

INFLUÊNCIA DO MICROPLÁSTICO NA EFICIÊNCIA DE CLARIFICAÇÃO POR PROCESSOS DE FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO COM ADIÇÃO DE COAGULANTE

DOI: <http://dx.doi.org/10.55449/congea.15.24.IX-007>

Pedro Neto Domingos Siguim (*), Francisco Javier Cuba Teran, Renata Medici Frayne Cuba

* Universidade Federal de Goiás (pedrosiguimpnds@gmail.com)

RESUMO

A contaminação por microplásticos (MPs) tem se tornado uma preocupação crescente nos ecossistemas aquáticos e terrestres devido à sua ampla dispersão, durabilidade e impactos adversos em diferentes níveis tróficos. Os MPs são partículas plásticas com diâmetro entre 1 e 5 mm, capazes de se acumular em organismos aquáticos, ameaçando a biodiversidade e a qualidade da água. Embora as Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) apresentem elevadas taxas de remoção de MPs, elas não foram originalmente projetadas para esse fim, permitindo que uma fração significativa desses poluentes seja liberada nos corpos hídricos. Tecnologias como a flotação por ar dissolvido (FAD), biorreatores de membrana e filtros de areia têm demonstrado eficiência na remoção de MPs, mas ainda requerem estudos para determinação das variantes operacionais. Para isso, foi investigada a influência dos MPs, tanto prístinos quanto envelhecidos, no processo de clarificação de água por FAD com adição de coagulante. O envelhecimento dos MPs, simulado por fototransformação UV, alterou suas características de superfície, afetando o pH do ponto de carga zero (pH_{PCZ}) e, conseqüentemente, a adsorção de coagulantes. Ensaios de flotação indicaram que, embora o aumento da dosagem de coagulante não produza melhorias significativas após certo ponto, o envelhecimento dos MPs influenciou negativamente a eficiência do tratamento. O estudo buscou determinar os parâmetros ideais de operação para otimizar a remoção de MPs e mitigar seus impactos nos processos de tratamento de águas e efluentes.

PALAVRAS-CHAVE: Microplástico, Flotação por ar Dissolvido, Coagulação, Tratamento de Águas Residuárias, Poluição Ambiental

INTRODUÇÃO

A contaminação por microplásticos (MPs) tem se tornado uma preocupação ambiental crescente, especialmente em ecossistemas aquáticos, onde sua presença disseminada já demonstrou causar impactos adversos significativos (Wu P. et al., 2019). Estes poluentes são capazes de se acumular em organismos aquáticos, potencialmente afetando diferentes níveis tróficos e ameaçando a biodiversidade marinha e de água doce (Xu S. et al., 2020).

A poluição microplástica não se limita apenas aos ambientes aquáticos; ela representa uma ameaça global emergente para os ecossistemas terrestres devido à sua ampla dispersão e durabilidade, bem como às interações complexas com a biota continental (de Souza Machado, A. et al., 2018). O aumento contínuo na produção e consumo global de plásticos tem exacerbado essa problemática, resultando em níveis alarmantes de contaminação por MPs em todo o mundo (Wu P. et al., 2019).

Os MPs são partículas artificiais que normalmente são categorizadas com base em seu tamanho: em MPs pequenos (<1 mm de diâmetro) e grandes (1–5 mm de diâmetro) (Scheurer, M. et al., 2018). Além disso, os MPs podem ser encontrados na natureza na forma prístina, ou seja, *in natura*, e envelhecida, que ocorre devido a degradação dos MPs prístinos pelas intempéries.

Os MPs em seu estado prístino tendem a ter um impacto menor sobre organismos aquáticos quando comparados aos MPs envelhecidos (Kalčíková, G. et al., 2020). Estes últimos afetam de forma significativa a sobrevivência, reprodução e crescimento de organismos aquáticos (Schür, C. et al., 2021).

Para mitigar os impactos da poluição por MPs, avanços nas tecnologias de tratamento de águas residuais são cruciais. Tecnologias como biorreatores de membrana (MBR), filtros rápidos de areia (RSF), flotação por ar dissolvido (FAD) e filtros de disco (FD) têm demonstrado eficácia na remoção de MPs do efluente de águas residuais (Talvitie, J. et al., 2017; Pramanik, B. et al., 2021).

Embora haja técnicas consideradas potencialmente eficientes na remoção de MPs através das rotas de tratamento de efluentes existentes, as Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) não foram, inicialmente, projetadas para essa finalidade específica, principalmente se for levado em consideração diferentes características químicas dos MPs existentes, assim como o efeito do seu envelhecimento no ambiente. Como resultado, uma fração significativa de MPs, de diversas classes, acaba sendo lançada nos corpos hídricos. Desta forma, são necessários estudos específicos para analisar como os sistemas de tratamento existentes irão se comportar frente às características e contrações de MP nos esgotos.

Entre as técnicas existentes e que já demonstraram eficiência na remoção de MPs, tem-se a flotação por ar dissolvido (FAD) que tem demonstrado eficiências significativas (entre 69% e 85%) na remoção de partículas de polietileno (PE), cloreto de polivinila (PVC) e poliéster (PES) (Pramanik, B. et al., 2021). Porém, não há resultados de parâmetros operacionais para remoção de microplástico de PVC envelhecido e turbidez concomitantemente.

