

DAYARA DA SILVA XIMENES

**MICROPLÁSTICOS EM ÁGUA POTÁVEL E DE  
ABASTECIMENTO: EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO EM ESTAÇÕES  
DE TRATAMENTO E POTENCIAIS RISCOS À SAÚDE**

SÃO LUÍS, MA

2025

DAYARA DA SILVA XIMENES

**MICROPLÁSTICOS EM ÁGUA POTÁVEL E DE  
ABASTECIMENTO: EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO EM ESTAÇÕES  
DE TRATAMENTO E POTENCIAIS RISCOS À SAÚDE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em CIÊNCIA & TECNOLOGIA AMBIENTAL/UFMA como requisito para obtenção do grau de Mestre (a) em Ciência e Tecnologia Ambiental.

Orientador(a): Marianna Basso Jorge  
Coorientador(a): José Renato de Oliveira Lima  
Linha de pesquisa: Biotecnologias e tecnologias aplicadas ao meio ambiente

SÃO LUÍS – MA

2025

Ficha gerada por meio do SIGAA/Biblioteca com dados fornecidos pelo(a) autor(a).  
Diretoria Integrada de Bibliotecas/UFMA

da Silva Ximenes, Dayara.

MICROPLÁSTICOS EM ÁGUA POTÁVEL E DE ABASTECIMENTO:  
EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO E  
POTENCIAIS RISCOS À SAÚDE / Dayara da Silva Ximenes. -  
2025.

59 p.

Coorientador(a) 1: José Renato de Oliveira Lima.

Orientador(a): Marianna Basso Jorge.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em  
Ciência e Tecnologia Ambiental/ccet, Universidade Federal  
do Maranhão, São Luís - Maranhão, 2025.

1. Poluição Plástica. 2. Rio Mearim. 3. Água  
Tratada. 4. Consumo Humano. I. Basso Jorge, Marianna.  
II. de Oliveira Lima, José Renato. III. Título.

DAYARA DA SILVA XIMENES

**MICROPLÁSTICOS EM ÁGUA POTÁVEL E DE ABASTECIMENTO:  
EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO E  
POTENCIAIS RISCOS À SAÚDE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em CIÊNCIA & TECNOLOGIA AMBIENTAL da Universidade Federal do Maranhão como requisito à obtenção do título de MESTRE.

Aprovada em \_\_\_\_ / \_\_\_\_ / \_\_\_\_

BANCA EXAMINADORA

---

Prof. Dr<sup>a</sup>. Marianna Basso Jorge  
Universidade Federal do Maranhão

---

Prof<sup>o</sup>. Dr. Marco Valério Jansen Cutrim  
Universidade Federal do Ceará

---

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Raimunda Nonata Fortes Carvalho Neta  
Universidade Federal do Maranhão

SÃO LUÍS, MA

2025

## **AGRADECIMENTOS**

A conclusão deste trabalho só foi possível graças ao apoio e à contribuição de muitas pessoas, às quais expresso minha mais profunda gratidão.

Agradeço primeiramente a Deus, por me conceder forças, saúde e perseverança ao longo desta jornada acadêmica.

À minha orientadora, Prof. Dra. Marianna Basso Jorge, minha orientadora, ao Prof. Dr. José Renato de Oliveira Lima meu coorientador, pelas orientações, pela paciência e por compartilhar seus conhecimentos com generosidade. A todos os professores e professoras do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, pelas contribuições valiosas durante todo o curso.

Agradeço aos colegas do laboratório de ecotoxicologia UFMA, Nagela Gardênia e Mariângela que não apenas dividiram o espaço de pesquisa, mas também compartilharam conhecimento, experiências e apoio nos momentos mais desafiadores.

À minha família, em especial aos meus pais, meu namorado, e amigos, pelo amor, incentivo constante e por acreditarem em mim em todos os momentos. A vocês, dedico esta conquista.

E não poderia deixar de agradecer aos meus superiores imediatos no trabalho, Michel Seixas e Italo Rolim pelo apoio, pela compreensão e paciência na condução dessa jornada, permitindo que eu conciliasse minhas atividades profissionais com a vida acadêmica, esse agradecimento também se estende aos meus colegas de trabalho mais próximos que acompanharam todos os desafios de perto.

A todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização desta pesquisa, profissional e emocionalmente, meu sincero agradecimento.

## RESUMO

Microplásticos (MPs) têm chamado a atenção mundial como poluentes emergentes persistentes e representam uma ameaça ao meio ambiente, pois além de causarem diversos efeitos físicos e biológicos, eles atuam como adsorventes de poluentes perigosos. Recentemente, estudos detectaram sua presença em águas de abastecimento e tratadas em estações de tratamento de água potável (ETA's), destacando o potencial risco à saúde humana. O estudo em questão identifica e quantifica os microplásticos com base em sua forma e cor, analisa variações sazonais na água de abastecimento, avalia a eficiência de remoção de microplásticos nas ETA's e estima a ingestão diária e anual desses poluentes pela água potável. Para tanto, foram analisadas água de abastecimento na superfície (AS) e coluna d'água (AC), e a água potável (AP), nas estações seca e chuvosa, utilizando uma combinação de técnicas de peneiramento, separação de densidade, digestão, oxidação, filtração a vácuo e microscopia ótica. Foram encontrados microplásticos em todas as amostras de água, tanto no período seco como no chuvoso, com concentração média variando de  $294 \pm 73$  a  $118 \pm 41$  em AS, de  $164 \pm 42$  a  $105 \pm 35$  MP/L em AC, e de  $48 \pm 11$  a  $28 \pm 12$  MP/L em AP. Os resultados antes e depois da estação de tratamento mostraram que 68% das partículas foram eliminadas na ETA. A ingestão diária estimada para crianças foi de  $2,8 \pm 1,6$  MP/kg/L/dia com  $1038 \pm 590$  MP/kg/L/ano e adultos  $1,2 \pm 0,6$  MP/kg/L/dia e  $427 \pm 228$  MP/kg/L/ano. Este estudo contribui para preencher a lacuna de conhecimento sobre a poluição emergente por microplásticos na água potável e nas fontes de água doce, o que é preocupante devido à exposição dos seres humanos a esses poluentes.

**PALAVRAS-CHAVE:** POLUIÇÃO PLÁSTICA; RIO MEARIM; ÁGUA TRATADA; CONSUMO HUMANO.

## ABSTRACT

Microplastics (MPs) have garnered global attention as persistent emerging pollutants and that pose a threat to the environment. In addition to causing various physical and biological effects, they can act as adsorbents for hazardous contaminants. Recently, studies have detected their presence in both raw and treated water from drinking water treatment plants (DWTPs), highlighting a potential risk to human health. The study quantifies microplastics based on their shape and color, analyzes seasonal variations in supply water, evaluates the removal efficiency of microplastics in DWTPs, and estimates the daily and annual intake of these pollutants through drinking water. To achieve these objectives, surface water (SW), water column (WC), and treated drinking water (DW) samples were analyzed during both the dry and rainy seasons using a combination of sieving, density separation, digestion, oxidation, vacuum filtration, and optical microscopy techniques. Microplastics were found in all water samples, in both dry and rainy periods, with average concentrations ranging from  $294 \pm 73$  to  $118 \pm 41$  MPs/L in SW, from  $164 \pm 42$  to  $105 \pm 35$  MPs/L in WC, and from  $48 \pm 11$  to  $28 \pm 12$  MPs/L in DW. The comparison of samples before and after treatment showed that 68% of the particles were removed at the DWTP. The estimated daily intake for children was  $2.8 \pm 1.6$  MPs/kg/L/day, totaling  $1038 \pm 590$  MPs/kg/L/year, and for adults,  $1.2 \pm 0.6$  MPs/kg/L/day, totaling  $427 \pm 228$  MPs/kg/L/year. This study contributes to bridging the knowledge gap regarding emerging microplastic pollution in drinking water and freshwater sources, which is of concern due to the potential for human exposure to these pollutants.

**KEYWORD:** PLASTIC POLLUTION; MEARIM RIVER; TREATED WATER; HUMAN CONSUMPTION.

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO .....	8
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	9
2.1 Plástico: contexto histórico .....	9
2.2 Microplásticos: Definição, classificação, fontes e transporte .....	10
2.4 Microplásticos em redes de abastecimento de água potável.....	18
3. OBJETIVOS .....	19
3.1 Geral .....	19
3.2 Específicos .....	19
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	20
4.1 Área de estudo e amostragem.....	20
4.3 Preparo de materiais e vidrarias e controle de qualidade.....	22
4.4 Preparo de amostras.....	23
4.5 Determinação de MPs.....	24
4.6 Cálculo de eficiência de remoção de MP em ETA's.....	24
4.7 Cálculo de ingestão diária estimada (IDE) e ingestão anual estimada (IAE) de microplásticos .....	24
4.8 Análise de dados.....	25
5. RESULTADOS .....	25
5.1 Concentração de MPs .....	25
5.2 Morfotipos de MPs .....	26
5.3 Cores dos MPs.....	29
5.4 Eficiência de remoção de MPs pela ETA .....	32
5.5 MPs na água potável – Avaliação dos riscos potenciais na saúde humana .....	33
6. DISCUSSÃO .....	34
6.1 Concentração de MPs .....	34
6.4 Eficiência de remoção de MPs.....	37
6.5 MPs na água potável – Avaliação dos riscos potenciais à saúde humana .....	41
7. CONCLUSÃO.....	44
8. CONTRIBUIÇÕES ATRELADAS A DISSERTAÇÃO .....	45
8.1 Importância Social.....	45
8.2 Importância Econômica .....	46
8.3 Importância Ambiental .....	46
REFERÊNCIAS .....	47

## 1. INTRODUÇÃO

Desde a década de 1950, a produção de plásticos vem aumentando para atender às demandas da vida humana, alcançando 390 milhões de toneladas em 2021 (Plastics Europe, 2022). Esse crescimento acentuado induziu problemas preocupantes de poluição plástica, em grande parte devido à má qualidade da gestão desses resíduos sólidos (Acarer, 2023).

Estima-se que apenas 15% do plástico produzido mundialmente é reciclado, enquanto cerca de 40% são mal administrados e vazam para o meio ambiente por meio do lixo, escoamentos pluviais e similares (Ragossnig *et al.*, 2021). No Brasil, em 2020, 76,9% do plástico produzido teve como destino lixões a céu aberto, vias públicas, solos, aterros sanitários e corpos hídricos (Queiroz *et al.*, 2022).

Atualmente, mais de 5 trilhões de partículas de plástico flutuam nos oceanos, em tamanhos variados, com potencial para entrar na cadeia alimentar pela ingestão de espécies aquáticas e terrestres (Kooi *et al.*, 2018). Partículas plásticas menores que 5 mm, denominadas como microplásticos (MPs), já foram encontradas em ecossistemas de água doce em todo o mundo (Upadhyay *et al.*, 2024). Quando esses detritos plásticos entram em contato com o ambiente eles não permanecem imóveis, sendo transportados e compartilhados pelas matrizes ambientais como solo, ar e água (Lambert *et al.*, 2017).

O transporte de MPs acontece entre ambientes terrestres, mananciais de água doce e até mesmo pela atmosfera, impulsionado por atividades antrópicas, condições hidrológicas, tratamento de efluentes e atividades industriais (Sighicelli, 2018). Estima-se que aproximadamente 70 a 80% dos MPs encontrados nos oceanos tem origem nos rios (Liming Yao *et al.*, 2019), tornando os sistemas de água doce os principais trajetos para plásticos de origem terrestre (Sighicelli, 2018).

A diversidade de fontes e processos de degradação dos MPs gera diferentes tipos de partículas que representam um risco significativo para os organismos, com impactos que se estendem desde a ingestão física até a toxicidade química e a interrupção de processos biológicos essenciais (Mason *et al.*, 2022). As análises de materiais plásticos nas bacias hidrográficas, especialmente na escala micro, vem ganhando espaço nos últimos anos, contribuindo para uma melhor compreensão sobre fontes, rotas e destinos desses poluentes plásticos no ambiente (Khalid *et al.*, 2021). No entanto, a presença e os impactos desses poluentes em ecossistemas de água doce ainda não estão bem elucidados (Rani-Borges *et al.*, 2021).

No estado do Maranhão, os rios são as principais fontes de abastecimento de água potável para as cidades ribeirinhas, sendo o rio Mearim a maior bacia hidrográfica do estado

(Porto *et al.*, 2019). Historicamente, o município de Pedreiras – MA é um dos mais afetados por grandes inundações na bacia do Mearim (Zanandrea *et al.*, 2017).

Tendo em vista que eventos como esse afetam a qualidade de água de abastecimento da população da região, devido ao carregamento de materiais sólidos e contaminantes das superfícies urbanas (Goehler, 2022), faz-se necessário estudos para identificar e quantificar detritos plásticos na água de abastecimento, assim como a eficiência do processo de remoção de tratamento de água potável em diferentes condições ambientais de chuva e estiagem.

## **2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**

### **2.1 Plástico: contexto histórico**

A produção industrial de plásticos teve início nas décadas de 1940, um período em que novos produtos plásticos começaram a ser fabricados em larga escala. Devido ao baixo custo e alta resistência à biodegradação, esses materiais rapidamente se tornaram atraentes e amplamente utilizados em diversas aplicações, tanto industriais quanto comerciais.

A partir desse ponto, os plásticos se integraram profundamente ao cotidiano humano, tornando-se como materiais indispensáveis em praticamente todas as indústrias modernas. Exemplos notáveis incluem a indústria médica, que se beneficia das propriedades higiênicas e práticas dos plásticos, e a indústria automotiva, que utiliza plásticos para fabricar peças mais leves e eficientes (Grillo *et al.*, 2022; Adegoke *et al.*, 2023).

Além de se tornarem onipresentes em várias indústrias, os plásticos também contribuíram significativamente para o rápido crescimento e expansão da população humana nas últimas décadas. Essa expansão é sustentada em parte pela versatilidade e conveniência proporcionadas pelos materiais plásticos, que facilitam uma vasta gama de atividades e produtos essenciais para a vida moderna.

No entanto, existe uma dualidade associada ao uso desses materiais: enquanto eles têm apoiado o desenvolvimento e a conveniência em diversas esferas da vida moderna, por outro lado sua alta resistência tem originado um problema persistente e crescente de poluição ambiental (Sobral, 2022; Nirmala *et al.*, 2023).

Com a expansão contínua desse mercado, em 2019, a produção mundial de plásticos atingiu a marca de 368 milhões de toneladas. Desse total, apenas 9% foram reciclados, enquanto 12% tiveram como destino a incineração, e o restante foi descartado em aterros sanitários (Sol *et al.*, 2023). Em 2021, a produção subiu para 390,7 milhões de toneladas, sendo a China e a

América do Norte os principais produtores, responsáveis por 50% de toda a produção global (Bouadil *et al.*, 2024).

A maioria desses plásticos, mais de 90%, têm origem derivada de fontes fósseis, com apenas 8,3% consistindo em materiais reciclados (Acarer, 2023). Até 2050, projeta-se que a produção global de plásticos totalize 33 bilhões de toneladas, das quais 12 milhões de toneladas métricas serão acumuladas em aterros sanitários e ambientes naturais (Razeghi *et al.*, 2021).

## 2.2 Microplásticos: Definição, classificação, fontes e transporte

Os plásticos, ou polímeros, são compostos químicos formados por monômeros repetitivos unidos por ligações covalentes. A composição desses monômeros determina as propriedades físico-químicas dos plásticos. Durante a fabricação, essas propriedades são modificadas para adequar o material a usos específicos.

Esses ajustes são realizados através da adição de aditivos, que ajustam atributos como rigidez, flexibilidade, cor, resistência térmica e mecânica (Rani-Borges *et al.*, 2022). Na tabela 1 estão descritos os principais aditivos, suas composições químicas e utilidades nos processos de fabricação de polímeros plásticos.

Tabela 1: Principais aditivos, suas composições químicas e necessidade de uso nos processos de fabricação de polímeros plásticos

Tipo de aditivo	Substâncias	Utilidade
Plasticantes	Parafinas cloradas de cadeia média e longa (SCCP/MCCP/ LCCP); Ftalatos em geral (DIHP); DNHUP; (BBP); (DEHP); (DMEP); (DBP); (DPP), (DEHA), (DOA), (DEP), (DiBP); (TCEP); (DCHP), (BBP), (DHA), (HAD) (HOA)	Eles geralmente são adicionados a polímeros para melhorar sua maleabilidade e flexibilidade. Cerca de 80% é usado em PVC, enquanto os 20% restantes são plásticos de celulose
Retardadores de chamas	Parafinas cloradas de cadeia curta, média e longa (SCCP/MCCP/LCCP); Ácido bórico; retardadores de chama bromados com antimônio (Sb), tetrabromobisfenol A (TBBPA));	Usado para retardar a chama de plásticos
Estabilizadores antioxidantes e estabilizadores UV	Bisfenol A (BPA); compostos de cádmio e chumbo; compostos de nonilfenol; octilfenol; 1,3,5-Tris(oxiran-2-ilmetil) -1,3,5-triazinano-2,4,6-triona (TGIC)	Função de retardar a degradação oxidativa dos plásticos ao serem expostos à luz ultravioleta (UV)
Estabilizadores de calor	Compostos de cádmio e chumbo; nonilfenol (sais de bário e cálcio).	Previne a degradação térmica de polímeros em temperaturas elevadas

Agentes de deslizamento	Amidas de ácidos graxos (erucamida e oleamida primárias), ésteres de ácidos graxos, estearatos metálicos (ex.: estearato de zinco) e ceras.	Fornece lubrificação para a superfície do filme, além de propriedades antiestáticas antiaderentes
Pigmentos inorgânicos	Compostos de cádmio, cromo, chumbo (ex.:sulfeto de zinco, óxido de zinco, óxido de ferro, compostos de de cádmio-manganês, compostos de cromo, ultramarino e dióxido de titânio)	Usados para coloração dos polímeros

Fonte: adaptado de Hahladakis *et al.* (2018)

Os microplásticos são gerados a partir de uma ampla variedade de fontes, abrangendo setores como indústria, agricultura, transporte e vida urbana. As áreas urbanas, por sua intensa atividade econômica, industrial e de tráfego, representam um ponto crítico de emissão desses materiais (Nakao *et al.*, 2020).

