UNIVERSIDADE ESTADUAL DA REGIÃO TOCANTINA DO MARANHÃO
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS, NATURAIS E TECNOLÓGICAS
CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

NAILTHON NEPONUCENA DA SILVA

AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO POR MICROPLÁSTICOS EM ORGANISMOS ZOOPLANCTÔNICOS NA PORÇÃO FINAL DA REGIÃO DE IMPACTO DA USINA HIDRELÉTRICA DE ESTREITO

Imperatriz – MA
2025

NAILTHON NEPONUCENA DA SILVA

AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO POR MICROPLÁSTICOS EM ORGANISMOS ZOOPLANCTÔNICOS NA PORÇÃO FINAL DA REGIÃO DE IMPACTO DA USINA HIDRELÉTRICA DE ESTREITO

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Centro de Ciências Exatas, Naturais e Tecnológicas – CCENT, da Universidade Estadual da Região Tocantina do Maranhão – UEMASUL, do curso Ciências Biológicas.

Orientador(a): Prof. Dr. Marcelo Francisco da Silva

Imperatriz – MA

2025

S586a

Silva, Nailthon Neponucena da

Avaliação da contaminação por microplásticos em organismos zooplanctônicos na porção final da região de impacto da usina hidrelétrica de Estreito. / Nailthon Neponucena da Silva. – Imperatriz, MA, 2025.

39 f.; il.

Trabalho de Conclusão de Curso (Ciências Biológicas) – Universidade Estadual da Região Tocantina do Maranhão – UEMASUL, Imperatriz, MA, 2025.

1. Zooplâncton. 2. Microplástico. 3. Ecossistemas aquáticos. 4.Imperatriz - MA. I. Título.

CDU 595.324(812.1)

Ficha elaborada pelo Bibliotecário: **Mateus de Araújo Souza CRB13/955**

NAILTHON NEPONUCENA DA SILVA

AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO POR MICROPLÁSTICOS EM ORGANISMOS ZOOPLANCTÔNICOS NA PORÇÃO FINAL DA REGIÃO DE IMPACTO DA USINA HIDRELÉTRICA DE ESTREITO

Banca Examinadora:

Documento assinado digitalmente
gov.br
MARCELO FRANCISCO DA SILVA
Data: 29/07/2025 07:44:22-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Prof. Dr. Marcelo Francisco da Silva

Doutor em Biologia de Agentes Infecciosos e Parasitários

Universidade Estadual da Região Tocantina do Maranhão

Documento assinado digitalmente
gov.br
ANTONIO EXPEDITO FERREIRA BARROSO DE CA
Data: 29/07/2025 10:43:46-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Prof. Me. Antonio Expedito Ferreira Barroso de Carvalho

Mestre em Ciências Florestais

Universidade Estadual da Região Tocantina Do Maranhão

Documento assinado digitalmente
gov.br
JOAQUIM PAULO DE ALMEIDA JUNIOR
Data: 29/07/2025 09:13:00-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Prof. Dr. Joaquim Paulo de Almeida Junior

Doutor em Ciências e Tecnologias Ambientais

Universidade da Região Tocantina Do Maranhão

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho a Dona Antonia e Seu Francisco, pais guerreiros e meus maiores orgulhos.

AGRADECIMENTOS

A todas as partes componentes desse caminho, aos que ficaram e aos que seguiram. Tenho orgulho de dizer que não cheguei sozinho, de fazer parte desse ciclo de pessoas. Em momentos ruins tive ombros amigos, nos bons, tive companhia, afinal a felicidade só é real quando compartilhada.

Em específico agradeço à minha família, aos meus pais, Antonia e Francisco, por ter me apoiado e acreditado desde o início em cada escolha, compreendendo e segurando a barra em minha freqüente ausência, torcendo e comemorando cada pequena vitória. Meus irmãos Nathália, Mauro Henrique e Nathaly, companheiros de vida, amigos, que tanto me incentivaram em todos os momentos, serei eternamente grato pelo apoio emocional e financeiro quando mais precisei.

Aos amigos de diferentes círculos que me adoraram. À Ingrid Fernanda e Isabel, pelo companheirismo e refúgio nas mais variadas adversidades, vocês são partes importantes nesse processo. Pelos momentos marcantes vividos ao lado de Laura, Duda Murari e especialmente Mayara, a minha parceira de fuga, vocês fizeram tudo mais especial. Não esquecendo as reuniões banhadas a gargalhadas com meu amigo Joerdson, tu me traz leveza. Sou grato aos meus irmãos de laboratório, sobretudo Arabutã, Isis e João Henrique tenho, muito orgulho da trajetória de cada um, nossas reuniões e discussões foram vitais para o meu desenvolvimento na graduação.

Meus pais científicos Expedito, orientador de I.C. que me impulsionou com todos os conselhos e ensinamentos, admiro o profissional e a mente pensante que o senhor é, serei eternamente grato. Agradeço o Marcelo que me adotou, apostando e acreditando em todas as mais mirabolantes idéias, todos os passos que dei dentro da área, experiências de laboratório a campo, seja dentro da universidade ou no meio profissional, tiveram grandes influências do senhor, sou e serei eternamente grato pela confiança.

À Universidade Estadual da Região Tocantina do Maranhão (UEMASUL) e a todos os seus profissionais que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste estudo, propiciando um ambiente favorável ao desenvolvimento acadêmico e científico.

EPÍGRAFE

“Animais: que termo confuso! O que o gafanhoto e o lobo têm em comum além do fato de não serem humanos? Quem é mais parecido: o lobo e o gafanhoto, ou o lobo e eu?”

J. M. Coetzee, Contos morais

RESUMO

Os microplásticos (MPs), partículas poliméricas menores que 5 mm, configuram-se como marcadores ambientais do A*ntropoceno* devido à sua ubiquidade nos ecossistemas aquáticos, resultantes da fragmentação de plásticos maiores (secundários) ou produção intencional em escala microscópica (primários, como microesferas cosméticas e fibras têxteis). Sua dinâmica em corpos hídricos é modulada por fatores hidrológicos, atividades antrópicas e características morfológicas (fibras, fragmentos, filmes, espumas), com estudos globais apontando concentrações que variam de 10^{-3} a 10^{5} partículas/m³. Neste contexto, a presente pesquisa investigou a contaminação por MPs em zooplâncton da região de influência da Usina Hidrelétrica de Estreito (UHE), no médio Rio Tocantins, área estratégica pela confluência de pressões urbanas, industriais e hidrodinâmicas. A metodologia comparativa usando amostras de 2014 e 2025 envolveu coletas superficiais em três pontos ,montante, jusante da barragem e Porto Franco, com redes de plâncton com fibra de 68 µm, seguida de triagem taxonômica separando zooplâncton como Cladocera, Copepoda Cyclopoida e Calanoida, e em seguida submetendo a digestão ácida (HNO_3 a 65%) para extração de partículas internas e caracterização morfológica via microscopia. Os resultados apontaram que, embora MPs livres de morfotipos fragmentos, filmes, fibras persistam na coluna d'água em ambos os períodos, a ingestão por organismos zooplanctônicos foi detectada apenas em 2014, com quatro partículas entre 7,25 a 14,33 µm identificadas em Cladocera e Copepoda, predominantemente fibras e fragmentos associáveis a fontes urbanas. A ausência de MPs internos nas amostras de 2025 correlacionou-se com uma redução média de 26,95% no tamanho dos Calanoida e 30,39% nos Cladocera, podendo sugerir que dimensões corporais menores limitaram a ingestão, além de possíveis variações na disponibilidade de alimento natural ou eficiência de filtragem. A discrepância temporal destaca a complexidade dos processos ecológicos envolvidos na contaminação, reforçando que a presença ambiental de MPs não se traduz linearmente em bioabsorção, mas depende de interações entre morfologia partícula-predador, condições tróficas e variáveis hidrossedimentológicas. Conclui-se que, embora a bacia Tocantins-Araguaia apresente vulnerabilidade à poluição por MPs, demonstrada pela contaminação histórica do zooplâncton, fatores regulatórios biológicos e ambientais podem atenuar sua incorporação na cadeia alimentar. Estudos futuros devem priorizar a identificação química dos polímeros (e.g., espectroscopia FTIR), amostragens sazonais e análise de contaminantes adsorvidos (HAPs, pesticidas) para dimensionar riscos ecotoxicológicos reais neste ecossistema estratégico.

Palavras-chave: Microplástico; Zooplâncton; Crustáceos; Ecologia; Ecotoxicologia.

ABSTRACT

Microplastics (MPs), polymeric particles smaller than 5 mm, are environmental markers of the Anthropocene due to their ubiquitous presence in aquatic ecosystems, resulting from the fragmentation of larger plastics (secondary) or intentional production on a microscopic scale (primary, such as cosmetic microspheres and textile fibers). Their dynamics in water bodies are modulated by hydrological factors, anthropic activities and morphological characteristics (fibers, fragments, films, foams), with global studies indicating concentrations ranging from 10^{-3} to 10^{5} particles/m^3. In this context, the present research investigated the contamination by MPs in zooplankton from the region of influence of the Estreito Hydroelectric Power Plant (UHEE), in the middle Tocantins River, a strategic area due to the confluence of urban, industrial and hydrodynamic pressures. The comparative methodology using samples from 2014 and 2025 involved surface collections at three points, upstream and downstream of the dam and Porto Franco, with plankton nets with 68 µm fiber, followed by taxonomic screening separating zooplankton as Cladocera, Copepoda Cyclopoida and Calanoida, and then subjecting them to acid digestion (HNO_3 a 65%) for internal particles and morphological characterization via microscopy. The results indicated that, although MPs free of fragments, films, and fibers morphotypes persist in the water column in both periods, ingestion by zooplanktonic organisms was only detected in 2014, with four particles between 7.25 and 14.33 µm identified in Cladocera and Copepoda, predominantly fibers and fragments associated with urban sources. The absence of internal MPs in the 2025 samples correlated with an average reduction of 26.95% in the size of Calanoida and 30.39% in Cladocera, suggesting that smaller body dimensions limit ingestion, in addition to possible variations in the availability of natural foods or filtration efficiency. The temporal discrepancy highlights the complexity of the ecological processes involved in pollution, reinforcing that the environmental presence of MPs does not translate linearly into bioabsorption, but depends on interactions between particle-predator morphology, trophic conditions and hydrosedimentological variables. It is concluded that, although the Tocantins-Araguaia basin presents vulnerability to MPs pollution, demonstrated by historical zooplankton contamination, biological and environmental regulatory factors can mitigate their incorporation into the food chain. Future studies should prioritize the chemical identification of polymers (e.g., FTIR spectroscopy), seasonal sampling and analysis of adsorbed contaminants (PAHs, pesticides) to measure real ecotoxicological risks in this strategic ecosystem.