OBJETIVOS

Avaliar a influência do microplástico (MP) na clarificação de água por meio da flotação por ar dissolvido (FAD) com adição de coagulante.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Os microplásticos (MPs) constituem uma crescente preocupação nos ambientes aquáticos, prejudicando a qualidade da água e danificando os organismos que os ingerem (Eerkes-Medrano et al., 2015), tornando-se poluentes onipresentes. De fato, não é incomum que pesquisas em ambientes de água doce detectem a presença de MPs em todos os locais de amostragem e frequentemente em todas as amostras coletadas (Liu et al., 2020).

A maior parte dos MPs é gerada por atividades antropogênicas terrestres e pode ser introduzida em ambientes de água doce por meio de escoamento superficial (Horton et al., 2017) ou descarte de esgoto não tratado nos corpos hídricos. Em períodos de seca, esses plásticos podem permanecer por longos períodos nos rios, degradando-se continuamente ao longo do tempo (Li et al., 2020). Uma vez presentes nos ambientes aquáticos, os MPs podem se distribuir em diferentes camadas de água (por exemplo, superfície, coluna d'água e sedimento de fundo) devido às propriedades dos polímeros (por exemplo, densidade, forma e polaridade).

Diante dos graves impactos ecológicos causados pelos MPs nos organismos aquáticos e sua persistência nos ecossistemas, é crucial entender o papel das tecnologias de tratamento de efluentes para mitigar a disseminação desses poluentes. Nos últimos anos, estudos sobre os impactos dos MPs em organismos aquáticos de diferentes níveis tróficos têm sido amplamente conduzidos (Shen et al., 2019). MPs foram detectados em zooplânctons (Botterell et al., 2019), mexilhões (Li et al., 2018), ostras (Graham et al., 2019), peixes (Azevedo-Santos et al., 2019), aves aquáticas (Fossi et al., 2018) e cetáceos (Zhu et al., 2019).

O aumento contínuo na produção e consumo global de plásticos tem exacerbado essas problemáticas, resultando em níveis alarmantes de contaminação por MPs em todo o mundo (Wu et al., 2019). Os MPs são lançados nos corpos hídricos através de esgotos domésticos que passam por Estações de Tratamento de Efluentes (ETEs), que, embora não projetadas especificamente para reter MPs, apresentam altas eficiências de remoção deste poluente (Yang et al., 2019).

Dentre as técnicas utilizadas para a remoção de MPs, a Flotação por Ar Dissolvido (FAD) tem se destacado pela sua alta eficiência. A FAD é amplamente aplicada em estações de tratamento para separar sólidos suspensos e poluentes através da introdução de microbolhas de ar que se aderem aos microplásticos, fazendo com que flutuem para a superfície, onde são removidos. Estudos mostram que a FAD pode atingir até 95% de remoção de MPs, dependendo das condições operacionais (Yang et al., 2019). A eficiência desse processo, no entanto, pode ser influenciada por diversos fatores, como a turbidez da água e o estado de envelhecimento dos MPs.

A turbidez da água pode comprometer a eficiência da FAD, uma vez que a presença de partículas em suspensão dificulta a interação entre as microbolhas de ar e os MPs. Em águas com alta turbidez, é necessário ajustar os parâmetros do processo de flotação, como a dosagem de coagulantes, para garantir a remoção eficaz dos MPs. Por outro lado, o envelhecimento dos MPs, causado pela exposição prolongada a fatores ambientais como radiação ultravioleta e desgaste mecânico, pode alterar suas características físicas e químicas (por exemplo, rugosidade da superfície e densidade), afetando a adesão das bolhas e a flotação dos plásticos (Liu et al., 2020).

Apesar do cenário otimista em relação à remoção de MPs utilizando-se as tecnologias existentes de tratamento de esgoto, esses poluentes ainda têm um impacto negativo significativo nos processos de tratamento de águas residuais e lodo, afetando a qualidade do efluente e inibindo a hidrólise, acidificação e metanogênese do lodo (Zhang et al., 2020). Assim, embora uma grande parcela de MPs seja retida, as ETEs continuam sendo fontes significativas de lançamento de MPs na natureza (Gatidou et al., 2019).

METODOLOGIA

Obtenção dos microplásticos

O microplástico pristino (MPP) utilizado nos ensaios foi obtido através da pulverização de tubos de policloreto de vinila (PVC), previamente lavados com água potável, utilizando uma lixadeira manual. O material obtido foi peneirado em uma peneira de 5 mm e armazenado em frasco de polietileno até o uso.

Para a obtenção do microplástico envelhecido (MPE) foi adotado método da fototransformação expondo as partículas de MPP à luz UV durante 30 dias (Mao et al., 2020).

O sistema de fototransformação utilizado foi proposto por Porto et al. (2024) constituído por uma câmara construída em madeira, com as paredes internas revestidas com papel alumínio, duas lâmpadas germicidas de 15 W de potência, com emissão do comprimento de onda de 254 nm e energia incidente de aproximadamente $610 \text{ uW} \cdot \text{cm}^{-2}$, fixadas na parte superior da câmara, à uma distância de 30 centímetros das amostras de MPP. A troca de atmosfera no interior da câmara foi realizada por meio de uma ventoinha instalada do lado esquerdo superior e um orifício no lado direito superior. As partículas de MPP foram mantidas sob ação da luz UV por 30 dias sendo revolvidas diariamente.

Análises físico-químicas e reagentes

Os reagentes utilizados nos experimentos foram de grau analítico e as soluções preparadas com água destilada. A água utilizada nos ensaios de coagulação/floculação/flotação foi produzida a partir da suspensão de argila marrom, adquirida no comércio local, em água de abastecimento de forma a obter turbidez próxima a 100 NTU. As medidas de pH foram feitas pelo método potencimétrico e a turbidez pelo espalhamento de feixe de luz.

