SCIENTIA PLENA
www.scientiaplena.org.br
VOL. 22, NUM. 09 2026
doi: 10.14808/sci.plena.2026.094301

Tratamento primário da água produzida por coagulação lastreada: uma abordagem sustentável utilizando resíduos de crustáceos e moluscos

Primary treatment of produced water by ballasted coagulation: a sustainable approach using crustacean and mollusk waste

M. T. Andonof[1]*; R. P. Silva Oliveira [2]; J. A. Freitas[3]

[1]*Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais, Universidade Federal de Sergipe, 49107-230, São Cristóvão-SE, Brasil*
[2]*Departamento de Engenharia de Petróleo, Universidade Federal de Sergipe, 49107-230, São Cristóvão-SE, Brasil*
[3]*Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Sergipe, 49107-230, São Cristóvão-SE, Brasil*

**myandonof@gmail.com*
(Recebido em 04 de agosto de 2026; aceito em 28 de setembro de 2026)

A água produzida (AP), subproduto da indústria de petróleo e gás, apresenta altos teores de sólidos suspensos, compostos orgânicos, hidrocarbonetos e metais pesados. Diante das exigências legais e da demanda por sustentabilidade, este trabalho avaliou a eficiência do tratamento físico-químico da AP por coagulação/floculação lastreada com microareia e com resíduos de crustáceos e moluscos (biolastro). A pesquisa dividiu-se em duas etapas: (I) caracterização da AP e seleção do coagulante de maior eficiência; e (II) aplicação do coagulante selecionado em sistemas com diferentes agentes de lastro. A AP *in natura* ultrapassou os limites legais para sólidos suspensos totais (SST) e óleos e graxas (TOG). Dentre os agentes testados (sulfato de alumínio (SA), cloreto férrico (CF) e policloreto de alumínio (PAC)), o SA (0,2 g/L) destacou-se com remoções de 88,79% de SST e 91,24% de TOG, além do melhor custo-benefício. Enquanto o lastro com microareia (5 g/L) apresentou desempenho equivalente ao processo convencional, o biolastro (5 g/L) promoveu ganhos adicionais de remoção de 5,78% para SST e 1,32% para TOG. Ademais, o biolastro não alterou o perfil de metais da amostra, reforçando sua viabilidade ambiental. Assim, o biolastro surge como uma alternativa sustentável à microareia, promovendo a valoração de resíduos marinhos e contribuindo para o desenvolvimento de tecnologias mais limpas no tratamento de AP.
Palavras-chaves: coagulação, água produzida, mariscos.

Produced water (PW), a byproduct of the oil and gas industry contains high levels of suspended solids, organic compounds, hydrocarbons, and heavy metals. Driven by regulatory requirements and the demand for sustainability, this study evaluated the efficiency of physical-chemical PW treatment using ballasted coagulation/flocculation with microsand and seafood waste from crustaceans and mollusks (bio-ballast). The research was carried out in two stages: (I) PW characterization and selection of the most efficient chemical coagulant; and (II) application of the selected coagulant in systems using different ballasting agents. Raw PW exceeded regulatory limits for total suspended solids (TSS) and total oil and grease (TOG). Among the coagulants tested (aluminum sulfate (AS), ferric chloride (FC), and polyaluminum chloride (PAC)), AS (0.2 g/L) achieved the best performance, with removal efficiencies of 88.79% for TSS and 91.24% for TOG, alongside the best cost-benefit ratio. While ballasting with microsand (5 g/L) yielded performance equivalent to the conventional process, bio-ballast (5 g/L) provided additional removal gains of 5.78% for TSS and 1.32% for TOG. Furthermore, bio-ballast did not alter the sample's metal profile, reinforcing its environmental feasibility. Thus, bio-ballast emerges as a sustainable alternative to microsand, promoting the valorization of marine waste and contributing to the development of cleaner technologies in PW treatment.
Keywords: coagulation, produced water, shellfish.

1. INTRODUÇÃO

A indústria de petróleo e gás é uma das maiores geradoras de efluentes oleosos, principalmente a água produzida (AP), formada durante o desenvolvimento dos campos e o processamento do petróleo [1]. Esse subproduto apresenta composição complexa, contendo

sólidos suspensos, alta salinidade, compostos orgânicos, como BTEX, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) e metais pesados, o que exige tratamentos adequados para atender às normas ambientais e permitir seu descarte ou reuso [2, 3].

Na ausência de tratamentos adequados, esses efluentes podem contaminar os recursos hídricos superficiais e subterrâneos, representando riscos à saúde humana e ao meio ambiente, tornando seu manejo uma questão de grande relevância socioambiental [2, 3].

A legislação de cada país estabelece limites para o teor de óleo em efluentes descartados. No Brasil, a Resolução CONAMA n° 430/2011 limita a concentração de óleo mineral a 20 mg/L, enquanto a Resolução CONAMA n° 393/2007 estabelece que o lançamento de AP no mar deve atender à concentração média mensal de até 29 mg/L de óleos e graxas e um limite diário máximo de 42 mg/L [4, 5].

Para atender a esses padrões, o tratamento da AP combina métodos convencionais, como separação centrífuga, sedimentação, coagulação e floculação, adaptados às características do efluente [1, 6]. Entre esses processos, a coagulação/floculação destaca-se pela eficiência, simplicidade e baixo custo, promovendo a desestabilização das partículas coloidais e a formação de flocos sedimentáveis [7, 8].

Os reagentes utilizados nesses processos incluem sais metálicos, polímeros sintéticos e naturais. Coagulantes como sulfato de alumínio, cloreto férrico e policloreto de alumínio são amplamente utilizados; entretanto, sua aplicação pode demandar elevadas dosagens, ajustes de pH, além de resultar na geração de lodo de difícil manejo, aumentando os custos operacionais e os desafios associados à disposição desse resíduo [3, 9, 10].

Como alternativa ao método convencional, a coagulação/floculação lastreada tem como princípio a adição de um material de lastro, como a microareia, que aumenta a densidade dos flocos e, consequentemente, sua velocidade de sedimentação [11, 12].

Zafisah et al. (2020) [13], no tratamento de água, obtiveram até 90% de remoção de turbidez utilizando areia como material de lastro, enquanto Saththasivam et al. (2024) [14], no tratamento de água oleosa, obtiveram até 94% de remoção de óleo e reduziram o tempo de sedimentação de 90 para 15 min. Embora esses estudos tenham sido conduzidos em diferentes matrizes aquosas, os resultados obtidos quanto à remoção de sólidos e óleo e à redução do tempo de sedimentação indicam que a coagulação/floculação lastreada apresenta características promissoras para investigação no tratamento da AP.

Contudo, apesar das vantagens associadas ao uso de materiais de lastro, a extração de microareia pode causar impactos ambientais significativos, incluindo contaminação de águas subterrâneas, alterações morfológicas e perda de biodiversidade [15, 16].

Nesse contexto, a utilização de materiais alternativos provenientes de resíduos surge como uma possibilidade de reduzir a dependência de materiais minerais convencionais e, simultaneamente, promover a valorização de resíduos. Entre essas alternativas, destacam-se resíduos de organismos marinhos, como conchas de ostras e exoesqueletos de crustáceos, que apresentam componentes minerais e orgânicos com potenciais para uso como agentes de lastro [17].

Embora materiais alternativos já tenham sido investigados como agentes de lastro [12, 13], não foram identificados, na literatura consultada, estudos que empregassem resíduos de ostras, caranguejos, siris e guaiamuns como agentes de lastro especificamente para o tratamento da AP.

Assim, esta pesquisa propõe: (i) analisar o coagulante químico de melhor desempenho no tratamento da AP por coagulação/floculação; e (ii) com base no coagulante mais eficiente, aplicar o processo de coagulação/floculação lastreada utilizando microareia e resíduos de ostras, caranguejos, siris e guaiamuns (biolastro), buscando avaliar o potencial do biolastro como material de lastro e sua aplicabilidade como alternativa à microareia, contribuindo para o desenvolvimento de tecnologias mais eficientes e ambientalmente responsáveis para o tratamento da AP.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Aquisição dos Materiais

As amostras de AP foram coletadas em Pirambu (SE). Utilizaram-se como coagulantes cloreto férrico (97%), sulfato de alumínio (97%) e PAC (18%), adquiridos de fornecedores especializados. A microareia (sílica) foi obtida de uma empresa que opera com o processo ACTIFLO®.

O biolastro foi produzido a partir de mistura, em proporções mássicas iguais, de exoesqueletos de crustáceos: caranguejo (*Ucides cordatus* Linnaeus, 1763), siri (*Callinectes sapidus* Rathbun, 1869), guaiamum (*Cardisoma guanhumi* Latreille, 1828) e de conchas de moluscos bivalves: ostras (*Crassostrea rhizophorae* Guilding, 1828 e *Crassostrea brasiliana* Lamarck, 1819), coletados no estado de Sergipe.

Após a coleta, as conchas de ostras e os exoesqueletos dos crustáceos foram lavados e imersos em água por 24h. Em seguida, os resíduos foram submetidos a um pré-tratamento ácido com solução de HCl 1M (1:10 m/v) por 6 h, sendo posteriormente lavados até atingirem pH neutro. A secagem foi realizada em estufa (modelo SL-100/180) a 100°C por 1h. Para a obtenção da fração granulométrica utilizada nas etapas subsequentes, as conchas de ostras foram moídas em moinho de bolas (modelo TE-350), enquanto os exoesqueletos dos crustáceos foram triturados manualmente com o auxílio de cadinho e pistilo.

2.2 Métodos Analíticos

A caracterização da AP e dos materiais utilizados como lastro foi realizada por meio de diferentes métodos analíticos. A temperatura foi determinada conforme o método 2550B-SM [18]; o pH, de acordo com a ABNT NBR 9251:1986 [19]; e a turbidez, pelo método 2130B-SM [18]. Os sólidos totais (ST), sólidos dissolvidos totais (SDT) e sólidos suspensos totais (SST) foram determinados conforme os métodos 2540B-SM, 2540C-SM e 2540D-SM, respectivamente [18]. O teor de óleos e graxas (TOG) foi obtido conforme a ABNT NBR 13348:2016 [20], enquanto as concentrações de bário (Ba) e manganês (Mn) foram determinadas pela técnica 3120-SM [18].

A análise granulométrica da microareia e dos resíduos das conchas de ostras e os exoesqueletos dos crustáceos foram realizadas segundo a ABNT NBR 7182:2016 [21]. A caracterização físico-química dos materiais foi realizada pelas técnicas de espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier (FTIR) (Perkin Elmer Spectrum Two FTIR, 4000–400 cm^{-1}, pastilhas com KBr) e difração de raios X (DRX) (Rigaku RINT PC DMAX Ultima+, 20–80° 2θ, passo 0,0498°, ânodo Cu). A caracterização morfológica foi realizada por microscopia eletrônica de varredura (MEV) (TESCAN VEGA LMS, ampliações de 100× a 10000×).