Entre as principais origens estão resíduos plásticos domésticos descartados de forma inadequada, como sacolas e garrafas plásticas, além de processos como a lavagem de roupas, a utilização de tintas e revestimentos que contêm partículas abrasivas em navios e estradas, e resíduos provenientes de filmes agrícolas e práticas agrícolas, como o uso de fertilizantes orgânicos também contribuem para a liberação de microplásticos no solo (Zhao *et al.*, 2024).

Outras fontes incluem o desgaste de pneus, materiais de isolamento térmico e elétrico empregados em instalações industriais e os resíduos gerados por estações de tratamento de esgoto (Zhao *et al.*, 2024). Essa multiplicidade de origens resulta em uma complexa variedade de emissão de microplásticos nas cidades e como consequência nas águas dos rios que circundam o entorno (Guo *et al.*, 2021).

Uma vez na natureza, resíduos desses polímeros plásticos sofrem processos de degradação, que provocam mudanças nas cadeias dos polímeros, resultando na perda de suas propriedades fundamentais (Rani-Borges *et al.*, 2022). De acordo com Zaini *et al.* (2024), as principais formas de degradação polimérica incluem:

- Fotodegradação: a radiação UV do sol quebra as ligações químicas dos polímeros plásticos, fragmentando-os em pedaços menores.
- Termo degradação: o calor acelera a quebra das cadeias poliméricas, decompondo os plásticos em moléculas menores.
- Oxidação: a exposição ao oxigênio, especialmente na presença de luz UV, oxida os polímeros plásticos, onde a energia luminosa excita as moléculas do plástico, criando

radicais livres que reagem com o oxigênio presente no ambiente, promovendo a quebra das cadeias poliméricas, o que resulta em fragmentos com peso molecular reduzido, o que facilita etapas posteriores de degradação, como a biodegradação.

- Biodegradação: É um processo em que microrganismos degradadores podem metabolizar os fragmentos de plásticos, produzindo subprodutos como dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), água (H<sub>2</sub>O) e biomassa microbiana, entretanto, pode ser limitada por fatores ambientais e estruturais dos plásticos, como cristalinidade e composição química.

- Degradação mecanoquímica: combina forças mecânicas e processos químicos para tornar os plásticos mais suscetíveis à degradação, a ação de forças físicas, como o impacto de ondas e o contato com rochas ou areia contribui para a erosão de plásticos em ambientes costeiros e marinhos, sendo assim esse processo mais comum em praias e ambientes expostos ao vento e ondas, onde plásticos maiores são fragmentados.

Assim, os processos de degradação fragilizam as cadeias poliméricas e fragmentam em pedaços menores. No entanto, a degradação é lenta e irregular, pois envolve múltiplos mecanismos e depende do tipo de polímero e das condições ambientais às quais o polímero está inserido (Hahladakis *et al.*, 2018).

A radiação solar é o principal fator de envelhecimento dos plásticos, e a cor influencia significativamente o fotoenvelhecimento, a formação de micropartículas e os impactos ambientais subsequentes. Pigmentos nos plásticos podem atuar como protetores solares, absorvendo a radiação UV e retardando a degradação (Zhao *et al.*, 2022).

São considerados MPs partículas poliméricas com tamanho de 1µm a 5mm, e sua classificação pode ser feita de acordo com suas diversas características. Entretanto, a mais comum utiliza como referência a origem dos MPs (primários e secundários) (Fig. 1) (Rani-Borges *et al.*, 2022).

Os MPs primários são aqueles produzidos em escala industrial intencionalmente para serem usados em produtos já em tamanhos de até 5 mm para um uso como matéria prima, como cosméticos (microesferas em cremes esfoliantes), grânulos ou pellets industriais usados em processos de moldagem de plásticos (Mabadahanye *et al.*, 2024).

Em contrapartida, MPs secundários são provenientes dos processos de degradação de materiais plásticos maiores, devido a fatores como intemperismo, radiação UV, abrasão mecânica e ações biológicas. Exemplos incluem fragmentos provenientes de garrafas plásticas,

sacolas, redes de pesca e outros itens descartados (Lambert *et al.*, 2017; Kooi *et al.*, 2018; Liu *et al.*, 2021; Mabadahanye *et al.*, 2024).

Os MPs de origem secundária são os mais encontrados em ambientes naturais, devido à diversidade de atividades urbanas. Devido a características como tamanho, área superficial e hidrofobicidade, eles atuam como transportadores de diversas substâncias químicas (como seus aditivos, metais tóxicos, microrganismos e pesticidas) que poderão ser direcionadas ao abastecimento público (Liming Yao *et al.*, 2019; Rani-Borges *et al.*, 2022; Zhao *et al.*, 2023; Adegoke *et al.*, 2023).

Figura 1: Classificações de MPs com relação a origem, material, tamanho e formato.

Microplásticos classificação	Origem	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Primário</li> <li>• Secundário</li> </ul>
	Formato	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Fragmento</li> <li>• Microesferas</li> <li>• Filme</li> <li>• Pellets</li> <li>• Fibra</li> </ul>
	Material	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Polietileno</li> <li>• Poliuretano</li> <li>• Poliestireno</li> <li>• Policloreto de Vinila</li> <li>• Polipropileno</li> <li>• ...</li> </ul>

Além disso, os MPs podem ser classificados de acordo com a sua morfologia (Fig. 1), como fibras, esferas, fragmentos, filmes e pellets (Rani-Borges *et al.*, 2022). As fibras, são finas, longas e representam a maior proporção dos MPs detectados (44,5%), sendo as formas mais comuns em amostras humanas, fontes alimentares e ambientes aquáticos, geralmente tendo como origem o desprendimento de roupas sintéticas durante a lavagem (Vdovchenko *et al.*, 2024).

As esferas/microesferas, são partículas pequenas de forma variável (arredondadas ou irregulares) que geralmente se formam a partir da fragmentação no ambiente natural, podendo ser derivado de abrasão mecânica em superfícies plásticas ou de processos de intemperismo natural (Sui *et al.*, 2020). De acordo com Rani Borges *et al.* (2022), também podem ser originadas diretamente de produtos como cosméticos e medicamentos.

Os fragmentos, são pequenos pedaços de plásticos maiores que se quebraram devido a degradação. Possuem bordas irregulares e rigidez, sugerindo origem em resíduos descartados, como pela degradação de embalagens plásticas, sacolas, garrafas e outros itens (McCormick *et al.*, 2016), podendo apresentar formas e cores variadas (Rani-Borges *et al.*, 2022).

Filmes são películas finas, frágeis e predominantemente translúcidas ou amarronzadas devido à exposição ambiental (Rani-Borges *et al.*, 2022), frequentemente encontrados em sistemas de esgoto urbano, especialmente em regiões com alta densidade populacional (Mabadahanye *et al.*, 2024).

Espumas são MPs com estruturas porosas derivadas de plásticos leves como poliestireno expandido (isopor) (Vdovchenko *et al.*, 2024). Suas principais fontes são materiais de embalagem e isolamento térmico, são difíceis de remover e possuem potencial para liberar substâncias químicas tóxicas (Sui *et al.*, 2020).

Os pellets são partículas de forma regular e uniforme frequentemente ovaladas ou cilíndricas, criadas intencionalmente para uso industrial como matéria-prima na fabricação de produtos plásticos (Sui *et al.*, 2020). podem ser liberados no ambiente por acidente no transporte ou descarte inadequado em áreas industriais ou portuárias (Sui *et al.*, 2020), são considerados menos frequentes, no entanto representam uma evidência de fontes industriais (Mabadahanye *et al.*, 2024).

De acordo com McCormick *et al.* (2016), efluentes das estações de tratamento residuais é uma fonte de pellets, fragmentos e fibras para águas superficiais de rios. Além disso, pellets também são encontrados nos sedimentos ribeirinhos, e em função do seu tamanho, esses MPs entram na infraestrutura dos processos de tratamento de águas residuais domésticas, podendo não ser captados nas etapas de tratamento das estações.

### **2.3 Microplásticos: cores**

A análise das cores dos MPs é uma ferramenta valiosa no entendimento das suas origens e comportamentos, e fornecem insights relevantes sobre suas principais fontes (McCormick *et al.*, 2016), tendo em vista que dependem de fatores como o envelhecimento fotoquímico e a interação com o ambiente (Zhao *et al.*, 2022).

Cores de MPs predominantemente observadas são transparentes/translúcidos, preto, azul, vermelho, amarelo, branco e verde (McCormick *et al.*, 2016; Mabadahanye *et al.*, 2024; Martí *et al.*, 2020), e entre as principais origens associadas às cores temos:

Preto: fontes de resíduos industriais, como borrachas e plásticos usados em automóveis e equipamentos eletrônicos (Mabadahanye *et al.*, 2024). Preservam sua cor original por serem menos impactados pela foto-oxidação (Martí *et al.*, 2020), possui alta absorção de luz e excelente proteção contra UV devido à baixa transmitância, com isso sua degradação ocorre de forma mais lenta (Zhao *et al.*, 2022).

Transparentes e branco: frequentemente associado a plásticos de uso doméstico como embalagens e produtos descartáveis, como garrafas PET, sacolas. São considerados indicadores de maior exposição ao intemperismo e foto-oxidação, que promovem descoloração e clareamento (Martí *et al.*, 2020), possuem alta transmitância de luz e menor proteção UV, resultando em envelhecimento mais rápido e descoloração (esbranquiçamento). O branco pode ser confundido com alimento por organismos aquáticos, aumentando o risco de ingestão (Zhao *et al.*, 2022).

Azul: tem como fontes frequentemente originados de têxteis sintéticos e produtos de uso cotidiano, como fibras liberadas durante a lavagem de roupas (Mabadahanye *et al.*, 2024), linhas de pesca, redes de pesca e outros equipamentos, plásticos rígidos coloridos usados em embalagens e objetos industriais (Martí *et al.*, 2020). Os MPs de coloração azul absorvem menos radiação UV, mas transmitem mais energia luminosa, resultando em um envelhecimento mais rápido, o que provoca maior presença de fragmentos azulados em tamanhos pequenos no ambiente (Zhao *et al.*, 2022).

Verde: são frequentemente associados a itens de uso diário, como embalagens alimentícias, produtos de jardinagem e redes de pesca, que contribuem para sua presença no ambiente. Estudos apontam sua presença em afluentes de estações de tratamento de esgoto e em sistemas domésticos de abastecimento de água (Mabadahanye *et al.*, 2024), sendo associados ao desgaste de tanques plásticos e tubulações coloridas (Taghipour *et al.*, 2023).

Isso é particularmente relevante em áreas com infraestrutura mais antiga ou exposta a condições ambientais adversas (Acarer, 2023). Tendo em vista que MPs podem ser reintroduzidos durante o tratamento e a distribuição de água, devido a abrasão mecânica ou exposição ao sol, acelerando a degradação do plástico verde utilizado na infraestrutura de abastecimento (Taghipour *et al.*, 2023). Amarelo e marrom: estão relacionados ao envelhecimento e à degradação química de plástico e refletem o acúmulo de produtos de oxidação, indicando MPs em estágios mais avançados de degradação (Martí *et al.*, 2020).

Vermelho: normalmente associado a produtos têxteis liberados através da lavagem de roupas, MPS vermelhos podem liberar metais pesados como cádmio, especialmente sob luz

solar, aumentando o risco de toxicidade ambiental (Zhao *et al.*, 2022). A análise de cores ajuda a identificar padrões regionais de poluição plástica, dinâmicas ambientais e estágios de degradação dos plásticos, permitindo assim, a rastreabilidade das fontes.

O mapeamento das cores predominantes em regiões específicas ajuda a identificar atividades humanas predominantes como fontes de MPs (McCormick *et al.*, 2016; Martí *et al.*, 2020), e aliado com outras características físicas e químicas, é essencial para entender e planejar estratégias eficazes de mitigação. Além disso, essa análise ainda pode trazer sensibilização para políticas públicas para redução do consumo de plásticos associados às cores mais frequentes na poluição (Mabadahanye *et al.*, 2024).

## **2.4 Riscos à saúde pública e quadro regulatório**

Além dos impactos químicos decorrentes dos aditivos incorporados em seus processos de fabricação, os MPs possuem a capacidade de adsorver elementos potencialmente tóxicos e poluentes orgânicos hidrofóbicos (Siwach *et al.*, 2024), transportando-os pelo ambiente e potencializando a toxicidade, degradação e bioacumulação desses poluentes (Nirmala *et al.*, 2023). Esses componentes não poliméricos, geralmente de baixo peso molecular e fracamente ligados ou não ligados às macromoléculas poliméricas, podem ser liberados do produto plástico (Hahladakis *et al.*, 2018). Pesquisas mostraram que os MPs causam impactos negativos à saúde dos organismos e a presença desses poluentes na cadeia alimentar tem gerado preocupações significativas sobre seu possível impacto na saúde humana (Vdovchenko *et al.*, 2024).

No estudo realizado por Siwach *et al.* (2024) sobre os efeitos ecotoxicológicos dos microplásticos em organismos, os autores demonstram a atuação dos MPs como vetores de contaminantes perigosos, incluindo hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs) e bifenilos policlorados (PCBs), que aderem às suas superfícies, e podem ser transferidos para seres humanos por meio da cadeia alimentar. Além disso, o estudo também destaca a ocorrência de uma nova doença denominada "Plasticosis", observada em aves marinhas, caracterizada por inflamação crônica e cicatrização do trato digestivo, levantando a possibilidade de efeitos semelhantes em humanos (Siwach *et al.*, 2024).

Xu *et al.* (2022) apresentam uma análise de 133 estudos que revelou que 117 relataram efeitos adversos, como citotoxicidade, estresse oxidativo, resposta inflamatória, genotoxicidade, embriotoxicidade, hepatotoxicidade, nefrotoxicidade, neurotoxicidade e efeitos reprodutivos, inclusive toxicidade transgeracional. Estudos in vivo demonstraram que os micros e nanoplásticos se acumulam em órgãos como fígado, cérebro, rins, pulmões e

intestino, atravessando barreiras fisiológicas, como a hematoencefálica e a placentária, destacando ainda fatores que influenciam a toxicidade dos MPs, incluindo tamanho, forma, carga superficial e presença de poluentes adsorvidos (Xu *et al.*, 2022).

Os seres humanos estão expostos a MPs diariamente por inalação, contato com a pele e ingestão de alimentos e água potável, sendo a água uma fonte importante, em razão do seu consumo ser muito maior ao de alimentos (Nirmala *et al.*, 2023). Ambientes aquáticos são considerados os principais sumidouros de MPs (Nirmala *et al.*, 2023), e são também fontes de água de abastecimento para estações de tratamento das cidades para fornecimento de água potável para população (Pivokonsky *et al.*, 2018; Tong *et al.*, 2020; Chu *et al.*, 2022; Taghipour *et al.*, 2023; Yang *et al.*, 2024).

Há leis na área da saúde pública que avaliam o nível de toxicidade dos MPs, proibindo o uso de alguns aditivos em equipamentos médicos e utensílios de uso alimentar. No entanto, a má gestão de resíduos sólidos e a degradação desses materiais poliméricos revelam uma fragilidade nessas normas (Rani-Borges *et al.*, 2022). Ademais, a regulamentação de MPs varia significativamente entre países, sem uma norma internacional uniforme que aborda a poluição da água por MPs de maneira abrangente. Em vez disso, as ações têm sido fragmentadas, dependem de legislações e regulamentações nacionais ou regionais. (Khan *et al.*, 2022; Lee *et al.*, 2024).

O Brasil possui uma legislação ambiental abrangente, começando com a Política Nacional de Meio Ambiente (Lei Nº 6.938/1981), que é reforçada pela Constituição de 1988, a qual garante o direito a um meio ambiente saudável (Brasil, 1981; Brasil, 1988). Órgãos como o SISNAMA e o CONAMA são responsáveis por criar normas ambientais, incluindo padrões de qualidade da água.

A Resolução CONAMA nº 357/2005, complementada pela Resolução nº 430/2011, estabelece a classificação dos corpos d'água e define os padrões de qualidade, além das condições para o lançamento de efluentes, com o objetivo de proteger os recursos hídricos e assegurar seus usos preponderantes. Embora essas normativas contemplem uma ampla gama de poluentes convencionais — como substâncias orgânicas, metais pesados e nutrientes —, não incluem os MPs entre os parâmetros de controle, deixando de abordar uma das principais preocupações emergentes no campo da poluição aquática.

De forma semelhante, a Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021, que atualiza o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5/2017, estabelece os procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água destinada ao consumo humano, definindo critérios

microbiológicos, físicos, químicos e radiológicos para garantir sua potabilidade. No entanto, assim como as resoluções do CONAMA, essa portaria também não contempla os MPs em seu escopo regulatório. A ausência de referência aos MPs, apesar de seu reconhecimento crescente como poluentes emergentes com potenciais riscos à saúde humana e ao meio ambiente, evidencia uma lacuna normativa relevante no contexto da segurança hídrica (Brasil, 2005; Brasil, 2011; Brasil, 2021).

#### **2.4 Microplásticos em redes de abastecimento de água potável**

Ecossistemas de água doce são as principais fontes de água potável, representando aproximadamente 3% da água no planeta, sendo considerados *hotspots* de biodiversidade, pois sustentam cerca de 10% das espécies (Upadhyay *et al.*, 2024). Desses 3%, apenas 0,4% representam a água potável disponível para abastecer os 7 bilhões de habitantes do planeta, no entanto, esses ecossistemas estão significativamente poluídos (Nirmala *et al.*, 2023).

De acordo com a portaria GM/MS 888/2021, a água é um recurso essencial à vida e deve ser tratada, limpa e livre de contaminação física, química e microbiológica quando destinada ao consumo humano. Esses padrões são alcançados por estações de tratamento de água, que utilizam processos físicos, químicos e biológicos para remover partículas, contaminantes químicos e organismos patogênicos (Acarer, 2023). De acordo com suas metodologias de tratamento, as ETA's são classificadas em três tipos que variam entre simples, convencionais e avançadas (Brasil, 2005). No Brasil a metodologia mais usada é a convencional, que se constitui das etapas de captação, coagulação, floculação, decantação, filtração, desinfecção, fluoretação e correção de pH (Moraes, 2023).