Keywords: Microplastic; Zooplankton; Crustaceans; Ecology; Ecotoxicology.

UEMASUL

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Exemplos de partículas livres de MPs encontradas mas não contabilizados das amostras analisadas do Rio Tocantins na porção final da área de impacto da UHEE… 28

Figura 2. Prancha com os grupos identificados e contabilizados das amostras analisadas do Rio Tocantins na porção final da área de impacto da UHEE 29

Figura 3. Prancha com exemplos de organismos observados mas não contabilizados das amostras analisadas do Rio Tocantins na porção final da área de impacto da UHEE 30

Figura 4. Prancha com exemplos de Microplásticos observados nas amostras analisadas do Rio Tocantins na porção final da área de impacto da UHEE 30

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Categorias adotadas para identificação morfológica dos Microplásticos e suas principais aplicações (Free et al., 2014). 26

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1. Relação de média de tamanho em µm do zooplâncton analisado nos pontos amostrais entre os anos 2014 e 2025 31

LISTA DE SIGLAS

MP – Microplástico

PP – Polipropileno

PET – Polietileno Tereftalato

PE – Polietileno

PS – Poliestireno

PVC – Policloreto de Vinila

POCs – Pesticidas Organoclorados

BPCs – Bifenilos Policlorados

HAPs – Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos

UHE – Usina Hidrelétrica de Estreito

UEMASUL

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 15

2 REVISÃO DE LITERATURA 16

2.1 Microplásticos: características e distribuição 16

2.2 Microplásticos e a contaminação ambiental 17

2.3 Zooplânctons em águas continentais 18

2.4 Contaminação por microplásticos na biota 20

2.5 Características socioeconômicas do município de Estreito, Maranhão 23

2.6 Usina Hidroelétrica de Energia de Estreito (UHEE) 24

3 OBJETIVOS 24

3.1 Objetivo Geral 24

3.2 Objetivos Específicos 24

4 MATERIAIS E MÉTODOS 24

4.1 Área de estudo 24

4.2 Plano de amostragem e coleta 25

4.3 Processamento do material coletado 25

4.4 Digestão da matéria orgânica e triagem 26

4.5 Caracterização e quantificação do microplástico 26

4.5 Tabulação dos dados 27

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO 27

5.1 Identificação e contaminação do zooplâncton 28

6 CONCLUSÃO 28

REFERÊNCIAS 33

1 INTRODUÇÃO

A ampla distribuição do microplástico no planeta o tornou onipresente nos vastos ambientes terrestres. Sua alta produção ligada a sua fácil dispersão o fez símbolo de uma possível nova era geológica, o Antropoceno, sendo um período caracterizado principalmente pela elevada influência das atividades humanas no planeta. Assim, mesmo que nenhum indivíduo tenha chegado a todos os pontos da terra, os produtos provenientes da vida humana, chegaram, seja por meio de rios e mares ou pelo ar, como ocorre em casos de dispersão de plásticos e defensivos agrícolas (BACONE et al., 2020; CRUTZEN, 2006; HEINRICH et al., 2023; ZALASIEWICZ et al., 2016;).

Microplásticos são partículas de polímeros menores que 5 mm, podendo ser fragmento ou porções inteiras de plásticos, possuindo formatos e composições diversas, do qual se destacam o polipropileno (PP), polietileno (PE), policloreto de vinila (PVC), poliestireno (PS) e polietileno tereftalato (PET) como os resíduos plásticos mais presentes na natureza (FORK et al., 2017; LI et al. 2016; MEI et al. 2020).

Porém, para que tais microplásticos estejam fragmentados e biodisponibilizados para um maior número de espécies são necessários processos no ambiente que quebram o macroplástico como a degradação UV, oxidação, fragmentação e biodegradação, ou até mesmo processos presentes na produção como o design de produtos e embalagens que criam microplásticos como o pallet (DRIS R. et al., 2016).

Em relação à água doce, as microfibras e microesferas de plástico são dois dos principais morfotipos presentes, decorrentes em particular de várias atividades antropogênicas. Foi relatado que uma única lavagem pode liberar cerca de 1900 microfibras sintéticas em água doce, e cerca de 8 bilhões de microesferas são liberadas diariamente por Estações de Tratamento de Águas Residuais (Bergmann et al. 2015; Browne et al. 2008; Klein et al. 2018).

Com a grande disponibilidade, até mesmo as espécies mais basais da cadeia trófica interagem com esse microplástico, como as algas, que quando entram em contato com tais resíduos podem apresentar estresse oxidativo, alteração da expressão gênica e uma série de danos estruturais às células interferindo diretamente na produção fotossintética e reprodução (LAGARDE et al. 2016; MAO et al. 2018). A partir da contaminação dos organismos fotossintetizantes, consumidores primários como o cladocero planctônico *Daphnia magna* ao ingerir o fitoplâncton contamina-se, bioacumulando e levando a contaminação a consumidores secundários como peixes de importância comercial e demais cadeia trófica

(OLIVEIRA E ALMEIDA, 2019; PENG et al., 2020; WORM et al., 2017).

Esses polímeros já foram detectados em mais de 200 espécies, incluindo todos os níveis tróficos em ambiente marinho (LUSHER ET AL. 2017; DIAS. 2016; MURRAY E COWIE 2011 VAN CAUWENBERGHE et al. 2014; ROCHMAN et al. 2015). A exposição a esses resíduos de polímeros foram demonstrados em experimentos nos níveis genético, celular, populacional e comunitário, podendo causar mudanças comportamentais, efeitos de fecundidade e maturidade, mudanças na fisiologia hormonal e danos ao DNA, e outros fatores de vida do indivíduo infectado (NOBRE et al., 2015; LACERDA et al., 2019; NOBRE et al., 2020; DHARMADASA, et al., 2021; BROWNE et al., 2008; FARRELL NELSON, 2013;)

No entanto estudos a respeito da contaminação de zooplâncton de água doce, em habitats naturais são escassos, havendo até o presente momento poucas publicações a respeito da contaminação de zooplâncton de grandes bacias hidrográficas como a Bacia Hidrográfica Tocantins-Araguaia. A relevância do zooplâncton na dinâmica de um ecossistema aquático, especialmente na ciclagem de nutrientes e no fluxo de energia, faz com que tais organismos tenham papeis centrais na perpetuação do ecossistema. O estudo de tal grupo se mostra de grande importância na compreensão da saúde do ecossistema (ESTEVES., 2011).

A análise da presença de micropartículas plásticas em comunidades zooplanctônicas podem oferecer subsídios críticos para avaliar a saúde ambiental do Rio Tocantins, especialmente ao identificar ordens taxonômicas chaves, fundamentais para a dinâmica trófica e efeito cascata sobre predadores diretos como peixes planctívoros e indiretos como aves piscívoras e até mesmo humanos. Este enfoque integrado não apenas quantifica a magnitude da contaminação, mas também possibilita futuros estudos com a modelagem de processos como bioacumulação.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Microplásticos: características e distribuição

Segundo GALGANI et al. (2013) microplásticos podem ser definidos como polímeros plásticos entre 25µm e 5 mm, havendo também mesoplásticos entre 5mm e 2,5cm, já o termo nanoplástico tem sido utilizado pelo autor como fragmentos entre 1 e 1000 nm. No entanto, existem uma grande variedade quanto ao reconhecimento por meio do diâmetro, identificando como MP partículas entre 0,001 e 1 mm, ou menores que 1 µm (COSTA et al.,2016; GIGAULT et al.,2018; KARAMI et al., 2018). Tal diversidade de metodologias tanto na

identificação quanto na coleta acaba dificultando na unificação e comparação de dados obtidos.

Há também classificações que levam em consideração a origem do resíduo polimérico, dos quais as partículas já fabricadas em escala milimétrica e submilimétrica para uso industrial ou comercial como os usadas na fabricação de diversos produtos de higiene pessoal e cosméticos, assim como fibras sintéticas utilizadas para fabricação de roupas, como o poliéster são classificadas como MP primário. Os Microplásticos secundários, por outro lado, são formados pela fragmentação de pedaços maiores, que sofrem os fatores de intemperismo, como impactos, ressecamento por foto-oxidação, termo-oxidação, hidrólise e ação microbiana (XU et al., 2020; POMPEO et al., 2022).

Associada à categoria anterior também é citada outra classificação levando em consideração a morfologia, havendo as fibras/linhas, espumas, pellets, fragmentos e filmes/folha. A partir da identificação morfológica é possível supor sua origem de fabricação, dos quais os pellets podem ser material residual de indústrias e produtos, classificando-se como de origem primária. Por outro lado, fibras/linhas, espumas, fragmentos e filmes/folha são geralmente de origem secundária, como a lavagem de tecidos sintéticos, degradação de materiais como sacolas ou pneus de automóveis sendo assim em sua maioria provenientes de fontes secundárias (XU et al., 2020; POMPEO et al., 2022).