2.3 Testes de Coagulação e Floculação

Os ensaios de coagulação/floculação foram realizados com base no procedimento descrito por Das et al. (2023) [22], com adaptações às condições experimentais deste estudo. Utilizou-se Jar-Test (Policontrol, Floc Control II), com 500 mL de AP por jarro e dosagens de coagulante de 0,1; 0,2; 0,3 e 0,4 g/L. A mistura rápida foi realizada por 10 min, a G = 190 s^{-1}, seguida de mistura lenta por 20 min, a G = 18 s^{-1}, e sedimentação por 30 min. Após a sedimentação, o sobrenadante foi coletado para análise, sendo os ensaios realizados em triplicata.

Inicialmente, foram realizados ensaios de coagulação/floculação sem e com ajuste de pH para 7,0, avaliando-se a remoção de SST, turbidez e TOG. O ajuste de pH foi realizado com solução de hidróxido de sódio (NaOH) a 1 M. Esses ensaios preliminares foram utilizados para selecionar o coagulante e a dosagem com melhor relação custo-eficiência, conforme os critérios apresentados no subitem 2.4. A condição selecionada foi posteriormente utilizada nos ensaios

com lastreamento, nos quais foram avaliadas concentrações de material de lastro de 1,0; 2,5 e 5,0 g/L [12, 13].

2.4 Custo-Eficiência dos Coagulantes Químicos

A relação custo-eficiência do tratamento (C_f) de coagulação/floculação foi avaliada com base em três critérios: a dosagem aplicada de cada coagulante (D_g), seu valor comercial em dólares (C_c), referente ao ano de 2025, e a eficiência de remoção de SST (R_s), como demostrado na Eq. (1). Com o intuito de identificar o coagulante mais economicamente viável e tecnicamente eficaz para o tratamento da AP [22]. A condição selecionada nessa etapa foi posteriormente utilizada nos ensaios de coagulação/floculação com lastreamento.

$$C_f = \frac{C_c + D_g}{R_s} \qquad \text{Eq. (1)}$$

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os experimentos e análises foram conduzidas de forma a determinar as melhores condições do processo de coagulação (tratamento primário) da AP, levando em consideração eficiência e custo na utilização de diferentes coagulantes químicos e distintos materiais de lastro.

3.1 Caracterização da AP (AP)

A Tabela 1 apresenta valores de parâmetro físico-químicos considerados no presente estudo, permitindo determinar a origem, o grau de contaminação e a necessidade de tratamento da AP.

O pH 5,40 ± 0,07 indica um meio levemente ácido, condição comum em águas produzidas devido à presença de CO_2 dissolvido, ácidos orgânicos e substâncias provenientes do reservatório [23]. A turbidez de 245,33 ± 0,42 NTU, revela uma elevada concentração de partículas suspensas e gotículas de óleo, reforçando a necessidade de etapas eficientes de tratamento.

A salinidade, na ordem de 10^5 mg/L, confirma que se trata de uma água altamente salina, típica de ambientes *offshore* e de formações geológica profundas, o que pode interferir na eficiência dos coagulantes e nos mecanismos de agregação de partículas [23, 24].

Os ST e SST apresentaram valores médios de $(5{,}15 \pm 4{,}88) \times 10^2$ mg/L e $(4{,}23 \pm 5{,}65) \times 10^2$ mg/L, respectivamente, evidenciando que grande parte da carga de sólidos está na forma de partículas não dissolvidas. Já os SDT, com $(9{,}19 \pm 1{,}63) \times 10^1$ mg/L, representam a fração solúvel remanescente.

Tabela 1: Parâmetros Físico-químicos da AP Amostral.

Parâmetros	Valores médios
pH	5,40 ± 0,07
Turbidez (NTU)	245,33 ± 0,42
Salinidade (mg/L)	$(1{,}19 \pm 3{,}25) \times 10^5$
ST (mg/L)	$(5{,}15 \pm 4{,}88) \times 10^2$
SDT (mg/L)	$(9{,}19 \pm 1{,}63) \times 10^1$
SST (mg/L)	$(4{,}23 \pm 5{,}65) \times 10^2$
TOG (mg/L)	810,33 ± 4,04

Por fim, TOG atingiu 810,33 ± 4,04 mg/L, valor muito acima dos limites permitidos pela Resolução CONAMA nº 393/2007 e pela Resolução CONAMA n° 430/2011 para descarte, o

que confirma que a AP apresenta uma carga orgânica significativa e demanda tratamento eficiente antes de qualquer destinação.

3.2 Influência do pH no desempenho dos coagulantes Químicos

Testes foram realizados utilizando coagulantes sulfato de alumínio ($Al_2(SO_4)_3.18H_2O$), cloreto férrico ($FeCl_3$) e policloreto de alumínio ($Al_n(OH)_mCl_{3n-m}$) em diferentes dosagens (0,1–0,4 g/L), comparando-se o desempenho no pH natural do efluente ($\approx 5{,}40 \pm 0{,}07$) e após ajuste para valores próximos da neutralidade (≈ 7,0) (Tabela 2). Observou-se que, na ausência de coagulante, a simples correção do pH já promoveu discreta redução da turbidez (cerca de 37%), indicando leve contribuição do ajuste químico para a agregação de partículas [25].

De modo geral, os coagulantes apresentaram maior eficiência quando aplicados em pH ajustado. Para o sulfato de alumínio, as remoções passaram de aproximadamente 40–44% no pH natural para valores entre 75% e 91% em pH 7,0, sendo o melhor desempenho obtido na dosagem de 0,2 g/L. Tendência semelhante foi observada para o cloreto férrico, que apresentou remoções superiores a 90% em pH ajustado, destacando-se as dosagens de 0,2 e 0,3 g/L, enquanto no pH natural as reduções permaneceram próximas de 50%. O policloreto de alumínio também demonstrou forte dependência do pH, elevando a remoção de cerca de 15–51% para até 96% após o ajuste, com melhor resultado na dosagem de 0,2 g/L.

Tabela 2: Efeito da dosagem dos coagulantes e do pH na redução de turbidez da AP.

Coagulante	Concentração do Coagulante (g/L)	pH sem ajuste	Redução de Turbidez sem ajuste (%)	pH ajustado	Redução de Turbidez com ajuste (%)
Sem Coagulante	—	5,40± 0,07	—	7,05 ± 0,05	37,41 ± 0,42
Sulfato de Alumínio	0,1	5,40± 0,07	44,10 ± 0,42	7,00 ± 0,01	58,29 ± 1,77
	0,2		42,45 ± 0,26	7,05 ± 0,05	90,79 ± 1,10
	0,3		40,01 ± 1,06	7,00± 0,01	74,80 ± 1,77
	0,4		18,02 ± 0,28	7,00± 0,01	42,05 ± 1,77
Cloreto Férrico	0,1		50,52 ± 0,48	7,02± 0,02	58,59 ± 3,84
	0,2		54,35 ± 0,20	7,02± 0,02	90,87 ± 2,50
	0,3		51,29 ± 0,50	7,02± 0,02	93,51 ± 0,65
	0,4		48,10 ± 0,31	7,01± 0,01	41,10 ± 0,50
Policloreto de Alumínio	0,1		31,44 ± 0,26	7,02± 0,02	93,11 ± 0,20
	0,2		51,26 ± 0,51	7,00± 0,01	95,64 ± 0,80
	0,3		28,36 ± 0,68	7,05± 0,05	65,96 ± 0,90
	0,4		15,14 ± 0,20	7,02± 0,02	47,01 ± 2,00

Entretanto, na dosagem de 0,4 g/L, todos os coagulantes apresentaram redução na eficiência de remoção, indicando efeito de superdosagem. O excesso de coagulante compromete a desestabilização das partículas, podendo causar reversão de carga e reestabilização coloidal, o que dificulta a formação e sedimentação dos flocos [26].

Além da turbidez, avaliou-se a eficiência do processo de coagulação na remoção de SST, comparando-se o desempenho no pH natural do efluente (5,40 ± 0,07) e após ajuste para valores próximos da neutralidade (≈ 7,0) (Tabela 3). Observou-se que o ajuste de pH, mesmo na ausência de coagulante, promoveu redução de aproximadamente 15% dos SST, indicando que a neutralização parcial das cargas superficiais favorece a aproximação e a sedimentação de parte das partículas presentes.

No pH natural, o desempenho dos coagulantes foi limitado. O sulfato de alumínio apresentou remoções variando de cerca de 8% a 45%, o cloreto férrico entre 14% e 44% e o policloreto de alumínio entre 8% e 44%, evidenciando a moderada eficiência do processo em meio mais ácido,

condição na qual a formação de espécies hidrolisadas responsáveis pela desestabilização coloidal é menos favorecida [25].

Após o ajuste para pH próximo de 7,0, verificou-se aumento expressivo na remoção de SST nas condições avaliadas. Para o sulfato de alumínio, as reduções atingiram até 72,9% na dosagem de 0,2 g/L, enquanto o cloreto férrico alcançou aproximadamente 71,1% na mesma concentração. De forma semelhante, o policloreto de alumínio apresentou remoção máxima de cerca de 71,8%, também em 0,2 g/L.

Entretanto, na dosagem 0,4 g/L, observou-se uma diminuição da eficiência de remoção. Embora a desestabilização inicial ainda ocorra, o excesso de espécies hidrolisadas pode provocar reversão de carga e reestabilização coloidal, dificultando a agregação e a sedimentação dos flocos [26].

Tabela 3: Efeito da dosagem dos coagulantes e do pH na redução de SST da AP.

Coagulante	Concentração do Coagulante (g/L)	pH sem ajuste	Redução de SST sem ajuste (%)	pH ajustado	Redução de SST com ajuste (%)
Sem Coagulante	—	5,40± 0,07	—	7,05 ± 0,05	15,07 ± 5,65
Sulfato de Alumínio	0,1	5,40± 0,07	7,67 ± 1,74	7,00 ± 0,01	48,79 ± 1,88
	0,2		44,78 ± 0,95	7,05 ± 0,05	72,86 ± 1,15
	0,3		31,84 ± 0,79	7,00± 0,01	61,97 ± 1,15
	0,4		19,72 ± 2,44	7,00± 0,01	34,15 ± 2,13
Cloreto Férrico	0,1		36,6 ± 3,71	7,02± 0,02	51,24 ± 4,79
	0,2		43,5 ± 2,00	7,02± 0,02	71,14 ± 2,20
	0,3		33,8 ± 2,01	7,02± 0,02	65,80 ± 1,25
	0,4		13,88 ± 1,63	7,01± 0,01	19,97 ± 3,74
Policloreto de Alumínio	0,1		40,4 ± 2,11	7,02± 0,02	63,10 ± 4,72
	0,2		43,9 ± 1,02	7,00± 0,01	71,84 ± 1,25
	0,3		21,4 ± 2,13	7,05± 0,05	43,86 ± 4,71
	0,4		8,03 ± 1,88	7,02± 0,02	13,96 ± 2,10

Esses resultados confirmam que o desempenho do processo de coagulação é significativamente influenciado pelo pH do meio, uma vez que valores próximos à neutralidade favorecem a formação de espécies hidrolisadas e hidróxidos metálicos insolúveis, responsáveis pela desestabilização coloidal e formação de flocos [3, 25]. Assim, a etapa de ajuste de pH para aproximadamente 7,0 foi adotada como condição padrão nos ensaios subsequentes, visando maximizar a eficiência de remoção de turbidez e otimizar o tratamento.