Para qualquer processo de tratamento de água, a primeira etapa é a captação e armazenamento da água de abastecimento (ou bruta), que podem ser provenientes de mananciais superficiais como lagos, rios, poços e cisternas. Essa água bruta possui sólidos suspensos em forma de partículas coloidais que ficam na superfície da água e são aglomeradas através da adição de químicos, como o sulfato de alumínio e hidróxido de cálcio, policloreto de alumínio etc. Para que essas partículas se aglomerem, na floculação são adicionados polímeros com o objetivo de aumentar pesos e volume dessas partículas aglomeradas, formando flocos, que são direcionados para o fundo de outro reservatório por meio da gravidade, separando-se da água (Moraes, 2023).

Na etapa de decantação, posteriormente essa água é direcionada para a etapa de filtração, onde passa por filtros compostos por carvão ativado, areia, pedras e/ou outros elementos

filtrantes, que são responsáveis por filtrar impurezas que não foram decantadas nas etapas anteriores. Por fim, é dosado um químico oxidante (comumente usados o hipoclorito de sódio, cloro ou ozônio) para etapa de desinfecção da água, com o intuito de eliminação de microrganismos (Aragão, 2022).

Estudos recentes evidenciam a ampla disseminação de MPs em águas superficiais, subterrâneas, residuais e tratadas Yang *et al.*, 2015; Zhang *et al.*, 2016; Peng *et al.*, 2018; Sapea, 2019; Liming Yao *et al.*, 2019; Tong *et al.*, 2020; Pandervand *et al.*, 2020; Vivekanand *et al.*, 2021; Sobral, 2022; Grillo *et al.*, 2022; Queiroz *et al.*, 2022; Sforzi *et al.*, 2024).

As fontes de MPs em águas superficiais estão relacionadas a descargas de águas de esgoto doméstico sem tratamento e provenientes de estações de tratamento, a decomposição de resíduos plásticos, escoamento superficial e deposição atmosférica (Acarer, 2023). Essa contaminação levanta uma enorme preocupação sobre os riscos à saúde humana e a necessidade de garantir o acesso à água segura, alinhando-se aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS 6) (Koelmans *et al.*, 2019). Em razão disso, alguns estudos em águas de abastecimento e tratada têm mostrado a capacidade de remoção de MPs em ETA's, durante as etapas de tratamento de água potável (Pivokonsky *et al.*, 2018; Adib *et al.*, 2021; Barbier *et al.*, 2022).

A avaliação da remoção de MPs é realizada através das medições de MP na água de abastecimento e após o tratamento, e há estudos que comparam os diferentes processos de tratamento desde os convencionais até os de tecnologias mais avançadas, fazendo rastreio da remoção de MPs em cada etapa (Haleem *et al.*, 2023). Atualmente, não há restrições quanto ao teor de MPs na água potável, contudo, considerando que a ingestão recomendada é de 2L de água por dia (OMS), este aspecto não pode ser desconsiderado, pois a ingestão desses micropoluentes acarreta um risco potencial para a saúde humana (SOL *et al.*, 2023).

### **3. OBJETIVOS**

#### **3.1 Geral**

Identificar padrões de contaminação por microplásticos em água potável e de abastecimento da estação de tratamento do Rio Mearim, comparando os períodos chuvoso e seco.

#### **3.2 Específicos**

- Quantificar a ocorrência de microplásticos totais;

- Identificar os morfotipos predominantes de MPs;
- Determinar as cores predominantes dos microplásticos, a fim de verificar padrões de distribuição que possam indicar fontes específicas de contaminação;
- Avaliar a eficiência do sistema convencional de tratamento na remoção de microplásticos;
- Estimar ingestão diária de microplásticos provenientes da água potável consumida, avaliando potenciais riscos de saúde à população.

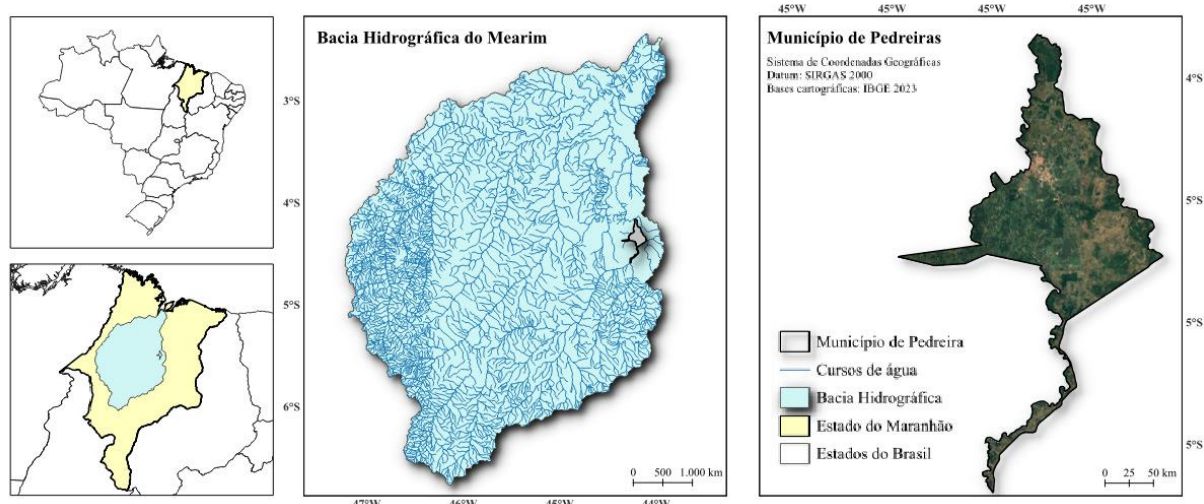
## **4. MATERIAL E MÉTODOS**

### **4.1 Área de estudo e amostragem**

A Bacia do Mearim, símbolo autêntico do Maranhão, atravessa o estado de sul a norte, abrangendo uma vasta área na região central (Fig. 2) (Zanandrea *et al.*, 2017). Trata-se da maior bacia hidrográfica do estado, com uma extensão territorial de 98.289 km<sup>2</sup>, ocupa 29,6% do território maranhense, possui 930 quilômetros de extensão e abrange 83 municípios, que em quantidade de habitantes somam 1.681.307, representando aproximadamente 26% da população do estado (Branco *et al.*, 2018).

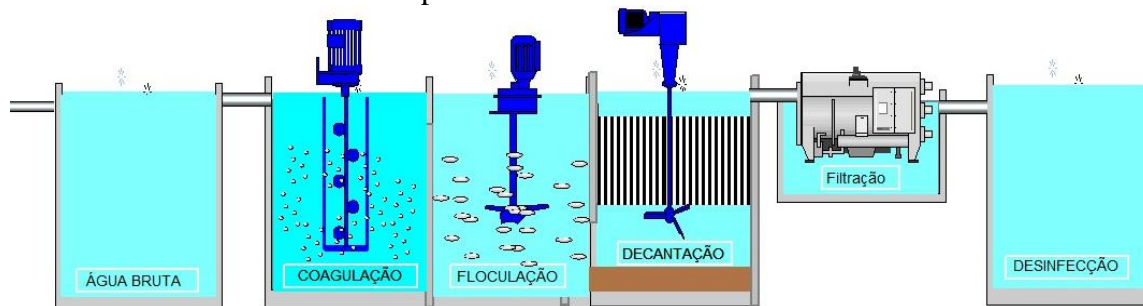
O Rio Mearim, com cerca de 400 metros de desnível entre sua nascente e foz e uma vazão média de 557m<sup>3</sup>/s, apresenta inundações frequentes durante o período de chuvas (Rocha *et al.*, 2023). A cidade de Pedreiras, situada às suas margens e conhecida como "princesa do Mearim", é fortemente impactada pelas cheias devido grande parte de sua sede ser constituída sobre o relevo de planície, sendo uma das mais atingidas com as grandes enchentes fazendo parte da região do médio Mearim (Sousa, 2023). Possui uma população de 37.050 de acordo com dados do IBGE (2022) e um PIB de R\$20.119 (IBGE, 2021), tendo como principal atividade econômica o comércio local que também abastece as cidades vizinhas (Sousa, 2023).

Figura 2: Localização da bacia hidrográfica do rio Mearim no estado do Maranhão.



A estação de tratamento de água na cidade de Pedreiras - MA é uma ETA convencional, onde as etapas de tratamento são captação, coagulação/floculação, decantação, filtração de areia e desinfecção, como observado na figura 3, com capacidade de tratamento de até 800m<sup>3</sup>/h, e possui cerca de 10.850 casas que recebem a água potável proveniente desse tratamento. De acordo com o censo do IBGE (2022), 84,3% da população recebe água potável por meio dessa rede de distribuição pública de abastecimento e 7% da população não possui água encanada.

Figura 3: Processo de tratamento de água convencional da estação de tratamento de água potável de Pedreiras - MA



## 4.2 Amostragem

A coleta de MPs foi realizada em três compartimentos: água superficial (AS), água de coluna d'água (AC) e água potável (AP). As amostras de AS e AC foram coletadas na região do Rio Mearim onde ocorre a captação de água para tratamento na ETA (P1- 4° 34'20.8" S 44° 36'30.7" W). Já a amostra de AP foi coletada na torneira de saída de água da ETA (P2 – 4,57400° S, 44,60244 ° O) (Figura 4). Todas as amostragens foram feitas em triplicata, tanto no

período seco (setembro e novembro de 2023) quanto no período chuvoso (janeiro, abril e junho de 2024).

As amostras foram coletadas com frascos de vidro para AS e AP (Barrows, *et al.*, 2017; Montagner *et al.*, 2021) e com garrafa de Van Dorn para AC (Montagner *et al.*, 2021), visto que esse tipo de amostragem foi comprovadamente adequado para coletas de MPs, de acordo com estudos comparativos descritos na literatura. Foram coletados 5 litros de água para cada compartimento de coleta (AS, AC e AP), totalizando 45 litros por amostragem, considerando as triplicatas, esses volumes foram armazenados em isopor com gelo durante o transporte da cidade de Pedreiras para o Laboratório de Ecotoxicologia (LabEcotox) da Universidade Federal do Maranhão, em São Luís, e conservados a  $\pm 22^{\circ}$  C para posterior análises.

Figura 4: Localização dos pontos de coleta de águas para análise de MPs nos compartimentos AS (água superficial), AC (coluna d'água) e AP (água potável), na cidade de Pedreiras – MA. P1 (captação do rio Mearim) e P2 (Estação de tratamento).



Fonte: Google Maps (adaptado, 2024)

### 4.3 Preparo de materiais e vidrarias e controle de qualidade

Em campo, foram utilizados frascos de vidro previamente limpos com detergente neutro (Extran Merck). No momento da coleta, todos os materiais utilizados foram enxaguados três vezes com a água a ser coletada, e para armazenamento das amostras foram utilizadas garrafas de vidro âmbar.

Em laboratório, foram adotadas precauções rigorosas para evitar contaminações e assegurar a confiabilidade dos resultados analíticos durante a preparação das amostras e análises dos MPs. Todos os materiais utilizados (vidrarias, frascos e outros) foram cuidadosamente higienizados com uma solução detergente de limpeza de vidrarias (Extran Merck). Em seguida, foram enxaguados pelo menos três vezes com água destilada e secos em estufa para evitar contaminações cruzadas. Além disso, foi mantida uma organização rigorosa e todas as vidrarias foram devidamente identificadas. Foram utilizados materiais e frascos metálicos ou de vidro âmbar, conforme as diretrizes especificadas nos guias do Gesamp (2019) e Masura *et al.* (2015).

Durante todas as análises, o fluxo de pessoas no laboratório foi restringido, foram usadas luvas de nitrila, máscaras e toucas, utensílios plásticos foram evitados durante todo o processo. Os recipientes de vidro foram cobertos com papel alumínio quando não estavam em uso para evitar contaminação por MPs no ar. Para controle de contaminação no processo analítico por MPs foram feitos três brancos: o branco do ambiente, para avaliar as contaminações do laboratório durante o processo de análise em que a amostra ficava exposta ao ar do laboratório; o branco da filtração a vácuo, que consistiu em passar água destilada com intuito de avaliar a contaminação que o equipamento pode agregar à amostra; e, o branco da peneiração úmida, em que a peneira foi lavada com água destilada para avaliar contaminação da peneira nas amostras. Todos os brancos foram analisados e seus valores foram usados para correção dos resultados de MPs nas amostras.

#### **4.4 Preparo de amostras**

As amostras de água para determinação de microplásticos foram preparadas em quatro etapas: peneiração úmida, oxidação da matéria orgânica, separação por densidade e filtração a vácuo (Masura *et al.*, 2015; Leonor, 2021; Bouadil *et al.*, 2024). Na peneiração úmida, 500 mL de amostra foram passadas por uma peneira de aço inox e lavadas abundantemente com água destilada, e armazenadas em béqueres de vidro, imediatamente cobertos com papel alumínio. Para oxidação da matéria orgânica, foram adicionados 10 mL de peróxido de hidrogênio (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 30%) para cada 100 mL da amostra, e mantidas em temperatura ambiente ( $\pm 25^\circ$  C) durante período de 3 horas para a AP e 6 horas para AS e AC (Sol *et al.*, 2023).

Finalizado este processo de degradação, os MPs foram separados pelas suas propriedades flutuantes. Na separação por densidade, a solução densa usada foi cloreto de sódio, que é um método econômico, ecológico e confiável (Leonor, 2021). Foram então adicionados 10 mL para cada 100 mL de amostra, mantidas em temperatura ambiente e deixado em repouso

por 24 horas. Posteriormente, as amostras foram filtradas a vácuo com filtros de acetato unifil (diâmetro de 47 mm e tamanho de poro de 0,45 µm), que foram armazenados em placas de Petri fechadas, mantidas em dessecador por 24 horas para secagem e posterior análise dos MPs em microscópio.

#### 4.5 Determinação de MPs

A identificação e quantificação dos MPs foi realizada por microscópio da Nikon, modelo Eclipse Ti-U (SN: 733496), equipado com uma lâmpada de mercúrio modelo C-SHG e uma câmera digital Nikon Digital Sight DS-Fi1c. Para tanto, os filtros previamente preparados foram fotografados no microscópio no Laboratório de Patologia e Imunoparasitologia da UFMA, e analisados pelo software *ImageJ* identificação e segregação de quatro categorias de MPs de acordo com suas características específicas, como forma (fibras, fragmentos, pellets e microesferas), e cor (preto, branco, transparente, verde, vermelho e azul) (Montagner *et al.*, 2021; Bouadil *et al.*, 2024).

#### 4.6 Cálculo de eficiência de remoção de MP em ETA's

Para calcular a eficiência de remoção da ETA municipal, usamos os dados de MPs de AC (a coleta foi realizada na mesma altura onde ocorre a captação de água para a estação de tratamento) e AP. O cálculo foi realizado de acordo com a equação 1, baseado nos diversos estudos sobre eficiência de remoção em estações de tratamento de água (Pivokonsky *et al.*, 2018; Adib *et al.*, 2021, Chu *et al.*, 2022), expressos em %.

$$\% \text{ Ef. de remoção} = \frac{(MP \text{ de AC} - MP \text{ de AP})}{Total \text{ de MP de AC}} * 100 \quad (1)$$

Onde MP significa microplástico, AC refere-se ao compartimento de coluna d'água, e AP é água potável.

#### 4.7 Cálculo de ingestão diária estimada (IDE) e ingestão anual estimada (IAE) de microplásticos

Para determinar o IDE de MPs, foi tomado como base a concentração de MPs na água potável e nas características de quem ingere (peso e consumo de água potável), de acordo com pesquisas na área (Zuccarello *et al.*, 2019; Yang *et al.*, 2024). O cálculo é representado na equação 2, e, expresso em MP/L/kg/dia.

$$IDE = \frac{(MP/L * RI)}{PN} \quad (2)$$

Em que MP/L é a abundância média de microplásticos da água tratada em cada estação, RI é a taxa de ingestão diária recomendada pela OMS para adultos (2L/dia) e crianças (1L/dia), e PN é o peso corporal em kg de acordo com o recomendado pela OMS, para adultos de 70 kg e para crianças de 16 kg. Neste estudo, foi usado um RI de 2 a 2,5L/dia para adultos e 1 a 1,5L/dia para crianças (OMS, 2019).

#### **4.8 Análise de dados**

Os resultados obtidos das análises dos MPs foram expressos em média  $\pm$  desvio padrão. Para comparar os diferentes tipos de MPs em cada compartimento (água superficial AS, coluna d'água AC e água potável AP), bem como entre compartimentos e períodos (seco e chuvoso), os dados foram submetidos à verificação de normalidade (teste de Shapiro-Wilk) e homogeneidade (teste de Levene), além de análises estatísticas de variância de um fator Kruskal-Wallis para dados não paramétricos.

Para avaliar os dados referente as cores para cada tipo de MPs em seus compartimentos, entre compartimentos e entre os períodos foi aplicado a análise de modelos lineares generalizados com utilização da família quasi-poisson que apresenta melhor ajuste no controle da superdispersão dos dados deste estudo. Todos os procedimentos estatísticos e elaboração de gráficos foram realizados utilizando o software R studio versão 4.4.1, com a utilização do pacote ggplot2 para a criação dos gráficos.