2.2 Microplásticos e a contaminação ambiental

A contaminação por microplásticos é reconhecida como um desafio ambiental global, com impactos documentados em todos os ecossistemas, incluindo marinhos e de águas continentais. Tal fato teve início no século XIX, quando teve início a produção e comercialização dos plásticos, ocorrendo significativa expansão no século XX, sendo observado pela primeira vez nos anos de 1971 e 1972 por Buchanan, Carpenter e Smith no ambiente marinho (PLASTIC EUROPE, 2017; REVEL et al., 2018; BUCHANAN, 1971; CARPENTER et al., 1972)

A pesquisa sobre microplásticos em água doce também se concentrou na avaliação de predisposições em águas mais calmas, incluindo lagos, lagoas, pântanos e represas (BER-TOLDI et al., 2021; WANG et al., 2017). Essas águas lênticas podem ser substancialmente afetadas pela poluição por microplásticos presente em córregos e rios contribuintes (MIGWI et al., 2020). Um número maior de estudos revisados coletou amostras

em corpos d'água correntes do que em águas paradas, com poucos estudos fazendo amostragem de ambos os tipos de corpos d'água.

Apesar dos plásticos já apresentarem pontos negativos por seus fatores físicos, como difícil degradação e persistência na cadeia trófica, outros fatores agravantes incluem a presença de compostos orgânicos como ftalatos, adicionados durante a fabricação para melhorar aspectos como cor, resistência e flexibilidade, os quais são facilmente liberados no ambiente (TOWN et al., 2018). VRANA et al. (2005) relataram a afinidade de ligação consideravelmente alta dos MPs com contaminantes emergentes, como hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs), pesticidas organoclorados (POCs) e bifenilos policlorados (BPCs). Estes compostos formam ligações não covalentes com grupos funcionais da superfície dos MPs, que podem ser facilmente quebradas por mudanças no pH, liberando contaminantes no ambiente aquático ou em organismos e introduzindo tais resíduos químicos na cadeia trófica (ZHANG et al., 2017).

Ambientes urbanos destacam-se como pontos críticos, onde o solo pode acumular 4 a 23 vezes mais partículas que oceanos, atuando como reservatório e liberando resíduos via lixiviação, com destaque para a influência de aterros e lixões (SOUZA et al., 2018; HE et al., 2019). Em estações chuvosas, fluxos mais extremos podem variar a poluição por microplásticos em corpos d'água e ressuspender partículas que antes estavam presas em sedimentos sendo assim diretamente influenciado por fatores espaciais e temporais (HURLEY et al., 2018). Investigar essas áreas, especialmente em águas continentais, é fundamental para compreender comportamento, densidade e fluxos de microplásticos, elementos essenciais para estratégias de gestão ambiental (ROCHMAN et al., 2018).

O crescimento populacional e a expansão urbana ao longo de rios, como o Tocantins, intensificam a entrada de MPs via esgoto não tratado e resíduos sólidos, onde a presença de MPs (fragmentos e fibras) foi associada à pressão urbana e turística (Silveira, 2019). No médio rio Tietê (SP), análises detectaram altas concentrações de nutrientes e microplásticos (até 814 partículas/m³), utilizando metodologias de coleta em redes e digestão química. A contaminação foi maior no rio principal (associada à poluição urbana), enquanto tributários apresentaram variações sazonais influenciadas por atividades rurais (SILVA, 2023).

2.3 Zooplâncton em águas continentais

O zooplâncton constitui um termo genérico que abrange um grupo diversificado de organismos heterotróficos, englobando tanto representantes dos protistas quanto dos metazoários, distribuídos em distintas categorias sistemáticas. Sua característica ecológica

unificadora é a dependência da coluna d'água como habitat essencial. Dentro desse grupo, os organismos zooplanctônicos que completam integralmente seu ciclo de vida associado à coluna d'água são classificados como holoplâncton. Em contrapartida, aqueles que ocupam este habitat apenas temporariamente, como as larvas *veligers* de moluscos bentônicos, durante fases específicas de seu desenvolvimento, são categorizados como meroplâncton (ESTEVES, 2011).

Esses também podem ser organizados quanto a região habitada, onde indivíduos que vivem na coluna d'água, em águas abertas e são totalmente adaptados à vida planctônica são classificados como pelágicos, em contrapartida, as espécies litorâneas são organismos que vivem na vegetação aquática próximas a margem, não sendo verdadeiramente planctônicos. Estes correspondem à maior diversidade em habitats de água doce (SUTHERS., 2009; ESTEVES, 2011).

Os principais grupos que integram a biota zooplanctônica de águas continentais são larvas de peixes e insetos, copépodes, cladóceros, rotíferos e protozoários e em com menos freqüência também podem ser encontrados platelmintos, cnidários, ovos de moluscos e crustáceos como os ostracodas. Com exceção do ictioplâncton, as espécies são relativamente menores e menos diversas em comparação com espécies marinhas (ESTEVES, 2011).

Os rotíferos, pertencentes às águas continentais, podem variar entre 50 a 2000μm. O seu rápido desenvolvimento, sem fase larval e a plasticidade do entre as espécies pertencentes ao filo permite a sua proliferação em diferentes ambientes onde estes são abundantes tanto em águas lênticas, quanto lóticas. No entanto, os verdadeiramente planctônicos pertencem a um pequeno número de famílias da classe Monogononta. Esses organismos são caracterizados principalmente pelo conjunto de cílios próximos ao conjunto bucal, que os auxiliam na captura de presas, que variam entre bactérias, fitoplâncton e em algumas espécies outros rotíferos (SUTHERS, 2009; ESTEVES, 2011).

Pertencentes a classe Branchiopoda dos crustáceos, a subordem cladocera é dividida em Anomopoda, Ctenopoda, Onichopoda e Haplopoda, constituem, unidos, aproximadamente 400 espécies conhecidas. Apesar de haver muitas espécies de cladóceros pelágicos, os litorâneos de ambientes lacustres, que habitam a vegetação e ambientes mais profundos compreendem a maior diversidade. A falta de fase larval, faz com que seu desenvolvimento seja rápido, podendo ter expectativa de vida variada entre as espécies, sem passar de 6 meses, com espécies como a *Daphinia galeata mendotae* podendo chegar a 150 dias (SUTHERS., 2009; ESTEVES, 2011). Os cladoceras são organismos filtradores que consomem

principalmente cianobactérias, bactérias e fitoplâncton, com apenas dois gêneros, *Polyphemus* e *Leptodora*, majoritariamente predador (SUTHERS, 2009).

Ainda do subfilo crustáceo, os Copépodos tem como principais representantes as ordens Calanoida, que predominantemente é constituída por espécies planctônicas, os Cyclopoidas que possuem representantes planctônicos e epibentônicos e a ordem Harpacticoida com a maioria das espécies vivendo em habitats bentônicos. Diferente dos cladóceros, os copépodos não possuem um desenvolvimento direto, passando por cinco etapas de mudança. Eclodidos, o tempo de vida da maioria das espécies é de seis meses a pouco mais de um ano com os calanoidas medindo em média de 2 a 1mm e os cyclópodas e harpacticoides raramente ultrapassando os 1mm em espécies continentais (ESTEVES, 2011; SUTHERS, 2009).

Assim como os cladóceros, e copépodos também são majoritariamente filtradores, com o fitoplâncton sendo o principal alimento consumido. No entanto há algumas exceções, como os ciclopoides, que são preferencialmente carnívoros alimentando-se principalmente de rotíferos, protozoários, microcrustáceos e larvas de insetos. Para a captura do alimento os copépodes contam com receptores químicos e físicos para a identificação do material ingerido. Em indivíduos predadores adultos, o tamanho médio dos organismos consumidos inteiros pode alcançar até 150μm, ou 400μm de organismos fragmentados (ESTEVES, 2011; SUTHERS, 2009).

2.4 Contaminação por microplásticos na biota

Os estudos relacionados à contaminação de plânctons em águas continentais, especialmente rios e córregos, ainda são escassos. No Brasil, as pesquisas em águas continentais focam-se predominantemente em regiões litorâneas, estuários e lagos. Mesmo quando abordam a contaminação de água por microplásticos, investigações sobre concentrações desses polímeros em corpos d'água continentais permanecem menos frequentes em comparação com ambientes marinhos.

O zooplâncton, atuando como consumidor primário nas cadeias alimentares aquáticas, podem alimentar-se de bactérias, detritos e fitoplâncton, influenciando diretamente a estrutura da comunidade fitoplanctônica e, consequentemente, afetando a função do ecossistema por meio de interações tróficas entre fitoplâncton, zooplâncton e peixes (CHEN et al., 2020). Assim, o zooplâncton ocupa posição crucial na manutenção do equilíbrio biológico aquático (LI et al., 2019). Na avaliação da qualidade da água e saúde do ecossistema, espécies

zooplanctônicas sensíveis a mudanças ambientais são frequentemente selecionadas como bioindicadoras (SHIN et al., 2022). Portanto, explorar a relação entre comunidades zooplanctônicas e fatores ambientais é essencial não apenas para a saúde do ecossistema e monitoramento da qualidade da água, mas também para compreender processos ecológicos em ecossistemas fluviais. De acordo com Litchman et al. (2013), estudos sobre estrutura e funcionamento dessas comunidades são componentes-chave para a compreensão global de ecossistemas aquáticos.

O zooplâncton é particularmente vulnerável à ingestão de MPs devido à semelhança de tamanho com suas presas naturais (ESTEVES, 2011). No entanto, alguns organismos são especialmente propensos à ingestão de MP, comportamentos realizados por protozoários, rotíferos, cladóceros e mexilhões de alimentar-se de materiais particulados suspensos faz com que partículas variadas entrem em seus organismos. A ingestão de MPs por esses tipos de alimentação foi demonstrada em vários estudos. Por exemplo, ciliados bacterívoros e herbívoros, flagelados, rotíferos e cladóceros podem se alimentar facilmente de esferas de plástico (SANDERS et al., 1989; THOUVENOT et al., 1999).