3.3 Tratamento da AP com Sulfato de Alumínio (SA)

A adição de diferentes dosagens de SA($Al_2(SO_4)_3$) nas diferentes dosagens (0,1; 0,2; 0,3 e 0,4 g/L) à amostra de AP resultou em uma variação significativa do pH final da solução. Os valores médios finais do pH observados foram, respectivamente, 5,92; 5,22; 4,40 e 4,17, demonstrando uma queda acentuada em relação ao pH inicial de 7,00 (Figura 1). A dissociação do SA libera íons Al^{3+} (Eq. (2)), que sofrem hidrólise em água, formando $Al(OH)_3$(s) e H^+ (Eq. (3)). A produção de prótons promove o consumo da alcalinidade e redução do pH, efeito que se intensifica com o aumento da dosagem do coagulante [3].

$$Al_2(SO_4)_3 \leftrightarrow 2Al^{3+} + 3SO_4^{2-} \quad \text{Eq. (2)}$$

$$Al^{3+} + 3H_2O \leftrightarrow \boldsymbol{Al(OH)_{3(s)}} + 3H^+ \quad \text{Eq. (3)}$$

O efeito da dosagem do SA, também foi avaliado em relação aos SST e ao TOG (Figura 1). A dose mais eficiente foi 0,2 g/L, resultando em remoções de 72,86% ((1,15 ± 1,15) × 10^2 mg/L) de SST e de 91,24% (71,00 ± 1,00 mg/L) de TOG. Segundo Saritha et al. (2017) [27], a faixa de 0,1 a 0,3 g/L é eficiente para processos de coagulação/floculação para esse coagulante, especialmente em amostras com elevada turbidez ou alto teor de sólidos, pois nessa janela, ocorre a neutralização de cargas sem sobra significativa de coagulante residual. De forma semelhante Turna e Yıldız et al. (2024) [28], demonstraram que doses moderadas de SA, dentro dessa mesma faixa, maximizam a remoção de contaminantes em diferentes matrizes industriais.

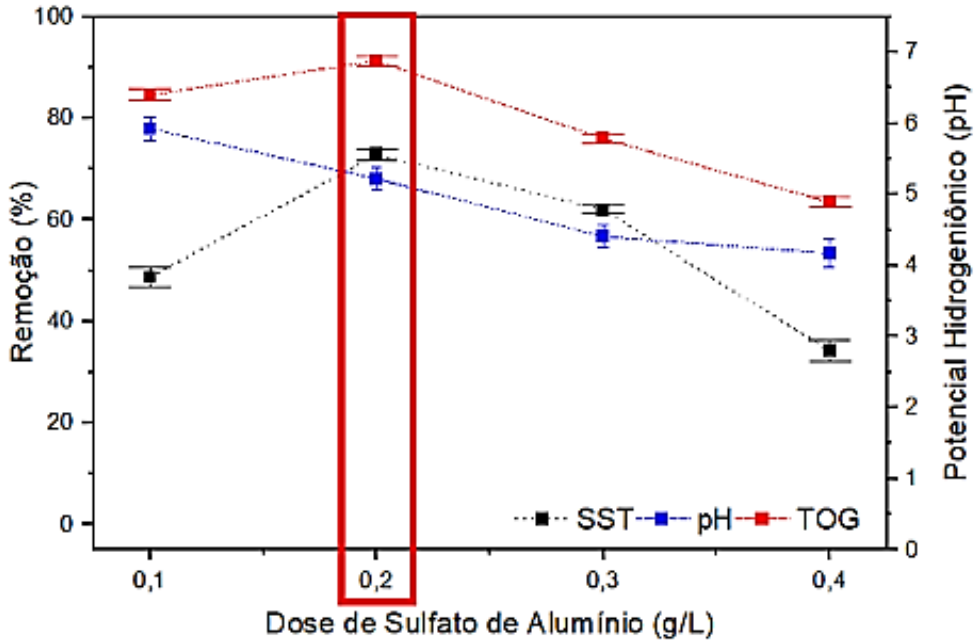


Figura 1: Influência da dosagem de SA na remoção de SST e TOG e no pH.

Na Figura 2, apresenta-se um comparativo da turbidez do efluente tratando com SA em relação com a AP *in natura*, ambos avaliados à temperatura ambiente. Na dosagem de 0,1 g/L, a clarificação ainda é limitada, com presença de turbidez residual, indicando quantidade insuficiente de coagulante para promover desestabilização completa das partículas.

Em 0,2 g/L observa-se a maior transparência do sobrenadante em concordância com a eficiência de remoção de turbidez de 90,79%. Esse desempenho está associado ao fato de que, nessa condição, o pH final permanece próximo da faixa ideal para a formação de espécies hidrolisadas de alumínio altamente efetivas na neutralização de cargas e no crescimento de flocos. Assim, a combinação entre dose adequada e pH favorável favorece a formação de agregados maiores e mais densos, o que maximiza a remoção de turbidez e de partículas suspensas [29].

Para as dosagens de 0,3 e 0,4 g/L, embora ainda ocorra remoção de partículas, percebe-se redução da eficiência visual quando comparada a 0,2 g/L, com aumento da turbidez residual. Esse comportamento aponta que deve ser proporcional à quantidade de partículas coloidais presentes na suspensão; quando há excesso de coagulante, pode ocorrer a reversão de cargas na superfície da partícula coloidal, promovendo sua a reestabilização, e, consequentemente, reduzindo a eficiência do processo de coagulação/floculação [22].

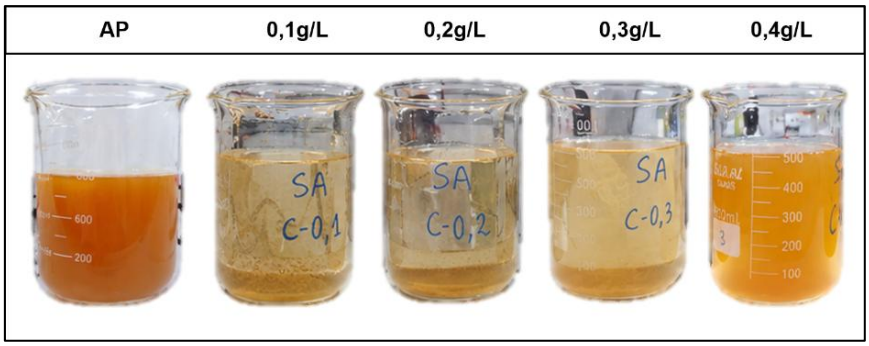


Figura 2: Turbidez do efluente tratado com SA.

Dessa forma, a análise de turbidez corrobora os resultados quantitativos, confirmando a existência de uma dosagem ótima em torno de 0,2 g/L, na qual a combinação entre concentração adequada de coagulante e pH favorável maximiza a formação de agregados maiores e a remoção de turbidez.

3.4 Tratamento da AP com Cloreto Férrico (CF)

A amostra de AP foi submetida a um tratamento de coagulação com CF ($FeCl_3$), utilizando concentrações de 0,1; 0,2; 0,3 e 0,4 g/L. Com o aumento da concentração do coagulante, observou-se uma queda progressiva no pH da solução, cujos valores médios foram 5,85; 4,91; 3,65 e 2,48, respectivamente (Figura 3). Essa redução acentuada do pH é motivada pela hidrólise do cloreto férrico (Eq. (4) a (7)) com a formação do agente coagulante, o hidróxido de ferro (III) ($Fe(OH)_3(s)$), um precipitado sólido (insolúvel). Em consequência disso, a capacidade de tamponamento da solução é superada, ocorrendo um aumento na acidez [22].

$$FeCl_3 \leftrightarrow Fe^{3+}_{(aq)} + 3Cl^{-}_{(aq)} \quad \text{Eq. (4)}$$

$$Fe^{3+}_{(aq)} + H_2O \leftrightarrow Fe(OH)^{2+}_{(aq)} + H^{+}_{(aq)} \quad \text{Eq. (5)}$$

$$Fe(OH)^{+2}_{(aq)} + H_2O \leftrightarrow Fe(OH)^{+}_{2(aq)} + H^{+}_{(aq)} \quad \text{Eq. (6)}$$

$$Fe(OH)^{+}_{2(aq)} + H_2O \leftrightarrow \boldsymbol{Fe(OH)_{3(S)}} + H^{+}_{(aq)} \quad \text{Eq. (7)}$$

O efeito da dosagem de CF apresentou melhor desempenho na remoção de SST na concentração de 0,2 g/L, promovendo uma redução de 71,14% ($(1,22 \pm 2,60) \times 10^2$ mg/L), além da remoção de 89,72% (83,33 ± 1,53 mg/L) para o TOG (Figura 3). Esses resultados são coerentes com os estudos de Turna e Yıldız et al. [28], que relataram elevada eficiência do CF na remoção de óleo e turbidez em efluentes da indústria de óleos vegetais e de Das et al. [22] que identifica o CF como um dos coagulantes mais eficazes e economicamente viáveis para o tratamento de AP. Assim, o desempenho obtido neste estudo confirma o potencial do cloreto férrico como agente eficiente na remoção de sólidos e compostos oleosos.

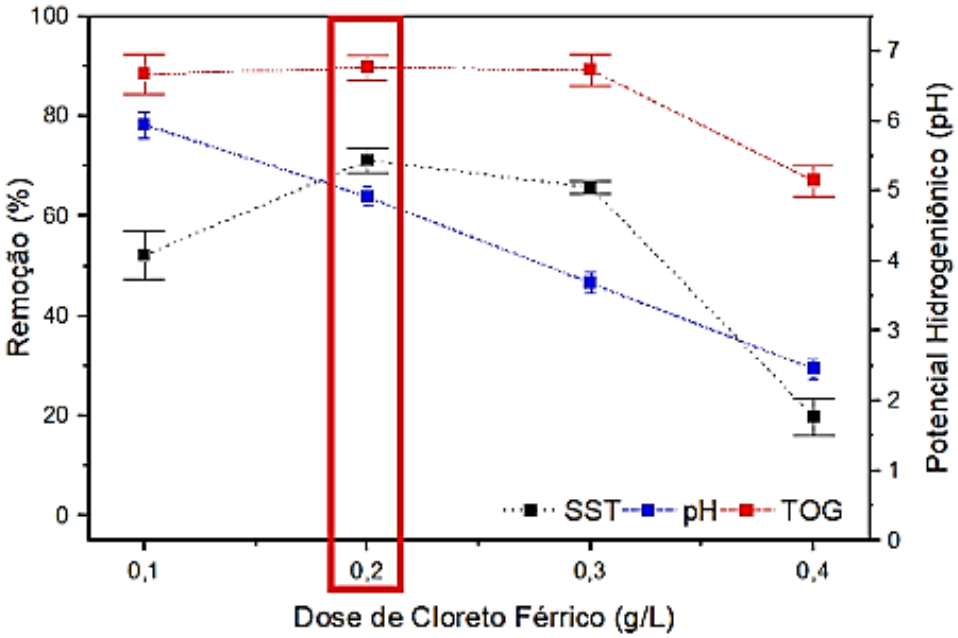


Figura 3: Influência da dosagem de CF na remoção de SST e TOG e no pH.