### **5. RESULTADOS**

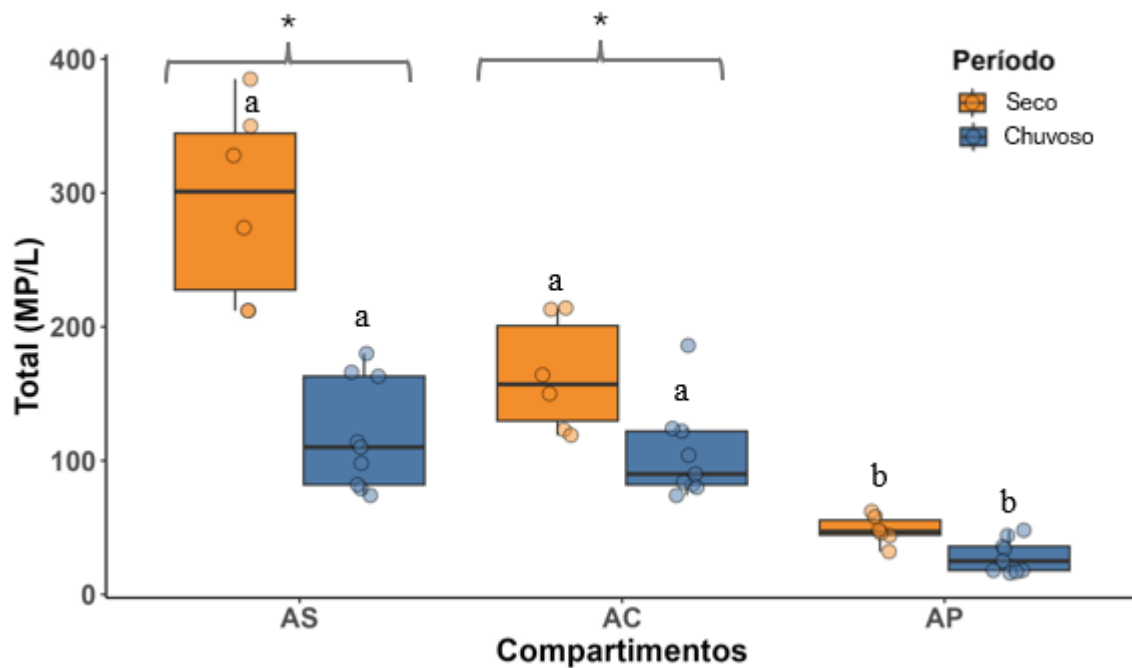
#### **5.1 Concentração de MPs**

Os MPs foram presentes nos três compartimentos amostrados (AS, AC e AP), em todas as coletas, tanto no período chuvoso quanto no período seco. Foi possível identificar a presença de quatro classes diferentes de tamanhos nos compartimentos AS e AC, em todas as coletas, variando de 35 a 100, 100 a 350, 350 a 600, e 600 a 1000  $\mu$ m. No compartimento AP, foram encontrados apenas microplásticos na faixa de tamanho entre 35 a 100  $\mu$ m.

A média da concentração de MPs totais na AS e AC foram estatisticamente maiores no período seco (AS:  $294 \pm 73$  e AC:  $164 \pm 42$ ) em comparação com o chuvoso (AS:  $118 \pm 41$  e

AC:  $105 \pm 35$  MP/L) (Fig. 5), não apresentando diferenças significativas entre os períodos no compartimento AP. Quanto aos compartimentos, não foi possível observar diferenças significativas entre AS e AC, no entanto ambos apresentaram concentrações de MP totais significativamente maiores que AP, tanto no período seco quanto no chuvoso (Fig. 5).

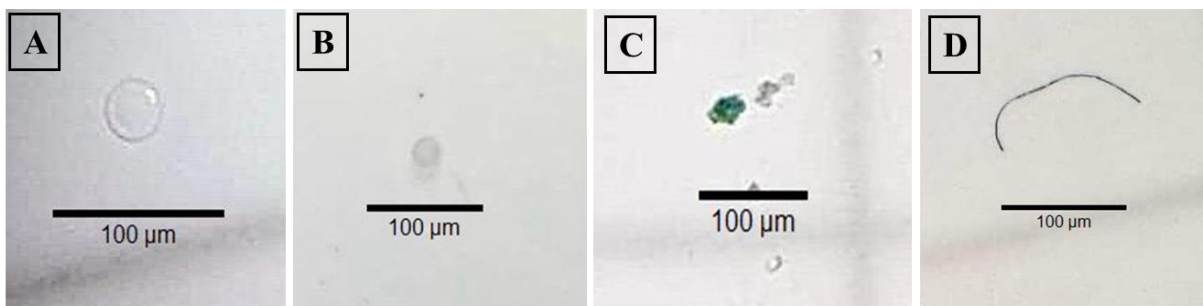
Figura 5: Média da concentração de MPs totais (MP/L) no período seco e chuvoso nos compartimentos de água superficial (AS), coluna d'água (AC) e água potável (AP). Onde \* representa diferenças estatisticamente significativas entre período seco e chuvoso dentro do mesmo compartimento e letras minúsculas representam diferenças estatísticas de um mesmo período entre os compartimentos.



## 5.2 Morfotipos de MPs

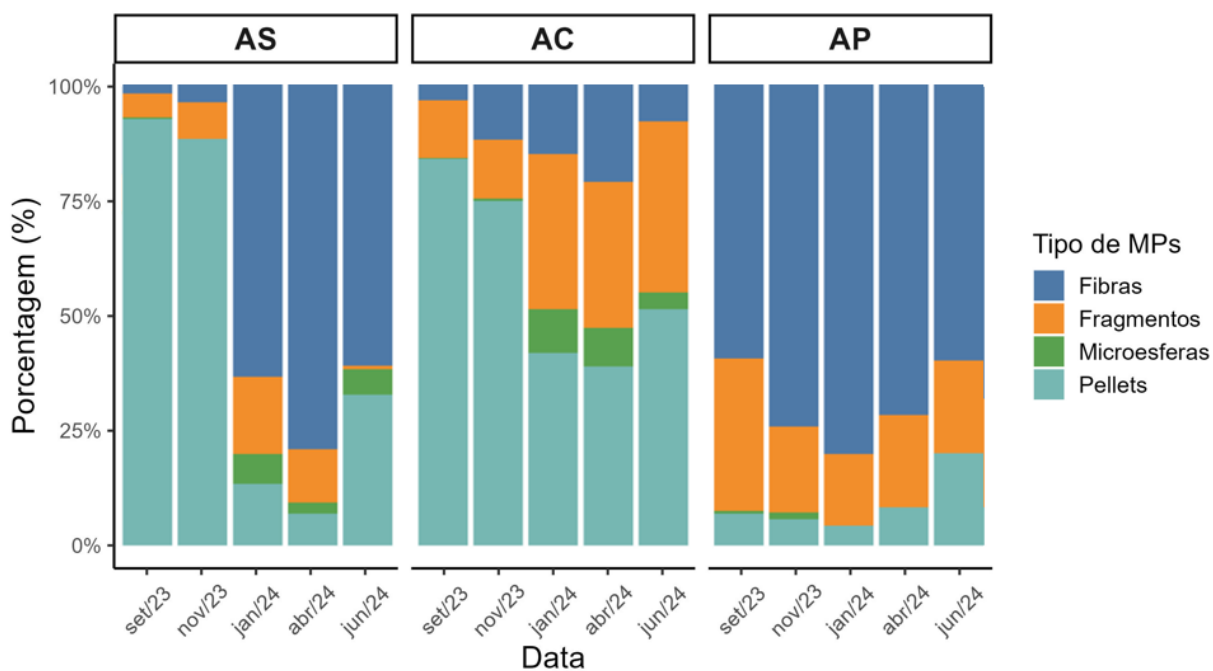
Quanto aos morfotipos de MPs analisados, com exceção das microesferas, foi possível observar a presença de pellets, fragmentos e fibras em todas as amostras (Fig. 6), independente do período amostral e compartimento.

Figura 6: Morfotipos de MPs encontrados nas águas de superfície (AS), coluna d'água (AC) e água potável (AP): Pellets (A), Microesfera (B), fragmento (C) e fibra (D).



No período seco (set-23 e nov-23), os pellets foram o morfotipo de MP predominante em AS (variando de 85 a 91%), enquanto no período chuvoso (jan-24, abr-24 e jun-24) a predominância foi de fibras (entre 60 a 79%) (Fig. 7). Em contrapartida, em AC, os pellets foram os mais predominantes em todos os meses (variando entre 39 a 84%), seguidos de fragmentos (13% no período seco e 34% no chuvoso), fibras (variando de 4 a 21% ao longo de todos os meses), e microesferas (entre 0 e 1% no período seco, e 4 e 9% no período chuvoso) (Fig. 7). Com um padrão morfológico distinto, o compartimento AP, apresentou predominância de fibras em todos os meses amostrais (entre 60 a 80%), seguidas de fragmentos (entre 19 a 33%), pellets (entre 4 e 20%) e microesferas (entre 0 e 1%) (Fig. 7).

Figura 7: Proporções de morfotipos de MPs (%) nos compartimentos água superficial (AS), Coluna d'água (AC) e água potável (AP).

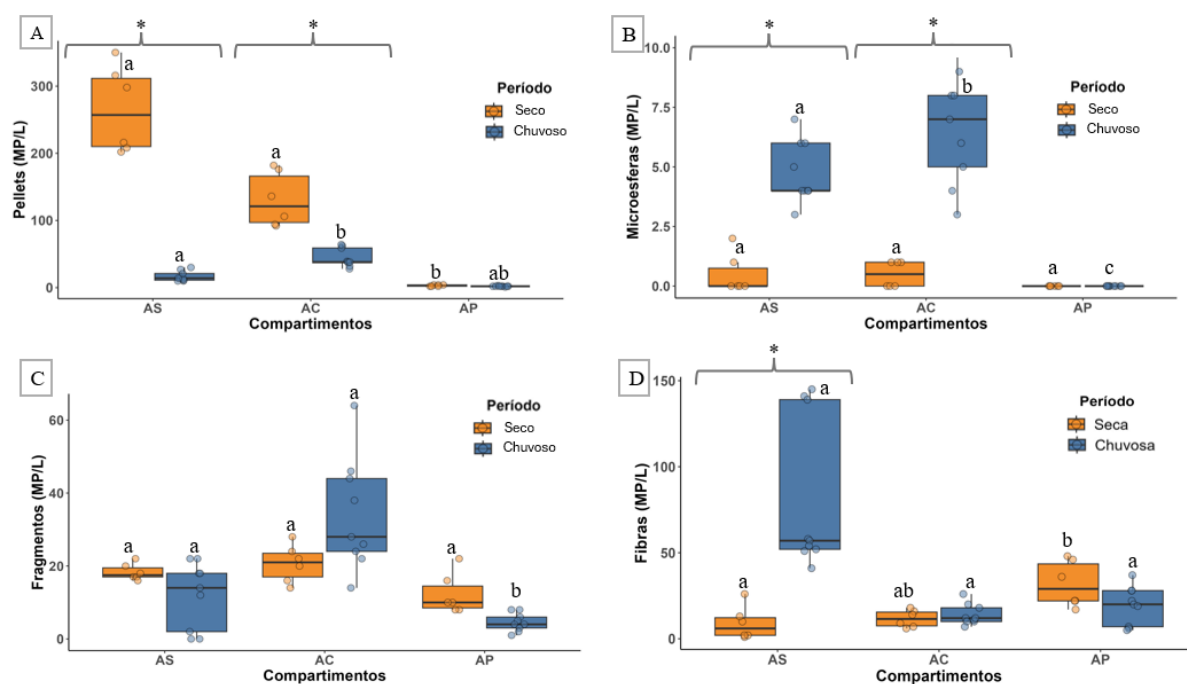


Em relação à concentração dos morfotipos (pellets, microesferas, fragmentos e fibras)

de MP (Fig. 8), pôde-se observar efeito estatisticamente significativo da sazonalidade na concentração de pellets, microesferas e fibras (Fig. 8A, 8B e 8D). Os pellets foram significativamente maiores no período seco nos compartimentos AS e AC e menores em AP (Fig. 8A). Já as microesferas foram significativamente maiores no período chuvoso para AS e AC, permanecendo iguais entre os períodos na AP (Fig. 8B). As fibras, por sua vez, apresentaram efeito do período somente na AS, sendo sua concentração maior no período chuvoso (Fig. 8D).

No que diz respeito aos diferentes compartimentos, no período seco o morfotipo fibra apresentou concentrações significativamente maiores em AS e AC e menores em AP. Já no período chuvoso foi possível observar um aumento significativo da concentração de pellets somente na AC (Fig. 8A). As microesferas tiveram suas concentrações iguais entre os 03 compartimentos no período seco e no período chuvoso tiveram suas maiores concentrações em AC e menores em AP (Fig. 8B). Para os fragmentos foi possível observar diferenças significativas somente para AP que apresentou valores menores que AS e AC no período chuvoso (Fig. 8C). Enquanto as fibras só apresentaram diferenças significativas entre os compartimentos no período seco, com maiores valores na AP (Fig. 8D)

Figura 8: Concentração em MP/L (microplásticos/litro) dos morfotipos pellets (8A), microesferas (8B), fragmentos (8C) e fibras (8D), em água superficial (AS), coluna d'água (AC) e água potável (AP) no período seco e chuvoso. Onde \* representa diferenças estatisticamente significativas entre período seco e chuvoso dentro do mesmo compartimento e letras minúsculas representam diferenças estatísticas de um mesmo período entre os compartimentos.



### 5.3 Cores dos MPs

As cores dos diferentes tipos de microplásticos (MPs) foram analisadas em cada compartimento. Os MPs totais apresentaram predominância da cor transparente (variando de 60% a 92%), seguidos pelas cores azul (variando de 2% a 25%) e verde (variando de 2% a 20%) em todos os compartimentos amostrais estudados (Fig. 9).

Os pellets e microesferas de todos os compartimentos eram 100% transparentes. Por outro lado, os fragmentos e fibras apresentaram uma diversificação de cores. Nos fragmentos, a cor predominante foi a transparente, em todos os compartimentos, (variando de 40% a 100%) (Fig. 9). Além da cor transparente, os fragmentos na água superficial apresentaram contribuições das cores verde, azul e branca, enquanto os fragmentos na coluna d'água e na água potável também incluíram preto (Fig. 10).

Figura 9: Percentual de cores (%) dos microplásticos (MPs) nos compartimentos água superficial (AS), coluna d'água (AC) e água potável (AP).

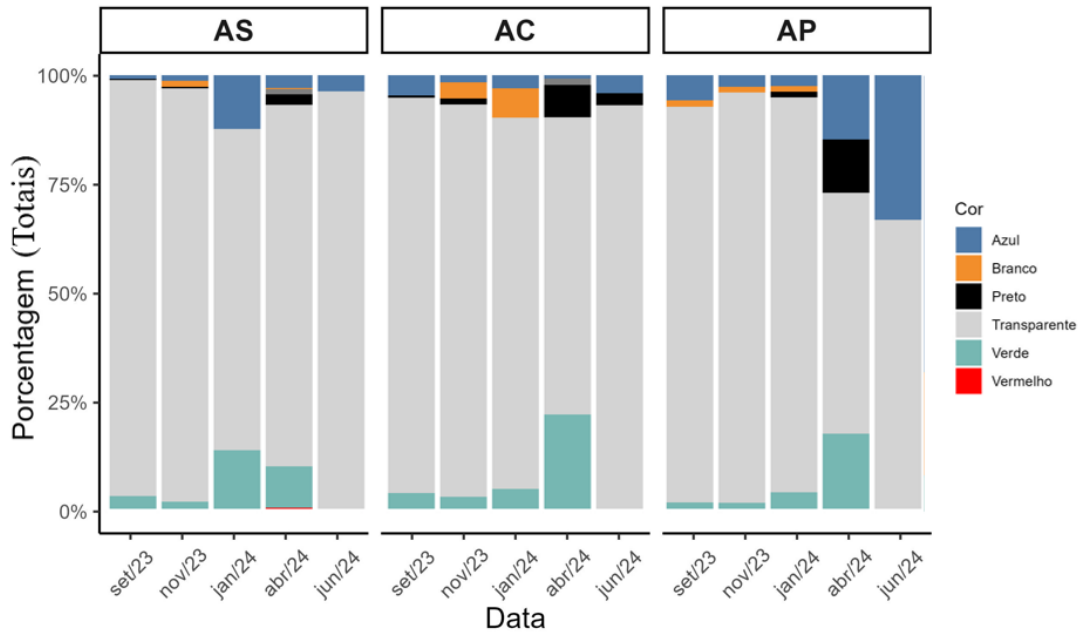
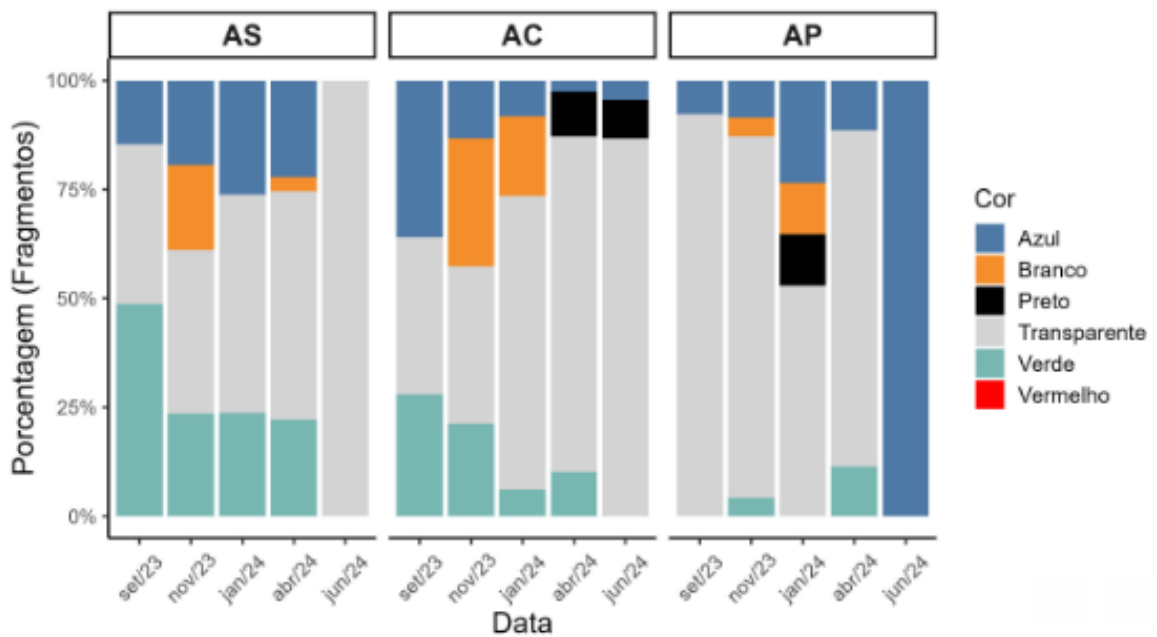
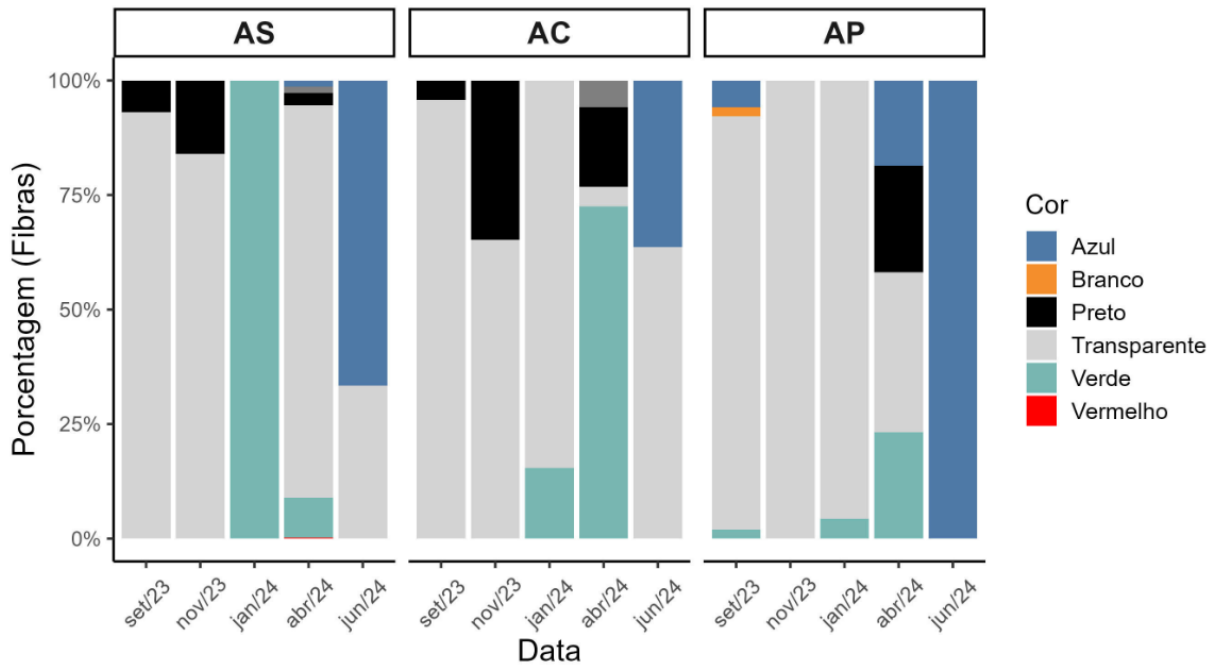


Figura 10: Percentual de cores (%) do morfotipo de microplásticos (MP) fragmento nos compartimentos água superficial (AS), coluna d'água (AC) e água potável (AP).