Caracterização da carga superficial do MP em função do pH do meio

Para avaliar a carga superficial das partículas de MPs (pristino e envelhecido) em função do pH do meio foi realizado o ensaio de pH do ponto de carga zero (pH_{PCZ}), sendo que no pH_{PCZ} a superfície das partículas é neutra, em $\text{pH} > \text{pH}_{\text{PCZ}}$ a superfície adquire carga negativa e em $\text{pH} < \text{pH}_{\text{PCZ}}$ a carga superficial torna-se positiva. Os ensaios foram realizados adicionando 0,1 g de MP em 50 mL de solução de KCl (1 M) com valores de pH variando, unitariamente, entre de 2 a 11. O ajuste do pH foi realizado utilizando soluções de ácido clorídrico (HCl) ou hidróxido de sódio (NaOH), ambas com concentração de 0,1 M. As suspensões foram mantidas sob agitação constante em mesa agitadora orbital e temperatura de $22 \text{ }^\circ\text{C} \pm 0,5 \text{ }^\circ\text{C}$, por 24 horas. Após o período de agitação as amostras foram filtradas e feita a leitura do pH final (pH_{final}).

O valor de pH_{PCZ} foi obtido, por meio de gráfico, plotando-se o pH inicial no eixo das abscissas e ΔpH no eixo das ordenadas. Cada ponto no gráfico representou uma amostra com um determinado pH inicial e a correspondente variação de pH após o equilíbrio. Para identificar o pH_{PCZ} , traçou-se uma linha horizontal onde ΔpH é igual a zero. O pH inicial correspondente ao ponto onde essa linha cruza a curva dos dados plotados é o pH_{PCZ} .

Ensaio de Flotação por Ar Dissolvido

Os ensaios de flotação foram conduzidos utilizando o equipamento Flotatest Milan constituído por três jarros de 2 L de capacidade volumétrica, com introdução do ar dissolvido na parte inferior. A câmara de pressurização foi operada com pressão de 5 bar, suficiente para produzir microbolhas de 40 μm . A taxa de recirculação de água pressurizada foi de 10% que corresponde a 200 mL de água saturada recirculada.

As condições de coagulação, floculação e flotação foram: 5 segundos (400 rpm), 15 minutos (50 rpm) e 15 e 30 minutos (sem rotação) respectivamente. O pH durante os ensaios foi ajustado próximo de 7,0 e as concentrações de sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) estudadas foram 25, 50 e 100 mg/L.

Os ensaios foram realizados com MPP e MPE na dosagem de 0,2 g/L adicionados à suspensão de argila e agitado até a dispersão das partículas. Como controle, a fim de comparação, foram realizados ensaios de coagulação, floculação e flotação, nas mesmas condições operacionais, porém somente com suspensão de argila.

RESULTADOS

Caracterização da carga superficial dos MPs

Na Figura 1 são apresentados os resultados dos ensaios do pH_{PCZ} obtidos para as amostras de MPP e MPE.

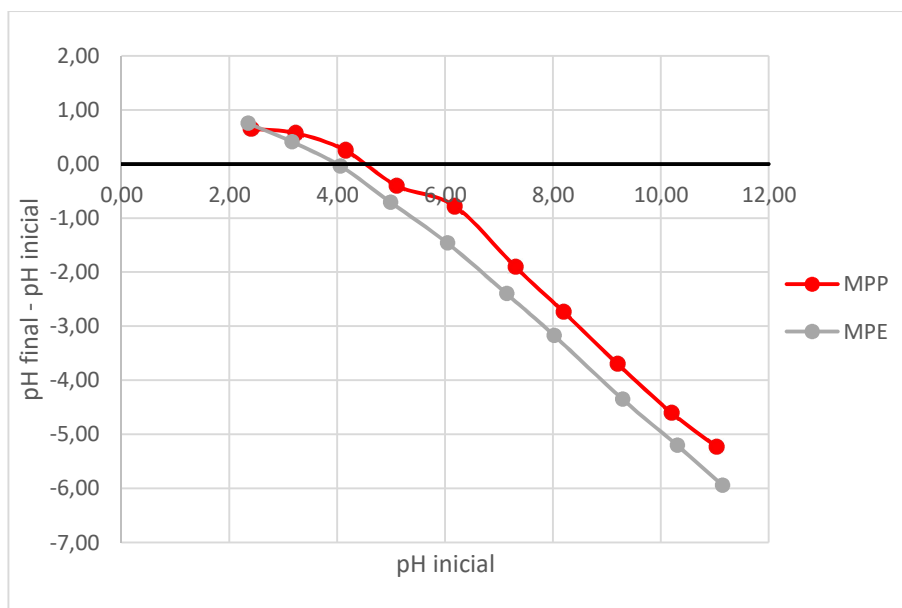


Figura 1: pH_{PCZ} para as amostras de MPP e MPE. Fonte: Autor do Trabalho (2024).

Os valores de pH_{PCZ} para o MPP e MPE foram 4,30 e 3,85, respectivamente. Isso significa que nos ensaios de flotação realizados, no pH próximo de 7,0, a carga superficial dos MPs foi, predominantemente, negativa.

O fenômeno do envelhecimento dos microplásticos resultou na introdução de cargas negativas em sua superfície. Esta alteração nas características de carga superficial impactou o pH_{PCZ} , tornando-os mais ácidos em relação aos microplásticos em seu estado pristino. Tal modificação conduziu a um deslocamento do pH_{PCZ} para valores de pH mais baixos (Liu et al., 2020).