A Figura 4 apresenta a comparação da turbidez do efluente tratando com CF e da AP *in natura*, sob condições de temperatura ambiente. Na dosagem de 0,1 g/L percebesse uma clarificação ainda é parcial, com presença de turbidez residual, sugerindo quantidade insuficiente de coagulante para promover desestabilização efetiva dos coloides.

Em 0,2 g/L verifica-se a maior transparência do sobrenadante, condição que corresponde à maior eficiência de remoção de turbidez (90,87%). Esse desempenho está associado ao mecanismo químico do CF que, ao ser hidrolisado (Eq. (5) e (6)), forma espécies como $Fe(OH)^{2+}$ e $Fe(OH)_2^{+}$, capazes de neutralizar as cargas negativas dos coloides e iniciar a formação de flocos. Nessa dosagem, o equilíbrio entre neutralização de cargas e precipitação dos hidróxidos férricos favorece a formação de flocos densos e sedimentáveis, maximizando a remoção de turbidez e SST [22, 29].

Para as dosagens de 0,3 e 0,4 g/L, embora ainda ocorra coagulação, observa-se perda de claridade quando comparada à condição ótima, assim como observado com o SA, o aumento da dosagem de CF além da concentração ideal não resultou em melhorias significativas na remoção de partículas. Esse comportamento pode ser atribuído à reversão de cargas na superfície das partículas coloidais, fenômeno que levou a reestabilização dos coloides. Portanto, a dosagem do coagulante deve ser cuidadosamente ajustada, uma vez que doses excessivas comprometem a eficiência do tratamento [3, 22].

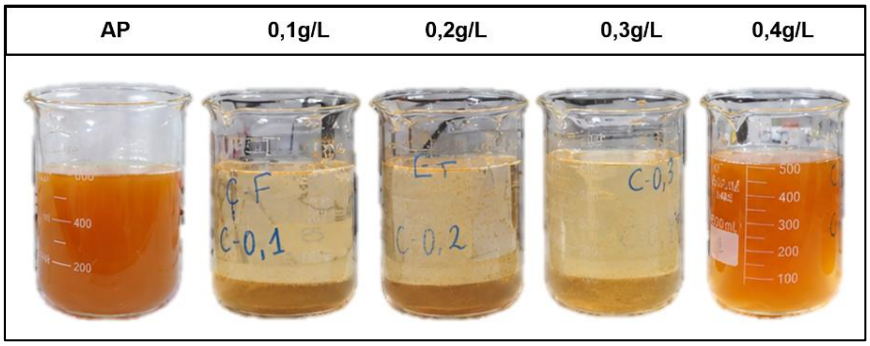


Figura 4: Turbidez do efluente tratado com CF.

Assim, a análise de turbidez evidencia a existência de uma dosagem ótima em torno de 0,2 g/L, na qual o equilíbrio entre neutralização de cargas e precipitação de hidróxidos férricos maximiza a remoção de turbidez e SST.

3.5 Tratamento da AP com Policloreto de Alumínio (PAC)

Ao aplicar PAC ($Al_n(OH)_mCl_{(3n-m)}$) na amostra de AP em concentrações de 0,1; 0,2; 0,3 e 0,4 g/L, observou-se a redução no pH do meio, com valores médios de 5,06, 4,29, 4,15 e 3,99, respectivamente (Figura 5). Essa redução ocorre porque, ao se dissolver na água, o PAC libera íons alumínio (Al^{3+}), que reagem com a água, formando hidróxido de alumínio ($Al(OH)_3$, íons de hidrogênio (H^+), resultando na acidificação da solução, reduzindo o pH. Os íons cloreto (Cl^-) permanecem em solução apenas como contra íons, sem participação direta no processo (Eq. (8)) [3].

$$Al_n(OH)_mCl_{(3n-m)} + (3n-m)H_2O \rightarrow \boldsymbol{nAl(OH)_{3(s)}} + (3n-m)H^+ + (3n-m)Cl^- \quad \text{Eq. (8)}$$

A dosagem de 0,2 g/L de PAC apresentou o melhor desempenho, promovendo remoções de 71,84% ((1,19 ± 1,25) × 10^2 mg/L) dos SST e 89,84% (82,33 ± 2,52 mg/L) do TOG (Figura 5). Esse resultado está de acordo com estudos que mostram que o PAC atua por desestabilização eletrostática das partículas, reduzindo as cargas superficiais e favorecendo a formação de flocos mais densos e sedimentáveis, o que possibilita elevada eficiência mesmo em baixas dosagens [30].

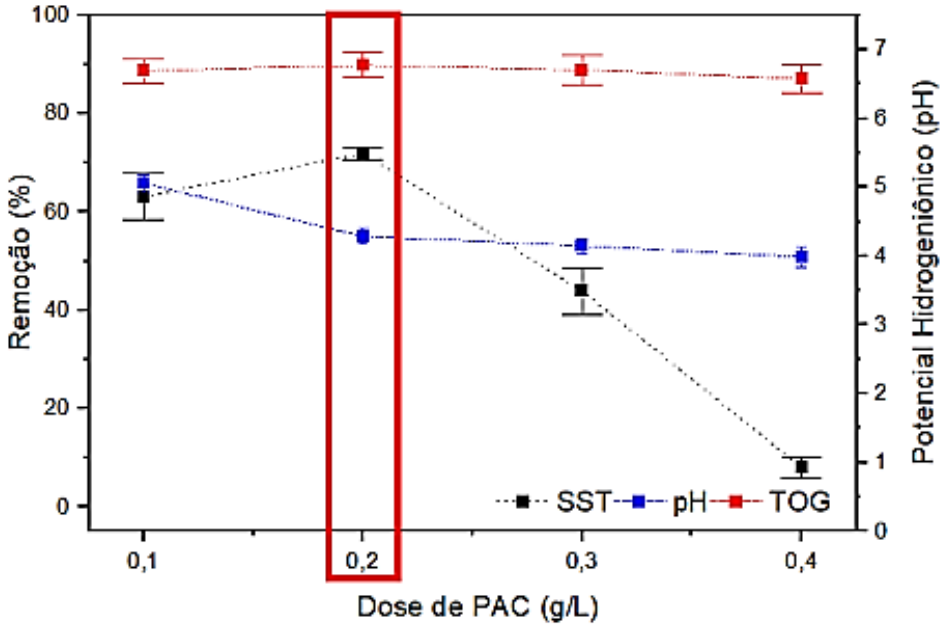


Figura 5: Influência da dosagem de PAC na remoção de SST e TOG e no pH.

Na Figura 6 é apresentado um comparativo da turbidez do efluente tratado utilizando PAC e da AP *in natura*, ambos em temperatura ambiente. Podemos observar que na dosagem de 0,1 g/L, a redução da turbidez ainda é insuficiente, devido a presença de sólidos finos dispersos.

Em 0,2 g/L verifica-se a condição de maior claridade do sobrenadante, correspondendo ao melhor desempenho do processo, com remoção de turbidez em torno de 95,61%. Esse desempenho está associado ao comportamento químico do PAC, que, em pH adequado, hidrolisa-se rapidamente, formando espécies polinucleares altamente carregadas e elas

aumentam a neutralização de cargas das partículas coloidais e favorecem a formação de flocos maiores, densos e estáveis, capazes de sedimentar com maior eficiência [29].

Para as dosagens de 0,3 e 0,4 g/L, apesar de ainda ocorrer coagulação, observa-se que assim como com os coagulantes anteriores, houve um aumento da turbidez residual em relação à condição ótima, sugerindo que o excesso de coagulante pode causar reestabilização parcial das partículas ou gerar excesso de sólidos metálicos no meio [3, 22].

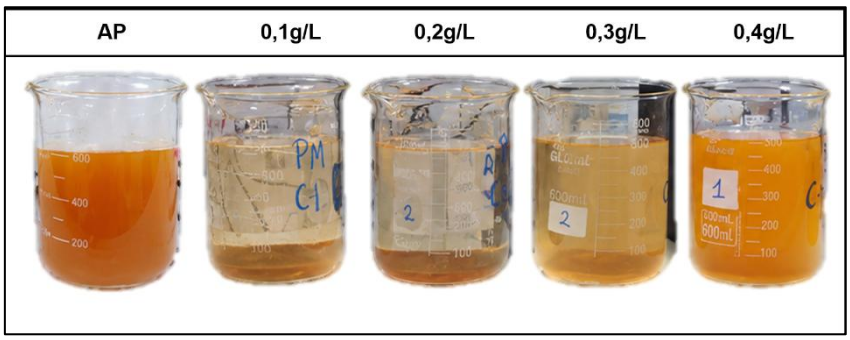


Figura 6: Turbidez do efluente tratado com PAC.

Assim, a turbidez confirma a existência de uma dosagem ótima próxima de 0,2 g/L, na qual a combinação entre concentração adequada de PAC e pH favorável maximiza a formação de flocos estáveis e a remoção de turbidez do efluente.

3.6 Custo dos Coagulantes Químicos

A análise da relação custo-eficiência desempenha um papel fundamental na escolha do processo de tratamento de efluentes. Nesse sentido, foi realizada uma avaliação do custo-eficiência do tratamento da AP em escala laboratorial, considerando a Eq. (1). A Tabela 4 apresenta os resultados dessa análise para o tratamento da AP com os três coagulantes empregados, adotando-se as condições ótimas determinadas para cada agente coagulante.

Tabela 4: Avaliação de custos para o tratamento de AP usando os coagulantes.

	Coagulantes		
	SA	**CF**	**PAC**
Dose do coagulante usado (kg 10 $^{-3}$ L^{-1})	0,2	0,2	0,2
Custo comercial do coagulante (USD kg^{-1})	14,34	30,16	26,56
Custo de tratamento (USD L^{-1})	0,0029	0,0060	0,0053
Remoção de Sólidos Suspensos (kg [SST] L^{-1})	0,000115	0,000122	0,000119
Custo-Eficiência do Tratamento (USD kg [SST] $^{-1}$) *	25,22	49,18	44,54

*Os valores entre parênteses representam a pontuação de classificação pelo tratamento mais barato por unidade de eficiência de remoção de SST (%).