Além da predominância da cor transparente em todos os compartimentos, as fibras (Fig. 11) em AS apresentaram contribuições das cores verde, azul, preta, lilás e vermelha; em AC as cores verde, azul, preta e lilás; e em AP as cores preta, verde, azul e branca.

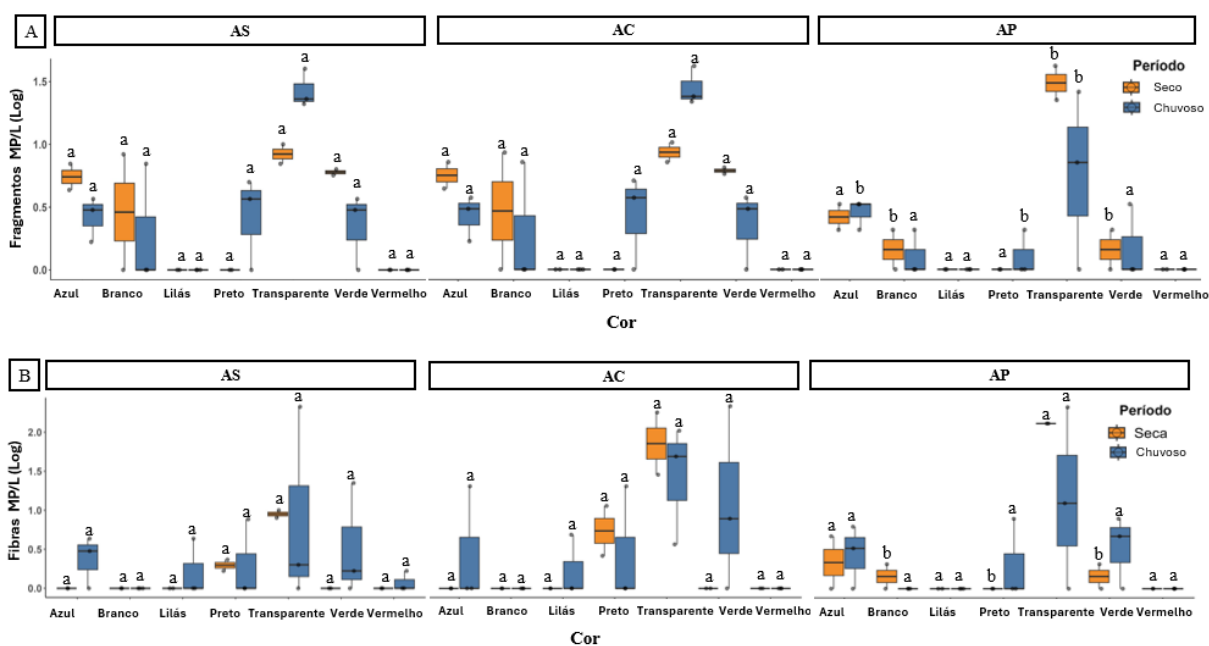
Figura 11: Percentual de cores (%) do morfotipo de microplásticos (MP) fibras nos compartimentos água superficial (AS), coluna d'água (AC) e água potável (AP).



Com relação a variação sazonal, fragmentos (Fig. 12A) e fibras (Fig.12B) apresentaram variabilidades das cores entre os compartimentos, não havendo variações entre os períodos climáticos seco e chuvoso.

Os fragmentos não apresentaram diferenças significativas entre os períodos seco e chuvoso dentro dos compartimentos AS, AC e AP. No entanto, entre os compartimentos foi observado que na água potável as colorações preta e transparente foram significativamente menores no período chuvoso, e as cores azul, branco e verde foram estatisticamente menores no período seco, enquanto a coloração transparente foi maior, nesse mesmo período, em comparação com AS e AC.

Figura 12: Variações de cores entre os períodos seco e chuvoso dos morfotipos fragmentos (12A) e fibras (12B) nos compartimentos de água superficial (AS) coluna d'água (AC) e água potável (AP). Onde letras minúsculas representam diferenças estatísticas de um mesmo período entre os compartimentos.

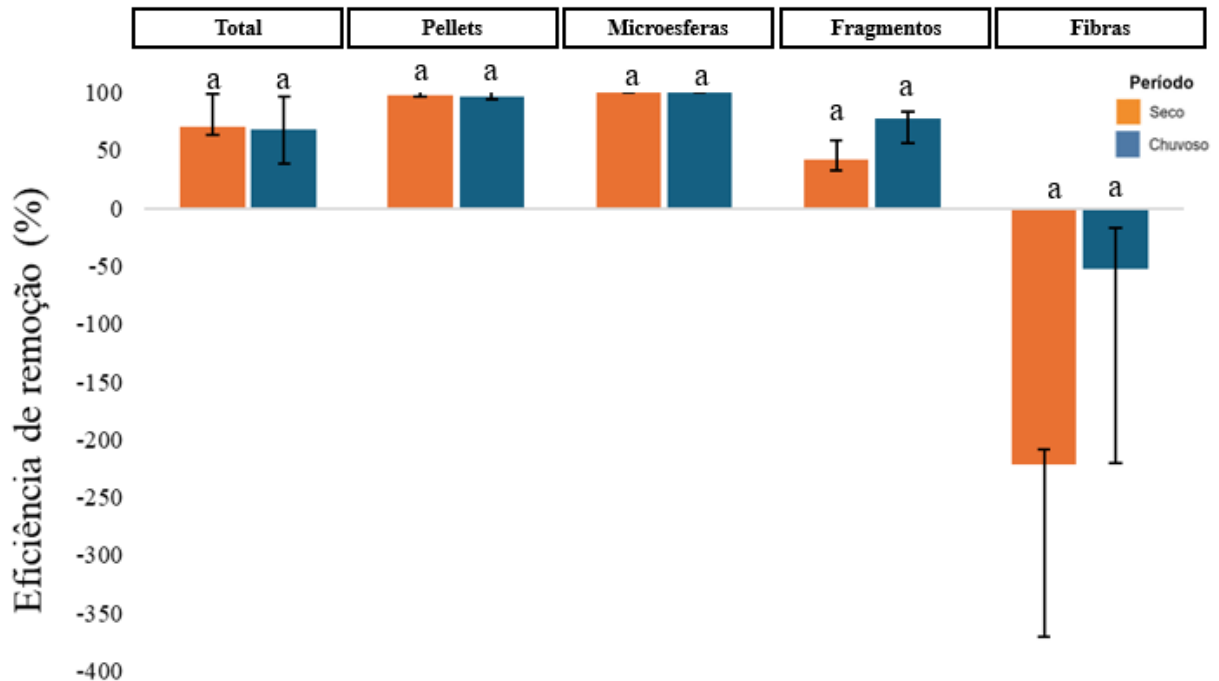


Com relação às fibras, não houve diferenças significativas sazonais entre os períodos seco e chuvoso dentro dos compartimentos ambientais estudados (Fig. 12B). Entretanto, entre os compartimentos, no período seco em AP as cores preta e verde foram significativamente menores, em comparação com AS e AC, enquanto as fibras brancas se apresentaram maiores significativamente, nesse mesmo período. No período chuvoso não houve diferenças significativas entre os compartimentos.

#### 5.4 Eficiência de remoção de MPs pela ETA

A análise da eficiência de remoção de MPs entre os períodos seco e chuvoso (Fig. 13) revela nuances sobre o desempenho do sistema de tratamento em diferentes condições climáticas, não havendo diferença estatística entre período seco e chuvoso. Os dados indicam que, a eficiência total de remoção de MPs foi de 70% ( $\pm 7\%$ ) no período seco e de 68% ( $\pm 29\%$ ) no período chuvoso. No que diz respeito aos pellets, observou-se uma eficiência de remoção de 98% ( $\pm 1\%$ ) no período seco e de 97% ( $\pm 3\%$ ) no período chuvoso. Já as microesferas apresentaram uma eficiência de remoção de 100% em ambos os períodos analisados. Esses valores elevados e bastante próximos entre si sugerem que o sistema de tratamento é altamente eficaz na remoção desses morfotipos, independentemente da sazonalidade. Isso pode estar relacionado às características físicas desses morfotipos, como tamanho e densidade, que favorecem sua separação dos efluentes mesmo em condições de maior fluxo hídrico.

Figura 13: Eficiência de remoção (%) de microplásticos (MPs) totais e de seus morfotipos (pellets, microesferas, fragmentos e fibras) nos períodos sazonais (seco e chuvoso) na estação de tratamento de água potável (ETA). Onde letras minúsculas refletem diferenças estatísticas sazonais para cada tipo de MP.



A eficiência de remoção dos fragmentos apresentou maior variação, com remoção de 42% ( $\pm 9\%$ ) no período seco e 78% ( $\pm 22\%$ ) no período chuvoso, indicando uma melhora na remoção durante a condição chuvosa, embora com maior variabilidade. As fibras apresentaram os piores resultados, com eficiências negativas em ambos os períodos. No período seco, a remoção foi de -222% ( $\pm 149\%$ ), e no chuvoso, de -53% ( $\pm 167\%$ ), com alta dispersão, indicando possível liberação durante o tratamento e baixa eficiência de remoção para esse morfotipo.

### 5.5 MPs na água potável – Avaliação dos riscos potenciais na saúde humana

A estimativa da massa diária (IDE) e anual (IAE) de MPs ingeridos provenientes da água potável em estudo evidenciou valores maiores para crianças em comparação com adultos em todos os períodos amostrais. A ingestão diária em crianças foi de  $2,8 \pm 1,6$  MP/L/kg/dia, podendo resultar em uma ingestão anual de  $1038 \pm 590$  MP/L/kg/ano. Já para adultos, essa estimativa de consumo diário foi de  $1,2 \pm 0,6$  MP/L/kg/dia, o que corresponde a  $427 \pm 228$  MP/L/kg/ano.

## 6. DISCUSSÃO

### 6.1 Concentração de MPs

A média das concentrações de MPs totais em cada compartimento, independentemente da estação do ano, evidenciou que os compartimentos AS ( $189 \pm 104$  MP/L) e AC ( $129 \pm 47$  MP/L) são estatisticamente iguais e diferentes de AP ( $36 \pm 15$  MP/L), indicando que os processos de tratamento empregados na ETA foram eficazes na remoção de uma fração expressiva dos MPs presentes nas águas brutas. Tendo em vista que, embora sistemas de tratamento possam remover MPs oriundos da água de abastecimento, a grande maioria das estações não conseguem eliminar completamente esses poluentes. Além disso, de acordo com Taghipour *et al.*, (2023) os MPs encontrados em águas tratadas para consumo podem ser oriundos da água de abastecimento assim como dos processos de tratamento, transporte e armazenamento da AP em sistemas de distribuição de água, especialmente em tubulações e tanques de plástico expostos a luz UV e produtos químicos.

Ao avaliar o efeito da sazonalidade, foi observado que a concentração de MPs totais nos compartimentos AS e AC foram maiores na estação seca em relação a chuvosa, no entanto iguais na AP, evidenciando novamente a eficiência do tratamento de água pela ETA. Estudos atuais sobre água de abastecimento demonstram que mudanças sazonais nos padrões de precipitação e no volume de escoamento superficial podem gerar variações consideráveis nas concentrações totais de MPs desses compartimentos (Tab. 2).

Tabela 2: Estudos avaliando a concentração de MPs Totais em água de abastecimento em diferentes países do mundo, durante os períodos seco e chuvoso. \* significa diferença estatística entre os períodos.

Referência	País	Tamanho (µm)	Período seco MP/L	Período chuvoso MP/L
Menéndez-Manjón <i>et al.</i> , 2022	ES	100 a 500	$1,2 \pm 0,3$	$0,8 \pm 0,3$
Kankanige <i>et al.</i> , 2021	TH	>6,5	1385,0	1796,6
Li <i>et al.</i> , 2023	CN	55 a 500	$1,7 \pm 1,0$	$0,8 \pm 0,3$
Kittipongvises <i>et al.</i> , 2022	TH	300 a 500	76,0 – 192,0	36,0 – 68,0
Wei <i>et al.</i> , 2022	CN	100–500	$34,3 \pm 12,9$	$108,8 \pm 37,1$
O presente estudo	BR	30 – 1000	$294,0 \pm 73,0^*$	$118,0 \pm 41,0^*$

Ao contrário do presente estudo, Kankanige *et al.* (2021) e Wei *et al.* (2022) detectaram maiores concentrações de MPs no período chuvoso, atribuídos ao aumento no carreamento de MPs pelo escoamento urbano de águas pluviais. No entanto, Menéndez-Manjón *et al.* (2022), Li *et al.* (2023), Kittipongvises *et al.* (2022) e o presente estudo, detectaram maiores concentrações de MPs totais no período seco. De acordo com os autores, o aumento de MPs no período seco estaria associado à redução do volume de água dos rios e ao aumento do tempo de residência das águas e dos MPs. Esse padrão pode ser atribuído à baixa densidade dos MPs e às características hidrodinâmicas locais. Durante o período seco, a menor mistura entre a superfície e a coluna d'água favorece a retenção dos MPs na AS e AC, ao passo que, no período chuvoso, o aumento da turbulência e da vazão intensifica a dispersão e o transporte desses contaminantes rios abaixo.

Conforme discutido por Borges-Ramírez *et al.* (2020), rios de menor porte ou com fluxo reduzido tendem a acumular microplásticos devido à menor capacidade de dispersão e à maior taxa de sedimentação das partículas no leito do rio. Em contraste, no período chuvoso, o aumento da vazão e da turbulência resulta em uma maior diluição e no transporte a jusante dos MPs, o que leva a concentrações relativamente menores (Pham *et al.*, 2024), assim como ocorrido no presente estudo.

Essa tendência é corroborada pelos dados de vazão obtidos para o rio Mearim (Brasil, 2024), que revelaram uma vazão média de 69 m<sup>3</sup>/s e nível médio de 257 cm no período seco, enquanto no período chuvoso os valores aumentaram para 131 m<sup>3</sup>/s e 394 cm, respectivamente. Reforçando a influência dos fatores hidrodinâmicos na distribuição e transporte dos MPs em ambientes fluviais, e destacando a importância de monitoramentos sazonais para a compreensão da dinâmica desses contaminantes.

## 6.2 Morfotipos de MPs

A Predominância global de pellets nos compartimentos de água bruta (AS e AC), sugere que essa contaminação possa ter origem industrial, tendo em vista que esses MPs são classificados como primários, tendo como principais fontes produtos de higiene pessoal, abrasivos industriais, tintas, marcações rodoviárias e têxteis. Esse morfotipo de MP entram nos ecossistemas aquáticos por escoamento e liberação direta, como descarga de efluentes industriais, águas residuais domésticas e esgoto em corpos d'água (Upadhyay *et al.*, 2024).

Em relação a AP, observou-se um comportamento diferente, onde as fibras foram

predominantes em todo período amostral, seguidos de fragmentos e pellets, revelando a eficiência do tratamento de água na remoção dos pellets. Pellets foram os morfotipos menos predominantes na água potável, assim como nos estudos de Barbier *et al.* (2022), Negrete Velasco *et al.*, 2023 e Upadhyay *et al.* (2024). Fibras e fragmentos, nessa ordem de predominância, também são os morfotipos de microplásticos prevaletentes em outros estudos realizados em água potável (Sarkar *et al.* (2021) Apetogbor *et al.* (2023), Wang *et al.* (2020), Jung *et al.* (2022) e Negrete Velasco *et al.* (2023).

No entanto, nos estudos de Barbier *et al.* (2022), Pivokonsky *et al.* (2018), Upadhyay *et al.* (2024) essa ordem de predominância foi invertida, e os fragmentos foram dominantes nas amostras de água potável, indicando contaminações secundárias durante o processo de tratamento (Negrete Velasco *et al.*, 2023, Upadhyay *et al.*, 2024, e Jung *et al.*, 2022).

Em relação ao efeito da sazonalidade na concentração dos morfotipos de MPs, foi possível observar um aumento de pellets nos compartimentos AS e AC durante o período seco, esse padrão pode estar associado à contribuição de fontes pontuais como descargas industriais, escoamento superficial de áreas urbanas ou acidentes de transporte (Sui *et al.*, 2020), e baixa capacidade de diluição, em função da redução do fluxo superficial. Já na AP a concentração de pellets foi significativamente menor no período seco, enfatizando a eficiência de remoção pela ETA.

