

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA

**Efeitos de microplásticos no desempenho de alagados construídos operados
em ciclos alternados e acoplados a células de combustível microbianas**

Rayra Millene Ribeiro Lima
Magister Scientiae

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2026**

RAYRA MILLENE RIBEIRO LIMA

Efeitos de microplásticos no desempenho de alagados construídos operados em ciclos alternados e acoplados a células de combustível microbianas

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientador: Alisson Carraro Borges

Coorientador: Eder Carlos Lopes Coimbra

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

L732e
2026

Lima, Rayra Millene Ribeiro, 1998-

Efeitos de microplásticos no desempenho de alagados
construídos: operados em ciclos alternados e acoplados a células
de combustível microbianas / Rayra Millene Ribeiro Lima. –
Viçosa, MG, 2026.

1 dissertação eletrônica (77 f.): il. (algumas color.).

Orientador: Alisson Carraro Borges.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa,
Departamento de Química, 2026.

Referências bibliográficas: f. 65-77.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2026.422>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Polietileno. 2. Carbono ativado. 3. *Eichhornia crassipes*.
4. Ecologia dos alagadiços. 5. Poluentes ambientais. I. Borges,
Alisson Carraro, 1977-. II. Universidade Federal de Viçosa.
Departamento de Química. Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Química. III. Título.

CDD 22. ed. 668.4234

RAYRA MILLENE RIBEIRO LIMA

Efeitos de microplásticos no desempenho de alagados construídos operados em ciclos alternados e acoplados a células de combustível microbianas

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 25 de fevereiro de 2026.

Assentimento:

Rayra Millene Ribeiro Lima
Autora

Alisson Carraro Borges
Orientador

Essa dissertação foi assinada digitalmente pela autora em 15/07/2026 às 16:30:15 e pelo orientador em 15/07/2026 às 17:44:24. As assinaturas têm validade legal, conforme o disposto na Medida Provisória 2.200-2/2001 e na Resolução nº 37/2012 do CONARQ. Para conferir a autenticidade, acesse <https://siadoc.ufv.br/validar-documento>. No campo 'Código de registro', informe o código **C5TQ.FTW1.KWBV** e clique no botão 'Validar documento'.

Aos meus pais.

AGRADECIMENTOS

A Deus por me conceder saúde e sabedoria para conduzir esta etapa da minha vida. Aos meus pais, por todo apoio e carinho, por cada ensinamento, cada visita em Viçosa e por serem os principais responsáveis por eu ser quem eu venho me tornando. A eles sou grata por possibilitarem que eu chegasse até aqui.

Ao meu companheiro de vida, Paulo Henrique Lorenzoni Filho, por me acolher em Viçosa, por ser meu porto seguro e por também me auxiliar neste trabalho, especialmente na automação das placas ESP32.

Ao meu grande amigo desde a graduação, Jhonatan Nolasco, pelo apoio e companheirismo, mesmo nos dias mais corridos.

Às minhas amigas da Engenharia Química, Fernanda, Giselle, Rita e Yara, pelo carinho, pelo apoio e por todos nossos momentos de descontração compartilhados.

Aos colegas do LQA, por todo auxílio e descontrações ao longo do trabalho. Em especial, ao Eder por aceitar coorientar este trabalho e por todo suporte oferecido.

Ao estagiário Marcelo, pelo auxílio dedicado nas análises semanais e pela parceria que tornou os dias de trabalho mais leves e agradáveis.

Ao Gil, por ter me auxiliado na montagem do experimento e pela parceria durante os meses de monitoramento.

Ao meu orientador, Alisson Carraro Borges, por todo auxílio e por cada ideia compartilhada ao longo do desenvolvimento deste trabalho.

À Universidade Federal de Viçosa, pela oportunidade de realizar a pós-graduação.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), pela concessão da bolsa de estudos e pelo financiamento do projeto.

À Petrobrás, pelo apoio institucional ao desenvolvimento deste trabalho.

Este trabalho foi realizado com o apoio das seguintes agências de pesquisa brasileiras: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

“O caminho para o progresso não é rápido nem fácil.”.
(Marie Curie)

RESUMO

LIMA, Rayra Millene Ribeiro, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2026. **Efeitos de microplásticos no desempenho de alagados construídos operados em ciclos alternados e acoplados a células de combustível microbianas.** Orientador: Alisson Carraro Borges. Coorientador: Eder Carlos Lopes Coimbra.

Neste estudo, avaliou-se a influência da concentração de microplásticos de polietileno (MP) e da inclusão de uma camada de carvão ativado granulado no desempenho de sistemas alagados construídos (SAC) operados em ciclos alternados e acoplados a células de combustível microbianas. Foram avaliados os parâmetros de demanda química e bioquímica de oxigênio (DQO e DBO), sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST), sólidos dissolvidos totais (SDT), turbidez, condutividade elétrica (CE), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), pH, potencial de oxirredução (POR), zinco, tensão elétrica e densidade de potência. A produção de biomassa vegetal foi determinada por meio das massas fresca e seca, além da análise dos compostos nitrogênio, fósforo, potássio e zinco dos indivíduos de *Eichhornia crassipes* (aguapé) plantados nos sistemas. Adicionalmente, foi realizado um ensaio cinético de DQO para avaliar a dinâmica de remoção da matéria orgânica. Os resultados indicaram que a interação da concentração de MP e do material de enchimento influenciaram significativamente os parâmetros relacionados à remoção de matéria orgânica e de sólidos, bem como o desempenho eletroquímico dos sistemas, refletido nos valores de tensão elétrica e densidade de potência. Para SDT, turbidez e CE, observaram-se diferenças estatísticas associadas aos efeitos principais, indicando alterações nas propriedades dos efluentes. Em contrapartida, não foram verificadas diferenças estatisticamente significativas para NTK, pH, POR e zinco. Por fim, os resultados demonstraram que a presença de MP pode interferir no desempenho dos SAC, afetando processos ambientais, eletroquímicos e biológicos dos sistemas. Por outro lado, a presença de uma camada de carvão ativado granulado potencializou a remoção de matéria orgânica e sólidos, melhorou o desempenho eletroquímico e atenuou os efeitos dos MP, configurando-se como uma estratégia promissora para a otimização desses sistemas.

Palavras-chave: Polietileno. Contaminante emergente. Carvão ativado granulado. *Eichhornia crassipes*. Sistemas bioeletroquímicos. Wetlands.

ABSTRACT

LIMA, Rayra Millene Ribeiro, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2026. **Effects of microplastics on the performance of constructed wetlands operated in alternating cycles and coupled to microbial fuel cells.** Adviser: Alisson Carraro Borges. Co-adviser: Eder Carlos Lopes Coimbra.

In this study, we evaluated the influence of polyethylene microplastic (MP) concentration and the inclusion of a layer of granular activated carbon on the performance of constructed wetland systems (CWS) operated in alternating cycles and coupled with microbial fuel cells. The parameters of chemical and biochemical oxygen demand (COD and BOD), total solids (TS), total suspended solids (TSS), total dissolved solids (TDS), turbidity, electrical conductivity (EC), total Kjeldahl nitrogen (TKN), pH, oxidation–reduction potential (ORP), zinc, electrical voltage, and power density were evaluated. Plant biomass production was determined by fresh and dry weight, in addition to the analysis of nitrogen, phosphorus, potassium, and zinc in *Eichhornia crassipes* (water hyacinth) individuals planted in the systems. In addition, a kinetic COD test was performed to evaluate the dynamics of organic matter removal.

The results indicated that the interaction between MP concentration and filler material significantly influenced the parameters related to the removal of organic matter and solids, as well as the electrochemical performance of the systems, reflected in the values of electrical voltage and power density. For TDS, turbidity, and EC, statistical differences associated with the main effects were observed, indicating changes in the properties of the effluents. In contrast, no statistically significant differences were found for TKN, pH, ORP, and zinc. Finally, the results demonstrated that the presence of MP can interfere with the performance of CWS, affecting the environmental, electrochemical, and biological processes of the systems. On other hand, the presence of a layer of granular activated carbon enhanced the removal of organic matter and solids, improved electrochemical performance, and mitigated the effects of MP, indicating its potential as a promising strategy for optimising these systems.

Keywords: Polyethylene. Emerging contaminant. Granulated activated carbon. *Eichhornia crassipes*. Bioelectrochemical systems. Wetlands.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Representação esquemática do funcionamento de um sistema alagado construído operado em ciclos alternados	18
Figura 2 – Representação esquemática do funcionamento de um sistema alagado construído acoplado a célula de combustível microbiana	22
Figura 3 – Esquema de ligações do sistema de aquisição de dados de tensão	30
Figura 4 – Representação esquemática da composição das unidades experimentais	31
Figura 5 - Gráfico de barras indicando a média $\pm$ desvio padrão de DQO para cada tratamento	38
Figura 6 - Gráfico de barras indicando a média $\pm$ desvio padrão de DBO para cada tratamento	39
Figura 7 - Gráfico de barras indicando a média $\pm$ desvio padrão de fósforo para cada tratamento	41
Figura 8 - Gráficos de barras apresentando os valores médios de NTK dos efluentes em função dos níveis de microplásticos (MP) e dos materiais de enchimento. Os dados são expressos como média $\pm$ desvio padrão	43
Figura 9 - Gráfico de barras indicando a média $\pm$ desvio padrão de sólidos totais para cada tratamento	44
Figura 10 - Gráfico de barras indicando a média $\pm$ desvio padrão de sólidos suspensos totais para cada tratamento	45
Figura 11 - Gráficos de barras apresentando os valores médios de SDT dos efluentes em função dos níveis de microplásticos (MP) e do material de enchimento. Os dados são expressos como média $\pm$ desvio padrão	47
Figura 12 - Gráficos de barras apresentando os valores médios de turbidez dos efluentes em função dos níveis de microplásticos (MP) e do material de enchimento. Os dados são expressos como média $\pm$ desvio padrão	48
Figura 13 - Gráficos de barras apresentando os valores médios de condutividade elétrica dos efluentes em função dos níveis de microplásticos (MP) e do material de enchimento. Os dados são expressos como média $\pm$ desvio padrão	49
Figura 14 - Gráficos de barras apresentando os valores médios de pH dos efluentes em função dos níveis de microplásticos (MP) e do material de enchimento. Os dados são expressos como média $\pm$ desvio padrão	51

Figura 15 - Gráficos de barras apresentando os valores médios de potencial de oxirredução (POR) dos efluentes em função dos níveis de microplásticos (MP) e do material de enchimento. Os dados são expressos como média $\pm$ desvio padrão	52
Figura 16 - Gráficos de barras apresentando os valores médios de concentração de zinco (Zn) dos efluentes em função dos níveis de microplásticos (MP) e do material de enchimento. Os dados são expressos como média $\pm$ desvio padrão	53
Figura 17 - Gráfico de barras indicando a média $\pm$ desvio padrão de tensão das células de combustível microbianas para cada tratamento	54
Figura 18 - Gráficos de barras apresentando os valores médios de densidade de potência (DP) dos sistemas em função dos níveis de microplásticos (MP) e do material de enchimento. Os dados são expressos como média $\pm$ desvio padrão	56
Figura 19 - Perfil cinético de DQO dos efluentes dos oito SAC.....	59

CONTEÚDO

1. INTRODUÇÃO	12
2. OBJETIVOS	15
2.1. Objetivo geral	15
2.2. Objetivos específicos	15
3. REVISÃO DE LITERATURA	16
3.1. Sistemas alagados construídos.....	16
3.2. Operação em ciclos alternados	17
3.3. Células de combustível microbianas	20
3.4. Microplásticos em sistemas alagados construídos.....	24
4. MATERIAL E MÉTODOS	27
4.1. Material.....	27
4.2. Métodos.....	27
4.2.1. Construção dos sistemas e delineamento experimental	27
4.2.2. Automação das células de combustível microbianas	29
4.2.3. Preparo e caracterização do afluente sintético.....	30
4.2.4. Arranjo experimental e monitoramento.....	31
4.2.5. Desempenho elétrico.....	32
4.2.6. Modelos cinéticos	33
4.2.7. Análise estatística	34
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	35
5.1. Caracterização do afluente sintético	35
5.2. Desempenho operacional das unidades experimentais	37
5.3. Desempenho das células de combustível microbianas	54
5.4. Produção de biomassa vegetal e absorção de nutrientes (N, P, K e Zn)	57
5.5. Estudo cinético	59
6. CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA ESTUDOS FUTUROS	63

REFERÊNCIAS.....65

1. INTRODUÇÃO

A rápida urbanização e a industrialização são fatores que contribuem para o agravamento da poluição, impactando a qualidade da água, uma vez que desencadeiam o descarte contínuo de esgoto doméstico, efluentes industriais, agrícolas e outros poluentes nos ambientes aquáticos. Como consequência, tem-se a introdução de diversos contaminantes de preocupação emergente nos ecossistemas aquáticos. A coexistência desses compostos é tratada como um desafio ambiental a ser enfrentado, visto que estão associadas à ecotoxicidade, bioacumulação, persistência ambiental e danos à saúde humana (Hou et al., 2025).

Dentre os diversos contaminantes, destacam-se os plásticos que apresentam um cenário alarmante, uma vez que se estima que cerca de 11 milhões de toneladas de rejeitos plásticos são despejados nos oceanos anualmente. Caso essa tendência persista, de acordo com Tang et al. (2023), em 2050 a quantidade de resíduos plásticos ultrapassará o número de indivíduos de peixes. Como consequência, tem-se a fragmentação e a degradação desses resíduos, que geram microplásticos (MP), um tipo de contaminante emergente que possui estabilidade e persistência no ambiente, sendo capaz de adsorver outros contaminantes. A presença crescente de MP em ambientes aquáticos, sobretudo no ambiente marinho e nas regiões costeiras, representa um problema global, pois sua detecção na água, em sedimentos e em organismos, evidencia sua ampla dispersão e seu descarte maciço (K. Zhao et al., 2022). Com isso, a contaminação de peixes e frutos do mar por MP pode representar riscos à saúde humana devido à sua transferência ao longo da cadeia alimentar. Estresse oxidativo, inflamação e danos aos tecidos são alguns dos efeitos que MP podem causar aos humanos (Rakib et al., 2025).

Sistemas alagados construídos (SAC) são reatores projetados e construídos com o intuito de simular o ecossistema de pântanos para tratar águas residuárias a partir de processos físicos, químicos e biológicos naturais. Suas configurações podem ser classificadas de acordo com o tipo de escoamento, a vegetação predominante e a direção do escoamento (Vymazal, 2010). Dentre suas variadas aplicações, tem-se sua utilização para os tratamentos de esgotos domésticos (Satyendra e Vijay, 2025), rurais (Y. Ma et al., 2024), de efluente de suinocultura (Monteagudo-Hernández et al., 2024) ou de chorume de aterro sanitário (Ogata et al., 2024).

Com a crescente preocupação sobre a ocorrência de contaminantes de preocupação emergente na água, diferentes configurações de alagados têm sido exploradas para avaliar o desempenho e a capacidade de remoção desses compostos em águas residuárias (Addo-Bankas et al., 2024). Como exemplo, no estudo de Rozman et al. (2023), foi analisada a capacidade de um SAC de escoamento horizontal plantado com *Iris pseudacorus* em remover MP, que apresentou uma porcentagem de remoção de 99,99%. Em contrapartida, (Yang et al., 2022) observaram que o acúmulo de MP em SAC promove alterações na composição e na estrutura do biofilme. Nesse estudo, foi verificado que a comunidade microbiana e a matriz do biofilme aderido às micropartículas apresentaram características distintas daquelas desenvolvidas sobre o cascalho, utilizado como material de enchimento dos sistemas, indicando que os MP atuam como um substrato diferenciado para a colonização microbiana.

Ao longo dos anos, os SAC foram submetidos a modificações para aprimorar a eficiência em termos de parâmetros de desempenho e desenvolvimento de componentes. Em destaque, tem-se a configuração aqui referida como de ciclos alternados, conhecida internacionalmente como *tidal flow*, que é caracterizada pela alternância cíclica entre os estágios cheio e vazio do reator, simulando o que ocorre nas marés. Essa abordagem tem ganhado notoriedade nos últimos anos por permitir altos níveis de remoção de nitrogênio (Addo-Bankas et al., 2024).

A integração de SAC a células de combustível microbianas (CCM) também tem apresentado relevância no contexto científico. Essa combinação se beneficia das interações ecológicas entre microrganismos, plantas e materiais de enchimento de um SAC, visando tratar águas residuárias e produzir energia (Chandel et al., 2023). Liu et al. (2025) constataram que a presença de diferentes tipos de microplásticos afetou negativamente a eficiência de remoção de nitrogênio, sem, contudo, interferir na remoção de matéria orgânica. Além disso, os autores também relatam que os MP provocaram modificações na estrutura da comunidade microbiana associada aos processos bioeletroquímicos, resultando no aumento da bioeletricidade gerada pelas CCM.

Apesar dos avanços na aplicação de SAC e de sua integração com CCM, ainda são limitados os estudos que investigam os efeitos da presença de MP sobre o desempenho desses sistemas, especialmente em configurações de ciclos alternados. Nesse contexto, torna-se relevante investigar como MP podem influenciar o

desempenho de SAC acoplados a CCM, considerando não apenas a eficiência do tratamento, mas também os processos bioeletroquímicos, o desenvolvimento das plantas e a aplicação de materiais de enchimento alternativos, como o carvão ativado granulado.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

Neste trabalho teve-se como objetivo avaliar os efeitos da presença de MP de polietileno em SAC operados em ciclos alternados e acoplados a células de combustível microbianas, considerando a eficiência de tratamento e os desempenhos eletroquímico e agronômico.

2.2. Objetivos específicos

- Avaliar a influência da concentração de MP de polietileno e da inclusão de uma camada de carvão ativado granulado sobre os parâmetros de qualidade da água dos sistemas alagados construídos;
- Analisar o desempenho agronômico das plantas (*Eichhornia crassipes*) cultivadas nos sistemas, por meio da produção de biomassa e da absorção de nutrientes;
- Investigar o desempenho eletroquímico dos sistemas acoplados às células de combustível microbianas, com base na tensão elétrica e na densidade de potência geradas;
- Avaliar a cinética de remoção da demanda química de oxigênio, visando compreender a dinâmica de degradação da matéria orgânica nos sistemas.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. Sistemas alagados construídos

Sistemas alagados construídos (SAC) ou *constructed wetlands* são dispositivos projetados com o intuito de reproduzirem ecossistemas naturais de áreas úmidas e que, a partir dos processos físicos, químicos e biológicos característicos dos pântanos, podem ser empregados no tratamento de águas (Kadlec e Wallace, 2008). O processo de remoção de poluentes é promovido pela interação sinérgica de mecanismos físicos, como adsorção e precipitação; processos químicos, como troca iônica; e processos biológicos, que são processos biológicos, que englobam a absorção realizada pelas plantas e a decomposição microbiana (T. Li et al., 2024).

Em termos de literatura científica, a tecnologia dos SAC teve seu início na década de 1950, na Alemanha, quando a pesquisadora Käthe Seidel constatou que algumas plantas aquáticas poderiam auxiliar na remoção de poluentes de águas residuárias. Ao longo dos anos, esses sistemas passaram por diversas modificações que resultaram em configurações diferentes. Suas classificações normalmente são feitas a partir de três elementos principais: presença ou ausência de superfície de água livre, tipo de planta empregada e direção (ou tipo) de escoamento (Addo-Bankas et al., 2024).