Os três coagulantes avaliados foram aplicados na dosagem de 0,2 g/L, dosagem na qual apresentaram maiores valores de remoção de SST, porém mostram diferenças significativas nos custos e na eficiência. Como evidenciado na tabela, o SA apresentou o menor custo de tratamento, como o valor de 25,22 USD kg [SST] $^{-1}$, sendo o de melhor custo-eficiência. O PAC obteve um custo-eficiência de 44,54 USD kg [SST] $^{-1}$, ficando em 2º lugar. E o CF teve o maior custo de tratamento (49,18 USD kg [SST] $^{-1}$), sendo classificado em 3º lugar. Logo, o SA foi selecionado para os experimentos de coagulação lastreada por ter apresentado o menor custo-eficiência.

3.7 Granulométrica da Microareia e do Biolastro

Após moagem e peneiramento, foi selecionada a fração da amostra compreendida entre 75 µm e 150 µm, correspondente às partículas que passaram pela peneira #100 e ficaram retidas na peneira #200.

Essa escolha se justifica pelo fato de que aproximadamente 86% da microareia encontra-se nessa faixa granulométrica. Assim, para fins de comparação, a fração granulométrica do biolastro (mistura em proporções iguais de exoesqueletos de crustáceos e cochas de molusco) utilizada foi a mesma da microareia.

3.8 Difratometria de Raios X (DRX)

O difratograma da amostra de mircroareia (Figura 7) apresenta picos intensos e bem definidos, indicando um material altamente cristalino. O pico de maior intensidade ocorre na região 26,5° (101), característico do quartzo, sugerindo que esta é a fase mineralógica dominante. Outro pico relevante aparece em torno de 21° (100), compatível com as estruturas lamelares de silicatos ou minerais acessórios [31].

Picos adicionais podem ser observados nas regiões 50º (003), 68º (121) e 73,4º (203), reforçando a presença de fases secundárias. A forma estreita dos picos e o baixo ruído de fundo demonstram que o material possui alta cristalinidade e pouca fração amorfa. Ou seja, o difratograma indica que a microareia é predominantemente composta por quartzo (SiO_2) [31].

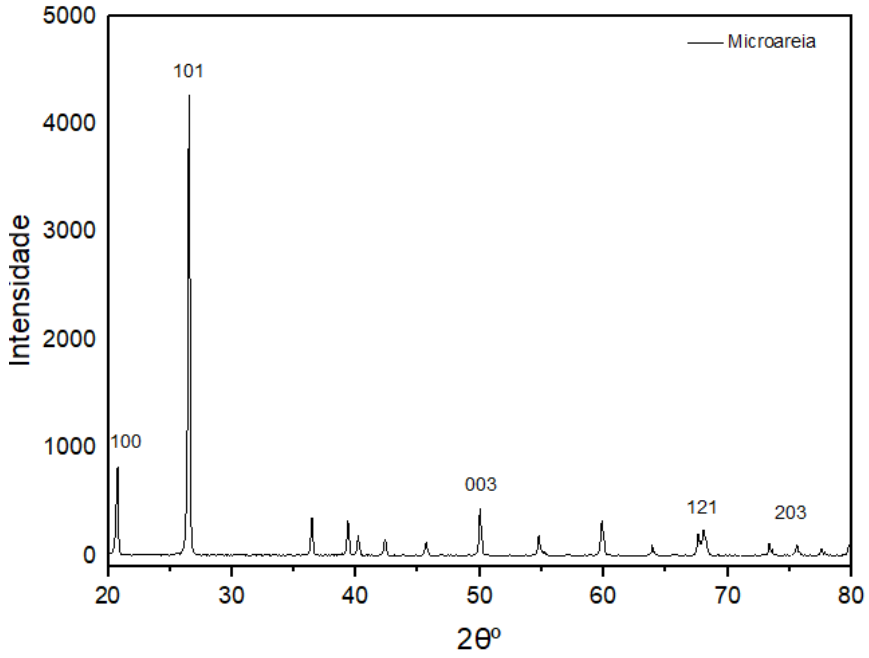


Figura 7: Difratograma da Microareia.

A Figura 8 é um difratograma comparativo do perfil mineralógico dos resíduos do caranguejo, siri, guaiamum e ostra, bem como do biolastro obtido a partir da mistura desses materiais. As amostras analisadas apresentaram predominantemente fases ricas em calcita ($CaCO_3$), como evidenciado pelos intensos picos em $2\theta = 29{,}40°$ (104), 39,4° (202) e 48,50° (11-6), características da estrutura cristalina romboédrica da calcita.

Além disso, a presença de α-quitina ($C_8H_{13}O_5N$) foi confirmada pela reflexão de Bragg em $2\theta = 23{,}7$ (130), associada à sua fase monoclínica. Devido às limitações do equipamento, os picos de 9,2° (020) e 19,2° (110), que também correspondem a α-quitina, não poderão ser identificados [32].

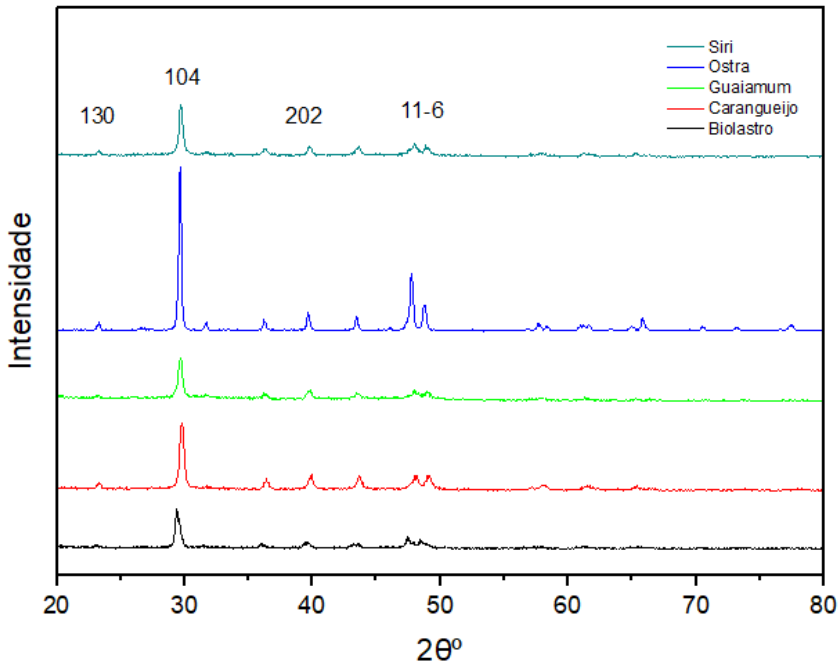


Figura 8: Difratograma das Biomassas e Biolastro.

3.9 Análise de Espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR)

Na amostra de microareia (Figura 9), o pico detectado em 1084 cm^{-1} foi atribuído à ligação Si-O-Si característica das partículas de areia. O pico encontrado em 1639 cm^{-1} corresponde ao estiramento H-O-H, os picos em torno de 717 cm^{-1} correspondem ao estiramento simétrico Si-O e por fim, o pico em 3414 cm^{-1} corresponde às vibrações de estiramento e angulares de hidroxilas e óxido de silício [31, 33].

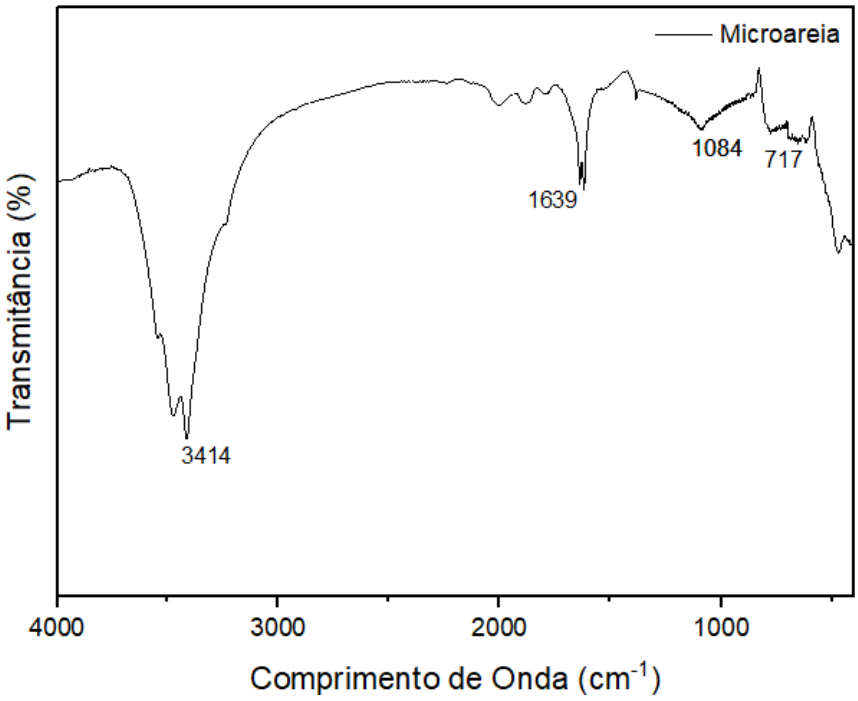


Figura 9: Espectro FTIR da Microareia.

A Figura 10 apresenta os espectros de FTIR das biomassas individuais e do biolastro. A comparação entre os espectros permite identificar as principais bandas funcionais de cada biomassa, bem como evidenciar a preservação do material final, indicando que o processo de obtenção do biolastro não promoveu alteração significativa nas estruturas funcionais originais.

De modo geral, os espectros exibiram perfis vibracionais semelhantes, demonstrando uma composição química comum entre as amostras.

As bandas observadas entre 3436- 3469 cm^{-1} são atribuídas ao estiramento O-H e N-H, associados a grupos hidroxila e amida, característicos da quitina e de proteínas estruturais presentes nos exoesqueletos dos crustáceos e moluscos [32, 34].

Na região de 1415-1421 cm^{-1}, verifica-se a presença do estiramento antissimétrico ν_{as} (C-O), típico do carbonato de cálcio ($CaCO_3$) na forma de calcita. A banda em 713 cm^{-1} corresponde à deformação angular no plano δ_d (O-C-O), enquanto as bandas entre 873-878 cm^{-1} são atribuídas às deformações angulares fora do plano γ (CO_3). Essas absorções confirmam a presença da fase mineral calcita nas amostras [32, 34].