No entanto, tamanho e formato do MP podem ser grandes limitadores de sua ingestão por esses organismos. Zooplâncton filtradores de pequeno porte como *Daphnia magna* tendem a comer partículas entre 0,2 a 75ÿm, enquanto macrofiltradores consumem apenas partículas maiores que 2ÿm. Resultados de estudos sobre alimentação com esferas de polímero demonstram que diversos protozoários consomem eficientemente partículas de 0,5 µm (SANDERS et al., 1989); rotíferos se alimentam de partículas com tamanhos de 0,5, 3 e 6 µm (DANTAS et al., 2012); e cladóceros ingerem partículas de 0,5, 3, 6, 10 e 20 µm (OOMS et al., 1995). Em contra partida, copépodes calanoides atuam como macrofiltradores, consumindo partículas maiores que 2,1 µm, mas não ingerindo partículas de 0,5 µm (THOUVENOT et al., 1999). Algumas espécies com ampla faixa de tamanho alimentar demonstraram, ainda, comportamento seletivo ao forragear, priorizando determinados tamanhos quando expostas a diferentes frações. Um exemplo disso é a *Bosmina* sp., que ingeriu células de algas grandes, como as *Cosmarium* sp., a uma taxa seis vezes superior à de algas pequenas de pequeno porte, como as *Chlorella* sp., (BLEIWAS et al., 1985 PRICE. et al., 1988)

A dinâmica temporal da contaminação por MPs é pouco explorada em escalas decadais. Trabalhos como o de Schneider (2018) no Litoral Norte do RS identificaram maior acumulação na primavera (associada a ventos intensos e atividade turística) e menores concentrações no outono (devido à redução da energia das ondas), ressaltando a modulação

por fatores climáticos e antrópicos (SCHNEIDER, 2018; SILVA, 2020). Em Balneário Canto das Águas (BA), a combinação de redes de plâncton (64-160 μm) e análise em estereomicroscópio quantificou maior prevalência de filamentos e fragmentos em sedimentos próximos a áreas urbanas (SANTOS et al., 2020).

Apesar dos avanços, há carência de padrões metodológicos unificados para coleta e análise de MPs em água doce (QUEIROZ, 2022). Adicionalmente, poucos estudos brasileiros abordam séries temporais extensas, limitando a compreensão da evolução da contaminação. A ausência de legislação específica para MPs no Brasil reforça a necessidade de dados robustos para embasar políticas. Pesquisas como a de Silva (2022) demonstram a viabilidade de integrar análises de MPs em monitoramentos rotineiros de qualidade da água, orientando ações de saneamento, educação ambiental e regulamentação de descartes (CORAL-CHAMORRO, 2024).

2.5 Características socioeconômicas do município de Estreito, Maranhão

Estreito, cidade de pequeno porte na região intermediária e imediata de Imperatriz, na mesorregião Sul Maranhense, microrregião de Porto Franco, Limita-se ao ao Oeste com o Estado do Tocantins; Norte com os municípios de Porto Franco e São João do Paraíso; ao Sul com Carolina; ao Leste com São Pedro dos Crentes. Em 2022 tinha uma população de 33.294 habitantes e a densidade demográfica era de 12,24 habitantes por quilômetro quadrado. Em relação ao ranking estadual, a cidade fica nas posições 41 e 156 de 217. Na comparação com municípios de todo o país, ficou nas posições 988 e 4067 de 5570 (IBGE, 2024).

Em 09 de julho de 1982, onde foi elevado à categoria de município com a denominação de Estreito, pela lei estadual nº 4.416, ainda em 12 de maio de 1982. O espaço urbano de Estreito formou-se às margens do rio Tocantins, tendo neste o núcleo original da cidade. Com a construção da ponte e da rodovia Belém-Brasília, a cidade se expande em direção Leste. Fator de expansão da cidade foi, também, a construção da MA-138 e da BR-230, fazendo com que a cidade crescesse em direção as mesmas, em sentido Leste e Sul.

O município integra a bacia hidrográfica do rio Tocantins, que o atravessa a leste. Seus principais afluentes são os rios Itaueiras, Farinha e Feio, além de diversos córregos: Pau-de-Leite, Escondido, Daçu, Caboré, Ressaca, Taranco, Barreiro, Dois Irmãos, Bacabal, Bonito, Repartimento, Brejo Seco, São João, Passarinho, Grota do Jacu (ou Baixa Grande), Vão do Corrente e o riacho das Lajes. O ribeirão Santana também se destaca, com os córregos Urubu, Boa Vista, Pintada, Poço Escuro, Santa Isabel, Tapuia, Belém, Dois Irmãos,

Samambaia, Grota Vermelha, Brejo do Tabuleirão, Cajueiro, Guardião e Cachoeira. Outros cursos d'água relevantes incluem os córregos Passagem da Volta, Buriti Seco, Brejo da Ilha, Bacabinha, riacho São José e Grota Vermelha.

A indústria em Estreito iniciou-se ainda nos anos 60, com a implantação de uma cerâmica. Na seqüência, foram instalados a Caixa Econômica Federal, em 1973, primeiro banco da vila, e os Correios. A inauguração da ponte Juscelino Kubitschek impulsionou tanto a economia quanto o crescimento populacional. Atraídas pelas oportunidades de trabalho e negócio, pessoas de diversas regiões do país, especialmente do Nordeste, Norte e Sul.

A agricultura no município é mecanizada e itinerante, voltada tanto à subsistência quanto à comercialização. A produção concentra-se em grãos, especialmente arroz, milho e feijão, além de mandioca, inhame e banana. O excedente é vendido localmente, com destaque para os povoados Serafim e Acojan como principais produtores. O Sindicato dos Trabalhadores Rurais conta com 1.510 associados.

A pesca é realizada em rios da região, como Tocantins, e seus afluentes Itaueira, Chupé, Santana, Farinha, Mosquito e Campo Alegre, utilizando barcos, redes, linha e anzol. Entre as principais espécies capturadas estão pacu, surubim, curimatá, piabanha, branquinha, jaú, mapará, piau e mandi. No lago da barragem de Estreito, destacam-se o mapará, curuvina e tucunaré.

Atualmente, o município se destaca pela regularidade nas vendas ao longo do ano e pelo alto potencial de consumo. No setor industrial, ocupa a sexta posição entre as cidades com maior valor adicionado bruto, totalizando R$ 618,8 milhões em produção. Com um PIB de aproximadamente R$ 1,1 bilhão, 57% do valor adicionado provém da indústria, seguido pelos serviços (20,9%), administração pública (14,9%) e agropecuária (7,2%).

Em 2021 o município abrigava 442 indústrias, como de extração mineral, produtos alimentícios, panificadoras, confecção de vestuário e acessórios, madeireiras e produtos derivados, impressão e reprodução de gravação, de geração de energia elétrica, tratamento e distribuição de água, coleta, tratamento e disposição de resíduos e recuperação de materiais, produtos químicos, incluindo tefatos de borracha e material plástico e outros (Ministério da Economia, 2019).

2.6 Usina Hidroelétrica de Energia de Estreito (UHEE)

Oriundo do Plano Decenal (2000/2009), a Usina Hidrelétrica de Energia de Estreito em 2001 se definiu a localidade, quedas e os arranjos do empreendimento tiveram sua

licitação ainda em 2002 o projeto da Usina Hidrelétrica de Estreito foi licitado e a concessão foi adquirida pelo Consórcio Estreito de Energia (CESTE), formado pelas empresas Tractebel, Vale, Alcoa Billiton e Camargo Côrrea, foram os responsáveis pela construção da hidrelétrica. Sendo solicitada em 2005, ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente (IBAMA) a Licença de Instalação (LI), a qual foi concluída e liberada no ano de 2006, pelo IBAMA (SIEBEN E CLEPS Junior 2016).

A construção da UHE foi iniciada em 2007 e em 2009 fez-se o desvio do Rio Tocantins pela estrutura do vertedouro e a construção da barragem propriamente dita, se iniciou no ano de 2010 em 2011 já começa a gerar energia, tendo o seu reservatório completamente preenchido em 2012, essa estrutura é capaz de gerar até 1.087 MW de potência, a partir de um reservatório com 5,4 bilhões metros cúbicos, e área de 2.720,266 km², abrangendo Carolina e Estreito no estado do Maranhão, Aguiarnópolis, Babaçulândia, Barra de Ouro, Darcinópolis, Filadélfia, Goiatins, Itapiratins, Palmeirante, Palmeiras do Tocantins e Tupiratins no estado do Tocantins (SANTIAGO, 2014)

A geração de energia hidrelétrica depende de diversos fatores fornecidos pelas características do próprio rio, como a vazão, os desvios do curso d'água, a formação de reservatórios, os níveis de relevo, a altitude, a localização e as condições naturais e artificiais presentes na área (VICH; MANSOR, 2009). A escolha da cidade de Estreito se deu pelas características físicas apresentadas pelo rio na localidade em questão, o estreitamento das margens, junto a profundidade do rio fez com que o local fosse ideal para a implantação.

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo Geral

Avaliar quali-quantitativamente a contaminação por microplásticos em organismos zooplanctônicos comparando amostras com diferença temporal de 11 anos, coletadas nas porções finais da região de impacto da Usina Hidrelétrica de Estreito no Médio Rio Tocantins.