As microesferas, por sua vez, apresentaram maiores concentrações no período chuvoso dentro dos compartimentos AS e AC. Fenômeno possivelmente atribuído ao aumento do transporte difuso oriundo de zonas urbanizadas, pois esse morfotipo são frequentemente associadas a produtos cosméticos e de higiene pessoal (Rani-Borges *et al.*, 2022). Sua presença pode estar relacionada à mobilização por enxurradas urbanas intensificadas durante eventos pluviométricos, especialmente considerando que Pedreiras é uma das cidades mais atingidas por grandes enchentes, integrando a região do médio Mearim (Sousa, 2023).

A concentração de fragmentos dentro dos compartimentos AS e AC e AP foram iguais no período seco e chuvoso, diferenças significativas foram observadas apenas entre os compartimentos, onde houve no compartimento AP concentrações inferiores às verificadas em AS e AC, durante o período chuvoso. Esse padrão pode decorrer da ação de atividades antrópicas ligadas à AS e AC e da eficiência parcial de remoção dessas partículas pela ETA.

Já as fibras apresentaram concentrações significativamente maiores na AS durante a estação chuvosa o que pode ser atribuído à intensificação do escoamento superficial urbano, o

qual carrega fibras sintéticas oriundas da lavagem de roupas, descargas domésticas e dos efluentes tratados parcialmente (Vdovchenko *et al.*, 2024).

### 6.3 Cores de MPs

A cor transparente foi predominante na maioria dos morfotipos de MPs em todos os compartimentos, atingindo 100% de ocorrência nos pellets e microesferas, indicando a presença de MPs primários transparentes, que são geralmente utilizados como matéria prima para produtos domésticos e de higiene pessoal, e estão comumente associados a contaminação industrial (Sui *et al.*, 2020, Zhao *et al.*, 2024, e Mabadahanye *et al.*, 2024).

Os morfotipos secundários, como fragmentos e fibras, apresentaram, além da coloração transparente, uma predominância de cores verde e azul. De acordo com Martí *et al.* (2020), a degradação oxidativa dos plásticos expostos a condições ambientais externas facilita a formação de fragmentação do material, favorecendo a foto-oxidação, que pode provocar mudanças na coloração dos plásticos, tornando-os mais claros ou esbranquiçados em função da degradação plástica e do intemperismo.

Estudos realizados em rios e lagos urbanos mostraram que MPs transparentes, além de azuis e verdes, são os morfotipos mais abundantes (Apetogbor *et al.*, 2023; Zhang *et al.*, 2020; Wang *et al.*, 2017). A proporção baixa da cor branca e ausência da cor amarela nos três compartimentos (AS, AC e AP) sugere um baixo nível de envelhecimento dos plásticos nesse estudo, indicando contaminação recente, assim como no estudo de Pham *et al.* (2024).

Com relação aos períodos climáticos não foram observadas diferenças significativas referente a coloração dentro de um mesmo compartimento (Fig.10). Entre os compartimentos estudados as colorações dos fragmentos e fibras foram iguais para AS e AC, diferenciando-se somente na AP. No período seco, os fragmentos apresentaram diferenças significativas na AP, somente para as cores azul, branca e verde, que foram menores, e para a cor transparente, que foi significativamente maior. Já no período chuvoso os fragmentos azuis, preto e transparente foram menores.

As fibras, por sua vez, apresentaram a coloração preta significativamente menor no período seco, no entanto, a coloração branca e verde foi significativamente maior, sugerindo contaminação secundária do processo de tratamento da ETA durante o período seco.

### 6.4 Eficiência de remoção de MPs

As estações de tratamento não são projetadas para a remoção de MPs, entretanto alguns estudos vêm demonstrando sua capacidade de remoção, alcançando até 99% (Barbier *et al.*, 2022; e Jung *et al.*, 2022).

Em um estudo realizado por Lapointe *et al.* (2020), foi constatado que há correlação entre turbidez da água e a remoção de MPs, evidenciando a capacidade de remoção dos MPs pelo processo de clarificação que envolve coagulação e floculação de partículas. Na tabela 3 são apresentados estudos de eficiência de remoção de MPs de tamanhos variados em diferentes águas de abastecimento para ETA's com tecnologia e estágios de tratamento variados.

Tabela 3: Estudos de eficiência de remoção de microplásticos de tamanhos variados em diferentes águas de abastecimento em ETA's com estágios de tratamento diversos. Em que PF: pré desinfecção; CF: coagulação-floculação; SF: filtração de areia; CAGF: filtração com carvão ativado granular; PO: pré ozonização; OZ: ozonização; UV: ultravioleta; UF: ultrafiltração; RO: osmose reserva; UM

Referência	Tamanho (µm)	Estágios do tratamento	Remoção (%)
Sarkar <i>et al.</i> , 2021	<25	PF, CF, clarificação por pulso e SF	84,6
Pivokonsky <i>et al.</i> , 2018	1 a 10	CF e SF	70
		CF, sedimentação, SF e CAGF	81
		CF, flotação, SF e CAGF	83
Negrete Velasco <i>et al.</i> , 2023	>63	PF, coagulação, SF, OZ, CAGF, desinfecção	95
Barbier <i>et al.</i> , 2022;	>25	PO, CF, sedimentação, SF, OZ, CAGF, UV, cloração.	>99,0
		CF, sedimentação, SF, OZ, CAGF, UV, cloração	>99,0
		PO, CF, sedimentação, SF, OZ, GACF, UV, cloração e nanofiltração	>99,0
Dalmau- Soler <i>et al.</i> , 2021	>50	PF, CF, SF, câmara de mistura, OZ, GACF, UF e RO.	93
Jung <i>et al.</i> , 2022	>10	CF, sedimentação, SF, OZ, GACF, UV e cloração, PO, coagulação, sedimentação e SF.	99,4
Chu <i>et al.</i> , 2022	<50	C oagulação/sedimentação e UF	29

Adib <i>et al.</i> 2021	>1	Triagem, CF, SF e desinfecção.	51,2
Dronjak <i>et al.</i> 2022	>20	Peneiramento, PF, câmara de mistura, CF, SF, GACF, UF e eletrodialise reversível	98,3
Presente estudo	<38	CF, sedimentação, SF e desinfecção	68

Os estudos revelam que uma grande variação de percentual de remoção de MPs pode ser encontrada entre as diversas estações de tratamento em função das diversas etapas dos processos de tratamentos, variando de 28 a 99,7 %. De acordo com os estudos, as maiores eficiências de remoção de MPs (99,4, 99 e 98%) foram obtidas com os tratamentos descritos por Jung *et al.* (2022), Barbier *et al.* (2022), e Dronjak *et al.* (2022), respectivamente, em que as estações de tratamento possuem etapas complementares e avançadas, como pré-ozonização e oxidação, filtração com carvão ativado, filtração por membranas (micro e nanofiltração), UV ou ozônio.

Em contrapartida, as menores eficiências foram encontradas nas ETA's convencionais, sendo o menor valor (29%) descrito por Chu *et al.* (2022), para o tratamento de coagulação/sedimentação e filtração por membrana. Adib *et al.* (2021) e o presente estudo, encontraram eficiência de remoção de 51,2 e 68%, respectivamente, com tratamentos similares que incluem coagulação, floculação, filtração de areia e desinfecção. No entanto, cabe salientar que o estudo de Chu *et al.* (2022) teve como foco a eficiência de remoção de partículas < 50 µm.

Adib *et al.* (2021), Cheng *et al.* (2021) e Chu *et al.*, (2022) relataram que processos como coagulação/floculação, sedimentação e filtração se mostraram eficientes para remoção de partículas maiores, apesar da etapa de filtração por areia e por membranas ter removido boa parte dos MPs remanescentes, partículas menores escapam desse processo.

O presente estudo também observou uma variação entre as eficiências de remoção para MPs totais e para cada morfotipo de MPs avaliado, onde foi demonstrada alta eficiência da ETA na remoção de pellets e microesferas, com taxas de até 100%, independentemente do período seco ou chuvoso. Essa eficácia consistente indica que a forma desses MPs, favorecem sua retenção mesmo em condições de maior fluxo, sugerindo que, para certos morfotipos, as etapas convencionais de tratamento podem ser altamente eficazes.

Os resultados indicam baixa eficiência na remoção de fragmentos e fibras. Em especial, as fibras foram os morfotipos que apresentaram as menores eficiências de remoção, com

diferença estatística de forma geral, chegando a valores negativos que indicam a adição destas partículas pelo processo de tratamento.

De acordo com Kankanige *et al.* (2021), fibras são mais difíceis de serem eliminadas durante o processo de tratamento de água devido ao seu formato longo e fino que lhe imprime flexibilidade, podendo facilmente escapar por entre as barras de tela e poros dos filtros. Isso se confirma no estudo de Dalmau-Soler *et al.* (2021) onde as fibras foram mais resistentes ao processo de remoção, com sua concentração se mantendo relativamente constante ao longo do tratamento, indicando que partículas longas e finas são mais difíceis de serem capturadas em etapas como filtração por areia ou carvão ativado.

Além disso, foi observado que a faixa de tamanhos dos MPs encontrados na água potável eram menores (de 35 – 100  $\mu\text{m}$ ) do que as da água de abastecimento (AC), sugerindo que ou esses MPS possam ter sido quebradas ao longo do processo de tratamento de água, e/ou foram adicionados em alguma etapa do tratamento por contaminação secundária, como relatado em alguns estudos.

Chu *et al.* (2022) destacaram que contaminações secundárias podem ocorrer nas paredes internas das tubulações, pois MPs podem se aderir e serem liberadas posteriormente devido a mudanças no fluxo ou manutenção. Sarkar *et al.* (2021) observaram que, durante a filtração com areia, a concentração de MPs na água aumentou de 6,99 para 11,17 MP/L comparada a etapa de clarificação por pulso, indicando um acúmulo desses contaminantes acima do leito filtrante. Os autores sugerem que essa contaminação secundária ocorre devido à ineficiência do filtro em reter partículas menores de MPs (<100  $\mu\text{m}$ ), permitindo que permaneçam na coluna d'água. Além disso, parte dos MPs pode aderir temporariamente aos grãos de areia e ser posteriormente liberada, contribuindo para o aumento da concentração na água acima do filtro.

Dalmau-Soler *et al.* (2021) detectou em seu trabalho em água potável, MPs que não estavam presentes na água bruta do rio, essa contaminação secundária foi atribuída ao desgaste de materiais utilizados nos processos da ETA, como membranas de ultrafiltração e tubulações internas. O autor cita que sob condições normais de operação, a liberação é mínima, mas experimentos laboratoriais com materiais desgastados confirmaram que equipamentos antigos podem liberar fibras e fragmentos.

Além disso, ainda no estudo de Dalmau-Soler *et al.* (2021), foi observada uma diminuição no tamanho dos MPs sugerindo fragmentação durante o tratamento, possivelmente durante a ozonização ou devido a forças de cisalhamento. Essa diminuição da faixa de tamanho dos microplásticos pode ser atribuída a fragmentação mecânica nos processos de coagulação,

floculação, sedimentação e filtração de areia, em que a agitação e o atrito podem causar a fragmentação de partículas. Ademais, pode ocorrer interações químicas, onde coagulantes e produtos usados na desinfecção, podem reagir com a superfície dos MPs, enfraquecendo a estrutura dos polímeros, contribuindo para a formação de MPs menores (Cheng *et al.*, 2021; Adib *et al.*, 2021).

### 6.5 MPs na água potável – Avaliação dos riscos potenciais à saúde humana

No compartimento AP, a concentração média total de MPs foi de  $36 \pm 15$  MP/L indicando que, MPs estão sendo ingeridos por humanos por meio da ingestão de água potável, o que, como consequência pode introduzir substâncias tóxicas, adsorvendo e transportando contaminantes ambientais e microrganismos, potencializando riscos à saúde humana (Zuccarello *et al.*, 2019).

A exposição através do consumo humano de água potável a esses poluentes tem levado a numerosos estudos focados na avaliação toxicológica dessas partículas, que apontam que a ingestão de MPs pode causar uma ampla gama de impactos negativos, incluindo citotoxicidade, inflamação intestinal, estresse oxidativo, alteração na composição da microbiota intestinal e até mesmo disfunções reprodutivas e câncer (Vdovchenko *et al.*, 2024).

Além disso, diferentes tipos de MPs, como PE, PS e PET, têm demonstrado acumular-se em órgãos vitais, contribuindo para inflamações e disfunções metabólicas, como pode ser observado na Tabela 4.

Tabela 4: Estudos de microplásticos (MPs), e seus potenciais efeitos tóxicos associados à saúde humana, utilizando modelos biológicos de investigações *in vivo*, *in vitro* e *in silico*.

Referências	Tipo de polímero	Modelos biológicos	Potencial impacto
Patidar <i>et al.</i> , 2025	PE, PS, PP, Nylon, PET	<i>In vivo</i> (ratos); <i>In vitro</i> (Caco-2 cells); <i>In Silico</i> : (modelagem)	Citotoxicidade, hipersensibilidade, inflamação intestinal, estresse oxidativo, disfunções reprodutivas e câncer
Surana <i>et al.</i> , 2024	PET, PA, PAN, PLA	<i>In vivo</i> (peixe-zebra, camarões, mexilhões)	Dispneia, fibrose pulmonar

Tamargo <i>et al.</i> , 2022	PET	<i>In vitro</i>	Modificação da composição da comunidade microbiana humana.
Yu <i>et al.</i> , 2022	PS	<i>In vitro</i>	Citotoxicidade dependente da concentração de MP e da fototransformação para células Caco-2.
Huang <i>et al.</i> , 2021	PE	<i>In vitro</i>	A interação de MPs com a microbiota intestinal levou ao aumento da proporção de Clostridium, Bacteroides e Escherichia.
Xu <i>et al.</i> , 2019	PS	<i>In vitro</i> (Células Caco-2); <i>In vivo</i> (camundongos)	<b><i>In vitro</i></b> : ruptura da junção estreita entre células Caco-2. <b><i>In vivo</i></b> : Acúmulo observado de MPs no baço, pulmão, rim, intestino delgado, intestino grosso, testículo e cérebro de camundongos e apoptose celular induzida, inflamação e distúrbio estrutural nesses tecidos (como lesão hematológica e distúrbio do metabolismo lipídico)
Magri <i>et al.</i> , 2021	PET	<i>In vitro</i> (Caco-2 cells)	Interação dos MPs com poluentes aquosos formando nanoaglomerados que afetaram o metabolismo das células, sugerindo riscos a longo prazo.
Qiao <i>et al.</i> , 2021	PS	<i>In vivo</i> (camundongos)	Acentuada disbiose da microbiota intestinal gerada pela administração oral de MPs.
Wu <i>et al.</i> , 2020	PS	<i>In vitro</i> (Células Caco-2)	Lesão de células epiteliais e alterações na função de barreira intestinal, estresse oxidativo, desintoxicação, nível transcricional, nível de transcrição de genes envolvidos no intestino, bem como muitas vias metabólicas críticas e processos vitais.
Jin <i>et al.</i> , 2019	PS	<i>In vivo</i> (camundongos)	Alteração da diversidade da microbiota intestinal.

Fonte: adaptado de XU *et al.* (2022)

Embora muitas pesquisas ainda estejam em andamento para compreender plenamente os riscos potenciais à saúde associados ao contato com os MPs, os dados já disponíveis utilizando investigações *in vivo*, *in vitro* e *in silico* sugerem que sua presença na água potável deve ser considerada uma preocupação relevante para a saúde pública.

Além da composição química do polímero, o morfotipo também é identificado como potencialmente influente na toxicidade dos MPs (Xu *et al.*, 2022). No presente estudo, o morfotipo predominante foram as fibras, em função da baixa remoção no processo de

tratamento de água, seguida de fragmentos e pellets. Os estudos de Surana *et al.* (2024) e Weng *et al.* (2024) investigaram os possíveis impactos das fibras na saúde humana, destacando a inalação deste morfotipo como um fator de risco para o desenvolvimento de dispneia, inflamação pulmonar e, em casos mais graves, fibroses pulmonares (Surana *et al.*, 2024). Além disso, a exposição dessas fibras pode causar lesões na garganta, falta de ar, tosse, dor no peito e, potencialmente, contribuir para o desenvolvimento da fibrose pulmonar (Weng *et al.*, 2024).

No estudo de Choi *et al.* (2020), fragmentos de PS foram extraídos do processo de moagem de bolas e outros itens associados, e os resultados indicaram que MPs de formato irregular aumentaram a inflamação aguda de células imunes 20 vezes mais do que MPs de formato regular, identificando uma forte correlação positiva entre o dano físico das células e a rugosidade das partículas.

Levando em consideração os possíveis impactos da contaminação por MPs na saúde humana, esta pesquisa teve como objetivo estimar as ingestões diárias e anuais desses contaminantes (IDE e IAE, respectivamente) por meio da água potável em adultos e crianças. Os resultados indicam que as crianças apresentaram ingestões aproximadamente 2,4 vezes superiores às dos adultos, quando considerado o peso corporal. Kouhi *et al.* (2023) destacam que o sistema gastrointestinal, hepático e imunológico em desenvolvimento, torna as crianças mais suscetíveis à absorção e aos efeitos de partículas plásticas e seus aditivos químicos.

Segovia-Mendoza *et al.* (2020) reforçam que a exposição precoce a componentes de MPs (bisfenol A (BPA) e ftalatos) pode interferir em vias hormonais críticas, afetando o crescimento, a função imune e o risco de doenças como câncer. Ke *et al.* (2023) relataram associação significativa entre níveis de MPs fecais e redução da diversidade microbiana intestinal, com prejuízo para bactérias benéficas. Essa alteração pode comprometer o desenvolvimento de uma resposta imune saudável e promover inflamações crônicas desde a infância.

Um estudo realizado por Mohamed Nor *et al.* (2021) buscou compreender como os MPs se acumulam no organismo humano ao longo da vida, desde a infância. Os dados revelam um cenário preocupante: mesmo nos primeiros anos de vida, as crianças já ingerem uma quantidade significativa desses contaminantes, o que pode resultar em um acúmulo de mais de 8 mil partículas até atingirem a maioridade. Nos adultos, essa exposição persiste, podendo totalizar mais de 50 mil partículas ao longo de 70 anos. Embora haja pesquisas voltadas aos possíveis riscos e toxicidade dos MPs na saúde humana, os efeitos cumulativos dessa exposição ainda são pouco compreendidos, especialmente no que diz respeito à toxicidade a longo prazo.