Ensaio de flotação por dissolvido

Na Figura 2 são apresentados os resultados dos ensaios de flotação por ar dissolvido para solução controle (argila).

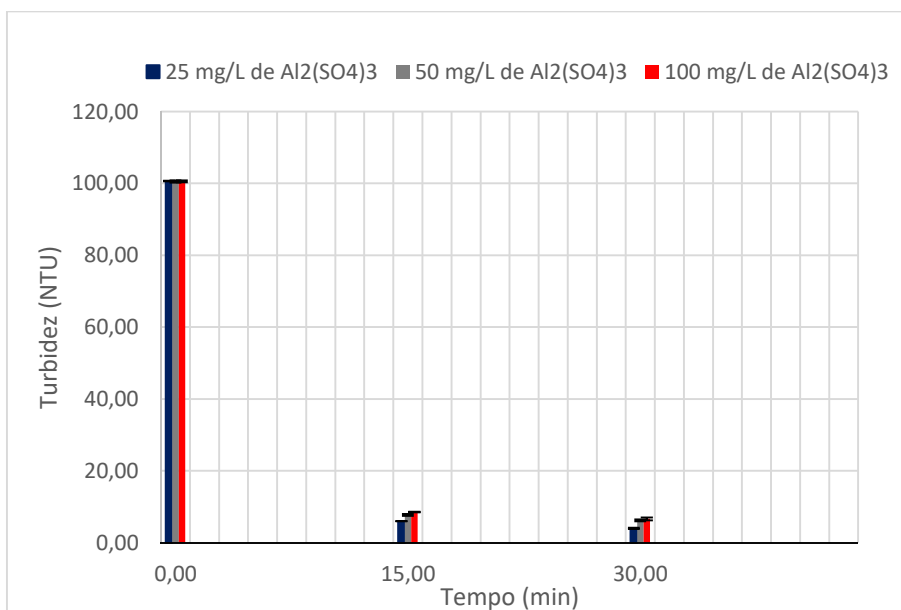


Figura 2: Turbidez ao longo do tempo com diferentes concentrações de coagulante para solução controle (argila). Fonte: Autor do Trabalho (2024).

A análise dos dados mostra que a dosagem de 25 mg/L de sulfato de alumínio resultou em turbidez residual inferior, tanto aos 15 minutos ($5,99 \pm 0,04$ NTU), quanto aos 30 minutos ($3,98 \pm 0,21$ NTU) de flotação. Isto ocorreu, pois esta dosagem favoreceu a formação de flocos maiores e mais estáveis, onde a carga positiva do coagulante neutralizou efetivamente as partículas negativas presentes na amostra, permitindo uma flotação mais eficiente.

Por outro lado, ao aumentar a dosagem para 50 mg/L e 100 mg/L, observou-se um aumento na turbidez residual, na qual esta última dosagem apresentou a maior turbidez residual entre todos os ensaios ($8,49 \pm 0,1$ aos 15 minutos e $6,62 \pm 0,39$ aos 30 minutos). Isto ocorreu pela saturação do coagulante no meio, favorecendo uma competição excessiva entre as moléculas de sulfato de alumínio. Essa saturação impede a formação de flocos adequados, resultando em flocos menores e menos estáveis, prejudicando a flotação.

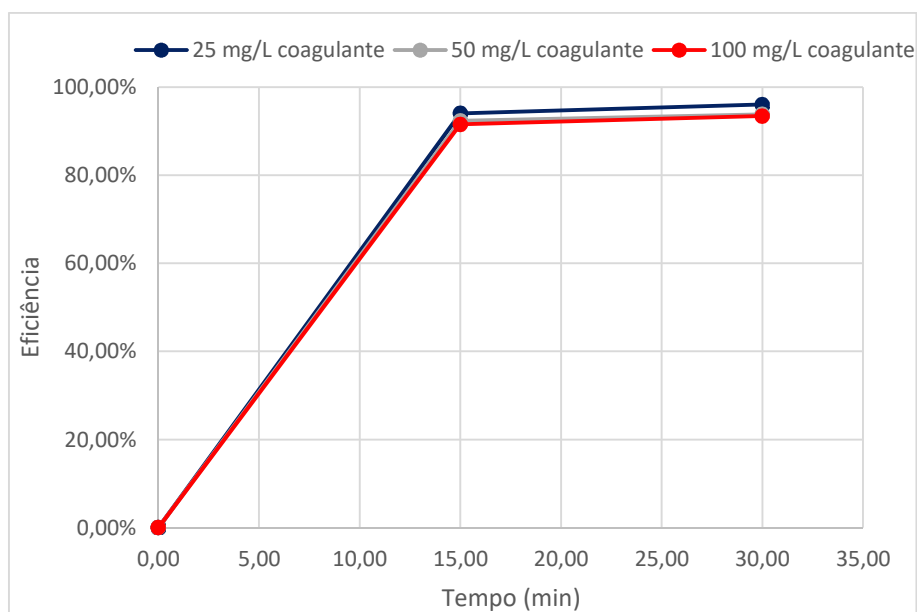


Figura 3: Eficiência de clarificação ao longo do tempo com diferentes concentrações de coagulante para solução controle (argila). Fonte: Autor do Trabalho (2024).

Na Figura 3 é possível verificar que a eficiência de clarificação para todas as concentrações de coagulante se manteve acima dos 90%. Além disso, é notório que o impacto que a flotação acarreta no processo ocorre nos 15 minutos iniciais – 94,05%, 92,34% e 91,55% para dosagem de 25 mg/L, 50 mg/L e 100 mg/L respectivamente – vez que a eficiência de clarificação se manteve quase a mesma após 30 minutos – 96,05%, 93,82% e 93,42% para dosagem de 25 mg/L, 50 mg/L e 100 mg/L respectivamente – indicando que o sistema atingiu equilíbrio.