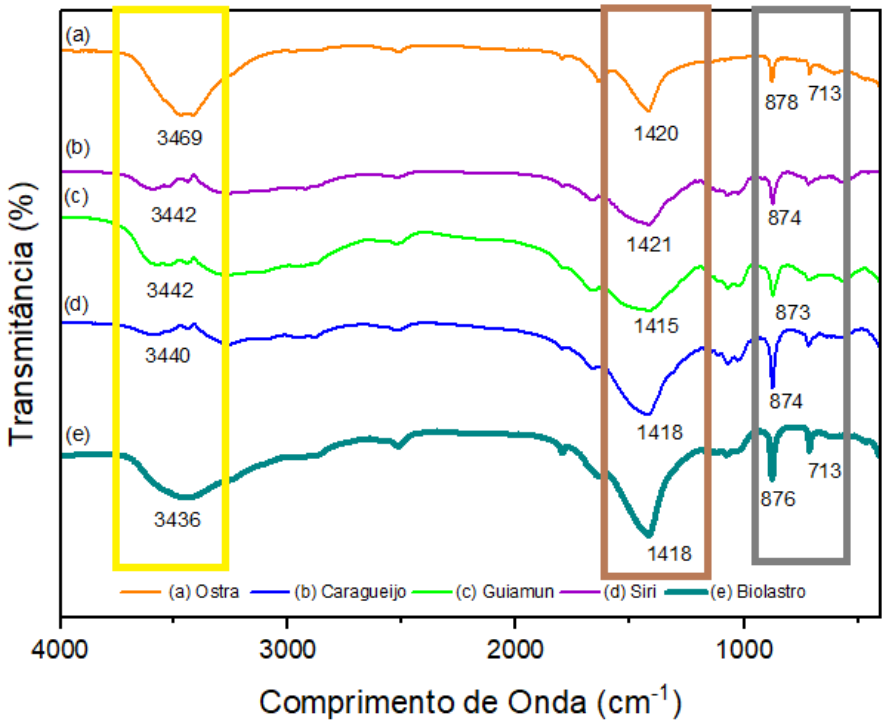


Figura 10: Espectro FTIR das Biomassas e Biolastro.

3.10 Tratamento da AP com Coagulação Lastreada com Microareia

A coagulação lastreada com microareia foi realizada utilizando SA na dosagem de 0,2 g/L e pH inicial aproximadamente 7,0. As concentrações de microareia avaliadas foram de 1,0; 2,5 e 5,0 g/L. Observou-se uma redução significativa no pH da amostra. Os valores médios de pH após o tratamento foram de 4,30; 4,44 e 4,71, respectivamente (Figura 11). Essa maior redução nos valores de pH em relação ao tratamento sem microareia foi devido à solubilização de componentes presentes na microareia, associado à hidrólise do coagulante [3].

A Figura 11 também apresenta a remoção de SST e TOG por coagulação lastreada em função da dosagem da microareia. Observou-se que a concentração de 5,0 g/L de microareia foi a mais eficiente, promovendo a redução de 74,35% dos SST e de 91,77% do TOG.

Comparando esses resultados com a coagulação sem a utilização de lastro houve um discreto aumento na remoção de SST (72,86%), enquanto na remoção de TOG não apresentou diferença como apresentado na Figura 1. Contudo a microareia não se mostrou um lastro eficiente na coagulação da AP (água + sólidos suspensos + óleos e graxas).

Na literatura pesquisada não se encontrou estudos em tal sistema. Uma possível explicação seria a presença de óleos e graxas interferindo na ação de lastro das partículas de microareia, associado a valores de pH abaixo de valores ideais (provocado pela dissolução de componentes da microareia) para promover a hidrólise dos sais de alumínio, já que a microareia é bastante utilizada como lastro no tratamento de água para fins de potabilidade [13, 35, 36].

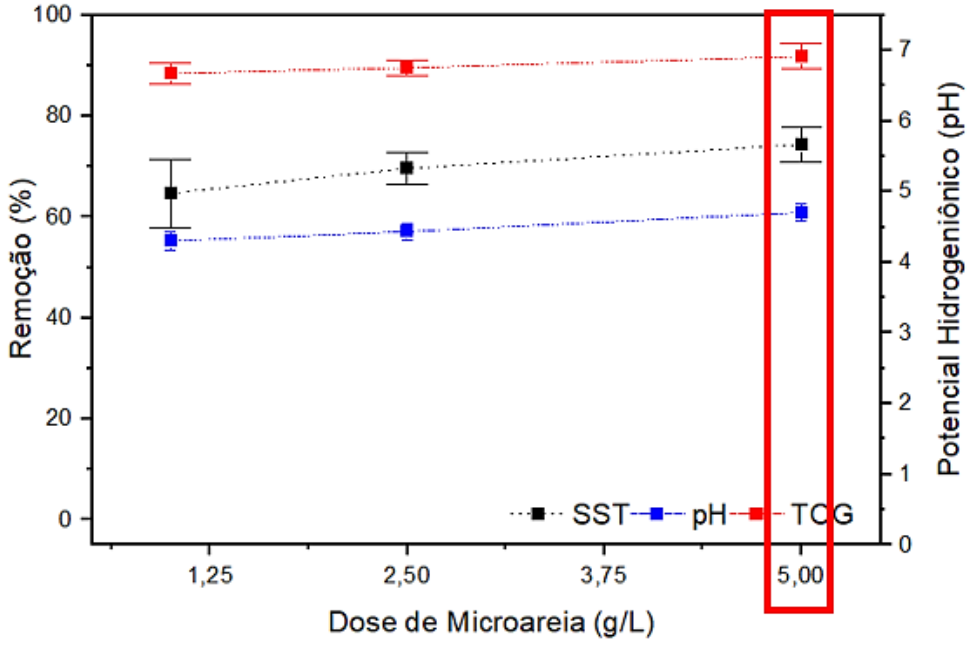


Figura 11: Influência da dosagem de microareia na remoção de SST e TOG e no pH.

Analisando a Figura 12, que apresenta a comparação da turbidez do efluente lastreado com microareia e da AP *in natura*, observa-se a influência da concentração do lastro na eficiência do processo. Na concentração de 1 g/L, a amostra apresenta uma clarificação moderada, com presença de turbidez residual e sedimentação limitada. Em 2,5 g/L percebe-se melhora na transparência do líquido. A condição de 5 g/L apresenta o sobrenadante mais límpido e um leito sedimentado mais compacto, com remoção de turbidez próxima de 90,96%, indicando maior eficiência do processo.

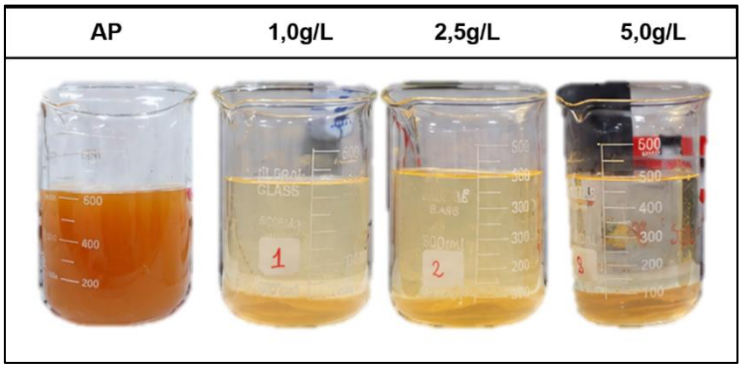


Figura 12: Turbidez do efluente tratado com microareia.

Esse comportamento está associado ao papel da microareia como núcleo de agregação e aumento do peso específico dos flocos, favorecendo a colisão entre partículas e acelerando a sedimentação [35, 36]. Contudo, ao comparar esse resultado com o obtido na coagulação

convencional sem lastro (Figura 2) (90,79% de remoção), verifica-se que o ganho na redução de turbidez é pouco significativo. Assim, embora a microareia contribua para a formação de flocos mais densos e potencialmente reduza o tempo de decantação, não houve melhoria expressiva na eficiência final de clarificação nas condições avaliadas.

3.11 Tratamento da AP com Coagulação Lastreada com Biolastro

A coagulação/floculação lastreada com biolastro foi conduzida utilizando SA na concentração de 0,2 g/L e pH inicial de ≈ 7,0. As doses de biolastro avaliadas foram de 1,0; 2,5 e 5,0 g/L. Observou-se uma redução no pH para 6,19; 5,96 e 5,75, respectivamente (Figura 13). Essa diminuição está relacionada à hidrólise do coagulante [3]. No entanto, a queda relativamente discreta no pH pode ser atribuída à presença do biolastro, composto majoritariamente por carbonato de cálcio ($CaCO_3$), um material de caráter alcalino que atua como agente tampão, contribuindo para a estabilização do pH em valores próximos à neutralidade [33].

Avaliando-se os resultados de remoção de SST e TOG (Figura 13), observou-se que a concentração de 5 g/L de biolastro apresentou o melhor desempenho, promovendo reduções de 80,04% ($(8,44 \pm 1,15) \times 10^1$ mg/L) nos SST e 93,09% (56,00 ± 1,00 mg/L) no TOG.

Em comparação ao tratamento sem lastreamento (Figura 1) e com uso da microareia como lastro (Figura 11), o biolastro apresentou um desempenho de 7,23% a mais na remoção de SST e de 1,85% na remoção do TOG. O que pode ser atribuído a valores de pH mais elevados, favorecendo a uma maior hidrólise do sal de alumínio devido à presença de carbonato de cálcio (tampão) presente no biolastro, o que favorece a formação de flocos mais densos e estáveis [37].

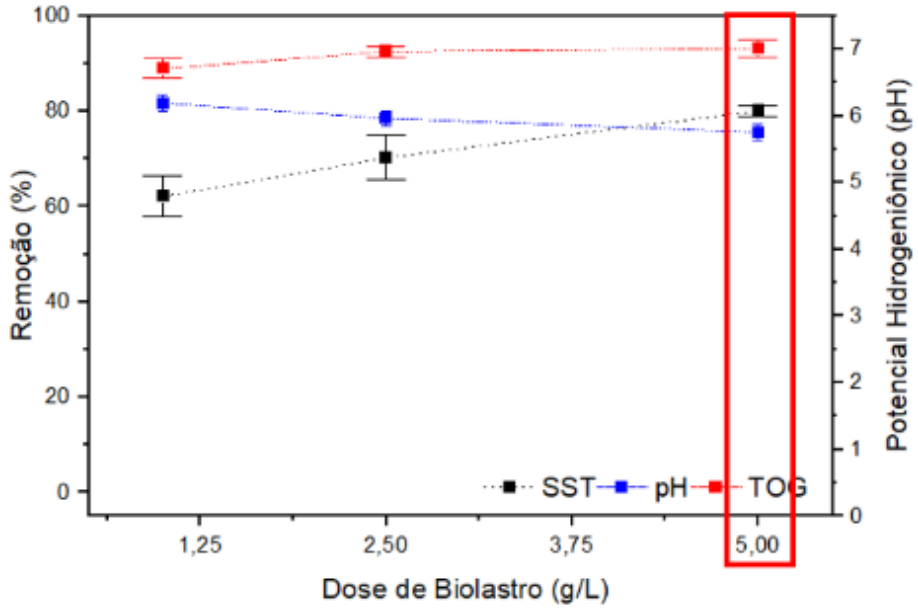


Figura 13: Influência da dosagem de biolastro na remoção de SST e TOG e no pH.