Sistemas que possuem superfície de água livre são aqueles que simulam pântanos naturais, nos quais as águas residuárias escoam sobre a superfície. Nesses SAC, uma ampla variedade de plantas pode ser empregada, como espécies emergentes, submersas e flutuantes. Com relação ao tipo de escoamento, as configurações são compreendidas entre horizontal e vertical. O escoamento horizontal é caracterizado pela movimentação do fluido ao longo do leito do sistema, paralelamente à superfície. Em sistemas de escoamento subsuperficial horizontal, o meio geralmente permanece saturado, o que favorece condições predominantemente anóxicas ou anaeróbias. No entanto, microzonas aeróbias podem se formar nas proximidades das raízes das plantas devido à liberação de oxigênio pelas plantas e à difusão limitada de oxigênio no meio poroso. Em contrapartida, o escoamento vertical envolve a introdução do fluido a ser tratado na parte superior do leito, com drenagem na parte inferior, permitindo o escoamento vertical através do sistema (Parde et al., 2021).

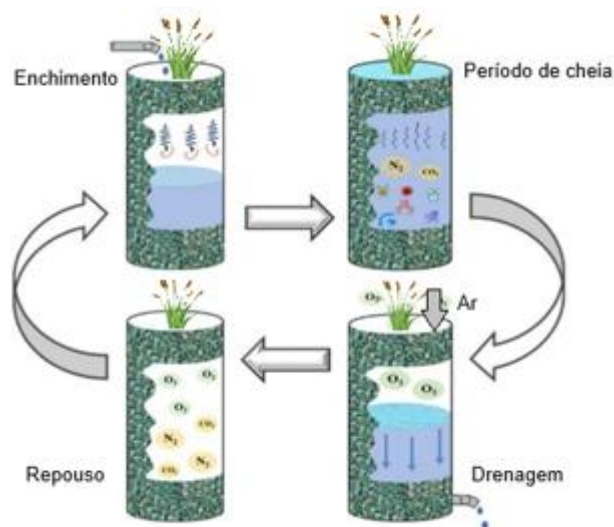
De maneira geral, a tecnologia dos SAC é empregada nos tratamentos secundário e terciário de diferentes efluentes devido às suas vantagens, que incluem facilidade de operação, economia e a ausência de requisitos energéticos (Santos et al., 2024). Esgotos domésticos, águas residuárias agrícolas e industriais, percolados de aterros sanitários e águas de drenagem pluvial são alguns dos exemplos em que os SAC são utilizadas para o tratamento (Vymazal, 2008).

3.2. Operação em ciclos alternados

Alguns SAC utilizam um tipo de escoamento específico, denominado como *tidal flow constructed wetlands*, *reciprocating wetlands*, *fill and drain wetlands*, ou em português ciclos alternados, que possuem como característica principal a alternância cíclica a cada batelada entre as fases de enchimento, reação, drenagem e pousio do leito, conforme esquema apresentado na Figura 1. Essa configuração permite a adsorção efetiva do nitrogênio amoniacal, uma vez que a oscilação entre condições anóxicas e aeróbias favorece os processos de desnitrificação autotrófica e heterotrófica (Ma et al., 2024b).

A desnitrificação autotrófica ocorre sob condições anóxicas, nas quais microrganismos autotróficos utilizam compostos inorgânicos, como ferro, enxofre, hidrogênio, como fontes de energia (doadores de elétrons) para reduzir o nitrato (NO_3^-) a nitrogênio gasoso (N_2). Por outro lado, quando há disponibilidade de matéria orgânica, o processo de desnitrificação heterotrófica é favorecido, no qual os microrganismos utilizam fontes de carbono orgânico, presentes no próprio afluente, ou fontes exógenas, como metanol e acetato de sódio, para reduzir NO_3^- a N_2 (L. Zhao et al., 2024). De acordo com Addo-Bankas et al. (2024), *tidal flow* é uma das modificações mais relevantes no desenvolvimento dos alagados construídos no século XXI.

Figura 1 – Representação esquemática do funcionamento de um sistema alagado construído operado em ciclos alternados



Fonte: Adaptado de (R. Ma et al., 2024).

Quando o leito é preenchido e mantido saturado por um determinado período de tempo (período de cheia), ocorrem os processos de armazenamento de matéria orgânica, de adsorção de NH_4^+ na superfície do material de enchimento que preenche o sistema e de desnitrificação, em decorrência da condição anóxica. Em contrapartida, no estágio de repouso, a degradação de compostos orgânicos e a oxidação da amônia são favorecidas como consequência do aumento da concentração de oxigênio, gerado a partir da sucção do ar atmosférico (Xu et al., 2021).

A introdução da configuração com ciclos alternados foi realizada com o objetivo fundamental de superar uma das limitações dos SAC convencionais: baixa remoção de nitrogênio pelo suprimento insuficiente de oxigênio, em particular, durante os processos de nitrificação no substrato. A condição de baixa disponibilidade de oxigênio em sistemas tradicionais é ocasionada pela condição saturada e pela rápida degradação microbiana sob carga de entrada de matéria orgânica expressiva (Chand et al., 2022).

Li et al. (2024) compararam o desempenho de um SAC em modo de operação tradicional com dois sistemas operados em ciclos alternados e configurados com tempos de retenção hidráulica (ciclos) diferentes, visando o tratamento de água residuária de suinocultura. Para o sistema convencional (SAC), o tempo de inundação foi definido em 24 h, enquanto que para os sistemas operados em ciclos (SACCA 1 e 2), as relações entre tempos de reação/repouso obedeceram às proporções, em

horas, de: 12:12 (SACCA1) e 20:4 (SACCA2). A eficiência dos sistemas foi verificada a partir dos parâmetros: cor, turbidez, demanda química de oxigênio, nitrogênio total (NT), nitrogênio na forma de amônio ($\text{NH}_4^+\text{-N}$), fósforo total (PT), oxigênio dissolvido e transferência de nitrogênio.

Os sistemas operados em ciclos alternados mostraram-se promissores para o tratamento de água residuária de suinocultura. O SACCA2 alcançou eficiência de remoção superior, quando comparado com os outros dois sistemas analisados, sendo 50,8%, 83,6%, 78,6%, 82,1% e 84,0% para cor, turbidez, DQO, nitrogênio amoniacal e PT, respectivamente. O tempo de retenção hidráulica do SACCA2 (20 h) proporcionou a adaptação das populações microbianas, estabelecendo condições favoráveis para tratamento biológico mais eficaz. Em conclusão, os autores inferiram que a aplicação do ciclo alternado pode aumentar a eficiência do tratamento do efluente de suinocultura, especialmente para relações de carbono/nitrogênio baixas (T. Li et al., 2024).

Chen et al. (2024) investigaram a influência de diferentes vias de conversão de matéria orgânica na remoção de nitrogênio em dois SAC operando em escoamento cíclico (leito único e leito duplo), destacando o desafio persistente da remoção de nitrogênio em *constructed wetlands* convencionais. Os resultados revelaram que as vias de conversão de matéria orgânica afetaram significativamente a remoção de nitrogênio por dois mecanismos principais: o enriquecimento de microrganismos endógenos, pois esses foram capazes de incorporar carbono intracelular durante a fase anaeróbia do ciclo, sendo utilizado para desnitrificação na fase aeróbia, e a desnitrificação endógena simultânea (DENS), que representou a principal via de remoção de nitrogênio, permitindo altas taxas de conversão de nitrogênio, ao mesmo tempo em que se reduz a demanda por oxigênio e carbono orgânico. De modo geral, os autores concluíram que as rotas de transformação de matéria orgânica em sistemas de leito duplo operados em ciclos alternados otimizaram a remoção total de nitrogênio, atingindo uma média de 82%, em comparação aos 54% nos sistemas convencionais de leito único.

Sob perspectivas recentes, Addo-Bankas et al. (2024) destacaram a crescente preocupação sobre a incidência de contaminantes emergentes na água, como por exemplo, produtos farmacêuticos, pesticidas, nanopartículas, microplásticos e substâncias perfluoroalquil e polifluoroalquil. Desta forma, o avanço das pesquisas

tem apresentado uma tendência para investigar os efeitos da presença desses contaminantes em SAC.

Deng et al. (2024) avaliaram a remoção de antibióticos sulfonamídicos (AS), como sulfadiazina, sulfametazina, sulfamometoxina e sulfametoxazol e trimetoprima em SAC operados em ciclos alternados sob diferentes condições de estresse salino, especificamente para o tratamento de efluentes de maricultura. Essa abordagem foi motivada pelo desafio de compreender como a salinidade influencia na remoção de antibióticos em SAC em regime alternado, uma vez que esse modo de operação pode representar uma estratégia eficaz para o tratamento de águas residuárias de maricultura.

O estudo concentrou-se em analisar, a partir de um arranjo ortogonal L9 (3³), as influências de planta (*Phragmites australis*, *Canna indica* e *Iris pseudacorus*), material de enchimento (areia de coral, cascalho e zeólita) e condições de salinidade, sendo alta (12%), média (8%) e baixa (4%). Além disso, as comunidades microbianas foram comparadas nas diferentes configurações de SAC operados em ciclos alternados, enfatizando o crescimento de bactérias funcionais específicas na degradação de antibióticos e na tolerância ao sal (Deng et al., 2024).

Com os resultados, verificou-se que os SAC em regime intermitente configurados com *Iris pseudacorus* e zeólita foram eficientes na degradação de AS sob condições distintas de salinidade, apresentando remoções de 92% a 97%. No entanto, para o trimetoprima, os sistemas revelaram baixas eficiências de remoção. Também foi constatado que a composição salina-alcálica das águas residuais de maricultura dificultou a adsorção dos antibióticos, uma vez que, com o aumento da salinidade, do pH e dos íons concorrentes, os antibióticos assumiram carga negativa. Apesar disso, o escoamento *tidal flow* dos sistemas promoveu o enriquecimento de oxigênio, viabilizando a degradação microbiana aeróbica dos antibióticos em condições redox melhoradas (Deng et al., 2024).

3.3. Células de combustível microbianas

As células de combustível microbianas (CCM), ou *microbial fuel cells* (MFC), são dispositivos que possuem a capacidade de converter energia química, presente em compostos orgânicos, em energia elétrica. A geração de corrente elétrica ocorre por meio de um processo eletroquímico, no qual ocorre a oxidação da matéria

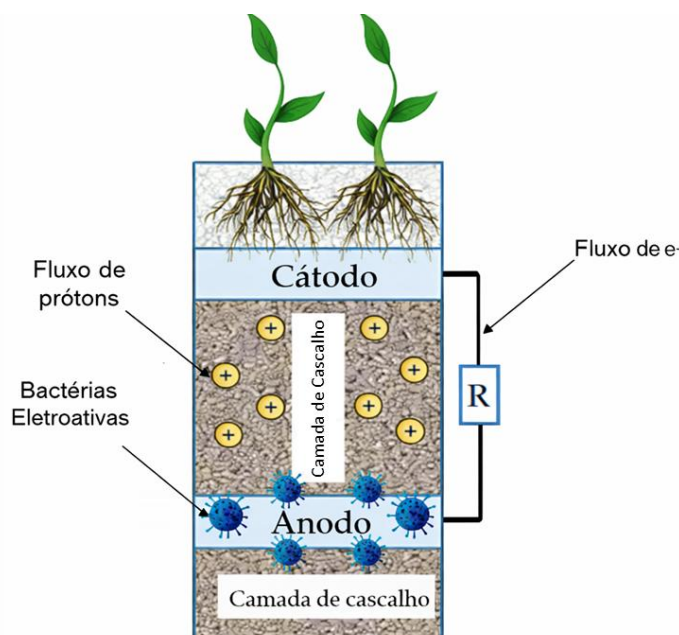
orgânica na região anódica, liberando elétrons e prótons. Por meio de um circuito externo, os elétrons são transferidos do ânodo ao cátodo, enquanto os prótons migram pelo meio, combinando-se com o oxigênio no cátodo para formar água (Das, 2018).

Como principais vantagens, as CCM apresentam viabilidade econômica, alta eficiência na remoção de matéria orgânica e baixo impacto ambiental. Esse recurso tem se destacado na purificação de diversos tipos de águas residuárias, como as contaminadas por metais tóxicos, originárias da indústria de álcool, esgotos domésticos, contaminadas por antibióticos, efluentes de cervejarias e resíduos suínos (Kong et al., 2024).

Nos últimos anos, as CCM têm se combinado com SAC para maximizar a remoção de nitrogênio pela produção simultânea de eletricidade, dando origem a sistemas aprimorados denominados sistema alagado construído – célula de combustível microbiana (SAC-CCM). Essa combinação se beneficia das funções das comunidades microbianas, que desempenham um papel fundamental na operação do sistema (Xu et al., 2021).

O mecanismo de funcionamento destes sistemas é fundamentado na existência das regiões anódica e catódica, conforme apresentado na Figura 2. No ânodo, microrganismos anaeróbios, também conhecidos por bactérias eletroativas ou *electroactive bacteria* (EAB), promovem a oxidação da matéria orgânica, transferindo elétrons ao eletrodo e liberando prótons. Os elétrons são transferidos da zona anaeróbia (ânodo) para a zona aeróbia (cátodo) por meio de um circuito externo, enquanto os prótons fluem internamente entre o ânodo e o cátodo (Xu et al., 2024).

Figura 2 – Representação esquemática do funcionamento de um sistema alagado construído acoplado a célula de combustível microbiana



Fonte: Adaptado de Biswas e Chakraborty (2023).

A remoção eficiente de nitrogênio a partir de SAC-CCM foi comparada com sistemas CCM e SAC autônomos em um estudo realizado por Kong et al. (2024). A análise comparativa foi realizada com base em parâmetros importantes, incluindo tempo de retenção hidráulica, desempenho elétrico, eficiência de remoção de nitrogênio, comunidades microbianas e distância entre os eletrodos anódicos e catódicos. Os resultados evidenciaram que a integração SAC-CCM otimizou a remoção de nitrogênio, se confrontada com os sistemas autônomos. Além disso, verificou-se que existe influência positiva entre o espaço ideal dos eletrodos, a demanda química de oxigênio e a remoção de nitrogênio, a partir do alcance de melhor desempenho no sistema SAC-CCM com 25 cm de espaçamento.

O tempo de retenção hidráulica (TRH) e o desempenho elétrico revelaram uma relação complexa: ao aumentar o TRH, houve um aumento inicial da geração de energia, seguida por um decaimento expressivo. No entanto, uma densidade de máxima de potência de $1,95 \text{ mW m}^{-2}$ foi alcançada em um TRH de 2 dias, sendo um forte indicativo da dupla funcionalidade do sistema integrado em tratar as águas residuárias, bem como gerar eletricidade (Kong et al., 2024).

Dai et al. (2024) exploraram o tratamento de águas residuárias contendo formaldeído e a produção de eletricidade em sistemas SAC-CCM, aprimorados por

bactérias específicas que podem degradar o formaldeído. Esse composto é comumente empregado em variados segmentos, englobando a síntese de resinas, medicamentos, pesticidas, assim como no processamento têxtil e de madeira. Ainda que esteja presente em muitos sistemas biológicos, ambientes e organismos, a exposição excessiva ao formaldeído pode apresentar riscos para organismos vivos e o ambiente.

No estudo empregaram-se três configurações: um SAC convencional, um SAC-CCM inoculado com bactérias degradadoras de formaldeído e um SAC-CCM sem inóculo. Os principais achados da pesquisa indicaram que o SAC-CCM inoculado alcançou maior taxa de remoção de formaldeído ($98,8\% \pm 0,6\%$) e também maior tensão média produzida ($167,3 \pm 4,8$ mV). Esses dados destacam o potencial da integração de métodos biológicos de tratamento com a produção de eletricidade, proporcionando um benefício duplo no gerenciamento de águas residuais (Dai et al., 2024).

A aplicação de SAC-CCM também foi realizada por Zhang et al. (2023) a fim de avaliar a remoção de chumbo e a geração de bioeletricidade. Nessa pesquisa, o carvão ativado granulado foi empregado como material de enchimento e a planta *Iris pseudacorus* foi utilizada. A escolha do material de enchimento e da planta se deu a partir de evidências anteriores que demonstraram que esses materiais podem aumentar a remoção de Pb e estimular a atividade microbiana, respectivamente. O sistema foi submetido a condições de estresse de Pb e monitorado a partir de indicadores de desempenho, como tensão máxima de saída, densidade de potência e eficiência de remoção de chumbo.

Como resultado, obteve-se que o uso do carvão ativado granular como material de enchimento no SAC-CCM desempenhou um papel importante para a migração de Pb, contribuindo para os processos de adsorção e fixação. De maneira complementar, o estudo revelou que a configuração adotada alcançou uma alta eficiência de remoção de chumbo (99,05%), bem como uma geração de bioeletricidade, com tensão máxima de saída de 394,3 mV e densidade de potência de 4468,40 mW m⁻². Esses dados evidenciam o potencial de SAC-CCM tanto para o tratamento de águas residuais, quanto para a geração de energia, fomentando o desenvolvimento de soluções energéticas sustentáveis (Q. Zhang et al., 2023).

3.4. Microplásticos em sistemas alagados construídos

De acordo com os dados da Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE) do ano de 2022, a produção global de plástico tem aumentado e alcançou a marca de 460 milhões de toneladas em 2019. A pesquisa ainda relata que apenas 9% dos plásticos produzidos são reciclados, 19% são incinerados, aproximadamente 50% são depositados em aterros sanitários e os 22% restantes ficam expostos diretamente ao meio ambiente (OECD, 2022). Essa exposição favorece a fragmentação e a degradação, gerando uma quantidade considerável de microplásticos (MP), que são compreendidos como partículas que possuem diâmetros iguais ou menores que 5 mm (Jung et al., 2021).

Baseados na origem, os MP podem ser distinguidos entre primários e secundários. A emissão direta de partículas de resíduos plásticos refere-se aos MP primários, enquanto os MP secundários são definidos como partículas de diferentes formatos (fibras, fragmento, filme, grânulo, esfera, etc.) geradas a partir da degradação por processos físicos, químicos e biológicos de plásticos não homogêneos encontrados no ambiente (Dai et al., 2024). As aplicações de MP primários podem ser exemplificadas por *pellets* produzidos para atividades industriais, e nano e microesferas utilizadas na produção de cosméticos e produtos de higiene pessoal, como os *shampoos*. Já para os MP secundários, suas fontes estão relacionadas com a fragmentação e a degradação de materiais, como nylon, poliamida (PA) e polietersulfona (PES), existentes em diversos itens plásticos no ambiente (Ivleva, 2021).

A ocorrência de MP no ambiente provoca a inserção desse contaminante em águas residuárias por meio dos sistemas de drenagem que, eventualmente, alcançam as instalações de tratamento de águas. Os processos de tratamento primário, secundário e terciário das estações de tratamento têm capacidade de remoção de MP numa média de 83% a 99%. Contudo, há evidências de que a presença dessas partículas pode interferir no desempenho dos processos de tratamento (S. Zhang et al., 2024).

Em contrapartida, os oceanos e as áreas costeiras são as principais regiões afetadas pela poluição plástica, fundamentalmente devido à industrialização e à urbanização. Atividades como embarcações marítimas, transporte naval, indústria marítima e turismo nas áreas costeiras favorecem a deposição de MP no ambiente

marinho, o que contribui para a exposição de riscos à biota oceânica. Desse modo, o acúmulo de plásticos em ambientes marinhos e costeiros é resultado da exposição contínua e intensiva, comprometendo o ecossistema e ameaçando o equilíbrio ecológico (K. Zhao et al., 2022).

Por serem considerados contaminantes emergentes, grandes volumes de águas residuárias domésticas contendo MP são processados em estações de tratamento de efluentes (ETE). Entretanto, a remoção de MP não é visada nas etapas de tratamento empregadas, pois processos como flotação, sedimentação e filtração terciária não foram projetados para remoção de MP. Como consequência, quantidades de MP podem ser transportadas com o efluente, contaminando os sistemas de águas receptoras (Sun et al., 2019). Nesse contexto, os SAC vêm sendo explorados tanto no pré-tratamento quanto no tratamento avançado de efluentes em ETE, assumindo um papel essencial na remoção de MP de corpos d'água (Yu et al., 2024).