No estudo estatístico apresentado na Tabela 1, pode-se observar que houve baixa dispersão dos dados quando se analisa o desvio padrão e coeficiente de variação (CV), indicando a consistência das análises, promovendo maior confiabilidade nos resultados.

Tabela 1: Dados estatísticos dos Ensaios de FAD com Solução Controle (Argila). Fonte: Autor do Trabalho (2024).

	25 mg/L coagulante			50 mg/L coagulante			100 mg/L coagulante		
Tempo (min)	0,00	15,00	30,00	0,00	15,00	30,00	0,00	15,00	30,00
Turbidez (NTU)	100,63	5,99	3,98	100,53	7,70	6,22	100,53	8,49	6,62
Desvio Padrão	0,12	0,04	0,21	0,31	0,27	0,27	0,25	0,10	0,39
CV	0,12%	0,61%	5,16%	0,31%	3,50%	4,40%	0,25%	1,20%	5,86%

Na Figura 4 e Figura 5 são apresentados os resultados dos ensaios de flotação por ar dissolvido para o MPP e MPE, respectivamente.

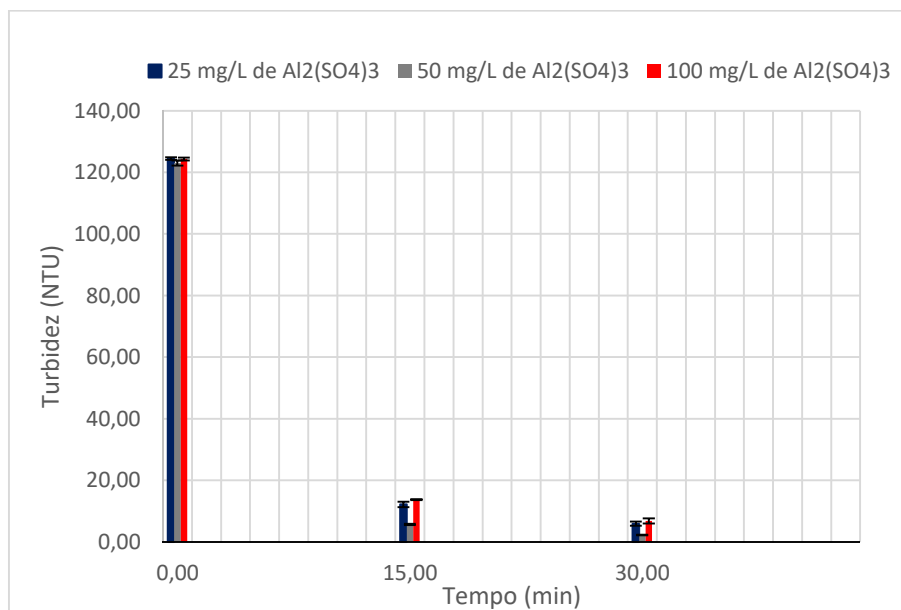


Figura 4: Turbidez ao longo do tempo com diferentes concentrações de coagulante para MPP. Fonte: Autor do Trabalho (2024).

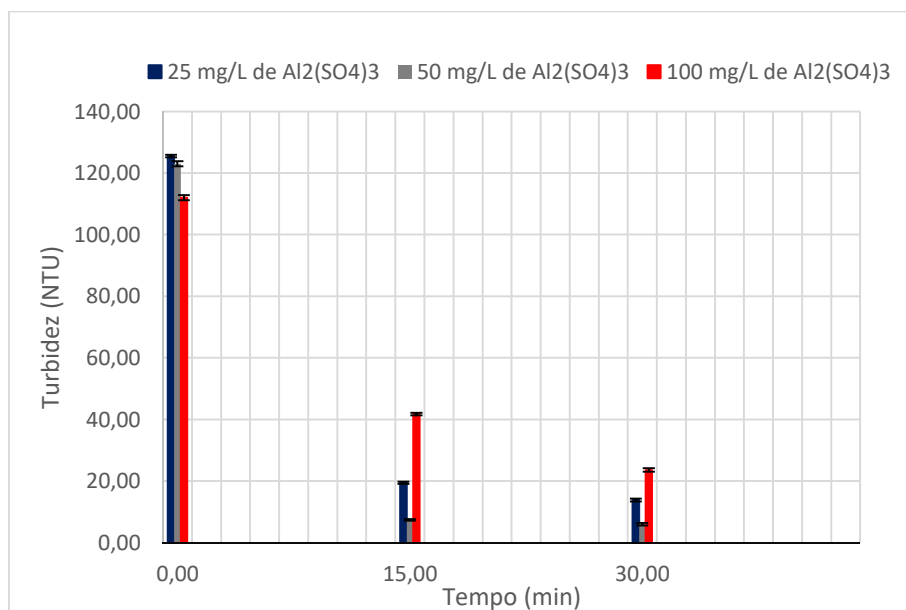


Figura 5: Turbidez ao longo do tempo com diferentes concentrações de coagulante para MPE. Fonte: Autor do Trabalho (2024).