A partir desses achados, torna-se evidente que a presença contínua de MPs no ambiente e sua conseqüente entrada no organismo desde os primeiros anos de vida exigem atenção redobrada. A infância, nesse contexto, não é apenas uma fase vulnerável, mas também o ponto de partida para uma trajetória de exposição que pode ter implicações ainda desconhecidas para a saúde futura.

## **7. CONCLUSÃO**

A análise das concentrações MPs totais nos diferentes compartimentos aquáticos evidenciou uma influência significativa dos fatores sazonais, dentro dos compartimentos AS e AC. E ao comparar entre os compartimentos, foi observado que a AP apresentou concentrações significativamente menores, tanto no período seco quanto no chuvoso, o que indica uma remoção parcial de MPs da ETA estudada.

A avaliação da distribuição dos morfotipos evidenciou influência significativa da sazonalidade e da compartimentalização (AS, AC e AP) na sua concentração. A dinâmica observada sugere que os morfotipos respondem de forma diferenciada aos regimes hidrológicos e às características ambientais locais, refletindo fontes e mecanismos de transporte diversos, o que pode estar associado a diferenças de densidade entre os morfotipos, processos de misturas, fluxo e vazão do rio.

O estudo da coloração dos microplásticos revelou predominância da cor transparente em todos os compartimentos, especialmente entre os pellets e microesferas, que foram exclusivamente transparentes. Fragmentos e fibras também apresentaram maior incidência dessa cor, mas com variações que incluíram tons de azul, verde, branco e preto, demonstrando maior diversidade visual. Embora não tenham sido observadas variações sazonais na cor dos microplásticos dentro de cada compartimento, entre os compartimentos houve diferença relacionada ao período climático, destacando-se a AP em comparação aos compartimentos AS e AC.

A eficiência dos sistemas de tratamento frente à presença de MPs foi examinada e os resultados apontam que diversos fatores influenciam diretamente esse processo, incluindo o tipo de tecnologia empregada nas ETA's, o tamanho das partículas e o morfotipo avaliado. Onde ETA's com processos de tecnologias avançadas se mostraram mais eficientes na remoção de MPs.

A comparação entre a predominância dos morfotipos presentes na água bruta (AC) e na AP evidenciou que a morfologia das partículas afeta diretamente sua remoção, interferindo na

eficiência dos processos de tratamento. Fibras, devido ao seu formato longo e fino, apresentam maior resistência à remoção. Portanto, é essencial considerar essas variáveis ao avaliar a eficiência dos processos de tratamento de água e buscar melhorias contínuas para garantir a remoção eficaz de MPs.

A presença de MPs na água potável constitui uma preocupação crescente para a saúde pública, exigindo a implementação de estratégias eficazes de controle e aprimoramento nos processos de tratamento. Evidências científicas demonstram que a ingestão de MPs pode desencadear uma série de efeitos adversos à saúde, como citotoxicidade, inflamação intestinal, estresse oxidativo, alterações na microbiota, disfunções reprodutivas e até mesmo o desenvolvimento de neoplasias.

Nesta pesquisa, estimou-se a ingestão diária e anual de MPs por meio de AP, revelando uma maior exposição proporcional em crianças quando comparadas aos adultos, o que as torna particularmente vulneráveis aos efeitos tóxicos desses contaminantes. A literatura científica tem indicado que a exposição precoce a MPs pode comprometer o desenvolvimento dos sistemas imunológico, endócrino e gastrointestinal, com potenciais implicações de longo prazo, como inflamações crônicas e aumento da suscetibilidade a doenças.

Diante desse cenário, torna-se urgente a adoção de políticas públicas e práticas regulatórias que visem à redução da emissão e dispersão de MPs no ambiente, bem como o desenvolvimento e a aplicação de tecnologias avançadas de remoção desses poluentes nas ETA's. Ademais, a exposição contínua a MPs desde a infância levanta sérias preocupações quanto aos efeitos cumulativos ainda pouco compreendidos sobre a saúde humana, reforçando a necessidade de aprofundamento em estudos toxicológicos e epidemiológicos sobre o tema.

## **8. CONTRIBUIÇÕES ATRELADAS A DISSERTAÇÃO**

### **8.1 Importância Social**

O estudo possui significativa relevância científica e social ao abordar os riscos à saúde humana e ao meio ambiente decorrentes da presença de micropartículas plásticas na água potável, destacando a importância de avaliar sua remoção nos processos convencionais de tratamento. A análise da eficiência das estações de tratamento revela limitações nos métodos atuais e contribui para o desenvolvimento de tecnologias mais eficazes, além de fundamentar a criação e revisão de normas e políticas públicas voltadas à qualidade da água e à segurança hídrica. A divulgação dos resultados também promove a conscientização pública sobre os impactos do descarte inadequado de plásticos,

reforçando a necessidade de práticas sustentáveis e fortalecendo estratégias de mitigação da poluição plástica.

## **8.2 Importância Econômica**

O estudo apresenta relevante importância econômica ao fomentar o desenvolvimento e aprimoramento de tecnologias de tratamento de água, promovendo maior eficiência e redução de custos operacionais nas estações de tratamento. Seus resultados incentivam a inovação industrial ao estimular a substituição de plásticos convencionais por materiais biodegradáveis, impulsionando a competitividade e a adoção de práticas sustentáveis no setor produtivo. Nesse contexto, a pesquisa contribui para a transição rumo a uma economia mais eficiente e ambientalmente responsável, ao mesmo tempo em que atende às exigências regulatórias e às demandas por consumo consciente, fortalecendo mercados sustentáveis e ecologicamente viáveis.

## **8.3 Importância Ambiental**

O estudo sobre microplásticos na água potável e de abastecimento possui grande relevância ambiental ao investigar a presença dessas partículas nos ecossistemas aquáticos, oferecendo subsídios para políticas públicas e incentivando a substituição de plásticos convencionais por alternativas biodegradáveis. Sendo assim, a pesquisa contribui para a redução da poluição plástica global e desempenha um papel crucial na promoção de práticas sustentáveis para a preservação do equilíbrio ecológico essencial à manutenção da vida no planeta.

## REFERÊNCIAS

- Acarer, Seren. Abundance and characteristics of microplastics in drinking water treatment plants, distribution systems, water from refill kiosks, tap waters and bottled waters. *Science of the Total Environment*, v. 884, p. 163866, 2023. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.163866. Acesso em: 08 nov. 2024.
- Adegoke, Kayode Adesina *et al.* Microplastics toxicity, detection, and removal from water/wastewater. *Marine Pollution Bulletin*, v. 187, p. 114546, 2023. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2022.114546. Acesso em: 23 nov 2024.
- Adib, Danial; Mafigholami, Roya; Tabeshkia, Hossein. Identification of microplastics in conventional drinking water treatment plants in Tehran, Iran. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, v. 19, p. 1817–1826, 2021. DOI: 10.1007/s40201-021-00737-3. Acesso em: 20 nov 2024.
- Alam, Firdha Cahya *et al.* Microplastic distribution in surface water and sediment river around slum and industrial area (case study: Ciwalengke River, Majalaya district, Indonesia). *Chemosphere*, v. 224, p. 637–645, 2019. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.02.121. Acesso em: 19 nov 2024.
- Apetogbor, Komlan *et al.* Spatio-temporal distribution of microplastics in water and sediment samples of the Plankenburg river, Western Cape, South Africa. *Environmental Pollution*, v. 323, p. 121303, 2023. DOI: 10.1016/j.envpol.2023.121303. Acesso em: 03 dez 2024.
- Aragão, Pedro Henrique de Castro. *Proposta de automação de uma estação de tratamento de água para processos industriais*. 2022. 75 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia de Controle e Automação) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2022. Disponível em: <https://repositorio.ufu.br/handle/123456789/34424>. Acesso em: 10 out. 2024.
- Barbier, Jean-Sébastien *et al.* Microplastic occurrence after conventional and nanofiltration processes at drinking water treatment plants: preliminary results. *Frontiers in Water*, v. 4, 2022. DOI: 10.3389/frwa.2022.886703. Acesso em: 18 nov 2024.
- Barrows, A. P. W. *et al.* Grab vs. Neuston tow net: a microplastic sampling performance comparison and possible advances in the field. *Analytical Methods*, v. 9, p. 1446–1453, 2017. DOI: 10.1039/C6AY02387H. Acesso em: 23 julho 2023.

Belo, Isabela Cristina *et al.* Microplásticos, seus impactos no ambiente e maneiras biodegradáveis de substituição. *Revista Internacional de Ciências*, v. 11, n. 2, 2021. DOI: <https://doi.org/10.12957/ric.2021.54481>.

Borges-Ramírez, Merle M. *et al.* Plastic density as a key factor in the presence of microplastic in the gastrointestinal tract of commercial fishes from Campeche Bay, Mexico. *Environmental Pollution*, v. 267, p. 115659, 2020. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.115659. Acesso em: 07 jan 2025.

Bouadil, Oumayma *et al.* Identification and quantification of microplastics in surface water of a southwestern Mediterranean Bay (Al Hoceima, Morocco). *Waste Management Bulletin*, v. 2, n. 1, p. 142–151, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wmb.2024.01.003>.

Branco, AEC, Assunção, JLS, Colares Filho, G., Bassi, D., & Silva, FB (2018). Correlação entre salinidade da água e hipertensão arterial. *Ciência E Natura*, 40, 112–122. <https://doi.org/10.5902/2179460X34442>.

Brasil. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos – Séries Históricas. Disponível em: <https://www.snirh.gov.br/hidrotelemetria/serieHistorica.aspx>. Acesso em: 01 fev. 2025.

Brasil. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março de 2005. Disponível em: [https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res\\_conama\\_357\\_200305\\_classificacao\\_corpos\\_agua\\_rtfcd\\_a\\_altrd\\_res\\_393\\_2007\\_397\\_2008\\_410\\_2009\\_430\\_2011.pdf](https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_200305_classificacao_corpos_agua_rtfcd_a_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf). Acesso em: 22 jun. 2024.

Brasil. Lei n° 6.938, de 31 de agosto de 1981. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 02 set. 1981. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/L6938.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L6938.htm). Acesso em: 22 jun. 2024.

Brasil. Ministério da Saúde. Portaria GM/MS n° 888, de 4 de maio de 2021. *Diário Oficial da União: seção I*, Brasília, DF, n. 83, p. 108–119, 7 maio 2021. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-gm/ms-n-888-de-4-de-maio-de-2021-318574122>. Acesso em: 21 jun. 2024.

Brasil. Presidência da República. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. Brasília, DF. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/constituicao/constituicao.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm). Acesso em: 20 jun. 2023.

Cheng, Yan Laam *et al.* Occurrence and removal of microplastics in wastewater treatment plants and drinking water purification facilities: A review. *Chemical Engineering Journal*, v. 410, p. 128381, 2021. DOI: 10.1016/j.cej.2020.128381. Acesso em: 21 dez 2024.

Choi, Daheui *et al.* In vitro chemical and physical toxicities of polystyrene microfragments in human-derived cells. *Journal of Hazardous Materials*, v. 400, p. 123308, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123308>.

Chu, Xianxian *et al.* Occurrence and distribution of microplastics in water supply systems: In water and pipe scales. *Science of the Total Environment*, v. 803, p. 150004, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150004>.

Dalmau-Soler, J. et al. Microplastics from headwaters to tap water: occurrence and removal in a drinking water treatment plant in Barcelona metropolitan area (Catalonia, NE Spain). *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, p. 1–11. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13220-1>.

Dronjak, L. *et al.* Screening of microplastics in water and sludge lines of a drinking water treatment plant in Catalonia, Spain. *Water Research*, v. 225, p. 119185, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119185>.

Gesamp. *Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter in the ocean*. Kershaw, P.J.; Turra, A.; Galgani, F. (Eds.). GESAMP Reports & Studies, n. 99, 138 p. Nairobi: UNEP, 2019. Disponível em: <https://www.gesamp.org/publications/guidelines-for-the-monitoring-and-assessment-of-plastic-litter-in-the-ocean>. Acesso em: 25 maio 2023.

Goehler, Luiza Ostini; FONSECA, Alexsandro Giroldo; ABREU, Marcia Carolina Xavier. Relevance of tyre wear particles to the total content of microplastics transported by runoff in a high-imperviousness and intense vehicle traffic urban area. *Social Science Research Network*, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.2139/ssrn.4144378>. Acesso em: 20 jan. 2025.

Grillo, José F. *et al.* Microplastics in Latin America and the Caribbean: On the adoption of reporting standards and quality assurance and quality control protocols. *Environmental Advances*, v. 8, p. 100236, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100236>. Acesso em: 15 set. 2024.

Hahladakis, J. N. *et al.* An overview of chemical additives presents in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. *Journal of Hazardous Materials*, v. 344, p. 179–199, 2018. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2017.10.014.

Haleem, Noor *et al.* Microplastics and associated chemicals in drinking water: A review of their occurrence and human health implications. *Science of the Total Environment*, p. 169594, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169594>. Acesso em: 23 jun. 2023.

Huang, W. *et al.* Influence of the co-exposure of microplastics and tetrabromobisphenol on human gut: simulation in vitro with human cell Caco-2 and gut microbiota. *Science of the Total Environment*, v. 778, p. 146264, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146264>.

Instituto Brasileiro DE Geografia e Estatística (IBGE). *Cidades e Estados: Pedreiras (MA)*. Rio de Janeiro: IBGE, 2023. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/ma/pedreiras.html>. Acesso em: 26 fev. 2025.

Jin, Y. *et al.* Impacts of polystyrene microplastic on the gut barrier, microbiota and metabolism of mice. *Science of the Total Environment*, v. 649, p. 308–317, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.353>.

Jung, J.-W. *et al.* Tracing microplastics from raw water to drinking water treatment plants in Busan, South Korea. *Science of the Total Environment*, v. 825, p. 154015, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154015>.

Kankanige, Dinuka; BABEL, Sandhya. Contamination by  $\geq 6.5$   $\mu\text{m}$ -sized microplastics and their removability in a conventional water treatment plant (WTP) in Thailand. *Journal of Water Process Engineering*, v. 40, p. 101765, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101765>.

Ke, Dandan *et al.* Occurrence of microplastics and disturbance of gut microbiota: a pilot study of preschool children in Xiamen, China. *EBioMedicine*, v. 97, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ebiom.2023.104828>.

Khalid, N. *et al.* Interactions and effects of microplastics with heavy metals in aquatic and terrestrial environments. *Environmental Pollution*, v. 290, p. 118104, 2021. DOI: [10.1016/j.envpol.2021.118104](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118104).

Khan, N. A. *et al.* Microplastics: occurrences, treatment methods, regulations and foreseen environmental impacts. *Environmental Research*, v. 215, p. 114224, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114224>. Acesso em: 05 jul. 2024.

Kittipongvises, Suthirat *et al.* Unravelling capability of municipal wastewater treatment plant in Thailand for microplastics: Effects of seasonality on detection, fate and transport. *Journal of Environmental Management*, v. 302, p. 113990, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113990>. Acesso em: 13 out. 2024.

Koelmans, Albert A. *et al.* Microplastics in freshwater and drinking water: Critical review and assessment of data quality. *Water Research*, v. 155, p. 410–422, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.054>. Acesso em: 24 jun. 2023.

Kooi, Merel *et al.* Modelagem do destino e transporte de detritos plásticos em águas doces: revisão e orientação. In: *Microplásticos de água doce: Contaminantes ambientais emergentes?*, p. 125–152, 2018. Disponível em: [https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5\\_7](https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5_7). Acesso em: 26 set. 2024.

Kouhi, Kosar; Abbasi Tajadod, Akram; Hashempour, Yalda. An overview of the potential impact of nano and microplastics on the health of sensitive groups, especially children: a narrative review. *Journal of Mazandaran University of Medical Sciences*, v. 33, n. 227, p. 187–201, 2023. Disponível em: <https://jmums.mazums.ac.ir/article-1-19889-en.html>. Acesso em: 25 jan. 2025.

Lambert, S.; WAGNER, M. Microplastics are contaminants of emerging concern in freshwater environments: an overview. In: WAGNER, M.; LAMBERT, S. (ed.). *Freshwater microplastics*. Cham: Springer, 2017. p. 1–23. (*The Handbook of Environmental Chemistry*, v. 58). Disponível em: [https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-61615-5\\_1](https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-61615-5_1). Acesso em: jan. 2023.

Lapointe, M. *et al.* Understanding and improving microplastic removal during water treatment: impact of coagulation and flocculation. *Environmental Science & Technology*, v. 54, n. 14, p. 8719–8727, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c00712>. Acesso em: 12 fev. 2024.

Lee, J.-Y. *et al.* A comprehensive review of urban microplastic pollution sources, environment and human health impacts, and regulatory efforts. *Science of the Total Environment*, p. 174297, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174297>. Acesso em: 14 nov. 2024.

Leonor, D. A. dos S. *Microplásticos em águas e sedimentos da costa algarvia*. 2021. Tese (Doutorado em Ciências do Mar) – Universidade do Algarve, Faro, 2021. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10362/118698>. Acesso em: 25 jul. 2023.

Liu, Y. *et al.* Heavy metals in the “plastisphere” of marine microplastics: adsorption

mechanisms and composite risk. *Gondwana Research*, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gr.2021.06.017>. Acesso em: 11 abril 2023.

MabadahanyE, K.; Dalu, M. T. B.; Dalu, T. Occurrence and removal of microplastics in wastewater treatment plants: perspectives on shape, type, and density. *Water*, v. 16, n. 12, p. 1750, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w16121750>. Acesso em: 18 dez 2024.

Magri, D. *et al.* PET nanoplastics interactions with water contaminants and their impact on human cells. *Environmental Pollution*, v. 271, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116262>. Acesso em: 09 jan. 2025.

Martí, E. *et al.* The colors of the ocean plastics. *Environmental Science & Technology*, v. 54, n. 11, p. 6594–6601, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b06400>. Acesso em: 02 dez. 2024.

Mason, V. G. *et al.* Microplastics alter multiple biological processes of marine benthic fauna. *Science of the Total Environment*, v. 845, p. 157362, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157362>. Acesso em: 05 fev. 2025.