Em um estudo conduzido por Liu et al. (2023) foram investigadas a eficiência, as limitações e as perspectivas futuras da utilização de SAC para a remoção de micro/nanoplásticos. A pesquisa destaca a ameaça aos sistemas ecológicos e à saúde humana motivada pela presença persistente dos MP. Além disso, aborda a importância dos SAC como uma alternativa viável para tratamento e da compreensão sobre como os MP migram e se comportam dentro desses sistemas.

As principais conclusões da pesquisa indicaram que os SAC promovem remoção de MP em águas residuárias, demonstrando sua capacidade em atenuar a poluição microplástica. O mecanismo de interceptação física, envolvendo o uso de raízes de plantas, materiais de enchimento e biofilmes, apresentou-se como o fator principal nesse processo. No entanto, necessita-se de estudos adicionais para uma compreensão profunda dos mecanismos de remoção e uma análise dos possíveis riscos ambientais, uma vez que o acúmulo e a migração de MP podem tornar os SAC em fontes desse contaminante em corpos hídricos naturais (S. Liu, Zhao, et al., 2023).

Yu et al. (2024) concentraram suas investigações na avaliação dos efeitos de MP e nanoplásticos (NP) nos processos biológicos de remoção de nitrogênio em SAC. Entre as principais descobertas, o estudo mostrou que ocorrência desses contaminantes pode impactar parâmetros que contribuem para um bom desempenho desses sistemas: a composição e a função de comunidades microbianas transformadoras de nitrogênio e o crescimento das plantas. A combinação desses

efeitos pode levar à diminuição da eficiência de remoção de nitrogênio em SAC. Ademais, MP e NP podem adsorver outros poluentes ambientais, o que pode promover um aumento da toxicidade dos sistemas, gerando riscos adicionais ao equilíbrio ecológico.

O impacto de diferentes concentrações de MP de polietileno (PE) na capacidade de remoção de poluentes foi analisado em um estudo conduzido por Yuan et al. (2023), em SAC acoplados a CCM. Nessa investigação, utilizou-se um conjunto de doze SAC operado em escoamento vertical plantados com *Eichhornia crassipes* e *Hemerocallis*, que foram alimentados com esgoto doméstico sintético dopado com diferentes concentrações de MP de PE (0, 10, 100 e 1000 $\mu\text{g L}^{-1}$). Cada concentração foi avaliada em triplicata, ou seja, três SAC foram expostos à mesma concentração de PE e os experimentos foram conduzidos por 360 dias.

Os resultados indicaram que o acúmulo de MP de PE não afetou a remoção de DQO e de fósforo total em um período de 120 dias de operação, mantendo uma taxa de remoção de 90,0% e 77,9%, respectivamente. No entanto, a eficiência de desnitrificação, a atividade microbiana e o desempenho eletroquímico dos sistemas foram impactados pelo acúmulo de PE. Além disso, a composição microbiana foi influenciada pela presença do PE, pois essa inibiu o desenvolvimento do biofilme elétrico exógeno, aumentando a resistência interna e reduzindo a geração de eletricidade. Por fim, os autores relataram que a adsorção e a degradação eletroquímica foram os processos responsáveis por remover PE, afetando a remoção de outros poluentes e a geração de energia (Yuan et al., 2023). Embora (Yuan et al., 2023) tenham evidenciado os impactos do PE no biofilme elétrico de sistemas verticais, ainda não se conhece como essa dinâmica ocorre em sistemas operados em ciclos alternados, onde as variações redox são mais intensas, e se a incorporação de carvão ativado granulado pode mitigar esses efeitos adversos sobre o desempenho eletroquímico.

4. MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi conduzida no Centro de Referência de Recursos Hídricos (CRRH) e no Laboratório da Qualidade Ambiental (LQA), localizados no Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) na Universidade Federal de Viçosa (UFV).

4.1. Material

Os SAC foram construídos a partir de tubulações de cloreto de polivinila (PVC), vedadas com tampões de mesmo material. Os reatores apresentaram volume nominal de 24,5 L e volume útil variando de 5,5 a 6 L, com dimensões de 50 cm de altura e 25 cm de diâmetro. Torneiras e mangueiras de PVC com diâmetros de $\frac{1}{2}$ " foram acopladas aos sistemas para drenagem e controle da alimentação. O material de enchimento foi composto por brita "número 0" (4,8 – 9,5 mm) e por carvão ativado granulado comercial (3 – 5 mm). Os sistemas foram automatizados com o auxílio de placa ESP32, que foi conectada a um ponto de energia e com fios condutores conectados para a obtenção dos dados de tensão das CCM. As CCM eram compostas por hastes de cobre, de diâmetro de 1 cm e comprimento de 20 cm, e folhas de carbono grafite puro com dimensões de 5 cm de largura e 10 cm de comprimento.

Para o preparo do afluente, o polietileno (PE), ácido benzóico e benzotriazol foram obtidos comercialmente (Sigma-Aldrich; CAS 9002-88-4, CAS 65-85-0, CAS 95-14-7, respectivamente). Para compor a matéria orgânica, além do ácido benzóico (40 mg L⁻¹) e do benzotriazol (10 mg L⁻¹), ração de peixe, óleo de soja, detergente neutro e açúcar foram utilizados nas proporções 0,48 g L⁻¹, 0,89 mL L⁻¹, 0,51 mL L⁻¹ e 0,03 g L⁻¹, respectivamente. O cloreto de zinco (ZnCl₂) também foi adicionado para simular a presença do metal Zn, comumente encontrado em efluentes reais.

4.2. Métodos

4.2.1. Construção dos sistemas e delineamento experimental

Os procedimentos experimentais foram realizados com oito sistemas diferentes, visando realizar um estudo fatorial 2x4. Na base de cada sistema, uma

torneira foi conectada a uma altura de 10 cm da base e uma mangueira transparente, a uma altura aproximada de 2,5 cm da base, disposta verticalmente, para drenar e aferir o volume de afluente, respectivamente.

Os sistemas foram diferenciados com base no tipo de material de enchimento e na concentração de microplásticos de PE aplicada, conforme descrito na Tabela 1, sendo todos plantados com *Eichhornia crassipes* (aguapé). Nos tratamentos contendo carvão ativado granulado, o material de enchimento foi constituído predominantemente por brita “número 0”, com a adição de uma camada de carvão ativado de 2 cm de espessura (BC), localizada na região central de cada reator, a uma altura aproximada de 20 cm da base do sistema. A escolha do aguapé foi baseada na sua disponibilidade, resistência a diversas variações climáticas e capacidade de remoção de contaminantes e nutrientes a partir de suas raízes ramificadas e amplas (Heisi et al., 2023). Apesar de ser uma espécie flutuante, a *Eichhornia crassipes* tem sido utilizada em SAC com material de enchimento, devido ao rápido crescimento, à elevada produção de biomassa e à sua capacidade de absorção de nutrientes e metais, além de favorecer a formação de biofilme, conforme relatado por Mello et al. (2019) e Vaz et al. (2025).

Tabela 1 – Delineamento experimental

Tratamento	Material de Enchimento	Concentração MP PE (mg L ⁻¹)
B-0	B	0
B-10	B	10
B-100	B	100
B-1000	B	1000
BC-0	BC	0
BC-10	BC	10
BC-100	BC	100
BC-1000	BC	1000

Fonte: Própria autora (2026). MP: microplástico. B: brita nº 0. BC: brita nº0 + carvão ativado granulado. PE: polietileno.

De forma semelhante a Souza et al. (2024), cada um dos oito sistemas foi acoplado a uma célula de combustível microbiana, que foi composta por haste de cobre (ânodo) e placa de carbono grafite puro (cátodo). As hastes foram lixadas, a fim de remover impurezas e a camada superficial oxidada, e revestidas por uma espuma de poliuretano (espessura de 2 cm), com o objetivo de aumentar a área de contato entre a haste e o material de enchimento. Fios condutores, com resistência interna de

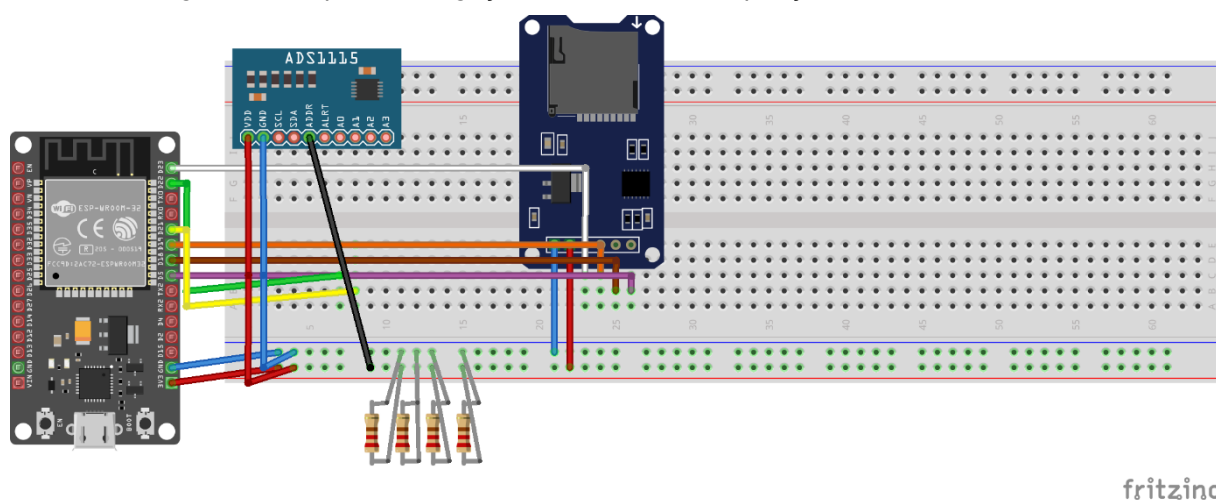
26 $\Omega \text{ km}^{-1}$ e seção transversal de 0,75 mm², foram conectados em uma das extremidades de cada haste e de cada placa para compor o circuito externo.

Com esse arranjo experimental estabelecido, foi possível avaliar os efeitos isolados e de interação do tipo de material de enchimento, somente brita “número 0” (B) e brita “número 0” combinada com carvão ativado granulado (BC), e do tipo de afluente, contendo diferentes concentrações de microplásticos de PE, no desempenho dos sistemas. De maneira detalhada, as combinações permitiram identificar fatores com influências relacionadas ao desempenho dos SAC sobre a remoção de matéria orgânica e de nutrientes e ao desempenho elétrico das células de combustível microbianas.

4.2.2. Automação das células de combustível microbianas

Um microcontrolador do tipo ESP32 foi adotado para o processamento e a execução de um programa computacional desenvolvido na linguagem C++, sendo encarregado de coletar os dados de tensão das células de combustível microbianas a cada 10 minutos. Para isso, como esquematizado na Figura 3, os fios condutores conectados à haste de cobre à folha de carbono grafite tiveram suas outras extremidades ligadas a uma protoboard equipada com um conversor analógico-digital ADS1115, acoplado à placa ESP32, viabilizando a aquisição dos dados de tensão de maneira contínua. Duas placas ESP32 e dois conversores ADS1115 foram utilizados no experimento, cada conjunto operando nas medições de quatro reatores.

Figura 3 – Esquema de ligações do sistema de aquisição de dados de tensão



Fonte: Própria autora (2026).

4.2.3. Preparo e caracterização do afluente sintético

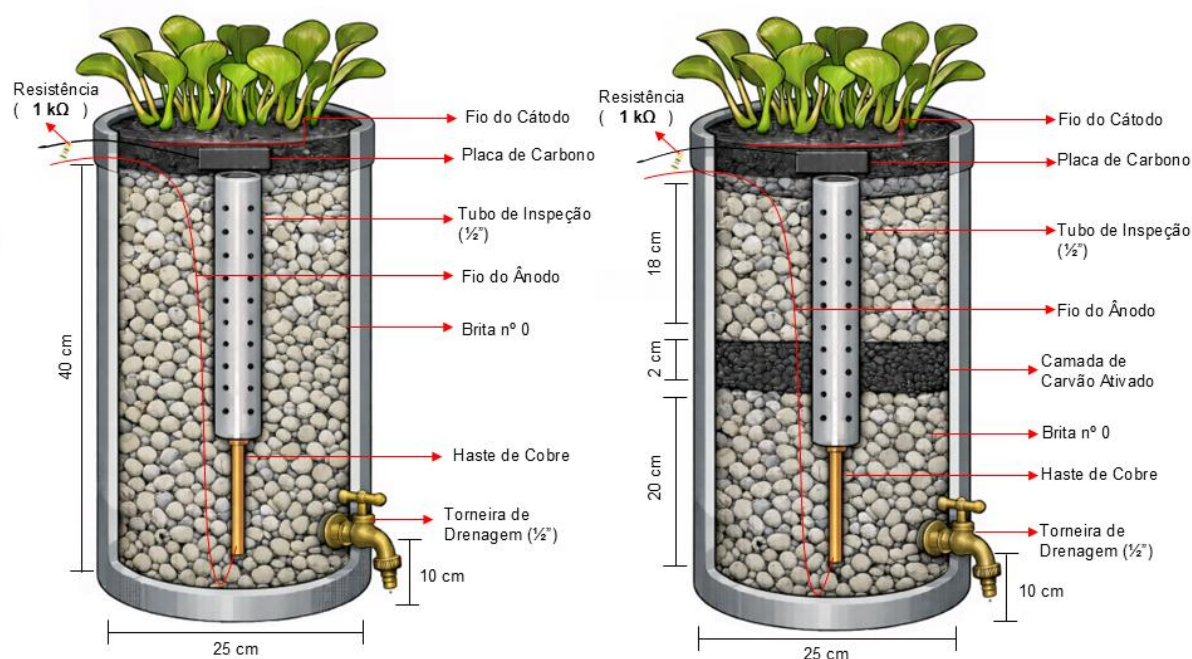
Os afluentes sintéticos foram preparados a partir de uma solução estoque de 1 L, preparada diariamente contendo os compostos constituintes da carga orgânica: ração de peixe, óleo de soja, açúcar e detergente neutro. O ácido benzóico e o benzotriazol foram adicionados a partir de soluções estoque de 1000 mg L⁻¹ e 10 mg L⁻¹, respectivamente, visando à obtenção de concentrações finais no afluente de 40 mg L⁻¹ e 10 mg L⁻¹. A partir dessas soluções estoque, diluições em água eram realizadas para a obtenção das concentrações estabelecidas de cada composto, até um volume aproximado de 6 L. Após essa etapa, as diferentes concentrações de MP eram adicionadas aos afluentes, de acordo com o delineamento experimental adotado. Em seguida, cloreto de zinco também foi acrescentado para uma concentração final de 10 mg L⁻¹, a partir de uma solução estoque de 10000 mg L⁻¹ de ZnCl₂.

O preparo dos afluentes era realizado em reservatórios de PEAD de volume nominal de 10 L, a fim de garantir a homogeneização antes da alimentação dos sistemas. A alimentação foi efetuada de forma localizada e rápida por meio dos tubos de inspeção dispostos no centro dos sistemas. O escoamento dos afluentes ocorreu no sentido ascendente. Os afluentes foram caracterizados a partir dos parâmetros: demanda química de oxigênio, demanda bioquímica de oxigênio, sólidos totais, sólidos suspensos totais, sólidos dissolvidos totais, fósforo total, nitrogênio total Kjeldahl, pH, turbidez, condutividade e zinco.

4.2.4. Arranjo experimental e monitoramento

A Figura 4 corresponde à uma representação esquemática da estrutura dos dois tipos de sistemas.

Figura 4 – Representação esquemática da composição das unidades experimentais



Fonte: Própria autora (2026).

O período de aclimação ocorreu durante o mês de setembro do ano de 2025, sendo precedido da etapa de inoculação com lodo anaeróbico, coletado em estação de tratamento de esgoto local. Durante quatro semanas, a alimentação dos sistemas com o afluente sintético foi realizada de maneira gradual, a fim de promover a adaptação dos consórcios microbianos às características do mesmo. Na primeira semana, os SAC foram alimentados exclusivamente com esgoto sanitário e nas semanas subsequentes, ocorreu a introdução do afluente sintético nas proporções 1/3 e 2/3, até que na última semana de aclimação, todos fossem alimentados somente com esse afluente.

O monitoramento dos sistemas ocorreu durante 70 dias (10 semanas), após um período prévio de aclimação de 30 dias, totalizando 100 dias de operação experimental. O experimento foi conduzido em ambiente protegido, minimizando a influência de intempéries e variações climáticas sobre o funcionamento dos sistemas.

No entanto, a automação das CCM foi implementada a partir da segunda semana de monitoramento. A alimentação ocorreu diariamente de segunda a sexta-feira, com início programado para as 8 h. A drenagem ocorreu de segunda a quinta-feira, às 16 h, permitindo que, aos finais de semana os sistemas permanecessem inundados, sem a renovação do efluente. A inserção de MP de polietileno nos afluentes foi realizada às segundas, quartas e sextas-feiras ao longo de todo o período de monitoramento. Às terças e quintas-feiras, os sistemas continuaram sendo alimentados com o afluente sintético, porém sem a adição de MP.

Os parâmetros que caracterizam a qualidade de águas residuárias foram monitorados, de acordo com as diretrizes da norma *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2023). Os indicadores avaliados foram: demanda química de oxigênio, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio total Kjeldahl, fósforo total, turbidez, pH, condutividade, potencial de oxirredução, sólidos totais, sólidos suspensos totais, sólidos dissolvidos totais e zinco. Os métodos analíticos com seus respectivos códigos da norma constam na Tabela 2.

Tabela 2 – Parâmetros observados e métodos analíticos

Parâmetro	Método	Código
Demanda química de oxigênio	Digestão em fluxo fechado	5220-D
Demanda bioquímica de oxigênio	Oxímetro de luminescência	5210-B
Nitrogênio total Kjeldahl	Processo semimicro Kjeldahl	4500-N _{org} -C
Fósforo total	Espectrometria	4500-P-D
Turbidez	Turbidímetro	2130-B
pH	Peagâmetro	4500-H ⁺ -B
Condutividade	Condutivímetro	2510-B
Potencial de oxirredução	Potenciômetro	2580-B
Sólidos totais	Gravimétrico	2540-B
Sólidos suspensos totais	Gravimétrico	2540-D
Sólidos dissolvidos totais	Gravimétrico	2540-C
Zinco	Absorção atômica em chama	3111-B

Fonte: Própria autora (2026).

4.2.5. Desempenho elétrico

O desempenho elétrico das células de combustível microbianas acopladas aos SAC foi mensurado a partir do indicador densidade de potência, como relatado

por Biswas e Chakraborty (2023). A densidade de potência (DP), detalhada na Equação 1, é uma variável que pode considerar a área superficial do ânodo, haja vista que se refere ao local onde ocorre grande parte das reações biológicas (Colares et al., 2021; Das, 2018).

$$DP = \frac{U^2}{A \cdot R} \quad (1)$$

Em que U é a tensão do circuito (V), A é a área superficial do ânodo (m²), R é a resistência (Ω).

A área superficial do ânodo foi determinada considerando o raio da haste de cobre (0,5 cm) e a espessura da espuma de poliuretano que a revestia (2 cm) e o comprimento do conjunto eletrodo-espuma (20 cm). A espuma constitui a interface efetivamente disponível para o contato com o meio eletrolítico e para o desenvolvimento do biofilme eletroativo. Dessa forma, o cálculo da área levou em conta o diâmetro externo do conjunto haste-espuma, representando de maneira mais realista a superfície eletroquimicamente ativa do eletrodo (Dewan et al., 2008; He, 2017). A resistência externa aplicada aos sistemas foi de 1000 Ω, valor utilizado para o cálculo da densidade de potência.