É possível observar que a concentração de 50 mg/L de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ provocou impactos significativos na clarificação do meio, resultando em menores valores de turbidez residual – $5,72 \pm 0,20$ NTU e $7,37 \pm 0,25$ NTU aos 15 minutos para MPP e MPE respectivamente e aos 30 minutos foi de $2,25 \pm 0,11$ NTU para MPP e $5,99 \pm 0,44$ NTU para MPE. Com o aumento da dosagem de coagulante para 100 mg/L, a turbidez residual aumentou em relação as demais concentrações de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, resultando em $13,70 \pm 0,16$ NTU aos 15 minutos e $6,83 \pm 0,85$ NTU aos 30 minutos para o MPP, enquanto para o MPE foi de $41,75 \pm 0,45$ NTU e $23,60 \pm 0,57$ NTU em 15 e 30 minutos respectivamente.

Nas Figura 6 e Figura 7 são apresentadas as eficiências de clarificação dos ensaios realizados para o MPP e MPE. É possível observar que para o MPP a eficiência se manteve acima dos 85% em todas as dosagens aos 15 e 30 minutos. Entretanto, o MPE apresentou uma redução significativa na eficiência de clarificação, ficando inferior a 80% com aplicação de 100 mg/L. Isto sugere que, além de um certo ponto, aumentar a dosagem do coagulante pode não produzir melhorias proporcionais na eficiência da coagulação.

Tanto o MPP, quanto o MPE apresentaram a melhor eficiência de clarificação na aplicação de 50 mg/L de coagulante. O primeiro apresentou 95,35% e 98,17% de eficiência aos 15 e 30 minutos respectivamente. Enquanto, o segundo apresentou eficiência aos 15 minutos de 94,01% e 95,13% aos 30 minutos.

De maneira análoga ao que ocorreu com os ensaios realizados com a solução controle (argila), o maior impacto da flotação na clarificação do meio ocorre nos primeiros 15 minutos, ou seja, após a este período o meio líquido se encontrava estabilizado, acarretando em pequena variação na turbidez residual. A única exceção ocorreu com o MPE com a aplicação de 100 mg/L de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, pois aos 15 minutos houve uma clarificação de 62,72%, enquanto aos 30 minutos esta eficiência foi de 78,93%.

Nesse sentido, na aplicação de 100 mg/L de coagulante, as soluções trabalharam em sobredosagem, ou seja, o excesso de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ formou flocos menos estáveis, influenciando negativamente na turbidez final. Assim, o excesso de coagulante gerou flocos maiores e densos, que se romperam durante a flotação, impactando negativamente na aderência entre a fase gasosa e sólida, resultando na sedimentação de parcela dos flocos, impactando na turbidez residual. Além disso, a formação de hidróxido de alumínio aumentou, levando a aglomerados de microesferas mais dispersos e remoção potencialmente menos efetiva.

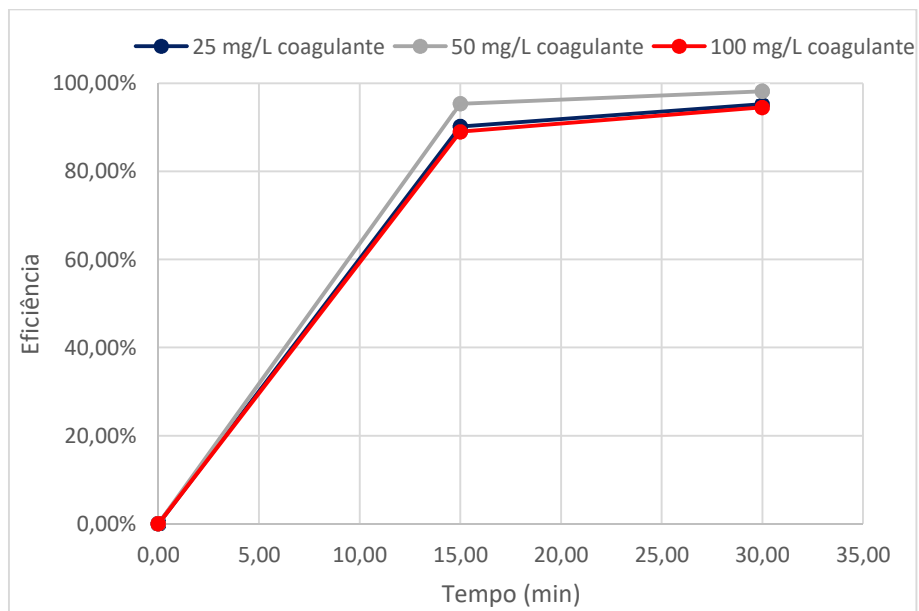


Figura 6: Eficiência de clarificação ao longo do tempo com diferentes concentrações de coagulante para solução com MPP. Fonte: Autor do Trabalho (2024).