3.2 Objetivos Específicos

- Identificar os morfotipos de plásticos presentes no zooplânctons coletados;
- Identificar em nível de ordem o zooplâncton contaminado.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

A bacia Tocantins-Araguaia ocupa aproximadamente 11% do território nacional (ANA, 2005). O trecho médio do rio Tocantins é formado pelas sub-bacias 22 e 23. A sub-bacia 23 (Manoel Alves Grande) drena uma área de aproximadamente 83.000 km^2 ao longo de 78 municípios dos estados do Tocantins, Maranhão e Pará, população de cerca de 700.000 mil habitantes, se estendendo até a confluência dos rios Tocantins e Araguaia e se encontra inserida na porção inicial da Amazônia brasileira (IBGE, 2021; ANA, 2015). O principal município dessa região é Imperatriz, com sua sede à margem direita do Rio Tocantins.

Para os estudos de caracterização de microplásticos no Rio Tocantins, nos trechos finais da área de influência da UHE, foram realizadas coletas em três pontos de amostragem, dois no município de Estreito, sendo um antes, P01 (-6.604634 de latitude e -47.460651 de longitude), após a barragem, P02 (-6.578132 de latitude e -47.464498 de longitude), e o P03 no município de Porto Franco (-6.401273 de latitude e -47.421654 de longitude), no final do período chuvoso. As amostras foram obtidas na superfície da água, a aproximadamente 30 cm de profundidade, em áreas litorâneas acessadas por embarcações. As amostras utilizadas para fins comparativos foram coletadas na mesma região e com a mesma metodologia adotada nas coletas principais.

4.2 Plano de amostragem e coleta

O material utilizado como comparação foi coletado em maio de 2025 e fevereiro de 2014, sendo este último obtido do banco de amostra do Laboratório de Ecologia e Limnologia da UEMASUL derivado da dissertação de mestrado publicada em 2015, as coletas foram realizadas de dentro da embarcação por arrasto horizontal na superfície da região limnética com redes de plâncton cônicas de 30 cm de abertura, 100 cm de comprimento e malhas de 68 µm. Os arrastos foram realizados por aproximadamente 30 segundos. As amostras foram acondicionadas em frascos com formaldeído a 3%.

A escolha dos pontos visou contemplar regiões com diferentes condições ambientais, levando em consideração águas lênticas, porção acima da barragem, lóticas nos pontos abaixo, incluindo um sítio na porção a jusante do ponto de impacto, podendo facilitar a compreensão da contaminação dos zooplânctons e a influência do ambiente sob a mesma.

4.3 Processamento do material coletado

No Laboratório de Ecologia e Limnologia da Universidade Estadual da Região Tocantina do Maranhão o material coletado foi filtrado novamente em rede com malha de 120µm, passando em seguida por dois processos de lavagem em água destilada. Com uma lupa eletrônica foram separados os indivíduos com o auxílio de uma pinça, os realocando em placas de petri, em seguida esguichando novamente água destilada e repetindo o processo de realocação com o intuito de separar o zooplâncton de resíduos plásticos presentes em sua superfície, mantendo apenas indivíduos com boas condições para a análise, ainda em placas de petri foi examinada a persistência de resíduos em suas superfícies, as partículas externas detectadas foram removidas com o auxílio da pinça de aço (SIPPS., 2022).

Além da lupa eletrônica no processo foi utilizada microscopia óptica, com o microscópio da marca *Zeiss* modelos: *Axioscop* 40 e *Axiovert* A1. O zooplâncton foi identificado a nível de ordem taxonômica com o auxílio de bibliografia especializada (PERBICHE-NEVES et al., 2012; SANTOS, 2013). Ao decorrer da identificação os indivíduos encontrados foram separados por ponto de coleta e ordem taxonômica, selecionando trinta indivíduos de cada ordem, sendo usados na contabilização apenas as que se repetem em ambas as coletas, tanto de 2014 quanto de 2025. Após a separação os plânctons seguiram para o microscópio para serem medidos e fotografados.

4.4 Digestão da matéria orgânica e triagem

Após a separação, o plâncton, foi então submetido à oxidação úmida para digestão da matéria orgânica, no intuito de expor todo o microplástico presente no interior dos organismos. Em cada amostra, serão adicionados 2 mL de solução ácido nítrico 65% (HNO_3) e em seguida para catalisar o processo a solução será levada para aquecimento em estufa por 1 hora a 60°C ainda no becker (AMIN et al., 2020; HERNANDEZ et al.2024).

O material resultante será lavado com água reagente e então colocado em filtros de fibra de celulose millipore com 47 mm de diâmetro para filtragem em kitassato e em seguida quantificados em lupa eletrônica para realizar a caracterização quanto à cor e forma.

4.5 Caracterização e quantificação do microplástico

Foi adotado a classificação de morfologia que abrange cinco categorias conforme a nomenclatura: linha/fibra; filme/folha; fragmento, espuma sintética; pneu. Cada um deles ainda foram classificados conforme a cor predominante em cada partícula coletada (IVAR

DO SUL, 2014; BRITO, 2018; LACERDA, 2022). No procedimento foram utilizados microscópio óptico trinocular (10x) e lupa eletrônica ambos com câmera digital acoplada e software para captura de imagem das partículas encontradas.

Tabela 1. Categorias adotadas para identificação morfológica dos Microplásticos e suas principais aplicações (Free et al., 2014).

MORFOLOGIA MPS	DESCRIÇÃO	APLICAÇÕES
fibras/linhas	Fino, reto, flexível	Redes de pesca, têxteis
Fragmento	Recortado, Irregular, duro	resíduos de pneus, garrafas e outros utensílios domésticos
filmes/folha	Fino, flexível, frágil	Sacos plásticos, envoltório, invólucros, revestimento
Espuma	Leve e esponjoso	Isopor, bóias de piscina, espumas de estofados
Microesferas	Duro e esférico	Grânulos de resina virgem, produtos de limpeza e cuidado pessoal

Fonte: Adaptado dos dados do Free et al., 2014 sobre morfologias possíveis de microplásticos.

Como dito anteriormente foram coletados 30 indivíduos de cada ordem, a frequência de microplásticos foi definida como o número de microplásticos de determinado morfotipo (forma e cor) contaminante em uma amostra específica. A riqueza de microplásticos é designada pelo número de morfotipos plásticos em cada amostra. A abundância de microplásticos é calculada como o número de partículas plásticas por metro cúbico de água (WANG et al., 2017; DESFORGES et al., 2014).

A identificação da composição química exata de um plástico com base apenas em sua morfologia e cor é bastante limitada (DIKAREVA; SIMON, 2019). Assim, o presente estudo optou por não realizar esse tipo de inferência. Para a identificação precisa da composição, são necessárias técnicas analíticas específicas, como a espectroscopia Raman e a espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier (PRATA et al., 2019). A realização desses estudos é altamente recomendada, uma vez que ao se determinar a composição química predominante dos microplásticos, torna-se possível rastrear sua origem, especialmente em sistemas de menor escala. Conhecendo-se a fonte da contaminação, é viável adotar medidas preventivas mais eficazes, como promover o descarte adequado de resíduos e ampliar programas de reciclagem.

4.5 Tabulação dos dados

Inicialmente para uma análise descritiva serão calculadas a média, tanto de 2025 quanto de 2014 entre os anos e entre os pontos amostrais, para quantificar a concentração de microplásticos, tendo assim uma visão geral da distribuição e variabilidade dos dados.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Identificação e contaminação do zooplâncton

Nas primeira fase de análise das amostras, foram encontradas partículas livres de MP (Figura 1) em todas as amostras de água analisadas tanto nas oriundas das coletas de 2014, quanto de 2025, incluindo morfologias como filme, fragmentos e fibra/linha, apesar de não contabilizadas tal presença demonstra a possibilidade da contaminação do zooplâncton e mais organismo presentes no ambiente.

Outros estudos sobre poluição por microplásticos em água doce já foram realizados em grandes rios, como o Pearl (LIN et al., 2018), Amazonas (PEGADO et al., 2018; Rico et al., 2023), Nilo (KHAN et al., 2019), Yangtze (XIONG et al., 2019), Amarelo (HAN et al., 2020) e Mississippi (CIRCLE et al., 2020). Esses trabalhos caracterizam a presença e distribuição de MPs e avaliam seus impactos ambientais. Pesquisas pioneiras, como a de Thompson et al. (2004), evidenciaram ampla distribuição de microplásticos, com concentrações variando entre 10^{-3} e 10^{5} partículas/m³ em diferentes ecossistemas, refletindo influência de fontes poluidoras e dinâmicas hidrológicas.