4.2.6. Modelos cinéticos

Um estudo cinético foi conduzido a fim de avaliar a remoção da carga orgânica, tendo a DQO bruta como parâmetro indicativo, bem como verificar a ausência ou a presença da influência da camada de carvão ativado granulado. Para cada unidade experimental, foi traçada uma curva de decaimento da concentração de DQO ao longo do período de inundação de 8 horas, considerando 14 pontos de amostragem em diferentes tempos (0, 10, 20, 30, 45, 60, 90, 120, 150, 180, 240, 300, 390 e 480 minutos). Todas as determinações foram realizadas em duplicata, a fim de garantir maior confiabilidade analítica dos resultados. O comportamento cinético foi avaliado a partir de ajustes ao modelo de primeira ordem com fração residual, descrito pela Equação 2.

$$\frac{C_t}{C_0} = R_f + (1 - R_f) \cdot e^{-k \cdot t} \quad (2)$$

Em que C_t e C_0 correspondem às concentrações em cada tempo t e inicial, respectivamente; k refere-se ao coeficiente cinético e R_F é a relação entre as concentrações residual e inicial.

4.2.7. Análise estatística

O *software* GraphPad Prism, versão 8.0, foi utilizado para as análises estatísticas. Inicialmente, foi realizada uma análise de variância fatorial (ANOVA two-way), com base nos dados experimentais obtidos, para verificar a interação entre os fatores (material de enchimento e concentração de microplástico) e as variáveis de resposta (DQO, DBO, NTK, ST, SST, SDT, POR, pH, fósforo total, zinco, turbidez, condutividade, tensão e densidade de potência). A análise de variância foi conduzida considerando as seguintes hipóteses:

H0: Não há efeito significativo dos fatores isolados ou de sua interação sobre as variáveis de resposta.

H1: Há efeito significativo de pelo menos um dos fatores ou de sua interação sobre as variáveis de resposta.

Quando a interação entre os fatores apresentou diferença estatística significativa ($\alpha=0,05$), foram realizados os desdobramentos da interação a partir das análises dos efeitos simples, com múltiplas comparações entre os níveis de um fator dentro de cada nível do outro, adotando o teste de Holm–Šídák e considerando níveis de significância de 5% e 10%. Em contrapartida, quando a interação não foi estatisticamente significativa, os efeitos principais foram interpretados separadamente, com as múltiplas comparações entre os níveis de cada fator também realizadas pelo teste de Holm–Šídák, nos níveis de significância de 5 e 10%.

Os valores de p entre 0,05 e 0,10 foram reportados como indicativos de tendência, considerando o baixo poder estatístico frequentemente associado a esse tipo de análise em estudos ambientais e sistemas biológicos complexos. Essa abordagem permite uma interpretação mais cautelosa dos resultados, sem a adoção de um limiar rígido para classificação de significância, contribuindo para a compreensão dos padrões observados nos dados (Agathokleous, 2022).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Caracterização do afluente sintético

As características físicas e químicas do afluente sintético considerado neste estudo constam na Tabela 3.

Tabela 3 – Caracterização do afluente sintético bruto

Parâmetro*	Valores
DQO	847,5 ± 66,1
DBO	339,3 ± 1,4
NTK	3,36 ± 0,09
Fósforo total	7,76 ± 0,80
Turbidez	291,29 ± 91,67
pH	5,99 ± 0,45
Condutividade	222,4 ± 12,3
POR	90 ± 34
Zn	9,3 ± 0,4

* Expressos em mg L⁻¹, com exceção de turbidez (UNT), pH (adimensional), condutividade (μS cm⁻¹) e POR (mV).

Fonte: Própria autora (2026).

Os valores de ST, SST e SDT foram de 784,44 ± 15,62, 566,33 ± 33,50 e 218,11 ± 43,85 mg L⁻¹, respectivamente, referentes apenas à matriz do afluente sintético, desconsiderando a adição de microplásticos.

Os valores de DQO e DBO, de 847,5 ± 66,1 mg L⁻¹ e 339,3 ± 1,4 mg L⁻¹, respectivamente, indicam que o afluente sintético apresenta elevada carga orgânica, sendo essa uma característica desejável para este estudo. Com valor próximo de 0,40, a razão DBO/DQO indica biodegradabilidade moderada, de acordo com a classificação de Sperling (2007), sendo compatível para seu uso em processos biológicos de remoção de carga orgânica.

Com turbidez média de 291,29 ± 91,67 UNT, há evidência da presença de quantidade expressiva de material particulado/suspensão, o que é confirmado com as concentrações de ST e SST, sendo de 784,44 ± 15,62 mg L⁻¹ e 566,33 ± 33,50 mg L⁻¹, respectivamente. Em contrapartida, a concentração de SDT foi de 218,11 ± 43,85

mg L⁻¹, indicando menor contribuição da fração dissolvida e coloidal. Esses valores revelam a predominância de fração particulada, associada à presença de matéria orgânica e compostos acrescentados durante o preparo. Essa fração pode ser hidrolisada gradativamente e ser convertida em matéria solúvel durante o tratamento biológico (Sperling, 2007).

A condutividade elétrica foi de $222,4 \pm 12,3 \mu\text{S cm}^{-1}$, sendo esse parâmetro correlacionado ao valor encontrado para sólidos dissolvidos totais, pois reflete a presença de íons dissolvidos. Para o pH, o valor observado foi de $5,99 \pm 0,45$, sendo classificada como uma condição levemente ácida, o que pode impactar a atividade microbiológica e nos processos eletroquímicos das células de combustível microbianas (Saini et al., 2023).

Os valores de nutrientes apresentaram compatibilidade com a formulação estabelecida para simular afluentes com aporte controlado. A relação média DQO:N:P obtida foi de aproximadamente 252:1:2,3, indicando uma elevada carga orgânica em relação ao nitrogênio disponível. De acordo com as proporções recomendadas por Metcalf e Eddy (2014) para processos anaeróbios, observou-se que os sistemas poderiam apresentar possível limitação de nitrogênio, o que pode restringir parcialmente o crescimento microbiano e influenciar os processos de degradação da matéria orgânica. Por outro lado, os teores de fósforo mostraram-se relativamente elevados, não configurando fator limitante.

Os valores médios de NTK e fósforo total foram de $3,36 \pm 0,09 \text{ mg L}^{-1}$ e $7,76 \pm 0,80 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente. A concentração média de zinco foi de $9,3 \pm 0,4 \text{ mg L}^{-1}$, sendo esse metal adicionado para simular a presença de metais em águas residuárias mais complexas, o que pode impactar na biodegradabilidade e no desempenho dos SAC.

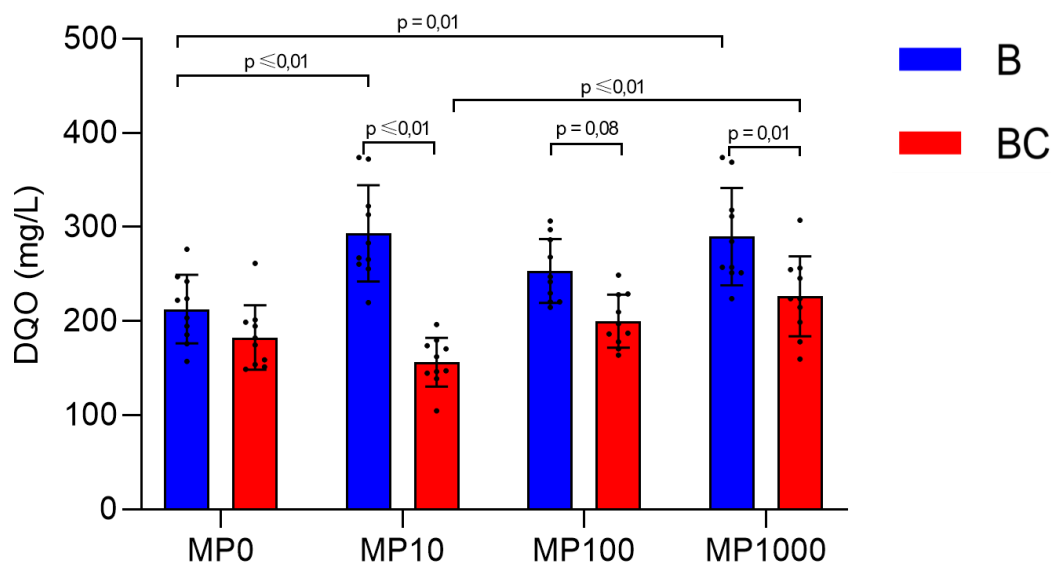
Os parâmetros de caracterização do afluente sintético bruto sugerem elevada quantidade de matéria orgânica, quantidade considerável de fração particulada e biodegradabilidade moderada. A relação DQO:N:P permitiu avaliar o desempenho dos SAC associados a processos biológicos e bioeletroquímicos, embora tenha evidenciado uma possível limitação por nitrogênio, em função da baixa disponibilidade desse nutriente.

5.2. Desempenho operacional das unidades experimentais

Para os parâmetros DQO, DBO, fósforo, ST e SST foram observados efeitos de interação estatística significativa entre os fatores estudados, indicando que o efeito da concentração de MP variou em função do tipo de material de enchimento, e vice-versa. Em contrapartida, para NTK, SDT, turbidez, CE, pH, POR e Zn, não foi observada interação significativa entre os fatores, sendo os resultados avaliados pelos efeitos principais de cada fator, analisados de forma independente. Nos casos em que apenas um dos fatores isolados foi significativo, a discussão concentrou-se nele, reportando-se a média geral do outro. Quando nenhuma fonte de variação foi significativa, os resultados foram discutidos com base na média geral de todos os tratamentos.

A análise da demanda química de oxigênio, além de permitir estimar a concentração de matéria orgânica presente no efluente, também contribui para a compreensão da dinâmica dos processos de remoção ao longo do tempo. Os tratamentos preenchidos somente por brita (notação B) apresentaram valores de DQO de $262,3 \pm 53,62 \text{ mg L}^{-1}$, enquanto aqueles com presença de camada de CAG (notação BC), apresentaram valores de $191,3 \pm 41,06 \text{ mg L}^{-1}$. No entanto, a interpretação desses resultados não deve ser realizada de forma isolada, uma vez que o efeito do material de enchimento apresentou-se dependente da concentração de MP aplicada aos tratamentos, ou seja, houve interação significativa entre os fatores. As múltiplas comparações decorrentes dos desdobramentos da ANOVA para a DQO estão representadas na Figura 5.

Figura 5 - Gráfico de barras indicando a média $\pm$ desvio padrão de DQO para cada tratamento



Fonte: Própria autora (2026).

As múltiplas comparações post-hoc indicaram diferenças estatísticas entre alguns níveis de MP nos dois tipos materiais de enchimento. De modo geral, os sistemas contendo BC apresentaram menores valores médios de DQO em comparação aos sistemas contendo apenas B, indicando maior eficiência na remoção de matéria orgânica na presença da camada de carvão ativado. Observou-se também uma tendência de aumento da DQO com o aumento da concentração de MP, embora com intensidades distintas entre os tratamentos e dependentes do material de enchimento.

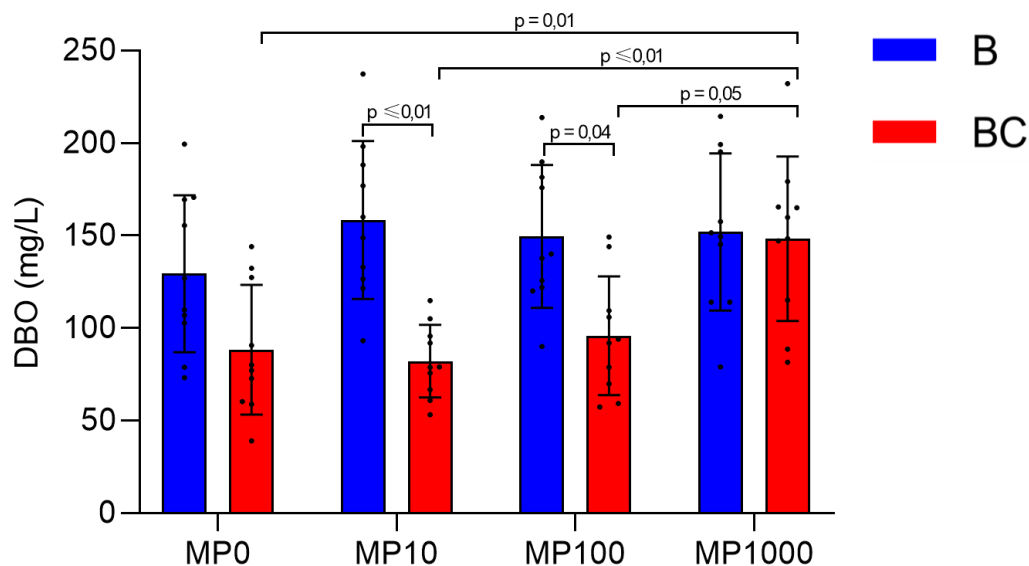
Com relação à interação entre os fatores, observou-se que, nos níveis de MP de 10, 100 e 1000 mg L⁻¹, os sistemas com BC apresentaram maior remoção de DQO em comparação aos sistemas preenchidos com B, com diferenças estatísticas significativas ($p \leq 0,01$, $p = 0,08$ e $p = 0,01$, respectivamente). Entretanto, no BC, não foram observadas variações expressivas entre as diferentes concentrações de MP, indicando maior estabilidade do desempenho desses sistemas. De fato, as principais diferenças associadas aos níveis de MP foram verificadas nos sistemas com B, nos quais o aumento da concentração de MP esteve relacionado com maiores variações na remoção de matéria orgânica.

Nas concentrações avaliadas de MP, os sistemas contendo BC mantiveram maiores eficiências de remoção de DQO em comparação aos sistemas preenchidos apenas com B, com diferenças estatísticas significativas entre os materiais de

enchimento. No entanto, entre os sistemas contendo BC, não foram observadas diferenças estatísticas entre algumas concentrações de MP, indicando comportamento semelhante na remoção de matéria orgânica nessas condições. Esse achado pode estar associado ao bloqueio parcial dos sítios de adsorção do carvão por partículas plásticas, bem como à competição entre MP e compostos orgânicos pela superfície disponível, o que contribui para a redução da eficiência do processo de adsorção e alteração da atividade microbiana (Gutiérrez et al., 2021). Resultados semelhantes foram reportados por Adeel et al. (2024) e Liu et al. (2023), que relataram que a presença de MP pode alterar as propriedades físicas e químicas do meio e a dinâmica microbiana, fator que pode dificultar a degradação da matéria orgânica.

Do mesmo modo, a demanda bioquímica de oxigênio foi considerada para avaliar o desempenho dos sistemas quanto à remoção de compostos orgânicos, pois sua medida expressa a fração biodegradável da matéria orgânica presente nos efluentes. A Figura 6 corresponde às múltiplas comparações post-hoc realizadas.

Figura 6 - Gráfico de barras indicando a média $\pm$ desvio padrão de DBO para cada tratamento



Fonte: Própria autora (2026).

De modo geral, as concentrações de DBO foram $147,36 \pm 41,48 \text{ mg L}^{-1}$ e $103,70 \pm 42,09 \text{ mg L}^{-1}$, para os tratamentos contendo apenas B e para aqueles contendo BC, com eficiências aproximadas de 57% e 69%, respectivamente, evidenciando maior remoção da fração biodegradável da matéria orgânica nos

sistemas com BC. A ANOVA indicou interação significativa entre os fatores, demonstrando que o efeito do material de enchimento sobre a remoção de DBO depende da concentração de MP. A partir da análise dos efeitos simples, observou-se, nos sistemas com BC, uma tendência de aumento da DBO residual com a elevação dos níveis de MP, enquanto nos sistemas com B não foram identificadas diferenças estatísticas significativas entre os níveis de MP. Esse comportamento pode estar associado ao desempenho globalmente inferior da brita, decorrente de sua menor área superficial e capacidade sortiva, o que limita a formação do biofilme e reduz a sensibilidade do sistema às variações na concentração de MP.

A influência do material de enchimento foi observada para os níveis de MP 10 e 100 mg L⁻¹. Esses resultados sugerem que a presença de BC favorece a remoção de DBO especialmente em concentrações baixas e intermediárias de MP, nas quais seus efeitos adsorventes e de suporte ao biofilme microbiano aparentam ser mais efetivos.

Por outro lado, a influência da concentração de MP foi constatada nas comparações entre os níveis 0 e 1000, 10 e 1000 e 100 e 1000 mg L⁻¹, sendo esse efeito observado somente para os tratamentos com BC, confirmando a existência de interação entre os fatores. Esses resultados reforçam que concentrações elevadas de MP podem comprometer tanto os mecanismos de adsorção quanto os processos biológicos associados ao biofilme desenvolvido sobre o carvão ativado, reduzindo a efetividade sobre a remoção da fração biodegradável da matéria orgânica.

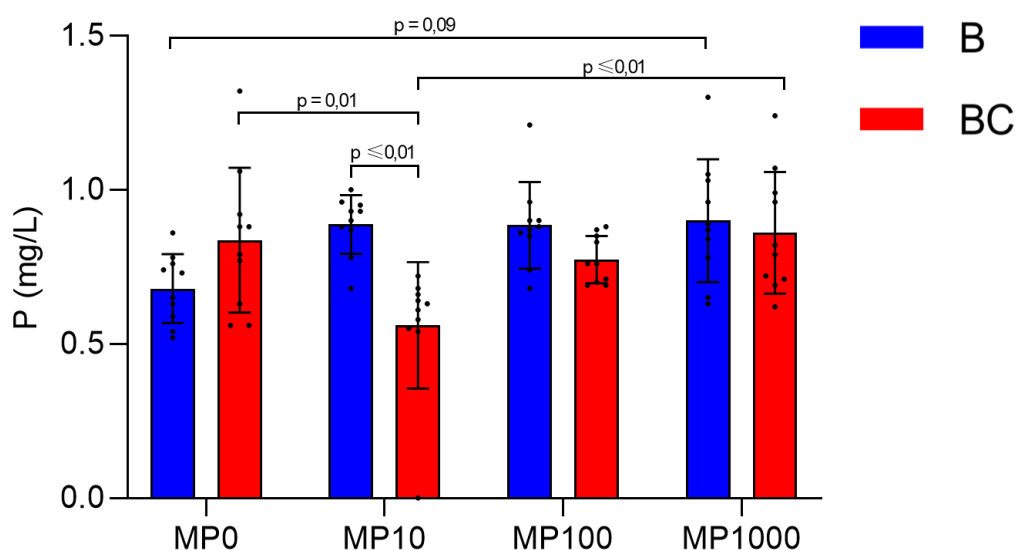
De modo geral, os resultados obtidos indicam que, para a remoção de matéria orgânica, concentrações de MP na ordem de 10 e 100 mg L⁻¹ não comprometeram o desempenho dos sistemas, especialmente naqueles contendo BC. Nessas condições, foram observadas eficiências médias de remoção de DQO e de DBO da ordem de 79% e 74%, respectivamente, sob taxa de carregamento orgânico baseada na DQO de aproximadamente 104 g m⁻² d⁻¹, tempo reacional de 8 h e ciclo operacional de 24 h. Eficiências de remoção de DBO nessa faixa têm sido reportadas em estudos recentes com SAC. Por exemplo, sistemas de escoamento subsuperficial apresentam remoções entre 64,4 e 90,2% quando operados com TRH entre 6 e 24 h, dependendo do meio suporte e das condições operacionais (Minakshi et al., 2022).

Em configurações híbridas ou operando com TRH mais elevados, remoções superiores a 90% podem ser alcançadas, como observado no estudo de Bafrani et al. (2024), no qual foram verificadas eficiências de remoção de DBO acima de 90% com

TRH de 6 e 8 dias. Nesse contexto, a eficiência observada neste estudo pode ser considerada consistente com a literatura, especialmente considerando o tempo reacional relativamente curto (8 h) aplicado aos sistemas.

Com relação à remoção de nutrientes, o fósforo foi considerado como um dos parâmetros, pois esse nutriente relaciona-se a processos de eutrofização e sua remoção pode ser feita a partir de mecanismos físicos, químicos e biológicos, incluindo adsorção, assimilação vegetal e atividade microbiana. A análise de variância revelou interação significativa entre os fatores, sugerindo que o efeito do carvão ativado sobre a remoção de fósforo é dependente do nível de MP presente. A Figura 7 refere-se às múltiplas comparações realizadas.