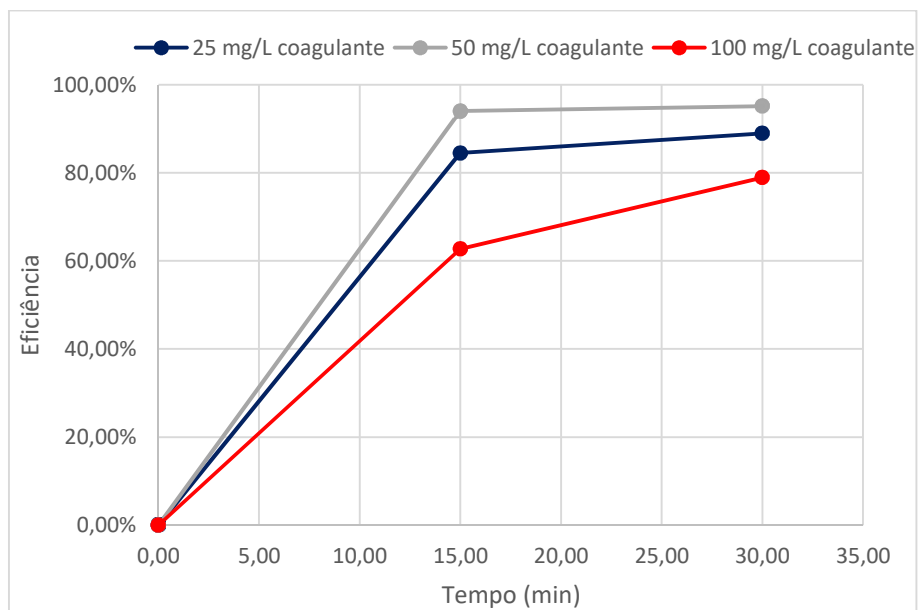


Figura 7: Eficiência de clarificação ao longo do tempo com diferentes concentrações de coagulante para solução com MPE. Fonte: Autor do Trabalho (2024).

No estudo estatístico apresentado nas Tabela 2 e Tabela 3, nota-se que o desvio padrão e coeficiente de variação (CV) apresentam baixa dispersão dos dados de forma símil ao ocorrido com a solução controle (argila), enfatizando a consistência das análises.

Tabela 2: Dados estatísticos dos Ensaios de FAD com MPP. Fonte: Autor do Trabalho (2024).

	25 mg/L coagulante			50 mg/L coagulante			100 mg/L coagulante		
	0,00	15,00	30,00	0,00	15,00	30,00	0,00	15,00	30,00
Turbidez (NTU)	124,50	12,2	5,91	123,00	5,72	2,25	124,33	13,70	6,83
Desvio Padrão	0,41	0,90	0,66	0,82	0,20	0,11	0,47	0,16	0,85
CV	0,33%	7,36%	11,19%	0,66%	3,50%	4,89%	0,38%	1,19%	12,49%

Tabela 3: Dados estatísticos dos Ensaio de FAD com MPE. Fonte: Autor do Trabalho (2024).

	25 mg/L coagulante			50 mg/L coagulante			100 mg/L coagulante		
Tempo (min)	0,00	15,00	30,00	0,00	15,00	30,00	0,00	15,00	30,00
Turbidez (NTU)	125,50	19,45	13,85	123,00	7,37	5,99	112,00	41,75	23,60
Desvio Padrão	0,41	0,37	0,45	0,82	0,25	0,44	0,82	0,45	0,57
CV	0,33%	1,89%	3,24%	0,66%	3,43%	7,29%	0,73%	1,08%	2,42%

Quando se compara o ensaio controle com os ensaios realizados com o MPP e MPE, nota-se que a presença tanto de MPP, quanto de MPE, perturbou a formação e estabilidade dos flocos durante o processo de flotação, o que, por sua vez, aumentou a turbidez residual após o tratamento.

CONCLUSÕES

A presença de MPs, tanto em sua forma pristina (MPP) quanto envelhecida (MPE), impacta significativamente a eficiência do processo de flotação por ar dissolvido (FAD) na clarificação de água. Observou-se que a dosagem de coagulante de 50 mg/L resultou em uma clarificação mais eficaz, enquanto dosagens de 100 mg/L, causaram sobredosagem, o que comprometeu a eficiência de remoção de turbidez. Quando comparado MPP ao MPE, percebe-se que o envelhecimento do microplástico, através da fototransformação, alterou suas propriedades superficiais, tornando-o mais resistente ao processo de flotação.

Adicionalmente, este estudo reforça a necessidade de melhorias contínuas nas tecnologias de tratamento de águas residuais, uma vez que as Estações de Tratamento de Efluentes (ETEs) ainda representam fontes de liberação de MPs no meio ambiente, mesmo com o uso de técnicas avançadas como FAD. No futuro, será essencial otimizar as condições operacionais, especialmente no que se refere à relação ar/sólidos e à dosagem de coagulantes, para maximizar a remoção de MPs e minimizar seu impacto nos ecossistemas aquáticos. Assim, a presente pesquisa contribui para a mitigação dos impactos ambientais causados pelos MPs e para a melhoria das práticas de tratamento de efluentes.