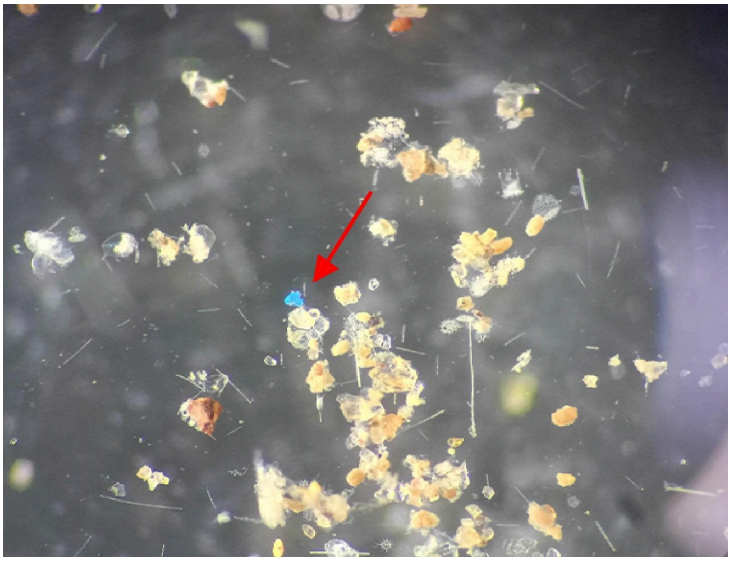
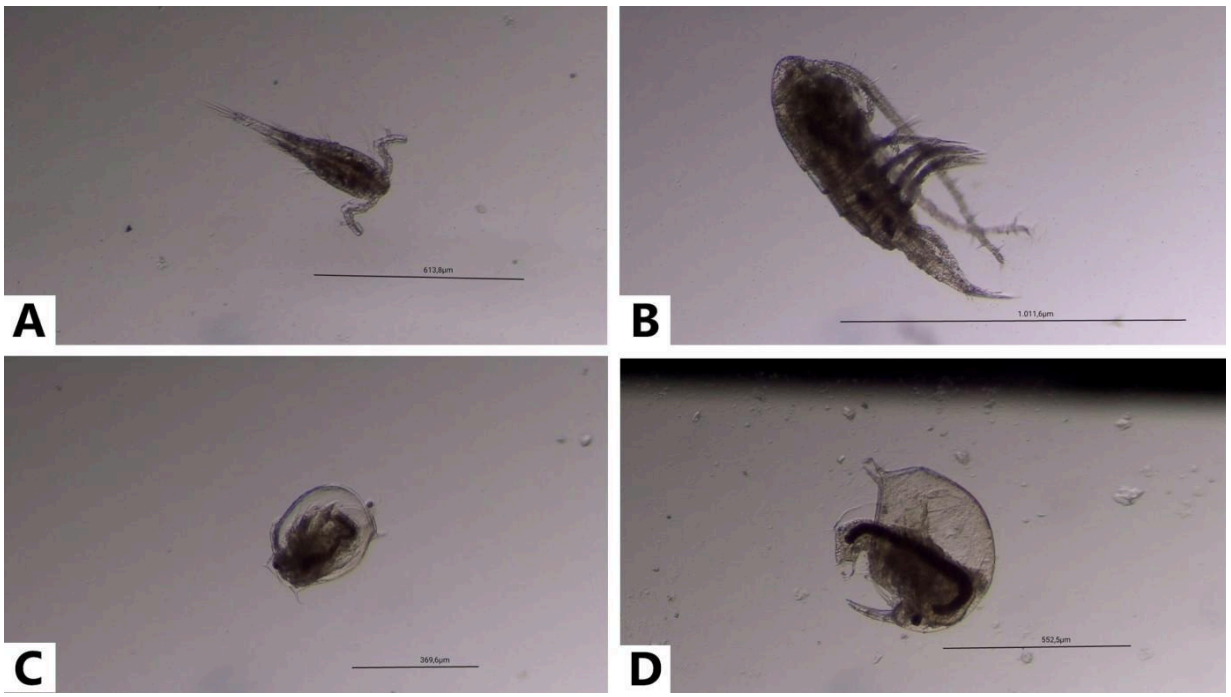


Figura 1. Exemplos de partículas livres de MPs encontradas mas não contabilizados das amostras analisadas do Rio Tocantins na porção final da área de impacto da UHEE. Microplástico do morfotipo “fragmento” . Fotografado em estereomicroscópio com aumento de 4x.

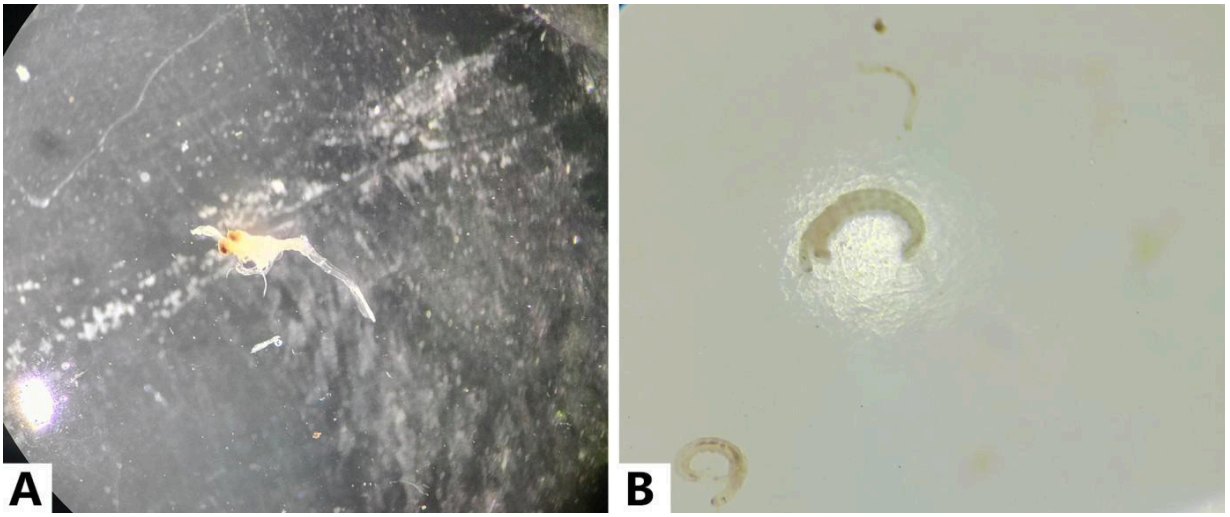
Dentre as seis amostras utilizadas no estudo foram observados e analisados 540 indivíduos, com 30 indivíduos das 3 taxas englobadas, os copépodes que foram separados pelas ordens ciclopoides (figura 2.A) e calanoides (Figura 2.B) e os cladóceros, esses incluindo *Ceriodaphnias* sp (Figura 2.C)*, Bosmina* sp (Figura 2.D), *Moina* sp e outros, no entanto, devido a menor frequência e integridade das amostras, foram estes resumidos em um único grupo, a ordem cladocera.



Fonte: Autor, 2025.

Figura 2. Prancha com os grupos identificados e contabilizados das amostras analisadas do Rio Tocantins na porção final da área de impacto da UHEE**.** A – Copépodo da ordem cyclopoida medindo 613,8µm; B – Copépodo da ordem calanoida medindo 1.011,6µm; C – Cladocera do gênero *Ceriodaphnias* medindo 369,6µm; D – Cladocera do gênero *Bosmina* medindo 552,5µm. fotografados em microscopia óptica (aumento de 100x).

Outros grupos foram observados ao decorrer das análises como crustáceos da infraordem carídeo (Figura 3.A), insectas como os chaoborus (Figura 3.B), rotíferos e protozoários, no entanto, houveram fatores eliminatórios que não permitiram a inclusão de tais grupos. Como a integridade dos indivíduos, organismos em estado de degradação não foram incluídos na contagem, em segundo, a freqüência, os grupos que não alcançavam a quantidade de 30 indivíduos por amostra não podiam ser incluídos e por último a presença tanto nas amostras de 2014 quanto em sua análoga de 2025.



Fonte: Autor, 2025

Figura 3. Prancha com exemplos de organismos observados mas não contabilizados das amostras analisadas do Rio Tocantins na porção final da área de impacto da UHEE**.** A – Crustáceo da infraordem carídeo; B – Insecta do gênero *Chaoborus*. Fotografados em estereomicroscópio com aumento de 0,67x.

Os organismos aptos à utilização na pesquisa foram submetidos a digestão úmida, expondo o microplástico ingerido pelos mesmos. As partículas foram encontradas em todos os grupos analisados, tanto cladóceros, quanto copépodos (ciclopoides e calanoides), com dois pontos amostrais apresentando contaminação, sendo encontrados apenas quatro partículas de duas diferentes morfologias, fibra/linha e fragmento.

O ponto amostral plotado na região urbana de Estreito no ano de 2014 apresentou maior quantidade de partículas contaminantes do zooplâncton, apresentando contaminação com partícula do morfotipo fragmento (Figura 4. A)e fibra/ linha (Figura 4. B e D). Uma única partícula do morfotipo foi encontrada na amostra P3, localizada no município de Porto Franco. As partículas apresentaram em média 10,1µm, das quais os dois morfotipos apresentaram igual frequência, dois MP linha e os dois fragmentos.

Fonte: Autor, 2025

Figura 4. Prancha com exemplos de Microplásticos observados nas amostras analisadas do Rio Tocantins na porção final da área de impacto da UHEE. A – MP da morfologia “fragmento” observado e fotografado em estereomicroscópio sob aumento de 4x ; B – MP da morfologia “linha” observado e fotografado em

estereomicroscópio sob aumento de 4,5x; C – MP da morfologia “linha” observado e fotografado em estereomicroscópio sob aumento de 1,5x.