Figura 7 - Gráfico de barras indicando a média $\pm$ desvio padrão de fósforo para cada tratamento



Fonte: Própria autora (2026).

Os desdobramentos evidenciaram que, na presença de BC, os níveis de MP de 0, 100 e 1000 mg L⁻¹ não comprometeram a remoção de fósforo, uma vez que não foram observadas diferenças estatísticas significativas entre B e BC. Em contraste, na concentração de 10 mg L⁻¹, foi observada diferença estatística entre os sistemas, com maior eficiência de remoção no tratamento contendo BC em comparação ao sistema com B. Para o nível de 1000 mg L⁻¹ MP, o efeito de BC foi atenuado, sugerindo que, em concentrações mais elevadas, os mecanismos associados ao carvão ativado não promoveram ganhos adicionais na remoção desse nutriente.

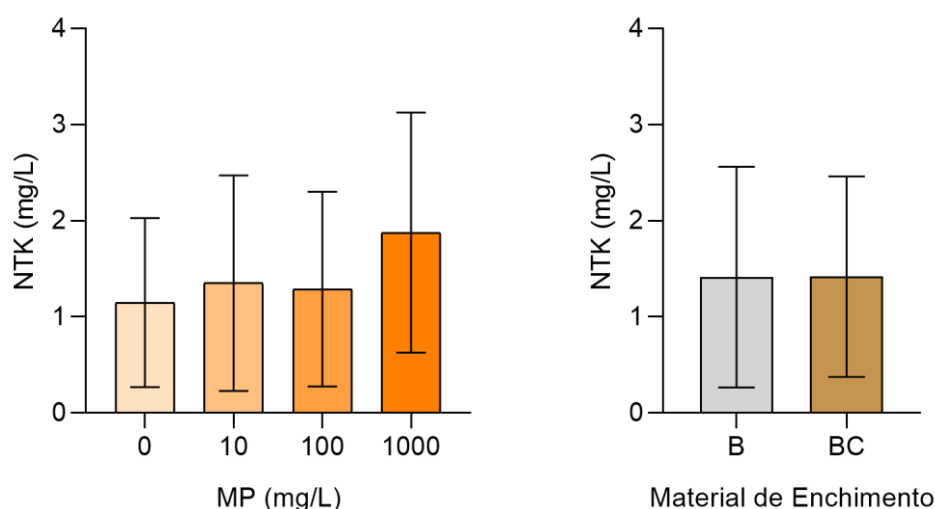
Como observado na Figura 7, no nível de MP 10 mg L⁻¹, foi identificada diferença estatística significativa entre os sistemas B e BC. No entanto, considerando a elevada dispersão dos dados e a ausência de tendência consistente nos demais níveis, não foi possível atribuir esse resultado a um efeito direto da presença de MP. Dessa forma, os resultados indicam que a presença dessas partículas, nas concentrações avaliadas, não prejudicou o desempenho dos sistemas quanto à remoção de fósforo.

Na literatura, resultados similares têm sido reportados para SAC, nos quais a remoção de fósforo apresenta elevada variabilidade e depende principalmente das características do material de enchimento e dos mecanismos de adsorção e precipitação no substrato. Estudos recentes indicam que sistemas de fluxo subsuperficial apresentam eficiências de remoção de fósforo variando em função do tipo de meio suporte, do tempo de retenção hidráulico e da carga aplicada (Zhou et al., 2022; Zhu et al., 2021).

Além disso, a inclusão de materiais com maior área superficial e capacidade adsorptiva, como o carvão ativado, pode favorecer a retenção de fósforo por processos de adsorção, precipitação e formação do biofilme, contribuindo para o aumento da eficiência de remoção em determinadas condições operacionais (Shang et al., 2022). No entanto, esse efeito tende a ser limitado pela saturação progressiva dos sítios de adsorção ou por alterações nas condições físico-químicas do meio, o que pode explicar a ausência de diferenças consideráveis entre os tratamentos contendo B e BC na maior parte das concentrações de MP avaliadas neste estudo.

Outro parâmetro referente aos nutrientes, o nitrogênio total Kjeldahl também foi considerado no estudo, uma vez que sua presença se relaciona com os processos biológicos de assimilação, nitrificação e incorporação de nitrogênio à biomassa vegetal e ao biofilme presente nos sistemas. Nesse contexto, destaca-se que a concepção dos SAC operados em ciclos alternados surgiu, principalmente, com o objetivo de intensificar os processos de remoção de nitrogênio, por meio da alternância das condições aeróbias e anóxicas, favorecendo as etapas de nitrificação e desnitrificação. Na Figura 8 constam os resultados da análise de variância e das múltiplas comparações post-hoc.

Figura 8 - Gráficos de barras apresentando os valores médios de NTK dos efluentes em função dos níveis de microplásticos (MP) e dos materiais de enchimento. Os dados são expressos como média $\pm$ desvio padrão



Fonte: Própria autora (2026).

Como resultado da ANOVA, observou-se a ausência de interação significativa entre os fatores estudados. Ademais, os efeitos principais de ambos os fatores também não apresentaram diferenças estatisticamente significativas, indicando que, nas condições do estudo, as diferentes concentrações de MP e os materiais de enchimento não influenciaram significativamente a remoção de NTK.

Esses resultados podem estar associados às baixas concentrações afluentes de NTK, o que limita a identificação das variações promovidas pelos fatores avaliados. Em SAC, a remoção de nitrogênio é dependente da disponibilidade desse nutriente, bem como do desenvolvimento do biofilme e da atividade microbiana. Assim, é comum que, em concentrações mais baixas, as eficiências de remoção apresentem valores semelhantes entre os tratamentos, dificultando a observação de efeitos estatísticos significativos (Kadlec e Wallace, 2008).

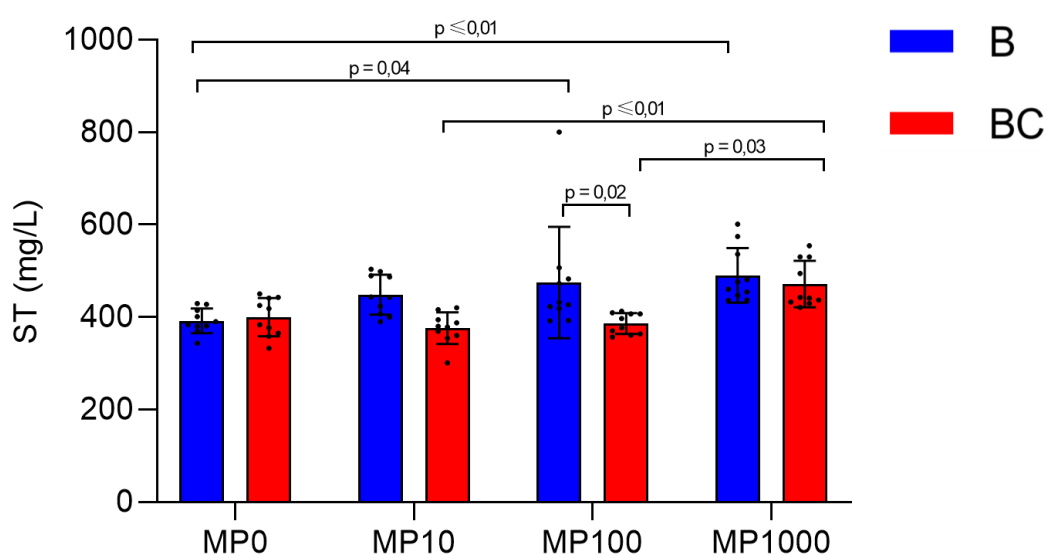
Sob outra perspectiva, o nitrogênio possui a característica de um comportamento mais conservativo no sistema, sendo menos sensível a mecanismos físicos de retenção, como adsorção e filtração, e mais dependente de processos biológicos específicos. Esses processos, em especial a nitrificação, demandam elevadas concentrações de oxigênio dissolvido, o que pode limitar a remoção de nitrogênio em SAC (Vymazal, 2008). Alguns estudos relatam também que a remoção de nitrogênio em SAC é controlada principalmente por processos microbianos e pela disponibilidade de oxigênio, apresentando baixa sensibilidade a variações no material

de enchimento quando as concentrações afluentes são reduzidas ou quando o mecanismo de nitrificação é limitado (L. Li et al., 2023; T. Liu et al., 2024). Assim, nas condições experimentais deste estudo, tais mecanismos podem não ter sido significativamente influenciados pelas variações na concentração de MP e no material de enchimento.

Considerando que não foram identificadas diferenças estatísticas significativas nem para a interação entre os fatores, nem para os efeitos principais, a remoção de NTK pode ser interpretada a partir do desempenho médio global dos sistemas. De forma geral, os SAC apresentaram eficiência média de remoção de nitrogênio de aproximadamente 58%, indicando um desempenho moderado sob as condições operacionais avaliadas. Esse resultado pode estar relacionado, em parte, ao desbalanceamento nutricional do afluente sintético, caracterizado por baixas concentrações de nitrogênio em relação à matéria orgânica, o que favorece o consumo de oxigênio disponível principalmente nos processos de mineralização da matéria orgânica. Dessa forma, a disponibilidade de oxigênio para as etapas de nitrificação pode ter sido limitada, contribuindo para a remoção de NTK observada.

Representando o somatório das frações suspensa e dissolvida, os sólidos totais (ST) foi outro parâmetro que sofreu influência entre os fatores avaliados. Na Figura 9 apresentam-se os resultados das múltiplas comparações realizadas.

Figura 9 - Gráfico de barras indicando a média $\pm$ desvio padrão de sólidos totais para cada tratamento

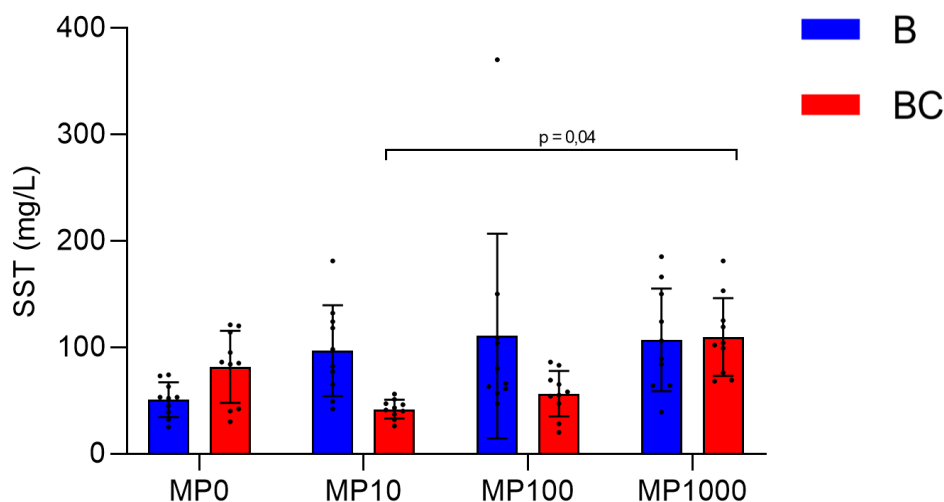


Fonte: Própria autora (2026).

Observaram-se diferenças estatisticamente significativas entre os níveis de MP de 0 e 100, 0 e 1000, 10 e 1000 e 100 e 1000 mg L⁻¹, indicando que a elevação da concentração de MP está associada ao aumento da carga total de sólidos nos efluentes, com contribuição relevante da fração particulada. Quanto ao material de enchimento, seu efeito só foi observado para o nível de MP de 100 mg L⁻¹, indicando que nessa condição a presença de BC exerceu influência relevante sobre a remoção de sólidos totais nesse nível específico de MP, em comparação ao tratamento contendo apenas B.

A análise dos sólidos suspensos totais (SST) permite aprofundar o entendimento dos mecanismos responsáveis pelas variações observadas nos ST. Na Figura 10 consta o resultado obtido para os SST.

Figura 10 - Gráfico de barras indicando a média $\pm$ desvio padrão de sólidos suspensos totais para cada tratamento



Fonte: Própria autora (2026).

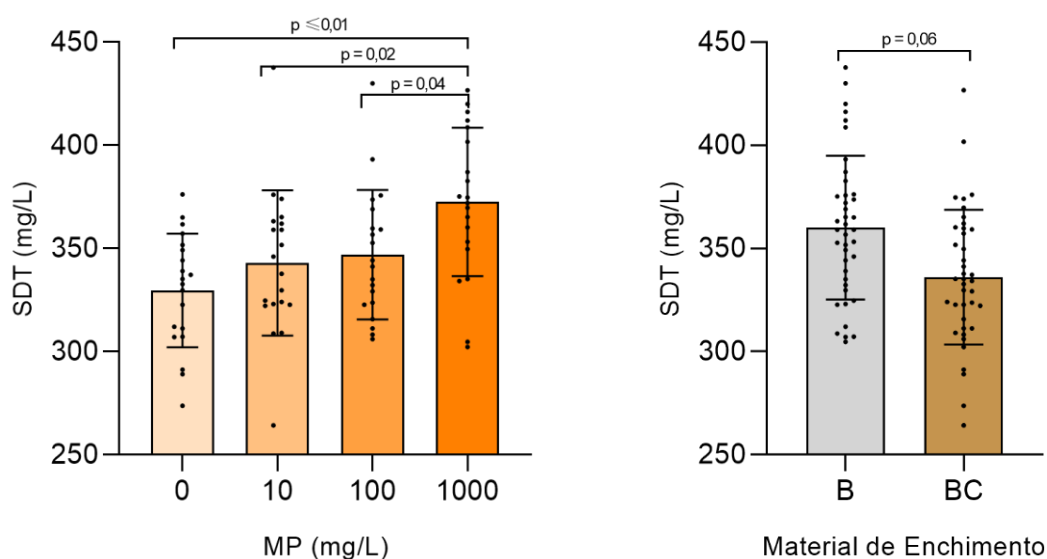
Semelhante ao que foi observado para ST, para SST a análise de variância *two-way* indicou interação significativa entre os fatores. Todavia, as múltiplas comparações post-hoc demonstraram que há diferença estatística significativa apenas entre os níveis de MP 10 e 1000 mg L⁻¹. Apesar disso, foi observada uma tendência de melhor desempenho para o tratamento MP 10 associado ao BC, o qual apresentou menores concentrações de SST no efluente, indicando maior eficiência na retenção da fração particulada.

A ausência de diferenças estatísticas significativas entre os demais tratamentos pode estar associada à elevada dispersão dos dados, característica comum em sistemas biológicos, o que reduz o poder estatístico dos testes. Ainda assim, de modo geral, os sistemas apresentaram eficiências satisfatórias de remoção de SST, com concentrações finais próximas a 100 mg L^{-1} . Esses resultados indicam que o efeito da concentração de MP sobre os SST é dependente do material de enchimento, sendo mais pronunciado em concentrações intermediárias. No nível intermediário de MP 10 mg L^{-1} , observou-se maior capacidade de retenção, especialmente no sistema com BC, enquanto no nível mais elevado, de 1000 mg L^{-1} , o aumento da concentração particulada intensificou a presença de SST nos efluentes, limitando a eficiência de retenção.

Desta forma, conforme discutido por Singh et al. (2023), os resultados obtidos para SST podem estar relacionados com os mecanismos físicos envolvidos na retenção de partículas em SAC. A remoção de SST nesses sistemas ocorre predominantemente por processos de filtração no material de enchimento e sedimentação ao longo do leito, sendo influenciada tanto pela concentração afluente de partículas quanto pelas características do material de enchimento. Nesse sentido, materiais com maior área superficial e porosidade podem favorecer a interceptação e retenção da fração particulada. Esse comportamento pode auxiliar para compreender a tendência de maior retenção observada no tratamento MP 10 mg L^{-1} associado ao BC. Por outro lado, na concentração mais elevada de MP (1000 mg L^{-1}), o aumento da carga particulada favoreceu o transporte de sólidos ao longo do sistema, resultando em maiores concentrações de SST nos efluentes.

Os dados encontrados para sólidos dissolvidos totais (SDT), turbidez e condutividade elétrica (CE) não apresentaram interações significativas entre os fatores avaliados, levando a análise individualizada de cada fator. As múltiplas comparações dos efeitos principais, considerando o teste de Holm–Šídák estão apresentadas nas Figuras 11, 12 e 13.

Figura 11 - Gráficos de barras apresentando os valores médios de SDT dos efluentes em função dos níveis de microplásticos (MP) e do material de enchimento. Os dados são expressos como média $\pm$ desvio padrão



Fonte: Própria autora (2026).

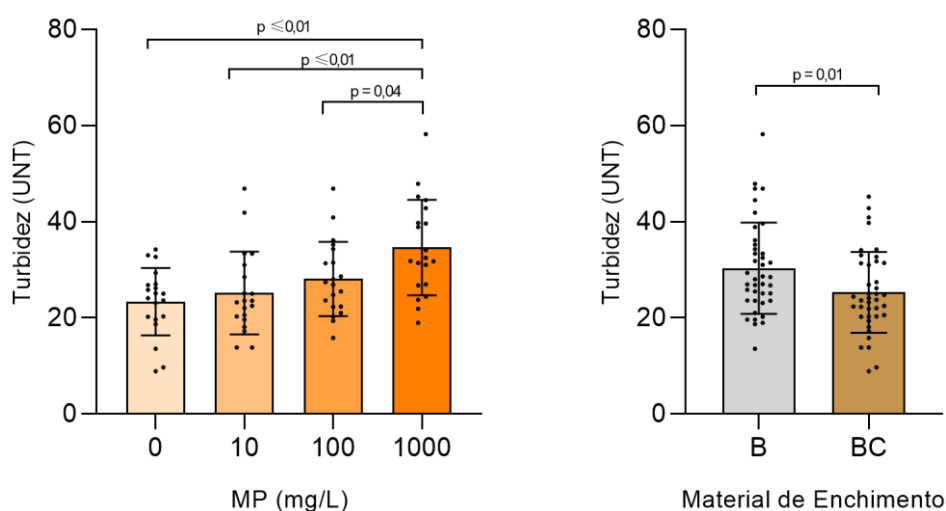
A análise do fator MP para o parâmetro SDT indicou diferenças estatísticas significativas ao comparar os níveis de MP de 0 e 1000, 10 e 1000 e 100 e 1000 mg L⁻¹, enquanto não foram observadas diferenças significativas entre os níveis 0 e 10, 0 e 100 e 10 e 100 mg L⁻¹. Esse resultado indica que concentrações mais baixas de MP não comprometem a dinâmica dos sólidos dissolvidos nos sistemas, ao passo que níveis mais elevados estiveram associados ao aumento da fração dissolvida nos efluentes. Assim, o acréscimo de SDT em maiores concentrações de MP não decorre diretamente das partículas plásticas, mas das alterações promovidas nos sistemas, como a adsorção e posterior liberação de compostos orgânicos dissolvidos, modificações na atividade microbiana e na dinâmica do biofilme (Yan et al., 2023; Yang et al., 2022).

Ao avaliar o efeito do material de enchimento, verificou-se diferença estatística significativa entre os tratamentos contendo B e aqueles contendo BC, sugerindo que a presença de BC resultou na redução dos SDT. Esse resultado pode ser atribuído tanto à elevada capacidade adsorativa do carvão ativado granulado quanto à remoção da fração orgânica solúvel por processos biológicos. Considerando que os SDT compreendem frações inorgânicas (SDF) e orgânicas (SDV), e em conjunto com os resultados de condutividade elétrica, infere-se que a redução observada esteve associada principalmente à remoção de compostos orgânicos dissolvidos, enquanto

os íons orgânicos permaneceram em maior proporção no meio. Analisando-se conjuntamente os resultados de condutividade elétrica, infere-se que a redução observada decorre da atuação combinada de mecanismos físico-químicos e biológicos nos sistemas com BC.