Observa-se, na Figura 14, um comparativo da turbidez do efluente tratado com biolastro e da AP *in natura*, à temperatura ambiente. Na concentração de 1 g/L apresenta uma clarificação ainda limitada, com presença de turbidez residual e flocos menos densos. Em 2,5 g/L nota-se melhora no processo, com aumento da quantidade de material sedimentado e maior transparência do sobrenadante.

A condição de 5 g/L apresenta o melhor desempenho visual, caracterizada por sobrenadante mais claro e um leito sedimentado mais compacto, correspondendo à maior eficiência de remoção de turbidez, em torno de 92,47%.

Esse comportamento pode ser associado ao biolastro, que tem como objetivo, ser suporte para nucleação e crescimento dos flocos, aumentando o peso específico dos agregados e favorecendo sua sedimentação. Dessa forma, o uso do biolastro contribui para intensificar o processo de coagulação lastreada e melhorar a performance do tratamento, evidenciando seu potencial como alternativa ao lastreamento convencional nas condições avaliadas.

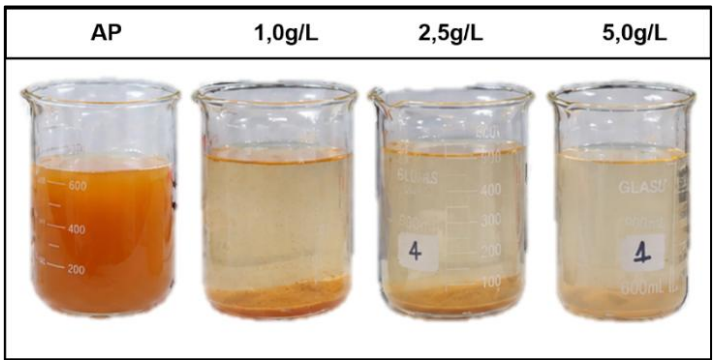


Figura 14: Turbidez do efluente tratado com biolastro.

3.12 Análise por Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV)

A Figura 15, mostra o lastro de microareia antes (a) e após (b) o processo de coagulação/floculação, com ampliações de até 50 µm. Na Figura 15a o lastro apresenta uma superfície relativamente lisa, com bordas bem definidas e baixa rugosidade, característica de partículas minerais pouco modificadas e íntegras [31].

Já na Figura 15b pode-se observar uma mudança: a superfície torna-se mais rugosa indicando o depósito de material (flocos de material coagulante, sólidos suspensos, óleo e graxa) na superfície e entre as partículas do lastro de microareia.

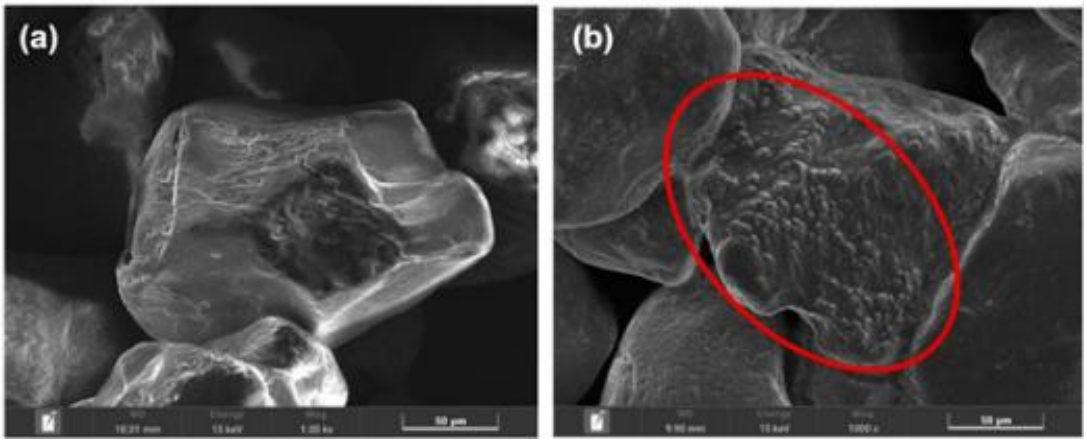


Figura 15: Caracterização morfológica da microareia por MEV (a) antes do tratamento e (b) após o tratamento.

As micrografias obtidas por MEV, com ampliações de até 5 µm (Figura 16), permitem comparar a morfologia do biolastro antes e após o processo de coagulação/floculação. A análise da Figura 16a revela que o biolastro possui uma superfície heterogênea composta por partículas irregulares, com presença de estruturas fibrilares ou lamelares, onde fibras proteicas de quitina ficaram retidas entre as camadas intermediárias de calcita [32].

Após o processo de coagulação (Figura 16b), é possível observar flocos e partículas preenchendo os espaços intersticiais acarretando a perda de nitidez das formas fibrilares, isso sugere o possível encapsulamento ou incorporação de material coagulado e floculado.

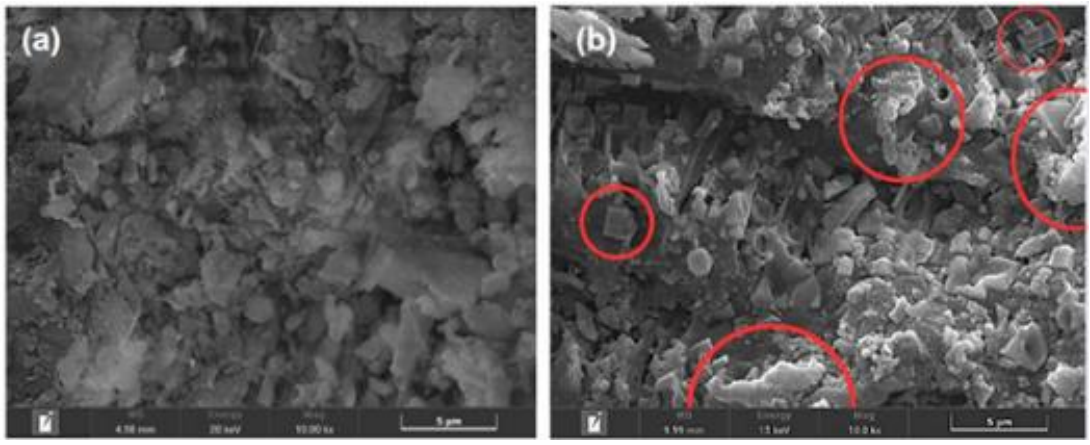


Figura 16: Caracterização morfológica do biolastro por MEV (a) antes do tratamento e (b) após o tratamento.

3.13 Espectrômetro de Emissão Óptica com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-OES)

De acordo com a Resolução n° 430/2011 do CONAMA, os limites máximos permitidos para bário (Ba) e manganês (Mn), para o descarte de efluentes, são 5,0 mg/L e 1,0 mg/L, respectivamente [5]. Na amostra de AP analisada, observou-se que, em seu estado *in natura*, as concentrações de Ba e Mn foram de 4,67 ± 0,53 mg/L e 1,23 ± 0,20 mg/L, respectivamente (Tabela 5).

Os resultados das análises dos sobrenadantes indicaram que as concentrações de Ba e Mn não foram influenciadas pela adição dos agentes de lastro. A concentração de Ba permaneceu abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA n° 430/2011, demonstrando que nem a microareia nem o biolastro promoveram sua adsorção. Para o Mn, considerando a margem de erro, está bem próximo do valor permitido pela legislação ambiental vigente.

A inexistência do processo de adsorção para ambos os metais pode ser atribuída a diferentes fatores. No caso da microareia, seu caráter cristalino (Figura 7) e sua baixa porosidade (Figura 15a) dificultam a interação com os íons metálicos. Além disso, a deposição de flocos provenientes da etapa de coagulação que recobrem a superfície e ocupam os interstícios entre as partículas (Figura 15b) cria uma barreira física que impede a adsorção.

Para o biolastro, embora este material apresente uma natureza mais amorfa (Figura 8), maior porosidade (Figura 16a) e grupos funcionais ativos em sua superfície (Figura 10) capazes de interagir com metais como Ba e Mn, a deposição de flocos (Figura 16b) também formou uma camada que bloqueou esses sítios ativos, limitando o processo de adsorção.

Por fim, destaca-se que as baixas concentrações de Ba e Mn na AP constituem outro fator limitante para o processo, já que a adsorção depende da transferência de massa e tende a ser menos eficiente quando o gradiente de concentração é reduzido.

Tabela 5: Concentrações de Ba e Mn na AP em diferentes condições de tratamento.

	Ba (mg/L)	**Mn(mg/L)**
CONAMA n° 430/2011	5,0	1,0
in natura	4,67 ± 0,53	1,23 ± 0,20
SA (0,2 g/L)	4,71 ± 0,32	1,22 ± 0,13
SA + Microareia (5g/L)	4,76 ± 0,49	1,29 ± 0,13
SA + Biolastro (5g/L)	4,63 ± 0,17	1,27 ± 0,16

3.14 Comparativo de Desempenho dos Tratamentos Aplicados

A Tabela 6 apresenta um comparativo da eficiência dos tratamentos convencionais e lastreados de coagulação/floculação, considerando os parâmetros de remoção de SST e TOG. O tratamento convencional com SA, na concentração de 0,2 g/L, promoveu reduções de 72,86% nos SST e 91,24% no TOG. A adição de microareia (5 g/L) resultou em um leve incremento na eficiência, alcançando 74,35% para SST e 91,77% para TOG. Já o uso de biolastro, também na concentração de 5 g/L, apresentou os melhores resultados, com remoção de 80,04% dos SST e 93,09% de TOG.

Tabela 6: Comparativo de desempenho dos tratamentos aplicados à AP.

Tratamentos	SST	TOG
SA (0,2 g/L)	72,86%	91,24%
SA + Microareia (5g/L)	74,35%	91,77%
SA + Biolastro (5g/L)	80,04%	93,09%

Diante dos resultados obtidos, constatou-se que o tratamento da AP por meio do processo de coagulação/floculação, utilizando SA, mostrou-se eficiente na remoção de contaminantes, com desempenho pouco melhor quando associado a materiais de lastreamento, como microareia e principalmente biolastro.

4. CONCLUSÃO

A AP analisada apresenta concentrações elevadas de SST e TOG, ultrapassando os limites estabelecidos pela legislação ambiental aplicável, evidenciando a necessidade de tratamento adequado antes do descarte.