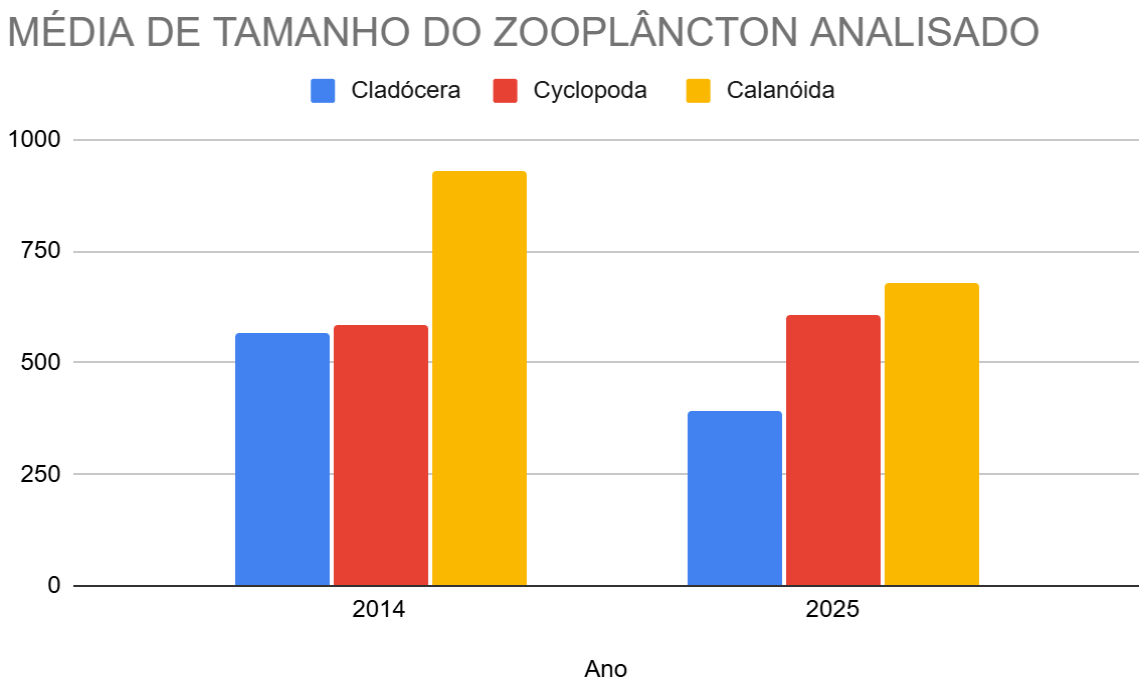
Os cladóceros apresentaram contaminação em dois pontos amostrais, o microcrustáceo coletado no ponto P02 apresentou partícula de MP de morfologia “fragmento” de tamanho 7,25 µm, a amostra encontrada no mesmo grupo no ponto P03 apresentou morfologia “linha/fibre” de tamanho 7,45 µm. Quanto aos copépodos, os ciclopoides contaram com a contaminação de uma partícula do morfotipo “fragmento” de tamanho 14,33 µm, enquanto um calanoida do ponto P02 continha um fragmento de 12,94µm.

Tal resultado pode ser compreendido a partir de estudos como o de Cole et al. (2013) demonstraram que copépodos e cladóceros confundem MPs com alimento, resultando em redução de alimentação, crescimento e reprodução. No reservatório Moxotó (BA), a detecção de MPs no trato gastrointestinal de *Metynnis maculatus*, mesmo em espécies herbívoras, indica contaminação da base trófica (Silva et al., 2023), com implicações na transferência de contaminantes para predadores superiores.

Além disso, algumas espécies apresentam uma maior suscetibilidade devido a características morfológicas, como a *Daphnia magna* que devido seu comportamento filtrador generalista, acaba por alimentar-se de forma não seletiva de componentes de materiais sólidos suspensos que encontram partículas de diversos tamanhos, formas e materiais. Até mesmo calanoides que apresentam comportamentos raptoriais com forte discriminação de tamanho e sabor, em um estudo de Lee et al. foi demonstrado a ingestão não seletiva de esferas de PS de 0,05, 0,5 e 6 µm pelo *Tigriopus japonicus* marinho.

As amostras de 2025, no entanto, não apresentaram partículas de MP, junto a isso foram observadas variações quanto às dimensões corporais apresentadas pelos indivíduos coletados, tanto em relação aos pontos amostrados quanto entre os diferentes anos (Gráfico 1). Como os calanoides coletados que apresentaram em média 928,6µm de comprimento no ano de 2014, tendo uma queda de 26,95% em comparação com os dados de 2025 dos quais mediam 678,3µm. Os cladóceros também apresentaram, em média, menor tamanho nas amostras de 2025, tendo uma queda de 30,39%.

Gráfico 1. Relação de média de tamanho em µm do zooplâncton analisado nos pontos amostrais entre os anos 2014 e 2025.



Fonte: Dados da pesquisa, 2025

É possível observar a influência do tamanho do zooplâncton, principalmente mandibular, sob o tamanho da partícula ingerida pelo mesmo, ligando aos atuais resultados, uma média menor no tamanho dos organismos analisados pode ter tido influência na ausência de partículas nas amostras de 2025. Uma possível maior disponibilidade de alimento também pode afetar a ingestão de MP, uma vez que com uma maior quantidade de comida pois em um local com mais algas a chance do predador consumi-las e efetivamente se alimentar de uma partícula plástica é menor (Cheng et al. 2020).

Em um estudo, Silva. 2023, utilizando de metodologia semelhante, no rio Tietê, no estado de São Paulo, analisou crustáceos planctônicos, detectando uma alta concentração de microplásticos na água analisada, no entanto não identificou a presença de microplásticos no interior de indivíduos analisados. Mostrando que apesar da disponibilidade de resíduos no meio ambiente o consumo por meio dos plânctons viventes do habitat pode não ser constante em todos os corpos d'água continentais, mesmo nos ambientes com maiores concentrações das partículas. Sendo assim, se mostra necessária uma maior amostragem para que seja possível compreender melhor as possíveis influências biológicas, físicas e químicas que levam a digestão de MP por zooplânctons.

6 CONCLUSÃO

Ao investigar os resíduos digestivos dos zooplânctons na região final do ponto de impacto da Usina Hidrelétrica de Energia de Estreito nas cidades de Estreito e Porto Franco no estado do Maranhão demonstrou foi possível fazer a primeira detecção de microplásticos contaminantes em zooplânctons da Bacia Hidrográfica Araguaia, Tocantins mostrando que a bacia não está isento da contaminação por microplásticos podendo ter também possíveis impactos na cadeia alimentar do ecossistema fluvial.

Apesar de ser um bom ambiente para se desenvolver análises da contaminação por microplásticos por suas diversas características físicas, a quantidade de organismos analisados mostrou-se baixo para a compreensão mais ampla da contaminação do zooplâncton por tais resíduos poliméricos. Sendo possível observar a influência do tamanho do zooplâncton sobre o tamanho das partículas ingeridas. Relacionando esse aspecto aos resultados do presente estudo, a menor média no tamanho dos organismos analisados pode ter contribuído para a ausência de partículas nas amostras coletadas em 2025.

Nesse sentido mostra-se necessário estudos complementares incluindo a identificação química dos resíduos plásticos consumidos pelos zooplâncton, para que seja possível identificar a origem do microplástico para então direcionar ações mitigadoras às devidas fontes de tal poluente.

Assim, o atual estudo se faz valoroso por corroborar para o crescimento científico na bacia hidrográfica estudada, revelando um cenário promissor para a realização de estudos em toxicologia, em especial na contaminação por microplásticos, destacando a importância de corpos d'água continentais e a cadeia alimentar no fluxo de partículas poliméricas.

REFERÊNCIAS

AMIN, R. M.; SOUHAIMI, E. S.; ANUAR, S. T.; BACHOK, Z. Microplastic ingestion by zooplankton in Terengganu coastal waters, southern South China Sea. *Marine Pollution Bulletin*, v. 150, 2020. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110616.

BACONE, C. E. P.; TURNER, S. D.; SUL, J. A. I.; ROSE, N. L. Microplastics in Freshwater Ecosystems: A Review of the Emerging Threats, Identification of Knowledge Gaps, and Strategies for Future Research. *Frontiers in Environmental Science*, v. 8, artigo 574008, 2020. https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.574008.

BERGMANN, M.; GUTOW, L.; KLAGES, M. (Ed.). *Marine Anthropogenic Litter*. Cham: Springer, 2015. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3.

BERTOLDI, C. et al. Microplastic pollution in a coastal lagoon: Spatial distribution and implications for biota. *Environmental Pollution*, v. 249, p. 91–98, 2019.

BLEIWAS, A. H.; STOKES, P. M. Collection of large and small food particles by Bosmina. *Limnology and Oceanography*, v. 30, n. 5, p. 1090–1092, 1985. https://doi.org/10.4319/lo.1985.30.5.1090.

BROWNE, M. A. et al. Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environmental Science & Technology*, v. 42, n. 13, p. 5026–5031, 2008. https://doi.org/10.1021/es800249a.

BUCHANAN, J. B. Pollution by synthetic fibres. *Marine Pollution Bulletin*, v. 2, n. 2, p. 23, 1971. https://doi.org/10.1016/0025-326X(71)90136-6.

CARPENTER, E. J.; SMITH, K. Plastics on the Sargasso Sea surface. *Science*, v. 175, n. 4027, p. 1240–1241, 1972. https://doi.org/10.1126/science.175.4027.1240.

CEDERVALL, T. et al. Food chain transport of nano particles affects behaviour and fat metabolism in fish. *PLoS ONE*, v. 7, n. 2, artigo e32254, 2012. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0032254.

CHEN, J. et al. Zooplankton Community Structure and Its Relationship with Environmental Factors in Poyang Lake. *Acta Ecologica Sinica*, v. 40, p. 6644–6655, 2020.

CHENG, Y. et al. Low microalgae availability increases the ingestion rates and potential effects of microplastics on marine copepod *Pseudodiaptomus annandalei*. Marine Pollution Bulletin, v. 152, artigo 110919, 2020.

COLE, M. et al. Microplastic ingestion by zooplankton. *Environmental Science & Technology*, v. 47, n. 12, p. 6646–6655, 2013. https://doi.org/10.1021/es400663f.

CORAL-CHAMORRO, L. S. Standardized protocols for microplastic analysis in freshwater ecosystems. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 196, n. 1, 2024. https://doi.org/10.1007/s10661-023-12156-0.

COSTA, J. P.; SANTO, P. S. M.; DUARTE, A. C.; ROCHA-SANTOS, T. (Nano)plastics in the environment – Sources, fates and effects. *Science of the Total Environment*, v. 566–567, p. 15–26, 2016. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.041.

CRUTZEN, P. J. The Anthropocene. *Geology*, v. 34, n. 7, p. 1–4, 2006. https://doi.org/10.1130/G22600.1.

DANTAS, D. V.; BARLETTA, M.; COSTA, M. F. The seasonal and spatial patterns of ingestion of polyfilament nylon fragments by estuarine drums (Sciaenidae). *Environmental Science and Pollution Research*, v. 19, p. 600–606, 2012. https://doi.org/10.1007/s11356-011-0579-0.