Nesse contexto, Ofiera et al. (2025) destacaram que a presença de carvão ativado em SAC favorece a formação de um carvão ativado biológico, no qual processos adsortivos e biológicos atuam de forma integrada. De maneira complementar, Joo et al. (2023) ressaltaram que, devido à sua elevada área superficial específica e sua porosidade, o carvão ativado permite a retenção e a interação dos compostos solúveis através de mecanismos de adsorção física e química, contribuindo para menores concentrações de SDT para os sistemas que contêm esse material.

Figura 12 - Gráficos de barras apresentando os valores médios de turbidez dos efluentes em função dos níveis de microplásticos (MP) e do material de enchimento. Os dados são expressos como média $\pm$ desvio padrão



Fonte: Própria autora (2026).

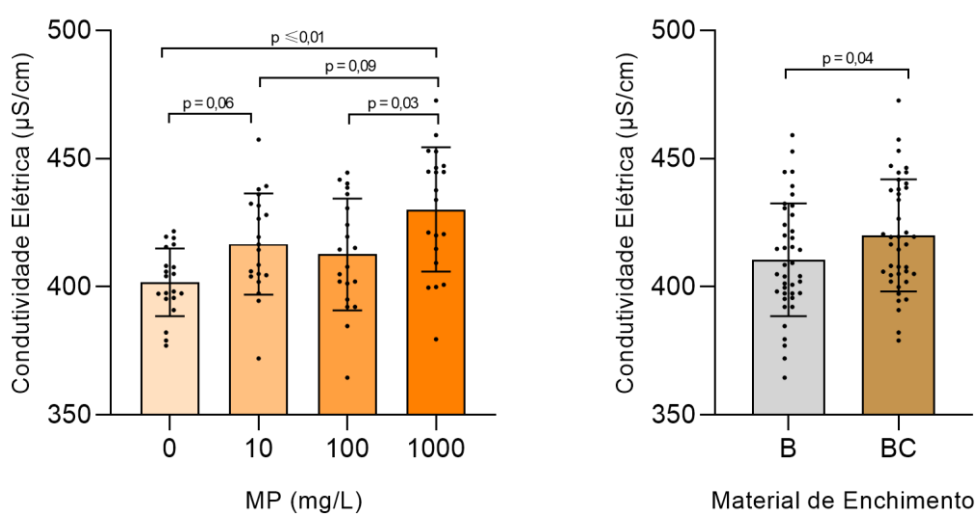
A turbidez apresentou comportamento consistente com o observado para SST, uma vez que esse parâmetro está diretamente relacionado à presença de partículas em suspensão e material coloidal nos efluentes. A análise estatística revelou diferenças significantes entre os níveis de MP de 0 e 1000, 10 e 1000 e 100 e 1000 mg L⁻¹, demonstrando que a elevação da concentração de MP resultou em maiores valores de turbidez nos efluentes. Para o fator material de enchimento, também foi constatada diferença estatística significativa, demonstrando que a presença de BC

contribuiu para a retenção parcial dessas partículas, reduzindo a dispersão óptica nos efluentes.

Essas semelhanças entre os padrões observados para turbidez e SST reforçam que ambos os parâmetros foram influenciados por processos comuns nos sistemas, associados tanto às concentrações de MP quanto ao material de enchimento. Em SAC, a turbidez relaciona-se diretamente com a fração particulada suspensa presente no efluente e sua alteração ocorre principalmente por processos físicos como filtração no material do leito, sedimentação e intercepção de partículas ao longo do sistema (S. Zhang et al., 2024). Dessa maneira, o aumento da concentração de MP pode intensificar a formação de partículas finas e agregados microbianos, contribuindo para o aumento simultâneo dos valores de SST e da turbidez.

Ademais, conforme relatado por Sotiropoulou et al. (2023), a retenção de partículas e MP em SAC ocorre predominantemente no material de enchimento, cuja área superficial e características físicas influenciam diretamente a eficiência de remoção da fração particulada. Assim, o melhor desempenho observado nos sistemas contendo BC pode estar associado à maior área superficial e capacidade de retenção desse material, favorecendo a captura de partículas suspensas e reduzindo a dispersão de luz nos efluentes

Figura 13 - Gráficos de barras apresentando os valores médios de condutividade elétrica dos efluentes em função dos níveis de microplásticos (MP) e do material de enchimento. Os dados são expressos como média $\pm$ desvio padrão



Fonte: Própria autora (2026).

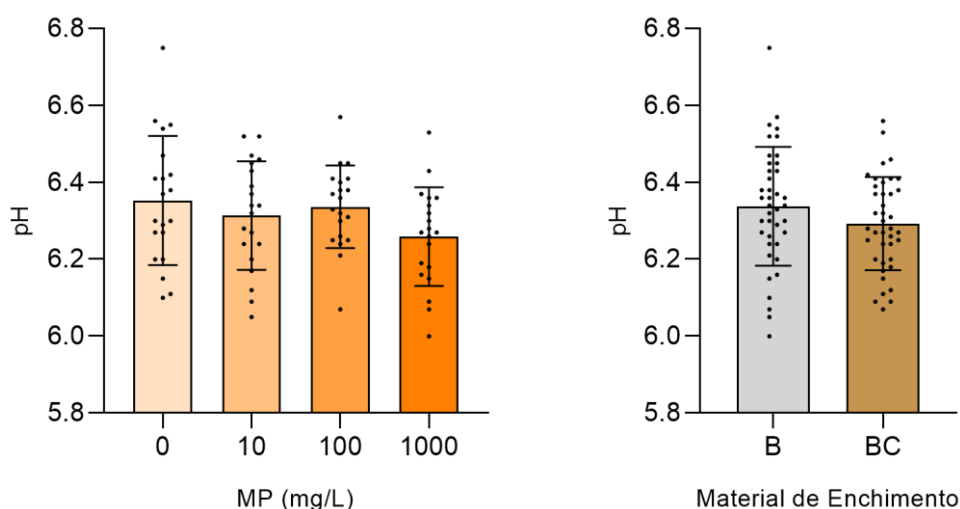
A condutividade elétrica (CE) dos efluentes foi monitorada com o objetivo de verificar as variações na concentração de íons dissolvidos entre os tratamentos. Como a interação entre os fatores avaliados no estudo não apresentou diferenças estatísticas significativas, os efeitos principais foram avaliados separadamente. Observou-se que a elevação da concentração de MP promoveu o aumento da CE, possivelmente em função das alterações físico-químicas e microbiológicas induzidas pela presença dessas partículas, conforme relatado por Yang et al. (2022).

Em relação ao material de enchimento, verificou-se que os sistemas contendo BC também apresentaram valores mais elevados de CE. Considerando que os SDT compreendem a fração inorgânica (SDF) e a fração orgânica (SDV), esse comportamento sugere que, embora o BC tenha favorecido a remoção da fração orgânica dissolvida, houve manutenção ou liberação de íons inorgânicos no meio, responsáveis pelo aumento da condutividade.

Dessa forma, a redução de SDT observada nos sistemas com BC esteve associada predominantemente à remoção de compostos orgânicos dissolvidos, enquanto a CE refletiu a presença da fração mineral dissolvida, corroborando resultados reportados por Wang et al. (2021).

Para pH e potencial de oxirredução, a interação entre os fatores não apresentou diferença estatística significativa, bem como os fatores também não apresentaram efeitos sobre esses parâmetros. Esse comportamento pode ser melhor observado nas Figuras 14 e 15.

Figura 14 - Gráficos de barras apresentando os valores médios de pH dos efluentes em função dos níveis de microplásticos (MP) e do material de enchimento. Os dados são expressos como média $\pm$ desvio padrão



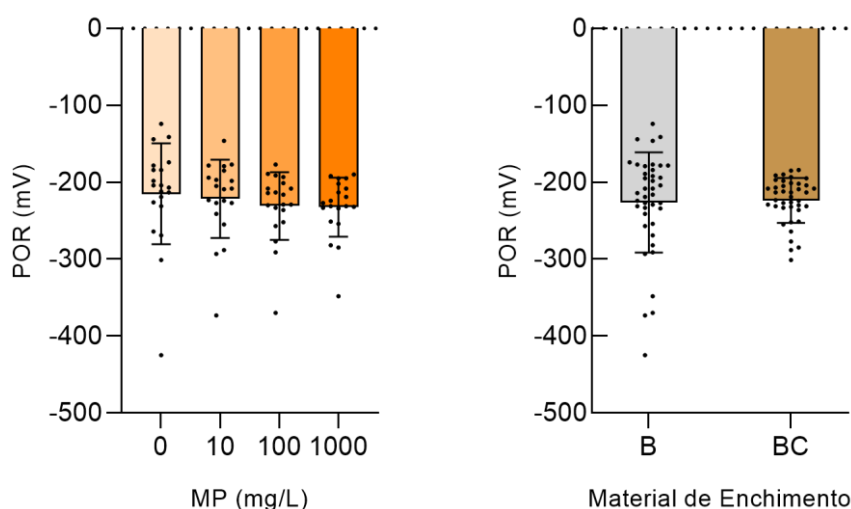
Fonte: Própria autora (2026).

Os dados de pH apresentados na Figura 14, corroboram os resultados da ANOVA, uma vez que os valores médios e seus respectivos desvios-padrão refletem a ausência de variações estatísticas significativas de pH em função dos fatores avaliados neste estudo. A média geral do pH dos efluentes foi de 6,32, evidenciando relativa estabilidade desse parâmetro ao longo dos tratamentos.

Esse fenômeno pode ser atribuído às características dos MP de polietileno, como sua estrutura hidrofóbica, a ausência de grupos funcionais reativos e a elevada estabilidade química, o que resulta na baixa reatividade em ambientes aquáticos. No estudo conduzido por Peller et al. (2021), também foi observada a ausência de alterações químicas significativas dos MP de polietileno quando expostos à água, mesmo sob condições de baixo teor de oxigênio.

Além disso, a ausência de diferenças estatísticas significativas de pH entre os tratamentos contendo diferentes materiais de enchimento corrobora a irrelevância do carvão ativado na modificação desse parâmetro. Esse comportamento é esperado, uma vez que, em SAC, o pH tende a apresentar relativa estabilidade, sendo mais influenciado por processos biogeoquímicos do que pelo tipo de material de enchimento empregado (Kadlec e Wallace, 2008).

Figura 15 - Gráficos de barras apresentando os valores médios de potencial de oxirredução (POR) dos efluentes em função dos níveis de microplásticos (MP) e do material de enchimento. Os dados são expressos como média $\pm$ desvio padrão



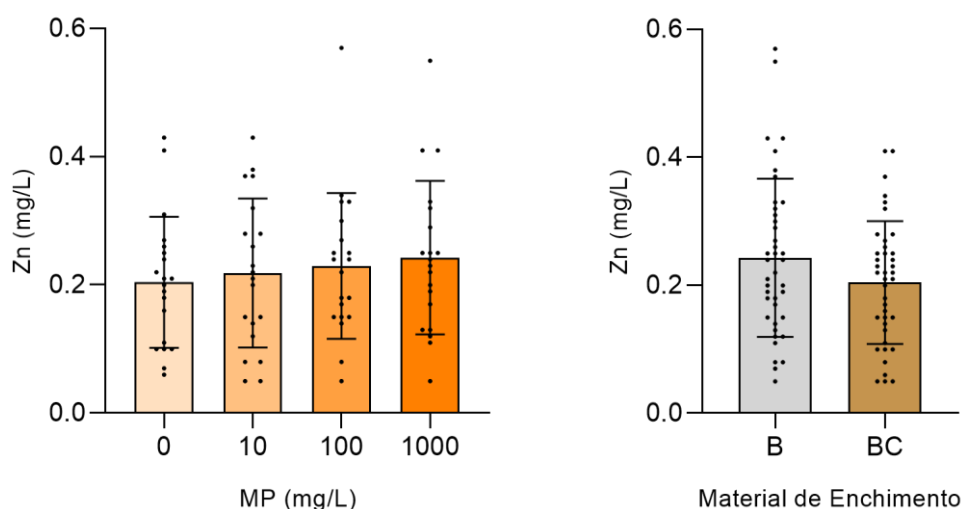
Fonte: Própria autora (2026).

O potencial de oxirredução corresponde à tendência do sistema em oferecer condições para reações de oxidação ou de redução, sendo um parâmetro importante para avaliar as condições redox e dos processos biogeoquímicos responsáveis pela remoção de poluentes em SAC (Kadlec e Wallace, 2008).

Como resultados da ANOVA, não foram verificadas diferenças estatísticas significativas nem para a interação entre os fatores avaliados, nem para os efeitos principais, o que pode ser compreendido ao observar a Figura 15. Esse resultado era esperado, uma vez que o POR tende a ser predominantemente controlado pela atividade microbiana e pela disponibilidade de matéria orgânica biodegradável, apresentando relativa estabilidade a variações no material de enchimento e nas concentrações de MP empregadas neste estudo. Assim, a média global do POR foi de -225 mV.

Na Figura 16 apresentam-se os dados obtidos para concentração de zinco dos efluentes dos sistemas.

Figura 16 - Gráficos de barras apresentando os valores médios de concentração de zinco (Zn) dos efluentes em função dos níveis de microplásticos (MP) e do material de enchimento. Os dados são expressos como média $\pm$ desvio padrão



Fonte: Própria autora (2026).

Os sistemas apresentaram elevada eficiência de remoção de zinco, considerando a concentração média afluente de $9,3 \text{ mg L}^{-1}$ e as reduzidas concentrações médias observadas nos efluentes, que variaram entre $0,20$ e $0,24 \text{ mg L}^{-1}$ para os diferentes níveis de MP avaliados, resultando em uma eficiência média de $97,6\%$. Esses valores indicam que os sistemas atenderam aos padrões ambientais para despejo de efluentes, uma vez que as concentrações finais estiveram significativamente abaixo do limite de $5,0 \text{ mg L}^{-1}$ estabelecido pela Resolução CONAMA nº 430/2011.

A elevada eficiência observada é consistente com a literatura para sistemas alagados construídos. Em *wetlands* subsuperficiais vegetados com *Typha latifolia* e *Phragmites australis*, foram reportadas remoções entre 97 e 99% para afluentes contendo $9,4 \text{ mg L}^{-1}$ de Zn, valores semelhantes aos obtidos neste estudo (Zinicovscaia et al., 2025). Esse desempenho está associado aos mecanismos de adsorção no material de enchimento, precipitação e assimilação pelas plantas, amplamente descritos para essa tecnologia (Knox et al., 2021).

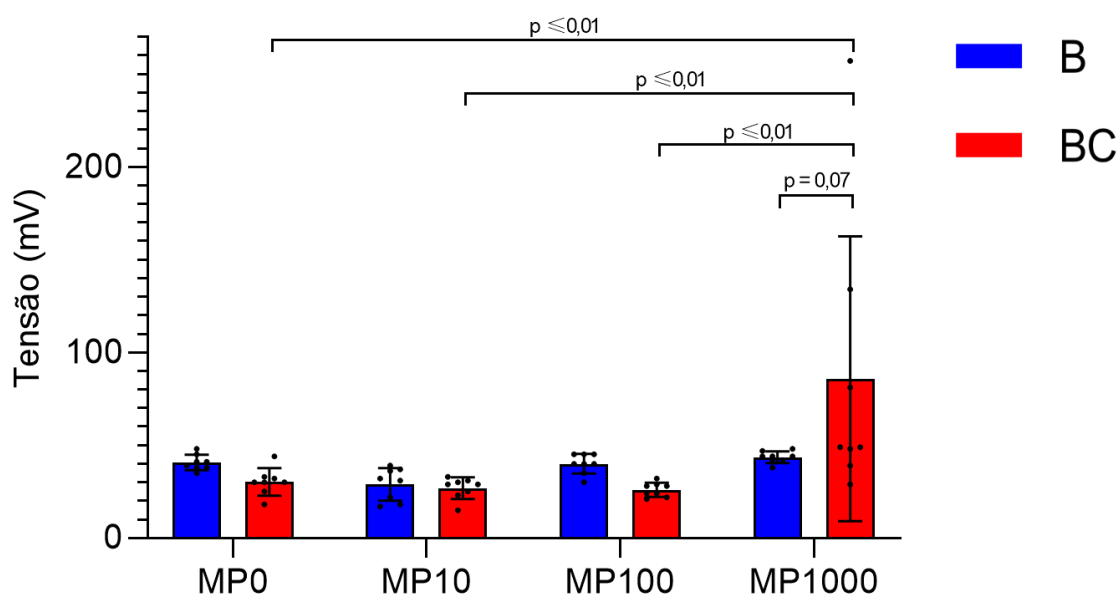
Apesar da elevada eficiência de remoção, não foram observadas diferenças estatísticas significativas nem para a interação entre os fatores, nem para os efeitos principais. Esse comportamento sugere que, nas condições avaliadas, a remoção de Zn foi pouco sensível às variações nas concentrações de MP e no material de enchimento, possivelmente em função da elevada capacidade de retenção do

sistema, que se manteve eficiente independentemente dos níveis dos fatores analisados.

5.3. Desempenho das células de combustível microbianas

O desempenho das células de combustível microbianas foi analisado por meio dos valores médios de tensão obtidos ao longo do monitoramento, bem como da densidade de potência calculada com base na área anódica. Na Figura 17 apresentam-se as múltiplas comparações post-hoc realizadas para os dados de tensão.

Figura 17 - Gráfico de barras indicando a média $\pm$ desvio padrão de tensão das células de combustível microbianas para cada tratamento



Fonte: Própria autora (2026).

Como a análise de variância *two-way* indicou que a interação entre os fatores observados apresentou diferenças estatísticas significativas para os valores de tensão, os desdobramentos da interação foram explorados pelas múltiplas comparações post-hoc. Os resultados indicaram que o aumento da concentração de MP de polietileno de 0 para 1000, de 10 para 1000 e de 100 para 1000 mg L⁻¹, resultou em elevações significativas nos valores de tensão observados, sugerindo que, em níveis mais elevados de MP, há um favorecimento da atividade eletroquímica nos sistemas. Esse achado está em conformidade com pesquisas recentes que

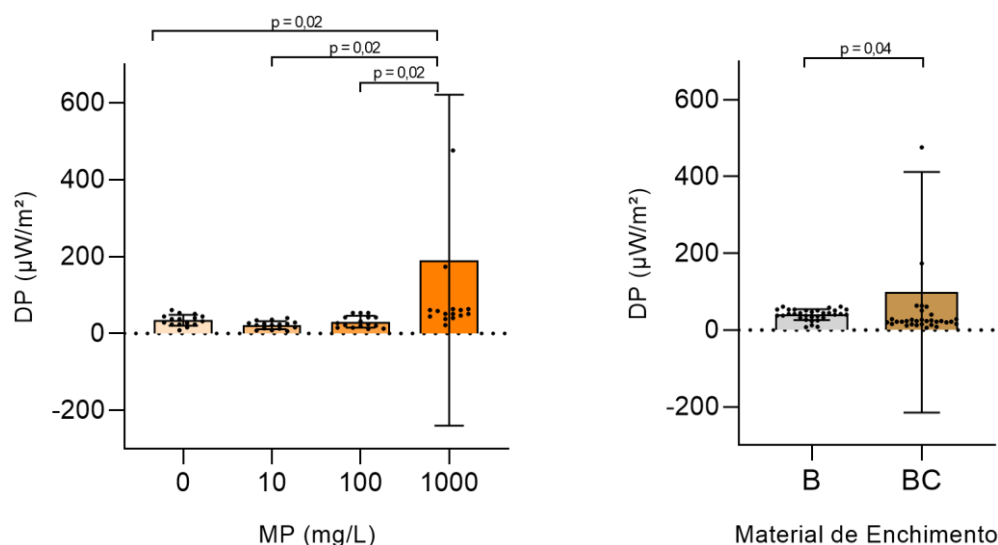
comprovam que os MP podem interagir com comunidades microbianas eletrogênicas em sistemas bioeletroquímicos, influenciando a composição microbiana e o desempenho elétrico, o que favorece a transferência de elétrons para o ânodo e a consequente aumento de tensão (S. Liu et al., 2025).

