado em águas naturais. In: 30° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais... Natal, 2019.

Brasil. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. 2014. Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAs. Brasília, 116 p.

Brasil. Ministério da Saúde. Portaria do Gabinete do Ministro (GM) do Ministério da Saúde (MS) n 888, de 04 de maio de 2021a, p. 29. 2021.

Brasil. Ministério do Desenvolvimento Regional. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – Visão Geral - 2020. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental - Ministério das Cidades, 2021b. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/>>. Acesso em 04 abr. 2022.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Portaria n. 396, de 07 de abril de 2008.

Carneiro-Marra L, Sad L, Silva-Batista M. 2019. Evaluation of mucilage and powder of Okra as bio-flocculant in water treatment. **Revista Ion** 32:53-58. DOI:[10.18273/revion.v32n2-2019005](https://doi.org/10.18273/revion.v32n2-2019005).

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. 2013. Apêndice D - Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade, 46 p.

Coral LA, Bergamasco R, Bassetti FJB. 2009. Estudo da Viabilidade de Utilização do Polímero Natural (TANFLOC) em Substituição ao Sulfato de Alumínio no Tratamento de Águas para Consumo. Key Elements For A Sustainable World: Energy, Water And Climate Change.

Damke F, Pasini F. 2020. A importância da potabilidade da água no saneamento básico para a promoção da saúde pública no Brasil. *Revista Teccen* 13:8-15. DOI: <https://doi.org/10.21727/teccen.v13i1.2200>

Di Bernardo L, Dantas ADB, Voltan PEN. 2011. Tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água. São Carlos: LDiBe, p. 4.

Di Bernardo L, Sabogal Paz LP. 2008. Seleção de Tecnologia de Tratamento de Água. São Carlos: Editora LDIBE LTDA, v. 2, p. 682.

Fahmi MR, Hamidin N, Abidin CZA, Fazara MAU, Hatim MDI. 2014. Performance evaluation of okra (*Abelmoschus esculentus*) as coagulant for turbidity removal in water treatment. *Key Engineering Materials* 594:226-230. DOI: [10.4028/www.scientific.net/KEM.594-595.226](https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/KEM.594-595.226)

Gomes TVB, Souza TD, Bruzze PFB. 2017. Tratabilidade de Água Superficial Utilizando Coagulantes Naturais à Base de Tanino e Extratos de Sementes de Moringa oleífera. *Ensaios e Ciência: Ciências Biológicas Agrárias e da Saúde* 21:152-155. DOI: <https://doi.org/10.17921/1415-6938.2017v21n3p152-155>.

Kamiwada WY, Andrade PV, Reis AG. 2020. Emprego do cloreto de polialumínio em estudos de tratabilidade de água de abastecimento via coagulação, floculação e sedimentação. *Engenharia Sanitária e Ambiental* 25:667-676. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-4152202020180005>.

Kurniawan SB, Abdullah SRS, Imron MF, Said NSM, Ismail NI, Hasan HÁ, Othman AR, Purwanti IF. 2020. Challenges and opportunities of bio-coagulant/bio-flocculant application for drinking water and wastewater treatment and its potential for sludge recovery. *International journal of environmental research and public health* 17:9312. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph17249312>.