LIMITAÇÕES E RECOMENDAÇÕES FUTURAS

É importante reconhecer que este estudo possui limitações, como a simplificação das condições laboratoriais em relação aos ambientes naturais complexos. Além disso, a diversidade de tipos de MPs pode influenciar os resultados e requer investigações adicionais para uma compreensão mais abrangente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Azevedo-Santos, V. M., Gonçalves, G. R. L., Manoel, P. S., Andrade, M. C., Lima, F. P., & Pelicice, F. M. (2019). **Plastic ingestion by fish: A global assessment**. In *Environmental Pollution* (Vol. 255). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.112994>
2. Botterell, Z. L. R., Beaumont, N., Dorrington, T., Steinke, M., Thompson, R. C., & Lindeque, P. K. (2019). **Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review**. In *Environmental Pollution* (Vol. 245, pp. 98–110). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.065>
3. de Souza Machado, A. A., Kloas, W., Zarfl, C., Hempel, S., & Rillig, M. C. (2018). **Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems**. In *Global Change Biology* (Vol. 24, Issue 4, pp. 1405–1416). Blackwell Publishing Ltd. <https://doi.org/10.1111/gcb.14020>
4. Eerkes-Medrano, D., Thompson, R. C., & Aldridge, D. C. (2015). **Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs**. In *Water Research* (Vol. 75, pp. 63–82). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012>
5. Fossi, M. C., Panti, C., Bains, M., & Lavers, J. L. (2018). **A review of plastic-associated pressures: Cetaceans of the Mediterranean Sea and Eastern Australian Shearwaters as case studies**. In *Frontiers in Marine Science* (Vol. 5, Issue MAY). Frontiers Media S. A. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00173>
6. Gatidou, G., Arvaniti, O. S., & Stasinakis, A. S. (2019). **Review on the occurrence and fate of microplastics in Sewage Treatment Plants**. *Journal of Hazardous Materials*, 367, 504–512. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.12.081>
7. Graham, P., Palazzo, L., Andrea de Lucia, G., Telfer, T. C., Baroli, M., & Carboni, S. (2019). **Microplastics uptake and egestion dynamics in Pacific oysters, *Magallana gigas* (Thunberg, 1793), under controlled conditions**. *Environmental Pollution*, 252, 742–748. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.06.002>
8. Horton, A. A., Walton, A., Spurgeon, D. J., Lahive, E., & Svendsen, C. (2017). **Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities**. In *Science of the Total Environment* (Vol. 586, pp. 127–141). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.190>
9. Kalčíková, G., Skalar, T., Marolt, G., & Jemec Kokalj, A. (2020). **An environmental concentration of aged microplastics with adsorbed silver significantly affects aquatic organisms**. *Water Research*, 175. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115644>
10. Li, C., Busquets, R., & Campos, L. C. (2020). **Assessment of microplastics in freshwater systems: A review**. In *Science of the Total Environment* (Vol. 707). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135578>
11. Li, J., Green, C., Reynolds, A., Shi, H., & Rotchell, J. M. (2018). **Microplastics in mussels sampled from coastal waters and supermarkets in the United Kingdom**. *Environmental Pollution*, 241, 35–44. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.038>
12. Liu, Y., Zhang, J. di, Cai, C. Y., He, Y., Chen, L. Y., Xiong, X., Huang, H. J., Tao, S., & Liu, W. X. (2020). **Occurrence and characteristics of microplastics in the Haihe River: An investigation of a seagoing river flowing through a megacity in northern China**. *Environmental Pollution*, 262. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114261>
13. Mao, R., Lang, M., Yu, X., Wu, R., Yang, X., & Guo, X. (2020). **Aging mechanism of microplastics with UV irradiation and its effects on the adsorption of heavy metals**. *Journal of Hazardous Materials*, 393. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122515>
14. Porto, V. H. S. F., Cuba, R. M. F., & Teran, F. J. C. (2024). **Optimization of activation by peroxidation and photo-assisted peroxidation of biochar produced from sewage sludge**. *Desalination and Water Treatment*, 100650. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100650>
15. Pramanik, B. K., Pramanik, S. K., & Monira, S. (2021). **Understanding the fragmentation of microplastics into nano-plastics and removal of nano/microplastics from wastewater using membrane, air flotation and nano-ferrofluid processes**. *Chemosphere*, 282. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131053>
16. Scheurer, M., & Bigalke, M. (2018). **Microplastics in Swiss Floodplain Soils**. *Environmental Science and Technology*, 52(6), 3591–3598. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06003>
17. Schür, C., Weil, C., Baum, M., Wallraff, J., Schreier, M., Oehlmann, J., & Wagner, M. (2021). **Incubation in wastewater reduces the multigenerational effects of microplastics in *daphnia magna***. *Environmental Science and Technology*, 55(4), 2491–2499. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c07911>
18. Shen, M., Zhang, Y., Zhu, Y., Song, B., Zeng, G., Hu, D., Wen, X., & Ren, X. (2019). **Recent advances in toxicological research of nanoplastics in the environment: A review**. In *Environmental Pollution* (Vol. 252, pp. 511–521). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.05.102>
19. Talvitie, J., Mikola, A., Koistinen, A., & Setälä, O. (2017). **Solutions to microplastic pollution – Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies**. *Water Research*, 123, 401–407. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.005>
20. Wu, P., Huang, J., Zheng, Y., Yang, Y., Zhang, Y., He, F., Chen, H., Quan, G., Yan, J., Li, T., & Gao, B. (2019). **Environmental occurrences, fate, and impacts of microplastics**. In *Ecotoxicology and Environmental Safety* (Vol. 184). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109612>

21. Wu, X., Pan, J., Li, M., Li, Y., Bartlam, M., & Wang, Y. (2019). **Selective enrichment of bacterial pathogens by microplastic biofilm.** *Water Research*. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.114979>
22. Xu, S., Ma, J., Ji, R., Pan, K., & Miao, A. J. (2020). **Microplastics in aquatic environments: Occurrence, accumulation, and biological effects.** In *Science of the Total Environment* (Vol. 703). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134699>
23. Yang, L., Li, K., Cui, S., Kang, Y., An, L., & Lei, K. (2019). **Removal of microplastics in municipal sewage from China's largest water reclamation plant.** *Water Research*, 155, 175–181. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.046>
24. Zhang, Z., & Chen, Y. (2020). **Effects of microplastics on wastewater and sewage sludge treatment and their removal: A review.** In *Chemical Engineering Journal* (Vol. 382). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.122955>
25. Zhu, J., Yu, X., Zhang, Q., Li, Y., Tan, S., Li, D., Yang, Z., & Wang, J. (2019). **Cetaceans and microplastics: First report of microplastic ingestion by a coastal delphinid, *Sousa chinensis*.** *Science of the Total Environment*, 659, 649–654. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.389>