Além disso, observou-se uma tendência de influência do carvão ativado granulado apenas no nível mais elevado de MP (1000 mg L^{-1}), uma vez que a diferença foi associada a valores de p próximos ao nível de significância adotado ($p=0,07$). Esse resultado sugere que o efeito desse material pode estar relacionado à presença de uma carga mais elevada de partículas plásticas, embora não tenha sido estatisticamente confirmado de forma robusta.

Esse comportamento pode ser explicado pela capacidade do carvão ativado atuar como suporte físico e elétrico para o desenvolvimento do biofilme microbiano e como meio condutor adicional, favorecendo a transferência de elétrons na interface biofilme-eletrodo, especialmente em condições de maior demanda elétrica. Nesse sentido, Wang et al. (2024) demonstraram que superfícies altamente porosas e condutivas contribuem para o acúmulo de comunidades microbianas eletrogênicas e para a eficiência de transferência de elétrons, reforçando o potencial do carvão ativado na melhoria do desempenho em condições específicas.

A densidade de potência (DP) foi calculada considerando a região anódica dos sistemas, composta por uma haste de cobre envolvida por uma camada de espuma de poliuretano. Os valores obtidos foram utilizados na análise estatística, cujos resultados estão apresentados na Figura 18.

Figura 18 - Gráficos de barras apresentando os valores médios de densidade de potência (DP) dos sistemas em função dos níveis de microplásticos (MP) e do material de enchimento. Os dados são expressos como média $\pm$ desvio padrão



Fonte: Própria autora (2026).

A análise de variância two-way indicou ausência de interação estatisticamente significativa entre os fatores avaliados para a densidade de potência. No entanto, ao realizar a análise dos efeitos principais, foram identificadas diferenças estatisticamente significativas entre os níveis de concentração de MP de 0 e 1000, 10 e 1000 e 100 e 1000 mg L^{-1} , bem como entre os materiais de enchimento, indicando que o aumento da concentração de MP resultou em maiores valores de densidade de potência.

Esses resultados estão em consonância com aqueles obtidos para a tensão elétrica, uma vez que a densidade de potência é calculada a partir da potência gerada pelo sistema e normalizada pela área anódica. Assim, variações nos processos eletroquímicos que ocorrem na região do ânodo – particularmente aqueles associados à atividade microbiana e à transferência de elétrons durante a degradação da matéria orgânica – influenciam simultaneamente os valores de tensão e de densidade de potência. Dessa forma, mesmo na ausência de interação significativa, os efeitos independentes da concentração de MP e do material de enchimento sobre a densidade de potência podem ser atribuídos à modulação da atividade biológica e da eficiência de transferência de elétrons no ânodo.

5.4. Produção de biomassa vegetal e absorção de nutrientes (N, P, K e Zn)

Além de contribuir para a remoção de contaminantes nos sistemas avaliados, a utilização de *Eichhornia crassipes* (aguapé) também apresenta potencial para o aproveitamento da biomassa gerada, seja como forragem animal ou como insumo para biofertilizantes e produção de bioenergia, em função de seu rápido crescimento e elevado teor de macronutrientes (Ben Bakrim et al., 2022; Fanta et al., 2024).

Nesse contexto, a avaliação da produção de biomassa vegetal e da absorção de nutrientes torna-se crucial para analisar o potencial de recuperação de recursos associados ao uso do aguapé em SAC. A produção da biomassa das plantas de *Eichhornia crassipes* cultivadas nos sistemas foi quantificada a partir das massas fresca e seca das folhas. O manejo das plantas foi realizado ao final do período de monitoramento, e os dados obtidos para a análise de biomassa são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 – Massas frescas e secas dos aguapés cultivados nos SAC

Tratamento	Massa Fresca (g)	Massa Seca (g)
B-0	533,25	69,09
B-10	368,01	47,34
B-100	520,79	61,29
B-1000	597,57	79,09
BC-0	1248,42	149,48
BC-10	980,41	109,47
BC-100	1029,86	125,90
BC-1000	1036,31	123,67

Fonte: Própria autora (2026).

Foram constatados maiores valores de massa úmida e massa seca de *Eichhornia crassipes* nos tratamentos cujo material de enchimento continha a camada de carvão ativado granulado, com valores próximos ao dobro dos sistemas preenchidos somente com brita. Esse resultado sugere que a presença de carvão ativado não somente contribuiu para a remoção de carga orgânica e nutrientes, como também favoreceu uma maior produção de biomassa vegetal.

A maior produção de biomassa pode estar associada à melhoria das condições ecológicas e microbiológicas proporcionadas pelo carvão ativado, uma vez que

materiais carbonáceos adsorvem compostos orgânicos e nutrientes, promovem maior retenção de água e atuam como suporte físico para a formação de biofilme microbiano, o que pode aumentar a disponibilidade de nutrientes para as plantas e estimular o crescimento radicular e vegetativo. Essa interação entre substrato, microbiota e plantas tem sido relatada em estudos de *biochar*/carvão ativado em solos e ensaios de fitorremediação, indicando que substratos carbonáceos podem melhorar a acessibilidade de nutrientes e a atividade microbiana benéfica, resultando em maior produtividade de biomassa vegetal (Bolan et al., 2024).

A análise dos nutrientes foi realizada na massa seca por meio de métodos padrões e os resultados obtidos encontram-se na Tabela 5.

Tabela 5 – Resultados da análise de nutrientes das plantas

Tratamento	N (dag kg ⁻¹)	P (dag kg ⁻¹)	K (dag kg ⁻¹)	Zn (mg kg ⁻¹)
B-0	1,65	0,17	3,08	292,0
B-10	1,62	0,24	2,68	436,0
B-100	1,43	0,23	2,00	580,0
B-1000	1,62	0,24	2,40	364,0
BC-0	1,29	0,21	2,88	256,0
BC-10	1,93	0,26	2,56	256,0
BC-100	1,60	0,20	2,52	384,0
BC-1000	1,93	0,24	3,00	412,0

Fonte: Própria autora (2026).

Os valores da análise de macronutrientes (NPK) da biomassa vegetal dos aguapés cultivados nos sistemas variaram entre 1,29 – 1,93 dag kg⁻¹, 0,17 – 0,26 dag kg⁻¹ e 2,00 – 3,08 dag kg⁻¹, respectivamente. Verificou-se uma tendência de maiores teores de nitrogênio nos sistemas contendo o carvão ativado no material de enchimento, o que pode estar associado à maior retenção e disponibilidade de nutrientes na rizosfera, bem como ao estímulo da atividade microbiana.

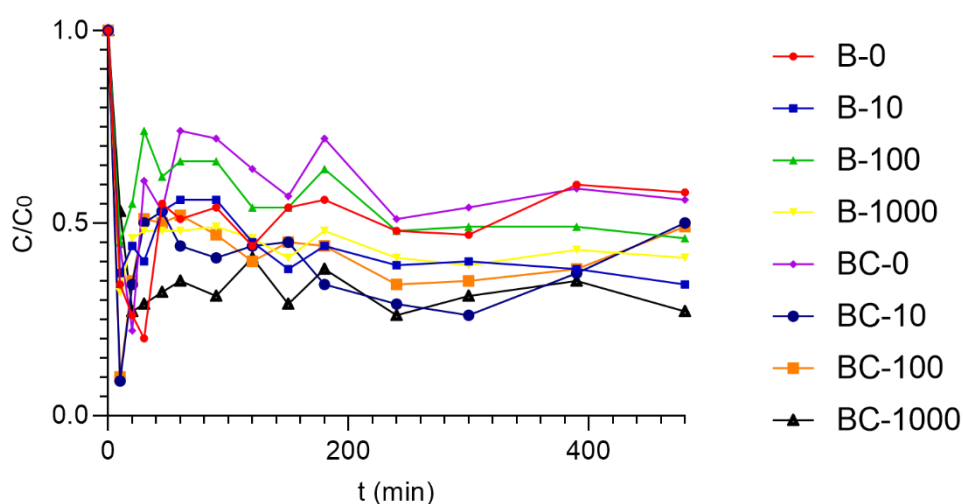
Os teores de zinco variaram de 256 a 580 mg kg⁻¹, evidenciando a elevada capacidade de fitoacumulação da espécie, sem indicativo de efeitos fitotóxicos. Além disso, presença de MP de polietileno não comprometeu a assimilação de nutrientes, a absorção de Zn, nem do desenvolvimento vegetal, uma vez que não foram observadas reduções expressivas na massa seca e úmida das plantas. Esses

resultados indicam que os sistemas mantiveram sua funcionalidade agrônômica e sua capacidade de fitorremediação.

5.5. Estudo cinético

O perfil cinético de DQO de cada sistema foi traçado, considerando quatorze tempos distintos de coleta das alíquotas ao longo de um ciclo reacional. Na Figura 19 apresentam-se os perfis cinéticos de DQO obtidos para todos os oito sistemas avaliados.

Figura 19 - Perfil cinético de DQO dos efluentes dos oito SAC



Fonte: Própria autora (2026).

De maneira geral, todas os SAC apresentaram uma tendência de decaimento da DQO ao longo do tempo, com uma diminuição acentuada logo nos primeiros minutos de contato entre os afluentes e os sistemas. Esse cenário indica a ocorrência de mecanismos rápidos de remoção da matéria orgânica na etapa inicial do processo, os quais podem estar associados principalmente à adsorção nas superfícies dos materiais de enchimento, à retenção física e à rápida assimilação da fração mais facilmente biodegradável da matéria orgânica.

Após essa fase inicial, observou-se a ocorrência de oscilações nos valores de DQO, sem a estabilização imediata do parâmetro ao longo do tempo. Esse comportamento sugere que, após o consumo da fração mais lábil da matéria orgânica, os processos de remoção passam a ser controlados por mecanismos mais lentos, como a biodegradação de compostos mais recalcitrantes, a liberação gradual de

matéria orgânica previamente adsorvida e a dinâmica do biofilme microbiano. Assim, a ausência de uma estabilização bem definida indica que os sistemas não atingiram o equilíbrio cinético durante o intervalo de tempo avaliado. Isso pode ser melhor verificado ao observar a Tabelas 6, onde constam os índices de qualidade dos ajustes realizados.

Tabela 6 – Índices de qualidade de ajustes e parâmetros estimados para os SAC

Tratamento	k (min ⁻¹)	R _f	R ² ajustado	RMSE	AIC
B-0	2,49±3,65	0,46±0,03	0,51	0,11	-55,39
B-10	2,55±0,68	0,43±0,02	0,79	0,07	-70,79
B-100	2,86±2,57	0,56±0,02	0,58	0,08	-64,31
B-1000	2,39±2,47	0,43±0,01	0,89	0,04	-81,83
BC-0	2,19±0,43	0,57±0,04	0,33	0,13	-52,69
BC-10	2,93±1,61	0,38±0,03	0,61	0,11	-56,43
BC-100	3,08±1,27	0,41±0,03	0,62	0,10	-58,18
BC-1000	0,13±2,11	0,31±0,01	0,92	0,05	-80,16

Fonte: Própria autora (2026).

Os coeficientes cinéticos obtidos referem-se exclusivamente ao tempo efetivo de reação. No entanto, considerando a operação dos sistemas em regimes de bateladas, com etapas de reação e pousio, os valores de k baseados na duração total do ciclo operacional tenderiam a ser inferiores, em decorrência do maior intervalo de tempo considerado.

Embora o modelo cinético de primeira ordem com concentração residual tenha apresentado limitações na representação cinética inicial, o comportamento assintótico de remoção de DQO nos sistemas foi descrito de maneira satisfatória. O método de Jackknife foi considerado para estimar as incertezas dos parâmetros, uma vez que possui capacidade de fornecer estimativas mais robustas para conjuntos de dados que possuem elevada dispersão e uma redução inicial acentuada da concentração.

Nas condições experimentais adotadas para os oito sistemas, uma redução abrupta da DQO foi observada nos primeiros 10 minutos de operação, o que contribuiu para maiores coeficientes cinéticos e elevadas incertezas associadas ao parâmetro k. A predominância de mecanismos físicos de remoção, como sedimentação, filtração e adsorção no material suporte, bem como a falta de pontos experimentais na fase

inicial, podem justificar esse comportamento (Kadlec & Wallace, 2008). Portanto, deve-se interpretar os elevados valores de k como coeficientes aparentes, sendo necessário estabelecer tempos de amostragem mais curtos e análises de DQO dissolvida para melhor caracterizar a cinética biológica.

Em contrapartida, obtiveram-se menores incertezas e uma consistência considerável para o parâmetro que relaciona a relação entre as concentrações residual e inicial (R_F), demonstrando a capacidade do modelo de primeira ordem com concentração residual em descrever o comportamento final da degradação. As principais diferenças da cinética de remoção de DQO entre os tratamentos foram constatadas nos valores de R_F , os quais apresentaram diferenças quanto à quantidade de matéria orgânica remanescente ao final dos ensaios. Ao se realizar a análise de agrupamento, foi possível identificar que os coeficientes cinéticos (k) exibiram comportamentos semelhantes entre os sistemas avaliados, sugerindo a possibilidade de se utilizar um valor global para esse parâmetro. Os sistemas BC apresentaram valores de fração residual de aproximadamente 12% inferiores aos sistemas B, revelando maior eficiência global de remoção da matéria orgânica remanescente.

A correlação de Spearman entre a concentração de MP e o R_F foi negativa (-0,80), indicando que ao se aumentar a concentração de MP, reduz-se a fração residual de DQO. Esse resultado corrobora o desempenho de remoção de DQO verificado nos sistemas, em que a presença de MP não comprometeu a remoção da matéria orgânica de maneira significativa. Apesar da ligeira redução da qualidade de ajuste para os sistemas BC, especialmente devido ao comportamento distinto de BC-1000, os resultados sugerem que o modelo foi capaz de representar a fração residual da matéria orgânica, sendo as diferenças entre os tratamentos mais associadas aos valores de R_F do que aos coeficientes cinéticos k .

Em suma, as diferenças entre os tratamentos são mais bem explicadas pelas variações na fração residual do que pelos coeficientes cinéticos. Desta forma, o modelo de primeira ordem com fração residual possibilitou uma interpretação comparativa dos sistemas, principalmente associada à identificação das diferenças na matéria orgânica remanescente, ainda que a complexidade dos mecanismos envolvidos na remoção da DQO bruta limite a interpretação física do parâmetro cinético k .

6. CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA ESTUDOS FUTUROS

A concentração de MP de polietileno e a inclusão de uma camada de carvão ativado granulado influenciaram o desempenho dos SAC, especialmente nos parâmetros relacionados à remoção de matéria orgânica e sólidos, como DQO, DBO, ST e SST, bem como no desempenho bioeletroquímico dos sistemas, avaliados por meio da tensão elétrica gerada pelas células de combustível microbianas. De modo geral, observou-se elevada eficiência global de remoção, associada principalmente à redução da fração suspensa e, em menor proporção, da fração dissolvida, evidenciando a capacidade dos sistemas em promover simultaneamente processos físicos, químicos e biológicos no tratamento do afluente.

Os resultados indicaram que, nas concentrações avaliadas, os MP de polietileno entre 10 e 100 mg L⁻¹ não comprometeram de forma expressiva o desempenho dos sistemas, demonstrando a resiliência dos SAC frente à presença desse contaminante emergente. Por outro lado, a inclusão da camada de carvão ativado granulado promoveu melhorias na remoção de matéria orgânica, na retenção de sólidos e no desempenho eletroquímico, configurando-se como um elemento potencialmente estratégico para o aprimoramento desses sistemas, ainda que sua viabilidade econômica deva ser considerada.

Para os parâmetros SDT, turbidez, CE e DP, foram observadas diferenças estatísticas significativas associadas aos efeitos principais, indicando que a concentração de MP e o tipo de material de enchimento influenciaram a fração dissolvida, as propriedades ópticas e iônicas dos efluentes, bem como a eficiência de conversão bioeletroquímica. O comportamento semelhante desses parâmetros reforça a ocorrência de processos integrados, nos quais alterações na composição do meio refletem na qualidade do efluente e no desempenho elétrico.

Em contrapartida, os fatores analisados não demonstraram influência significativa sobre NTK, pH, POR e Zn, independentemente dos níveis avaliados, indicando que, nas condições experimentais deste estudo, tais parâmetros apresentaram comportamento estável, sendo predominantemente controlados por processos biogeoquímicos intrínsecos aos SAC.

A análise agronômica demonstrou que a presença do carvão ativado granulado favoreceu a produção de biomassa vegetal, com maiores valores de massa fresca e seca, além de influenciar positivamente a absorção de nutrientes. Esses

resultados evidenciaram que o material de enchimento exerce papel relevante não apenas para no tratamento, mas também no desenvolvimento vegetal, ampliando o potencial desses sistemas para estratégias de recuperação de recursos.

O ensaio cinético de DQO indicou uma redução acentuada nos estágios iniciais, associada principalmente à remoção física da fração particulada e coloidal, uma vez que foi considerada a DQO na forma total (não filtrada). Processos como sedimentação, filtração e adsorção contribuíram para essa redução inicial, não relacionada diretamente à biodegradação, resultando em coeficientes cinéticos elevados. Em contraste, o modelo de primeira ordem com concentração residual demonstrou capacidade de representar o comportamento assintótico da remoção de DQO, possibilitando identificar diferenças entre os tratamentos por meio da fração residual. De maneira geral, os sistemas BC apresentaram frações residuais de aproximadamente 12% inferiores às dos sistemas B, sugerindo maior eficiência de remoção. Contudo, há limitação da interpretação do parâmetro k dada pela complexidade dos mecanismos de remoção da DQO bruta, sendo necessárias análises complementares em estudos futuros.

De maneira geral, os resultados demonstraram que os MP de polietileno, nas concentrações avaliadas, não inviabilizam o desempenho dos sistemas, enquanto a utilização do carvão ativado granulado representa um diferencial relevante para o aumento da eficiência ambiental, eletroquímica e biológica dos SAC no tratamento de efluentes contendo MP.

Como perspectivas para estudos futuros, sugere-se a avaliação do desempenho dos sistemas em escalas maiores e sob diferentes condições operacionais, com variações nos tempos de ciclo. Também se mostra relevante a análise da viabilidade econômica do uso do carvão ativado, bem como investigações envolvendo diferentes tipos de MP e concentrações mais elevadas. Estudos com períodos mais longos de monitoramento podem contribuir para aprofundar a compreensão dos efeitos desses contaminantes sobre o funcionamento dos sistemas. Por fim, a avaliação dos materiais de enchimento brita e brita combinada com carvão ativado também pode contribuir para a compreensão dos efeitos dos MP nos SAC.