Masura, J.; Baker, J. E.; Foster, G. D.; Arthur, C.; Herring, C.; Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: recommendations for quantifying synthetic particles in Waters and sediments. NOAA Mar. Debris Progr. 2015. Disponível em: <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/10296>. Acesso em: 8 abril 2023.

Matjašič, T. *et al.* Microplastic pollution in small rivers along rural–urban gradients: variations across catchments and between water column and sediments. *Science of the Total Environment*, v. 858, p. 160043, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160043>. Acesso em: 22 jan. 2025.

Mccormick, A. R. *et al.* Microplastic in surface waters of urban rivers: concentration, sources, and associated bacterial assemblages. *Ecosphere*, v. 7, n. 11, p. e01556, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ecs2.1556>. Acesso em: 16 jan. 2025.

Menéndez-Manjón, A. *et al.* Long-term occurrence and fate of microplastics in WWTPs: a case study in southwest Europe. *Applied Sciences*, v. 12, n. 4, p. 2133, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/app12042133>. Acesso em: 18 jan. 2025.

Mohamed Nor, N. H. *et al.* Lifetime accumulation of microplastic in children and adults. *Environmental Science & Technology*, v. 55, n. 8, p. 5084–5096, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c07384>. Acesso em: 02 fev. 2025.

Montagner, C. C. *et al.* Microplásticos: ocorrência ambiental e desafios analíticos. *Química Nova*, v. 44, p. 1328–1352, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170791>. Acesso em: 20 jun. 2023.

Moraes, L. H. L. *et al.* Aplicação do processo de regeneração por via ácida de coagulante químico em lodo de estação de tratamento de água. 2023. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2023. Disponível em: <http://www.btd.uerj.br/handle/1/21511>. Acesso em: 30 jan. 2025.

Negrete Velasco, A. *et al.* Contamination and removal efficiency of microplastics and synthetic fibres in a conventional drinking water treatment plant in Geneva, Switzerland. *Science of the Total Environment*, v. 880, p. 163270, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163270>. Acesso em: 28 dez. 2024.

Nirmala, K. *et al.* A critical review on recent research progress on microplastic pollutants in drinking water. *Environmental Research*, v. 222, p. 115312, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115312>. Acesso em: 25 ago. 2024.

OMS. *Microplásticos na água potável*. Genebra: Organização Mundial da Saúde, 2019. Disponível em: <https://www.who.int/publications/i/item/9789241516198>. Acesso em: 10 set. 2024.

Padervand, M. *et al.* Remoção de microplásticos do meio ambiente: uma revisão. *Environmental Chemistry Letters*, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10311-020-00983-1>. Acesso em: 25 maio 2024.

Patidar, K. *et al.* Assessing the microplastic pandemic: prevalence, detection, and human health impacts in Asian aquatic environments. *Physics and Chemistry of the Earth*, v. 137, p. 103800, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.pce.2024.103800>. Acesso em: 20 mar. 2025.

Peng, G. *et al.* Microplastics in freshwater river sediments in Shanghai, China: a case study of risk assessment in mega-cities. *Environmental Pollution*, v. 234, p. 448–456, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.034>. Acesso em: 06 out. 2025.

Pham, H. T. *et al.* Abundance and variation of microplastics between seasons in a tropical estuary: the case of Can Gio estuary, Vietnam. *Archives of Environmental Protection*, p. 3–17, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.24425/aep.2024.144732>. Acesso em: 05 fev. 2025.

Pivokonsky, M. *et al.* Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water. *Science of the Total Environment*, v. 643, p. 1644–1651, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.102>. Acesso em: 06 jan. 2025.

Plastics Europe. *Plastics – the facts 2022*. 2022. Disponível em: <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plasticos-os-fatos-2022/>. Acesso em: 29 mar. 2023.

Porto, M. F. *et al.* *Plano Nascente Mearim*. 2. ed. Brasília: Codevasf, 2019. Disponível em: <https://www.codevasf.gov.br/aceso-a-informacao/institucional/biblioteca-geral-rocha/publicacoes/planos/plano-nascente-mearim.pdf>. Acesso em: 17 maio 2024.

Qiao, J.; Chen, R.; Wang, M.; Bai, R.; Cui, X.; Liu, Y.; Wu, C.; Chen, C. Perturbation of gut microbiota plays an important role in micro/nanoplastics-induced gut barrier dysfunction. *Nanoscale*, v. 13, p. 8806–8816, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1039/d1nr00038a>. Acesso em: 12 mar. 2025.

Queiroz, Lucas Gonçalves *et al.* Microplásticos como vetor de metais em ecossistemas aquáticos de água doce. In: Pompêo, M.; Rani-Borges, B.; Paiva, T. C. B. de (Orgs.). *Microplásticos nos ecossistemas: impactos e soluções*. São Paulo: Instituto de Biociências da USP, 2022. p. 134–146. Disponível em: <https://repositorio.usp.br/item/003121499>. Acesso em: 26 ago. 2024.

Ragossnig, Arne M.; Agamuthu, P. Plastic waste: Challenges and opportunities. *Waste Management & Research*, v. 39, n. 5, p. 629–630, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/0734242X211013428>. Acesso em: 19 set 2024.

Rajan, Kumar; Khudsar, Faiyaz A.; Kumar, Ram. Urbanization and population resources affect microplastic concentration in surface water of the River Ganga. *Journal of Hazardous Materials Advances*, v. 11, p. 100342, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2023.100342>. Acesso em: 25 fev. 2025.

Rani-Borges, B.; Vicente, E.; Pompêo, M. Plásticos e microplásticos: poluição em reservatórios. In: Pompêo, M.; Moschini-Carlos, V.; López-Doval, J. C. (Orgs.). *Aspectos da ecotoxicidade em ambientes aquáticos*. São Paulo: Instituto de Biociências da USP, 2022. p. 1–20. Disponível em:

[http://ecologia.ib.usp.br/portal/ecotoxicidade/index\\_arquivos/0\\_all\\_book\\_ecotoxicidade.pdf](http://ecologia.ib.usp.br/portal/ecotoxicidade/index_arquivos/0_all_book_ecotoxicidade.pdf). Acesso em: 23 jan. 2024.

Razeghi, Nastaran *et al.* Técnicas de amostragem de microplásticos em águas doces e sedimentos: uma revisão. *Environmental Chemistry Letters*, v. 19, n. 6, p. 4225–4252, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10311-021-01227-6>. Acesso em: 21 set. 2023.

Rocha, Ingrid Pinheiro *et al.* Rio Mearim e os riscos de desastres urbanos e ambientais: atuação da Defesa Civil estadual em um município do Nordeste brasileiro. *Peer Review*, v. 5, n. 8, p. 270–289, 2023. Disponível em: [https://www.academia.edu/102991491/Rio\\_Mearim\\_e\\_os\\_riscos\\_de\\_desastres\\_urbanos\\_e\\_ambientais\\_atua%C3%A7%C3%A3o\\_da\\_Defesa\\_Civil\\_estadual\\_em\\_um\\_munic%C3%A9pio\\_do\\_Nordeste\\_brasileiro](https://www.academia.edu/102991491/Rio_Mearim_e_os_riscos_de_desastres_urbanos_e_ambientais_atua%C3%A7%C3%A3o_da_Defesa_Civil_estadual_em_um_munic%C3%A9pio_do_Nordeste_brasileiro). Acesso em: 02 mar. 2024.

Rocha, Jeremias da Conceição; Carvalho, Ana Caroline Lustosa de Melo; MELO, Andiana Garcez de Sousa Silva; Ximenes, Dayara da Silva; Jorge, Marianna Basso; Oliveira, Lucas de Sousa. Qualidade da água do Rio Mearim no município de Pedreiras (MA): impacto da intervenção humana. *Terra e Didática*, Campinas, SP, v. 21, n. 00, p. e025003, 2025. DOI: 10.20396/td.v21i00.8677880. Disponível em: <https://periodicos.sbu.unicamp.br/ojs/index.php/td/article/view/8677880>. Acesso em: 26 fev. 2025.

Rowley, Katharine H. *et al.* London's river of plastic: High levels of microplastics in the Thames water column. *Science of the Total Environment*, v. 740, p. 140018, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140018>. Acesso em: 25 fev. 2025.

Sapea. Conselhos Científicos para Políticas das Academias Europeias, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.26356/microplastics>. Acesso em: 22 mar. 2025

Sarkar, Dhruva Jyoti *et al.* Microplastics removal efficiency of drinking water treatment plant with pulse clarifier. *Journal of Hazardous Materials*, v. 413, p. 125347, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125347>. Acesso em: 20 set. 2024.

Segovia-Mendoza, Mariana *et al.* How microplastic components influence the immune system and impact on children health: Focus on cancer. *Birth Defects Research*, v. 112, n. 17, p. 1341–1361, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/bdr2.1779>. Acesso em: 21 mar. 2025.

Sforzi, Laura *et al.* (Micro-) Plastics in saturated and unsaturated groundwater bodies: First evidence of presence in groundwater fauna and habitats. *Sustainability*, v. 16, n. 6, p. 2532, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su16062532>. Acesso em: 05 fev. 2025.

Sighicelli, Maria *et al.* Poluição micro plástica nas águas superficiais dos lagos subalpinos italianos. *Environmental Pollution*, v. 236, p. 645–651, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.024>. Acesso em: 03 jun. 2024.

Siwach, Sneha *et al.* Unveiling the ecotoxicological impact of microplastics on organisms—the persistent organic pollutant (POP): A comprehensive review. *Journal of Contaminant Hydrology*, p. 104397, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2024.104397>. Acesso em: 2 fev. 2025.

Sobral, Paula. *Oceano de plástico*. Fundação Francisco Manuel dos Santos, 2022. Disponível em: <https://ffms.pt/pt-pt/livraria/oceano-de-plastico>. Acesso em: 25 set. 2024.

Sol, Daniel *et al.* A standard analytical approach and establishing criteria for microplastic concentrations in wastewater, drinking water and tap water. *Science of the Total Environment*, p. 165356, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159609>. Acesso em: 02 out. 2024.

Sousa, Antonio Jadson Rocha. Impactos socioambientais provocados pelas inundações do rio Mearim no município de Pedreiras, Maranhão, 2023. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Geografia) – Universidade Federal do Tocantins, Araguaína, 2023. Disponível em: <https://repositorio.uft.edu.br/handle/11612/4892>. Acesso em: 23 jan. 2025.

Su, L.; Xue, Y.; Li, L.; Yang, D.; Kolandhasamy, P.; Li, D.; Shi, H. Microplásticos em Lago Taihu, China. *Environmental Pollution*, v. 216, p. 711–719, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.036>. Acesso em: 23 ago. 2024.

Sui, Qi *et al.* Spatiotemporal distribution, source identification and inventory of microplastics in surface sediments from Sanggou Bay, China. *Science of the Total Environment*, v. 723, p. 138064, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138064>. Acesso em: 15 jan. 2025.

Surana, Deepti *et al.* Microplastic fibers in different environmental matrices from synthetic textiles: Ecotoxicological risk, mitigation strategies, and policy perspective. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, p. 112333, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.112333>. Acesso em: 05 mar. 2025.

Taghipour, Hassan *et al.* Tracking microplastics contamination in drinking water in Zahedan, Iran: From source to consumption taps. *Science of the Total Environment*, v. 872, p. 162121, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162121>. Acesso em: 21 set. 2024.

Tamargo, A.; Molinero, N.; Reinoso, J. J.; Alcolea-Rodriguez, V.; Portela, R.; BañareS, M. A.; Fernández, J. F.; Moreno-ArribaS, M. V. PET microplastics affect human gut microbiota communities during simulated gastrointestinal digestion, first evidence of plausible polymer biodegradation during human digestion. *Scientific Reports*, v. 12, p. 1–15, 2022 Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-04489-w>. Acesso em: 03 abril 2025.

Tong, Huiyan *et al.* Occurrence and identification of microplastics in tap water from China. *Chemosphere*, v. 252, p. 126493, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126493>. Acesso em: 06 dez. 2024.

Upadhyay, Sweta *et al.* Microplastics in freshwater: Unveiling sources, fate, and removal strategies. *Groundwater for Sustainable Development*, p. 101185, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2024.101185>. Acesso em: 04 jan. 2025

Vdovchenko, Alena; Resmini, Marina. Mapping microplastics in humans: Analysis of polymer types and shapes in food and drinking water—a systematic review. *International Journal of Molecular Sciences*, v. 25, n. 13, p. 7074, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ijms25137074>. Acesso em: 22 dez. 2024.

Vivekanand, A. C.; Mohapatra, S.; Tyagi, V. K. Microplastics in aquatic environment: Challenges and perspectives. *Chemosphere*, v. 282, p. 131151, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.13>. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131151>. Acesso em: 25 jan. 2024.

Wang, Wenfeng *et al.* Poluição por microplásticos em águas doces interiores da China: Um estudo de caso em águas superficiais urbanas de Wuhan, China. *Science of the Total Environment*, v. 575, p. 1369–1374, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.213>. Acesso em: 20 fev. 2024.

Wang, Zhifeng; LIN, Tao; Chen, Wei. Occurrence and removal of microplastics in an advanced drinking water treatment plant (ADWTP). *Science of the Total Environment*, v. 700, p. 134520, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134520>. Acesso em: 27 out. 2024.

WEI, Yifan *et al.* Microplastic distribution and influence factor analysis of seawater and surface sediments in a typical bay with diverse functional areas: A case study in Xincun lagoon, China. *Frontiers in Environmental Science*, v. 10, p. 829942, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.829942>. Acesso em: 20 ago. 2024.

Weideman, Eleanor A.; Perold, Vonica; Ryan, Peter G. Little evidence that dams in the Orange–Vaal River system trap floating microplastics or microfibrils. *Marine Pollution*

*Bulletin*, v. 149, p. 110664, 2019. Disponível em:  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110664>. Acesso em: 23 jan. 2025.

Weng, Yue *et al.* Potential health risks of microplastic fibres release from disposable surgical masks: Impact of repeated wearing and handling. *Journal of Hazardous Materials*, v. 470, p. 134219, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.134219>. Acesso em: 16 fev. 2025.

Wu, S.; Wu, M.; Tian, D.; Qiu, L.; Li, T. Effects of polystyrene microbeads on cytotoxicity and transcriptomic profiles in human Caco-2 cells. *Environmental Toxicology*, v. 35, p. 495–506, 2020. <https://doi.org/10.1002/tox.22885>. Disponível em:  
<https://doi.org/10.1002/tox.22885>. Acesso em: 17 mar. 2025.

Xu, Jun-Li *et al.* A review of potential human health impacts of micro- and nanoplastics exposure. *Science of the Total Environment*, v. 851, p. 158111, 2022. Disponível em:  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158111>. Acesso em: 22 fev. 2025.

Xu, M.; Halimu, G.; Zhang, Q.; Song, Y.; Fu, X.; Li, Y.; Li, Y.; Zhang, H. Internalization and toxicity: A preliminary study of effects of nanoplastic particles on human lung epithelial cell. *Science of the Total Environment*, v. 694, p. 133794, 2019. Disponível em:  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133794>. Acesso em: 03 mar. 2025.

Yang, D.; Shi, H.; Li, L.; Li, J.; Jabeen, K.; Kolandhasamy, P. Poluição microplástica em sais de cozinha da China. *Environmental Science and Technology*, v. 49, p. 13622–13627, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03163>. Acesso em: 11 jun. 2024.

Yang, Ling *et al.* Microplastics in drinking water: A review on methods, occurrence, sources, and potential risks assessment. *Environmental Pollution*, p. 123857, 2024. Disponível em:  
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123857>. Acesso em: 02 jul. 2024.

Yao, L.; Hui, L.; Yang, Z.; Chen, X.; Anranxiao. Freshwater microplastics pollution: detecting and visualizing emerging trends based on Citespace II. *Chemosphere*, v. 233, p. 125627, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125627>. Acesso em: 21 jun. 2024.

Yu, X.; Lang, M.; Huang, D.; Yang, C.; Ouyang, Z.; Guo, X. Photo-transformation of microplastics and its toxicity to Caco-2 cells. *Science of the Total Environment*, v. 806, p. 150954, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150954>. Acesso em: 13 abril 2025.

Zaini, Nurfadhilah *et al.* Plastic pollution and degradation pathways: A review on the treatment technologies. *Heliyon*, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e17345>. Acesso em: 18 maio 2024.

Zanandrea, Franciele; MICHEL, Gean Paulo; MUNOZ ESPINOSA, Hector Raul. Análise de frequência de volumes, durações e picos de inundações na bacia do rio Mearim-MA. In: *Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos (22.: Florianópolis, 2017)*. Anais [recurso eletrônico]. Porto Alegre: ABRH, 2017. Disponível em: <https://anais.abrhidro.org.br/jobs.php?Event=60&pNum=2>. Acesso em: 27 maio 2024.

Zhang, K.; SU, J.; Xiong, X.; Wu, X.; Wu, C.; Liu, J. Microplastic pollution of lakeshore sediments from remote lakes in Tibet plateau, China. *Environmental Pollution*, v. 219, p. 450–455, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.048>. Acesso em: 23 jun. 2024.

Zhang, Xin *et al.* Microplastics' pollution and risk assessment in an urban river: A case study in the Yongjiang River, Nanning City, South China. *Exposure and Health*, v. 12, n. 2, p. 141–151, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12403-018-00296-3>. Acesso em: 28 set. 2024.

Zhao, Bosen *et al.* The potential toxicity of microplastics on human health. *Science of the Total Environment*, p. 168946, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168946>. Acesso em: 28 jan. 2025.

Zhao, Wenyu *et al.* Seasonal variations of microplastics in surface water and sediment in an inland river drinking water source in southern China. *Science of the Total Environment*, v. 908, p. 168241, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168241>. Acesso em: 18 jan. 2025.

Zhao, Xiaoli *et al.* Color: An important but overlooked factor for plastic photoaging and microplastic formation. *Environmental Science & Technology*, v. 56, n. 13, p. 9161–9163, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c02402>. Acesso em: 12 maio 2024.

Zuccarello, P. *et al.* Exposure to microplastics (< 10 µm) associated to plastic bottles mineral water consumption: The first quantitative study. *Water Research*, v. 157, p. 365–371, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.03.091>. Acesso em: 25 out. 2024.