- Lee CS, Chong MF, Robinson J, Binner E. 2015. Optimisation of extraction and sludge dewatering efficiencies of bio-flocculants extracted from *Abelmoschus esculentus* (okra). *Environ Manage* 1:320-325. DOI: [10.1016/j.jenvman.2015.04.028](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.04.028).
- Libânio M. 2010. Fundamento de qualidade e tratamento de água. Campinas: Editora Átomo, p. 28-134.
- Lima Júnior RN, Abreu FOMS. 2018. Produtos naturais utilizados como coagulantes e floculantes para tratamento de águas: uma revisão sobre benefícios e potencialidades. *Revista Virtual de Química* 10:713-735. DOI: [10.21577/1984-6835.20180052](https://doi.org/10.21577/1984-6835.20180052).
- Lima PR, Almeida IV; Vicentini VEP. 2020. Os diferentes tipos de coagulantes naturais para o tratamento de água: uma revisão. *Evidência* 20:9-22. DOI: <https://doi.org/10.18593/eba.24704>.
- LIMA, G. J. de A. 2007. Uso de polímero natural do quiabo como auxiliar de floculação e filtração em tratamento de água e esgoto. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Curso de Engenharia Ambiental, p. 4-154.
- Michelan DCGS, Santos WNA, Rosa TS, Santos DG, Jesus RCS. 2021. Uso do coagulante/floculante emergente à base de moringa no tratamento de água com verificação da composição e toxicidade do lodo produzido: tratamento de água com Moringa e toxicidade do lodo. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental* 26:955-963. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220200314>.
- Moura, RFVB. 2021. Técnicas simplificadas de tratamento de água: roteiros para utilização. Universidade Federal de Sergipe, Curso de Engenharia Civil, 85p.
- Pádua VLD, Heller L. 2010. Abastecimento de água para consumo humano. Belo Horizonte: Editora UFMG, p. 299-322.
- Pereira ER, Francisco AA, Theodoro JDP, Bergamasco R, Fidelis R. 2015. Comparação entre a aplicação do coagulante natural Moringa oleifera e do coagulante químico sulfato de alumínio no tratamento de água com diferentes níveis de turbidez. *Enciclopédia Biosfera* 11:3010.
- Pereira TIO, Meira LDAS, Sousa MEA. 2019. Uso da mucilagem do quiabo como agente floculante no tratamento da água do rio Amazonas. *Anais 28º Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalurgia Extrativa*.
- Pimenta JAA, Ferreira JWS, Nicolau HG, Furuya DEG, Silva LMSS, Paz Júnior GJ. 2017. Avaliação do sulfato de alumínio, policloreto de alumínio e cloreto férrico no tratamento de água bruta do rio Santo Anastácio. In: *Colloquium Exactarum* 9:38-56. DOI: <https://doi.org/10.5747/ce.2017.v09.n3.e203>
- Queiroz Neto ML, Medeiros MKS, Florêncio FDC, Souza Júnior PL. 2016. Análise da qualidade da água subterrânea utilizada no abastecimento urbano: um estudo de caso em poços tubulares no município de São Rafael/RN. *Anais 7º Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental Campina Grande/PB*.
- Quesada HB, Vernasqui LG, Souza RM, Teixeira GG, Medeiros FVS. 2019. Influência da concentração e do tempo de sedimentação no uso de *Abelmoschus Esculentus* (L.) Moench (quiabo) como auxiliar de floculação. *Enciclopédia Biosfera* 16:2373-2382. DOI: https://doi.org/10.18677/EnciBio_2019A181.

Ritter CM. 2013. Estudo da utilização de polímeros naturais *Abelmoschus esculentus* (L.) Moench (Malvaceae) e *Moringa oleifera* Lam (Moringaceae) no tratamento de água de abastecimento. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curso de Engenharia Ambiental, 53 p.

Santos Júnior JL, Santos LAR, Lima AJ, Michelan DCGS. 2020. Tratamento de água por filtração lenta com meio filtrante composto de areia e resíduo sustentável de maravalha. Anais 13º Encontro de Recursos Hídricos em Sergipe.

Santos WNA, Michelan DCGS, Santos DG, Batista IF. 2018. Avaliação do uso dos coagulantes sulfato de alumínio e tanino vegetal em parâmetros de tratamento de água para abastecimento humano. REDE-Revista Eletrônica do PRODEMA 1:23-34. DOI: <https://doi.org/10.22411/rede2020.1401.02>.

Silva ES. 2013. O uso de coagulantes orgânicos no tratamento de água como forma de gerar conhecimento na área de química. Anais 13º congresso nacional de iniciação científica CONIC SEMESP 1:1-6.

Silva JSE. 2012. Estudo da utilização de polímeros naturais como auxiliares de floculação no tratamento de água para fins industriais. Universidade Federal do Pará, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, 114 p.

Silva SEM, Silva AC, Ribeiro AS, Cruz SH. 2014. Uso do quiabo (*Abelmoschus Esculentus*) como floculante na desestabilização de emulsões óleo/água. HOLOS 3:256-263. DOI: <https://doi.org/10.15628/holos.2014.1774>.

Siqueira APS, Silva CN, Rezende LCSH, Milani RG, Yamaguchi NU. 2018. Análise da performance dos coagulantes naturais *moringa oleifera* e tanino como alternativa ao sulfato de alumínio para o tratamento de água. Enciclopédia Biosfera 15:18. DOI: https://doi.org/10.18677/EnciBio_2018A112

Stroher AP, Menezes ML, Pereira NC, Bergamasco R. 2013. Utilização de coagulantes naturais no tratamento de efluente proveniente de lavagem de jeans. Engevista 15: 255-260. DOI: <https://doi.org/10.22409/engevista.v15i3.445>.



Esta obra está licenciada com uma *Licença Creative Commons Atribuição Não-Comercial 4.0 Internacional*.