REFERÊNCIAS

- Addo-Bankas, O., Zhao, Y., Wei, T., & Stefanakis, A. (2024). From past to present: Tracing the evolution of treatment wetlands and prospects ahead. *Journal of Water Process Engineering*, 60, 105151.
<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.105151>
- Adeel, M., Mina, T., Rizzo, L., & Fatta-Kassinos, D. (2024). The impact of microplastics on the efficacy of urban wastewater treatment processes. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 12(5), 113625.
<https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.113625>
- Agathokleous, E. (2022). Environmental pollution impacts: Are p values over-valued? *Science of The Total Environment*, 850, 157807.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157807>
- Bafrani, A. H., Mirbagheri, S. A., Shafiepour, E., Kinsley, C., & Stefanakis, A. (2024). Investigating the effect of hydraulic residence time, artificial aeration and plants presence on different constructed wetland designs treating oil industry effluent. *Journal of Environmental Management*, 370, 122348.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.122348>
- Ben Bakrim, W., Ezzariai, A., Karouach, F., Sobeh, M., Kibret, M., Hafidi, M., Kouisni, L., & Yasri, A. (2022). Eichhornia crassipes (Mart.) Solms: A Comprehensive Review of Its Chemical Composition, Traditional Use, and Value-Added Products. *Frontiers in Pharmacology*, 13, 842511.
<https://doi.org/10.3389/fphar.2022.842511>
- Biswas, A., & Chakraborty, S. (2023). Organics and coliform removal from low strength domestic wastewater using integrated constructed wetland –

- microbial fuel cell reactor with bioelectricity generation. *Journal of Cleaner Production*, 408, 137204. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.137204>
- Bolan, S., Sharma, S., Mukherjee, S., Kumar, M., Rao, Ch. S., Nataraj, K. C., Singh, G., Vinu, A., Bhowmik, A., Sharma, H., El-Naggar, A., Chang, S. X., Hou, D., Rinklebe, J., Wang, H., Siddique, K. H. M., Abbott, L. K., Kirkham, M. B., & Bolan, N. (2024). Biochar modulating soil biological health: A review. *Science of The Total Environment*, 914, 169585. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169585>
- Chand, N., Kumar, K., & Suthar, S. (2022). Enhanced wastewater nutrients removal in vertical subsurface flow constructed wetland: Effect of biochar addition and tidal flow operation. *Chemosphere*, 286, 131742. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131742>
- Chandel, H., Keshari, K., Murugesan, S., Yadav, R., Shyam, K., Kumar, N., Sharma, G., & Saxena, G. (2023). Enhanced Effluent Treatment and Bioelectricity Generation Using Coupled Constructed Wetland-Microbial Fuel Cell (CW-MFC) Technology: Challenges and Opportunities. In S. Kumar, K. Baudh, R. Singh, N. Kumar, & R. Kumar (Org.), *Aquatic Macrophytes: Ecology, Functions and Services* (p. 237–260). Springer Nature Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-99-3822-3_12
- Chen, R., Liu, X., Wang, J., Chen, J., Wang, X., Lv, Y., Xu, J., Wang, S., Li, D., He, X., & Hou, J. (2024). Exploring organic matter conversion pathway and its effect on nitrogen removal in tidal flow constructed wetlands. *Chemosphere*, 349, 140927. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140927>
- Colares, G. S., Dell’Osbel, N., Barbosa, C. V., Lutterbeck, C., Oliveira, G. A., Rodrigues, L. R., Bergmann, C. P., Lopez, D. R., Rodriguez, A. L., Vymazal,

- J., & Machado, E. L. (2021). Floating treatment wetlands integrated with microbial fuel cell for the treatment of urban wastewaters and bioenergy generation. *Science of The Total Environment*, 766, 142474.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142474>
- Dai, M., Li, F., Zhang, J., Shi, Q., Wu, Y., & Kong, Q. (2024). Treatment of formaldehyde-containing wastewater and power generation by constructed wetland–microbial fuel cells enhanced by formaldehyde-degrading bacteria. *Journal of Water Process Engineering*, 59, 104984.
<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.104984>
- Das, D. (Org.). (2018). *Microbial Fuel Cell*. Springer International Publishing.
<https://doi.org/10.1007/978-3-319-66793-5>
- Deng, Y., Liu, W., Thi, N. T., Di, H. J., Lian, Y., Yang, J., A, D., & Qiu, R. (2024). Exploring the efficiency of tide flow constructed wetlands for treating mariculture wastewater: A comprehensive study on antibiotic removal mechanism under salinity stress. *Water Research*, 258, 121738.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121738>
- Dewan, A., Beyenal, H., & Lewandowski, Z. (2008). Scaling up Microbial Fuel Cells. *Environmental Science & Technology*, 42(20), 7643–7648.
<https://doi.org/10.1021/es800775d>
- Fanta, Y., Kechero, Y., & Yemane, N. (2024). Nutritional response to water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) challenges via blood biochemical profiles in goats and sheep. *Heliyon*, 10(7), e28424. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e28424>
- Gutiérrez, M., Grillini, V., Mutavdžić Pavlović, D., & Verlicchi, P. (2021). Activated carbon coupled with advanced biological wastewater treatment: A review of

- the enhancement in micropollutant removal. *Science of The Total Environment*, 790, 148050. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148050>
- He, Z. (2017). Development of Microbial Fuel Cells Needs To Go beyond “Power Density”. *ACS Energy Letters*, 2(3), 700–702.
<https://doi.org/10.1021/acsenergylett.7b00041>
- Heisi, H. D., Awosusi, A. A., Nkuna, R., & Matambo, T. S. (2023). Phytoextraction of anthropogenic heavy metal contamination of the Blesbokspruit wetland: Potential of wetland macrophytes. *Journal of Contaminant Hydrology*, 253, 104101. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2022.104101>
- Hou, Y., Ren, B., Li, X., Buque, A. L., & Zhao, Y. (2025). Constructed wetlands for emerging pollutants removal: A decade of advances and future directions (2014–2024). *Journal of Water Process Engineering*, 69, 106533.
<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.106533>
- Ivleva, N. P. (2021). Chemical Analysis of Microplastics and Nanoplastics: Challenges, Advanced Methods, and Perspectives. *Chemical Reviews*, 121(19), 11886–11936. <https://doi.org/10.1021/acs.chemrev.1c00178>
- Jahan Rakib, M. R., Mohiuddin, M., Al Masud, M. A., Murshed, M. F., Senapathi, V., Islam, M. A., & Jakariya, M. (2025). Exploring the impact of microplastics in groundwater on human health: A comprehensive review. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 44, 100605.
<https://doi.org/10.1016/j.coesh.2025.100605>
- Joo, S., Lee, S., Kim, H., Shim, I., & Kim, H. (2023). Evaluation of the adsorption characteristics of dissolved organic matter using granular activated carbon (GAC) and the regeneration efficiency of denitrification, Electro-Fenton, and

- Sono-Fenton oxidation. *Environmental Engineering Research*, 29(2), 230177–0. <https://doi.org/10.4491/eer.2023.177>
- Jung, S., Cho, S.-H., Kim, K.-H., & Kwon, E. E. (2021). Progress in quantitative analysis of microplastics in the environment: A review. *Chemical Engineering Journal*, 422, 130154. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.130154>
- Kadlec, R. H., & Wallace, S. D. (2008). *Treatment wetlands* (2nd ed). CRC press.
- Knox, A. S., Paller, M. H., Seaman, J. C., Mayer, J., & Nicholson, C. (2021). Removal, distribution and retention of metals in a constructed wetland over 20 years. *Science of The Total Environment*, 796, 149062. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149062>
- Kong, Y., Tao, M., Lu, X., Cheng, C., & Jing, Z. (2024). Study on the performance of accessory microbial fuel cell (MFC) integrated to the constructed wetlands (CWs) for deep wastewater treatment. *Desalination and Water Treatment*, 318, 100358. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100358>
- Li, L., Zhang, J., Shi, Q., & Lu, S. (2023). Comparison of nitrogen removal performance and mechanism from low-polluted wastewater by constructed wetlands with two oxygen supply strategies: Tidal flow and intermittent aeration. *Chemosphere*, 313, 137364. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137364>
- Li, T., Qv, M., Teng, Y., & Zhu, L. (2024). Towards enhanced treatment of piggery biogas slurry in tidal flow constructed wetlands by regulation of hydraulic retention time. *Process Safety and Environmental Protection*, 181, 195–204. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2023.11.018>
- Liu, S., He, L., & Feng, X. (2025). Effects of multi-microplastic mixtures on the performance of constructed wetland microbial fuel cells for wastewater

treatment. *Bioelectrochemistry*, 165, 109008.

<https://doi.org/10.1016/j.bioelechem.2025.109008>

Liu, S., Su, C., Lu, Y., Xian, Y., Chen, Z., Wang, Y., Deng, X., & Li, X. (2023). Effects of microplastics on the properties of different types of sewage sludge and strategies to overcome the inhibition: A review. *Science of The Total Environment*, 902, 166033. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166033>

Liu, S., Zhao, Y., Li, T., Hu, T., Zheng, K., Shen, M., & Long, H. (2023). Removal of micro/nanoplastics in constructed wetland: Efficiency, limitations and perspectives. *Chemical Engineering Journal*, 475, 146033.

<https://doi.org/10.1016/j.cej.2023.146033>

Liu, T., Li, D., Tian, Y., Zhou, J., Qiu, Y., Li, D., Liu, G., & Feng, Y. (2024). Enhancing nitrogen removal in constructed wetlands: The role of influent substrate concentrations in integrated vertical-flow systems. *Environmental Science and Ecotechnology*, 21, 100411. <https://doi.org/10.1016/j.esec.2024.100411>

Ma, R., Liu, C., Zhuo, Y., Ma, J., Cheng, L., Ji, F., & Wang, X. (2024). Efficient nitrogen removal from mainstream sewage in tidal flow constructed wetlands: Targeted migration and conducive spatial distribution for pollutants removal. *Chemical Engineering Journal*, 491, 152036.

<https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.152036>

Ma, Y., Li, Y., Tao, M., Cao, S., & Jing, Z. (2024). Study on the treatment of rural sewage with microbial fuel cell-constructed wetlands enhanced by agricultural biomass. *Journal of Water Process Engineering*, 68, 106407.

<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.106407>

Mello, D., Carvalho, K. Q., Passig, F. H., Freire, F. B., Borges, A. C., Lima, M. X., & Marcelino, G. R. (2019). Nutrient and organic matter removal from low

- strength sewage treated with constructed wetlands. *Environmental Technology*, 40(1), 11–18. <https://doi.org/10.1080/09593330.2017.1377291>
- Metcalf, L., & Eddy, P. H. (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery* (5th ed.). McGraw-Hill Education.
- Minakshi, D., Sharma, P. K., Rani, A., Malaviya, P., Srivastava, V., & Kumar, M. (2022). Performance evaluation of vertical constructed wetland units with hydraulic retention time as a variable operating factor. *Groundwater for Sustainable Development*, 19, 100834. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2022.100834>
- Monteagudo-Hernández, G., Hernández-Castelán, D. A., Zamora-Lobato, T., Sandoval-Herazo, M., Hernández-Orduña, M. G., & Sandoval Herazo, L. C. (2024). Evaluation of the pollutant removal efficiency of swine wastewater through two configurations of hybrid wetlands with tropical ornamental plants. *Results in Engineering*, 24, 102864. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2024.102864>
- OECD. (2022). *Global Plastics Outlook: Economic Drivers, Environmental Impacts and Policy Options*. OECD. <https://doi.org/10.1787/de747aef-en>
- Ofiera, L. M., Wintgens, T., & Kazner, C. (2025). Adsorbent modified constructed wetlands for advanced removal of bulk organics and heavy metals from municipal wastewater effluent. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 11(9), 2248–2264. <https://doi.org/10.1039/D4EW00870G>
- Ogata, Y., Yamamura, S., Nakajima, N., & Yamada, M. (2024). Development of a floating constructed wetland for landfill leachate treatment and its potential to remove recalcitrant organic matter. *Water Research*, 263, 122154. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.122154>

Parde, D., Patwa, A., Shukla, A., Vijay, R., Killedar, D. J., & Kumar, R. (2021). A review of constructed wetland on type, treatment and technology of wastewater. *Environmental Technology & Innovation*, 21, 101261.

<https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101261>

Peller, J. R., Mezyk, S. P., Shidler, S., Castleman, J., Kaiser, S., & Horne, G. P. (2021). The Reactivity of Polyethylene Microplastics in Water under Low Oxygen Conditions Using Radiation Chemistry. *Water*, 13(21), 3120.

<https://doi.org/10.3390/w13213120>

Rozman, U., Klun, B., & Kalčíková, G. (2023). Distribution and removal of microplastics in a horizontal sub-surface flow laboratory constructed wetland and their effects on the treatment efficiency. *Chemical Engineering Journal*, 461, 142076. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2023.142076>

Saini, S., Tewari, S., Dwivedi, J., & Sharma, V. (2023). Biofilm-mediated wastewater treatment: A comprehensive review. *Materials Advances*, 4(6), 1415–1443.

<https://doi.org/10.1039/D2MA00945E>

Santos, J., Rodrigues, S., Magalhães, M., Rodrigues, K., Pereira, L., & Marinho, G. (2024). A state-of-the-art review (2019–2023) on constructed wetlands for greywater treatment and reuse. *Environmental Challenges*, 16, 100973.

<https://doi.org/10.1016/j.envc.2024.100973>

Satyendra, & Vijay, R. (2025). An innovative design and development of up-flow compact constructed wetland for sewage treatment. *Environmental Research*, 264, 120350. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.120350>

Shang, Z., Wang, Y., Wang, S., Jin, F., & Hu, Z. (2022). Enhanced phosphorus removal of constructed wetland modified with novel Lanthanum-ammonia-

- modified hydrothermal biochar: Performance and mechanism. *Chemical Engineering Journal*, 449, 137818. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.137818>
- Singh, S., Upadhyay, S., Rani, A., Sharma, P. K., Rawat, J. M., Rawat, B., Prashant, & Bhattacharya, P. (2023). Assessment of pathogen removal efficiency of vertical flow constructed wetland treating septage. *Scientific Reports*, 13(1), 18703. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-45257-2>
- Sotiropoulou, M., Stefanatou, A., Schiza, S., Petousi, I., Stasinakis, A. S., & Fountoulakis, M. S. (2023). Removal of microfiber in vertical flow constructed wetlands treating greywater. *Science of The Total Environment*, 858, 159723. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159723>
- Souza, T. O. D., Assis, L. D. S. D., Marques, D. D. S., Coelho, A. L. D. F., Cecon, P. R., & Borges, A. C. (2024). High-loaded tidal flow constructed wetlands coupled with microbial fuel cells: Effects of the vegetation and filling material size. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(58), 66445–66462. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-35622-7>
- Sperling, M. von. (2007). *Wastewater characteristics, treatment and disposal*. IWA Publishing.
- Sun, J., Dai, X., Wang, Q., Van Loosdrecht, M. C. M., & Ni, B.-J. (2019). Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. *Water Research*, 152, 21–37. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.050>
- Tang, L., Feng, J.-C., Li, C., Liang, J., Zhang, S., & Yang, Z. (2023). Global occurrence, drivers, and environmental risks of microplastics in marine environments. *Journal of Environmental Management*, 329, 116961. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116961>

- Vaz, L. R. L., Souza, T. O. D., Gomes, T. F., Matos, R. R. D., & Borges, A. C. (2025). Defluoridation in constructed wetlands: Effect of auxin on performance and kinetics. *Bioresource Technology*, 435, 132865. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2025.132865>
- Vymazal, J. (2008). *Constructed wetlands for wastewater treatment: A review*.
- Vymazal, J. (2010). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Water*, 2(3), 530–549. <https://doi.org/10.3390/w2030530>
- Wang, H., Sun, J., Xu, J., & Sheng, L. (2021). Study on clogging mechanisms of constructed wetlands from the perspective of wastewater electrical conductivity change under different substrate conditions. *Journal of Environmental Management*, 292, 112813. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112813>
- Wang, X., Xue, M., Wang, Z., Xia, W., & Zhang, C. (2024). Integrated Constructed Wetland–Microbial Fuel Cell Systems Using Activated Carbon: Structure–Activity Relationship of Activated Carbon, Removal Performance of Organics and Nitrogen. *Water*, 16(2), 278. <https://doi.org/10.3390/w16020278>
- Xu, D., Lin, L., Xu, P., Zhou, Y., Xiao, E., He, F., & Wu, Z. (2021). Effect of drained-flooded time ratio on ammonia nitrogen removal in a constructed wetland-microbial fuel cell system by tidal flow operation. *Journal of Water Process Engineering*, 44, 102450. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102450>
- Xu, D., Zhang, S., Tian, W., Zhang, D., Chu, M., Cao, H., Chen, Z., & Zhang, R. (2024). Efficacy and power production performance of constructed wetlands coupled with microbial fuel cells for the advanced treatment of saline tailwater from wastewater treatment plants. *Journal of Water Process Engineering*, 60, 105228. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.105228>

Yan, W., Wang, Q., Gao, Y., Xu, M., Li, H., Zhou, Y., Liu, C., & Xiao, Y. (2023).

Coupling between Increased Amounts of Microplastics and Dissolved Organic Compounds in Water. *Water*, 15(23), 4126.

<https://doi.org/10.3390/w15234126>

Yang, X., He, Q., Liu, T., Zheng, F., Mei, H., Chen, M., Liu, G., Vymazal, J., & Chen, Y. (2022a).

Impact of microplastics on the treatment performance of constructed wetlands: Based on substrate characteristics and microbial activities. *Water Research*, 217, 118430.

<https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118430>

Yang, X., He, Q., Liu, T., Zheng, F., Mei, H., Chen, M., Liu, G., Vymazal, J., & Chen, Y. (2022b).

Impact of microplastics on the treatment performance of constructed wetlands: Based on substrate characteristics and microbial activities. *Water Research*, 217, 118430.

<https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118430>

Yu, G., Zheng, D., Wang, W., Long, Y., Chen, J., Chen, H., Wang, Y., & He, S. (2024).

Effects of micro/nanoplastics on microorganisms and plants in constructed wetlands during the nitrogen removal process: A review. *Chemical Engineering Journal*, 496, 153778. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.153778>

Yuan, Y., Leng, C., Zhou, Y., Yuan, Y., Niu, Y., Xu, R., Zhong, H., Li, F., Zhou, H., & Wang, H. (2023).

Impact of separate concentrations of polyethylene microplastics on the ability of pollutants removal during the operation of constructed wetland-microbial fuel cell. *Journal of Environmental Management*, 341, 118107. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118107>

<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118107>

Zhang, Q., Wang, L., Xu, D., Tao, Z., Li, J., Chen, Y., Cheng, Z., Tang, X., & Wang, S. (2023).

Accelerated Pb(II) removal and concurrent bioelectricity production

- via constructed wetland-microbial fuel cell: Structural orthogonal optimization and microbial response mechanism. *Journal of Water Process Engineering*, 56, 104287. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104287>
- Zhang, S., Shen, C., Zhang, F., Wei, K., Shan, S., Zhao, Y., Man, Y. B., Wong, M. H., & Zhang, J. (2024). Microplastics removal mechanisms in constructed wetlands and their impacts on nutrient (nitrogen, phosphorus and carbon) removal: A critical review. *Science of The Total Environment*, 918, 170654. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170654>
- Zhao, K., Wei, Y., Dong, J., Zhao, P., Wang, Y., Pan, X., & Wang, J. (2022). Separation and characterization of microplastic and nanoplastic particles in marine environment. *Environmental Pollution*, 297, 118773. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118773>
- Zhao, L., Zheng, Y., Wang, Z., Zhang, D., Ma, D., Zhao, Y., Wang, X. C., Chen, R., & Dzakpasu, M. (2024). Iron-carbon micro-electrolysis facilitates autotrophic denitrification and Feammox in tidal flow constructed wetlands for enhanced nitrogen removal and reduced N₂O emissions. *Chemical Engineering Journal*, 486, 150367. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.150367>
- Zhou, J., Luo, P., Liu, F., Gong, D., Li, B., Xiao, R., & Wu, J. (2022). Unveiling the role of sediments in phosphorus removal in pilot-scale constructed wetlands for swine wastewater treatment. *Science of The Total Environment*, 807, 150684. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150684>
- Zhu, Y., Cui, L., Li, J., Wang, R., Vymazal, J., Li, W., Lei, Y., Zhang, M., Hao, T., & Wei, J. (2021). Long-term performance of nutrient removal in an integrated constructed wetland. *Science of The Total Environment*, 779, 146268. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146268>

Zinikovskaia, I., Svozilíková Krakovská, A., Yushin, N., Peshkova, A., & Grozdov, D. (2025). Phytoremediation of Zinc-Contaminated Industrial Effluents with *Phragmites australis* and *Typha latifolia* in Constructed Wetlands. *Water*, 17(16), 2358. <https://doi.org/10.3390/w17162358>