Entre os coagulantes químicos avaliados (SA, CF e PAC), todos promoveram redução de turbidez, SST e TOG na dosagem de 0,2 g/L. Entretanto, nas condições experimentais avaliadas, o SA apresentou o melhor desempenho, alcançando taxas de remoção de 72,86% para SST e 91,24% para TOG, além de apresentar o menor custo associado à remoção de SST, estimado em 25,22 USD kg $[SST]^{-1}$. Dessa forma, o SA foi selecionado como o coagulante mais eficiente entre os produtos avaliados e empregado nos ensaios subsequentes de coagulação lastreada.

Na etapa de coagulação lastreada, a utilização de microareia na concentração de 5 g/L apresentou desempenho semelhante ao processo convencional quanto à remoção de SST e TOG. Nas mesmas condições, o emprego do biolastro, proporcionou desempenho superior, com aumento de 7,23% na remoção de SST e de 1,85% na remoção de TOG em relação à microareia. Esses resultados evidenciam, nas condições estudadas, o potencial desses resíduos como materiais de lastro no tratamento da AP e como alternativa ao uso de microareia.

Além do desempenho no tratamento, a utilização do biolastro apresenta potencial para promover a valorização de resíduos de moluscos e crustáceos, cuja disposição inadequada pode ocasionar impactos ambientais, como geração de odores e atração de vetores. A substituição da microareia por um material de origem residual também pode contribuir para reduzir a dependência de materiais minerais cuja extração provoca impactos ambientais.

Quanto aos metais analisados, não foi observada adsorção de Ba e Mn pelo biolastro no sistema experimental avaliado. Os resultados indicam o potencial de utilização dos resíduos de moluscos e crustáceos como material de lastro na coagulação lastreada. Recomenda-se, contudo, investigar sua aplicação no tratamento de diferentes matrizes de água e esgoto, bem como avaliar seu desempenho, estabilidade e possível remoção ou liberação de contaminantes sob diferentes condições operacionais.

5. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES pelo apoio financeiro por meio de bolsa de estudos e a Universidade Federal de Sergipe – UFS.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Galdino CJS, Maia ADM, Meira HM, Souza TC, Amorim JDP, Almeida FCG, et al. Use of a bacterial cellulose filter for the removal of oil from wastewater. Process Biochem. 2020;91:288-96. doi: 10.1016/j.procbio.2019.12.020
2. Abuhasel K, Kchaou M, Alquraish M, Munusamy Y, Jeng YT. Oily wastewater treatment: overview of conventional and modern methods, challenges, and future opportunities. Water (Basel). 2021;13(7):980. doi: 10.3390/w13070980
3. Zhao C, Zhou J, Yan Y, Yang L, Xing G, Li H, et al. Application of coagulation/flocculation in oily wastewater treatment: a review. Sci Total Environ. 2021;765:142795. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.142795
4. Brasil. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 393, de 8 de agosto de 2007. Dispõe sobre o descarte contínuo de água de processo ou de produção em plataformas marítimas de petróleo e gás natural, e dá outras providências. Brasília (DF): Diário Oficial da União. 2007 Ago 9;(153 Seção 1):72-3. Disponível em: https://www.cbhdoce.org.br/wp-content/uploads/2018/08/CONAMA_RES_CONS_2007_393.pdf.
5. Brasil. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes e complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Brasília (DF): Diário Oficial da União; 2011. Disponível em: https://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=17214.
6. Walls J, Rogel G, Quaye G, Obiomah V, Yurukcu M. Recent advances in technology for produced water in the oil and gas industry. Preprints. 2024;2024041817. doi: 10.20944/preprints202404.1817.v1
7. Al-Qodah Z, Al-Qudah Y, Assirey E. Combined biological wastewater treatment with electrocoagulation as a post-polishing process: a review. Sep Sci Technol. 2020;55(13):2334-52. doi: 10.1080/01496395.2019.1626891
8. Zhao Y, Chang C, Ji H, Li Z. Challenges of petroleum wastewater treatment and development trends of advanced treatment technologies: a review. J Environ Chem Eng. 2024;12:113767. doi: 10.1016/j.jece.2024.113767
9. Jiang X, Li Y, Tang X, Jiang J, He Q, Xiong Z, et al. Biopolymer-based flocculants: a review of recent technologies. Environ Sci Pollut Res. 2021;28:46934-63. doi: 10.1007/s11356-021-15299-y
10. Bahrodin MB, Zaidi NS, Hussein N, Sillanpää M, Prasetyo DD, Syafiuddin A. Recent advances on coagulation-based treatment of wastewater: transition from chemical to natural coagulant. Curr Pollut Rep. 2021;7:379-91. doi: 10.1007/s40726-021-00191-7
11. Qasim M, Park S, Kim JO. The role of ballast specific gravity and velocity gradient in ballasted flocculation. J Hazard Mater. 2020;399:122970. doi: 10.1016/j.jhazmat.2020.122970
12. Lee WH, Kim JO. Enhanced ballasted flocculation process using magnetite-based ballast materials and a vortex flash mixer for drinking water treatment in response to both flood and dry seasons. Chem Eng J. 2023;474:145589. doi: 10.1016/j.cej.2023.145589
13. Zafisah NS, Ang WL, Mohammad AW, Hilal N, Johnson DJ. Interaction between ballasting agent and flocs in ballasted flocculation for the removal of suspended solids in water. J Water Process Eng. 2020;33:101028. doi: 10.1016/j.jwpe.2019.101028
14. Saththasivam J, Ogunbiyi O, Lawler J, Liu Z. An eco-friendly approach to separate emulsified oil from water using all natural materials of chitosan and beach sand. Cleaner Mater. 2024;13:100270. doi: 10.1016/j.clema.2024.100270
15. Bendixen M, Best J, Hackney C, Iversen LL. Time is running out for sand. Nature. 2019;571:29-31. doi: 10.1038/d41586-019-02042-4
16. Oliveira LS, Angulo SC, John VM. Quantifying the informal sand market and its consequences: the case of Brazil. Environ Dev. 2024;51:101032. doi: 10.1016/j.envdev.2024.101032
17. Aragão Júnior RW, Santana RF. Utilization of shellfish and mariculture residues: systematic literature review with meta-analysis. Holos. 2023;39(4):e10110. doi: 10.15628/holos.2023.10110

18. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Standard methods for the examination of water and wastewater. 23rd ed. Washington (DC): APHA; 2017.
19. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 9251:1986. Água: determinação do pH: método eletrométrico. Rio de Janeiro: ABNT; 1986.
20. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 13348:2016. Banho residual e efluente líquido: determinação do teor de óleos e graxas totais, minerais e vegetais. Rio de Janeiro: ABNT; 2016.
21. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 7181:2016. Solo: análise granulométrica. Rio de Janeiro: ABNT; 2016.
22. Das N, Rajput H, Hassan AA, Kumar S. Application of different coagulants and cost evaluation for the treatment of oil and gas produced water. Water (Basel). 2023;15(3):464. doi: 10.3390/w15030464
23. Zhang H, Gao C, Zhang H, Song N, Cao Q. Recent advances on the treatment of oilfield-produced water by advanced oxidation processes: a review. Water Reuse. 2024;14:1-24. doi: 10.2166/wrd.2024.003
24. Abbas AJ, Gzar HA, Rahi MN. Oilfield-produced water characteristics and treatment technologies: a mini review. IOP Conf Ser Mater Sci Eng. 2021;1058:012063. doi: 10.1088/1757-899X/1058/1/012063
25. Kurniawan SB, Abdullah SRS, Imron MF, Said NSM, Ismail N, Hasan HA, et al. Challenges and opportunities of biocoagulant/bioflocculant application for drinking water and wastewater treatment and its potential for sludge recovery. Int J Environ Res Public Health. 2020;17(24):9312. doi: 10.3390/ijerph17249312
26. El-Taweel RM, Mohamed N, Alrefaey KA, Husien SH, Abdel-Aziz AB, Salim AI, et al. A review of coagulation explaining its definition, mechanism, coagulant types, and optimization models: RSM and ANN. Curr Res Green Sustain Chem. 2023;6:100358. doi: 10.1016/j.crgsc.2023.100358
27. Saritha V, Srinivas N, Vuppala NVS. Analysis and optimization of coagulation and flocculation process. Appl Water Sci. 2017;7:451-60. doi: 10.1007/s13201-014-0262-y
28. Turna T, Yildiz Y. Treatment of vegetable oil industry wastewaters with coagulation-flocculation methods. Dicle Univ J Eng. 2024;15(2):533-40. doi: 10.24012/dumf.1472338
29. Saththasivam J, Ogunbiyi O, Lawler J, Al-Rewaily R, Liu Z. Evaluating dissolved air flotation for oil/water separation using a hybridized coagulant of ferric chloride and chitosan. J Water Process Eng. 2022;47:102836. doi: 10.1016/j.jwpe.2022.102836
30. Ji X, Li Z, Wang M, Yuan Z, Jin L. Response surface methodology approach to optimize parameters for coagulation process using polyaluminum chloride (PAC). Water (Basel). 2024;16(11):1470. doi: 10.3390/w16111470
31. Krishnan MR, Omar H, Aldawsari Y, Al Shikh Zien B, Kattash T, Li W, et al. Insight into thermo mechanical enhancement of polymer nanocomposites coated microsand proppants for hydraulic fracturing. Heliyon. 2022;8(12):e12282. doi: 10.1016/j.heliyon.2022.e12282
32. Nowl MS, Praveen LL, Ambili V, Singh S, Samad UA, Seikh AH, et al. A comparative analysis of crustacean exoskeletons: structural, microstructural, morphological, and UV absorption studies. Mater Res Express. 2024;11(8):085405. doi: 10.1088/2053-1591/ad6bf0
33. Ferraresi TM, Silva WTL, Martin-Neto L, Silveira PM, Madari BE. Espectroscopia de infravermelho na determinação da textura do solo. Rev Bras Cienc Solo. 2012;36:1769-77. doi: 10.1590/S0100-06832012000600010
34. Silva D, Debacher NA, Castilhos Junior AB, Rohers F. Caracterização físico-química e microestrutural de conchas de moluscos bivalves provenientes de cultivos da região litorânea da Ilha de Santa Catarina. Quim Nova. 2010;33(5):1053-8. doi: 10.1590/S0100-40422010000500009
35. Desjardins C, Koudjonou B, Desjardins R. Laboratory study of ballasted flocculation. Water Res. 2002;36:744-54. doi: 10.1016/S0043-1354(01)00256-1
36. Kumar S, Ghosh NC, Kazmi AA. Ballasted sand flocculation for water, wastewater and CSO treatment. Environ Technol Rev. 2016;5(1):57-67. doi: 10.1080/21622515.2016.1207715
37. Gamage A, Jayasinghe N, Thiviya P, Wasana MLD, Merah O, Madhujith T, et al. Recent application prospects of chitosan based composites for the metal contaminated wastewater treatment. Polymers (Basel). 2023;15(6):1453. doi: 10.3390/polym15061453