DESFORGES, J. P. W. et al. Widespread distribution of microplastics in subsurface seawater in the NE Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, v. 79, n. 1–2, p. 94–99, 2014.

DHARMADASA, W. S. et al. Microplastics pollution in Marine Protected Areas of Southern Sri Lanka. *Marine Pollution Bulletin*, v. 168, artigo 112462, 2021. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112462.

DIKAREVA, N.; SIMON, K. S. Microplastic pollution in streams spanning an urbanisation gradient. *Environmental Pollution*, v. 250, p. 292–299, 2019.

DRIS, R. et al. Fibras sintéticas em precipitação atmosférica: uma fonte de microplásticos no ambiente? *Marine Pollution Bulletin*, v. 104, n. 1–2, p. 290–293, 2016. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006.

ESTEVES, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

FARRELL, P.; NELSON, K. Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). *Environmental Pollution*, v. 177, p. 1–3, 2013. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.01.016.

FERNANDES, A. N. First evidence of microplastic contamination in the freshwater of Lake Guaíba, Porto Alegre, Brazil. *Science of the Total Environment*, v. 759, artigo 143503, 2021.

FERNANDES, L. P. et al. Microplastics in Latin American ecosystems: A review of current trends. *Environmental Research*, v. 215, artigo 114280, 2022. https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114280.

FOK, L. et al. Size distribution of stranded small plastic debris on the coast of Guangdong, South China. *Environmental Pollution*, v. 220, p. 407–412, 2017. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.079.

FREE, C. et al. High levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Marine Pollution Bulletin*, v. 85, p. 156–163, 2014.

GALGANI, F.; HANKE, G.; WERNER, S.; VREES, L. Marine litter within the european marine strategy framework directive. *ICES Journal of Marine Science*, v. 70, n. 6, p. 1055–1064, 2013. https://doi.org/10.1093/icesjms/fst122.

GEYER, R. et al. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, v. 3, n. 7, artigo e1700782, 2017. https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782.

HE, P. et al. Municipal solid waste (MSW) landfill: a source of microplastics? Evidence of microplastics in landfill leachate. *Water Research*, v. 159, p. 38–45, 2019. https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.04.060.

HEINRICH BÖLL STIFTUNG. Água: o veneno que corre nas veias do Brasil. In: MONTENEGRO, M.; DOLCE, J. (Org.). *Atlas dos agrotóxicos*. Rio de Janeiro: Fundação Heinrich Böll, 2023. p. 30–31.

HERNANDEZ, M. I. C.; CHAMARRO, L. S. C.; CABANZO-HERNÁNDEZ, R. Evaluación de las técnicas para la digestión y extracción de microplásticos ingeridos por el zooplancton marino. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, v. 53, n. 1, p. 175–186, 2024. https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2024.53.1.1277.

KARAMI, A.; GOLIESKARDI, A.; LARAT, V.; KARBALAEI, S.; SALAMATINIA, B. Microplastic and mesoplastic contamination in canned sardines and sprats. *Science of The Total Environment*, v. 612, p. 1380–1386, 2018. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.005.

KARYAB, H. et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in drinking water of Tehran, Iran. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, v. 11, artigo 25, 2013. https://doi.org/10.1186/2052-336X-11-25.

LACERDA, A. L. D. F. et al. Plastics in sea surface waters around the Antarctic Peninsula. *Scientific Reports*, v. 9, artigo 3977, 2019. https://doi.org/10.1038/s41598-019-40311-4.
LESLIE, H. A. et al. Discovery and Quantification of Plastic Particle Pollution in Human Blood. *Environment International*, v. 163, artigo 107199, 2022. https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107199.

LI, C. et al. Temporal Variation in Zooplankton and Phytoplankton Community Species Composition and the Affecting Factors in Lake Taihu. *Environmental Pollution*, v. 245, p. 1050–1057, 2019. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.01.067.

LI, J. et al. Adsorption of antibiotics on microplastics. *Environmental Pollution*, v. 237, p. 460–467, 2018. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.050.

LITCHMAN, E.; OHMAN, M. D.; KIØRBOE, T. Trait-based approaches to zooplankton communities. *Journal of Plankton Research*, v. 35, n. 3, p. 473–484, 2013.

MACHADO, A. A. et al. Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. *Global Change Biology*, v. 24, n. 4, p. 1405–1416, 2018. https://doi.org/10.1111/gcb.14020.

MARFELLA, R. M. D. et al. Microplastics and Nanoplastics in Atheromas and Cardiovascular Events. *The New England Journal of Medicine*, v. 390, n. 10, p. 900–910, 2024. https://doi.org/10.1056/NEJMoa2309822.

MIGWI, F. K.; OGUNAH, J. A.; KIRATU, J. M. Occurrence and spatial distribution of microplastics in the surface waters of Lake Naivasha, Kenya. *African Journal of Aquatic Science*, v. 39, n. 4, p. 765–774, 2020.

MOORE, C. J. et al. A Comparison of Plastic and Plankton in the North Pacific Central Gyre. *Environmental Science & Technology*, v. 42, n. 12, p. 4299–4301, 2008.

NOBRE, C. R. et al. Assessment of microplastic toxicity to embryonic development of the sea urchin *Lytechinus variegatus*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 92, n. 1–2, p. 99–104, 2015. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.12.050.

NOBRE, C. R. et al. Effects of microplastics associated with Triclosan on the Oyster *Crassostrea brasiliana*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 79, n. 1, p. 101–110, 2020. https://doi.org/10.1007/s00244-020-00729-8.

OECD. *Global Plastics Outlook: Economic Drivers, Environmental Impacts and Policy Options*. Paris: OECD Publishing, 2022. https://doi.org/10.1787/de747aef-en.

OOMS-WILMS, A. L.; POSTEMA, G.; GULATI, R. D. Evaluation of bacterivory of Rotifera based on measurements of in situ ingestion of fluorescent particles, including some comparisons with Cladocera. *Journal of Plankton Research*, v. 17, n. 5, p. 1057–1077, 1995. https://doi.org/10.1093/plankt/17.5.1057.

OLIVEIRA, M.; ALMEIDA, M. The why and how of micro(nano)plastic research. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, v. 114, p. 196–201, 2019.

PENG, G. et al. Micro- and nano-plastics in marine environment: Source, distribution and threats. *Science of the Total Environment*, v. 698, artigo 134254, 2020. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134254.

PÉREZ, R. et al. The Role of Sensory Perception in Animal Behavior. In: BROWN, C. (Ed.). *Fish Cognition and Behavior*. 2. ed. Cham: Springer, 2018. p. 51–67.

PERBICHE-NEVES, G.; PORTINHO, J. L.; SERAFIM JÚNIOR, M. Zooplâncton. *Estudos Biológicos, Ambiente e Diversidade*, v. 34, n. 83, p. 165–173, 2012.

PLASTICSEUROPE – ASSOCIATION OF PLASTICS MANUFACTURES. *Plastics – the facts 2017*. Brussels: PlasticEurope, 2017. Disponível em: http://www.plasticseurope.org/application/files/2415/1689/2630/2017plastics_the_facts.pdf. Acesso em: 22 fev. 2018.

POMPEO, M. et al. Microplastics in Brazilian freshwater ecosystems: Current knowledge and future directions. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 29, n. 2, p. 1–12, 2022. https://doi.org/10.1007/s11356-022-20425-5.

PRATA, J. C. et al. Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*, v. 110, p. 150–159, 2019.

PRICE, H. J. Feeding mechanisms in marine and freshwater zooplankton. *Bulletin of Marine Science*, v. 43, n. 2, p. 327–343, 1988.

QUEIROZ, L. G. Microplásticos: uma abordagem introdutória. In: POMPÊO, M. et al. (Org.). *Microplásticos nos ecossistemas*. São Paulo: IB/USP, 2022. p. 1–7.

RAGUSA, A. et al. Deeply in Plasticenta: Presence of Microplastics in the Intracellular Compartment of Human Placentas. *Science of the Total Environment*, v. 832, artigo 155393, 2022. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155393.

REVEL, M.; CHÂTEL, A.; MOUNEYRAC, C. Micro(nano)plastics: a threat to human health? *Current Opinion in Environmental Science & Health*, v. 1, p. 17–23, 2018. https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.003.

ROCHMAN, C. M.; HENTSCHEL, B. T.; TEH, S. J. Long-term sorption of metals is similar among plastic types: implications for plastic debris in aquatic environments. *PLoS ONE*, v. 9, n. 1, artigo e85433, 2014. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0085433.

ROCHMAN, C. M.; HOELLEIN, T. J. Microplastic: what are the solutions? In: WAGNER, M.; LAMBERT, S. (Org.). *Freshwater microplastics*. Cham: Springer, 2018. p. 273–298.
SANDERS, R. W. et al. Seasonal patterns of bacterivory by flagellates, ciliates, rotifers, and cladocerans in a freshwater planktonic community. *Limnology and Oceanography*, v. 34, n. 4, p. 673–687, 1989. https://doi.org/10.4319/lo.1989.34.4.0673.

SANTIAGO, C.L. *O Estreito Desenvolvimento: história dos conflitos socioambientais da barragem*. Imperatriz, MA: Ética, 2014.

SANTOS, A. et al. *Taxonomia e Ecologia de Zooplâncton Marinho: Métodos e Técnicas de Amostragem, Contagem e Identificação*. Lisboa: IPMA, 2013.

SCHNEIDER, I. *Análise quali-quantitativa de microplásticos no sedimento arenoso de praias no litoral norte do Rio Grande do Sul*. 2018. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2018. Disponível em: https://lume.ufrgs.br/handle/10183/189037. Acesso em: 4 maio 2025.

SCHWABL, P. et al. Detection of Various Microplastics in Human Stool. *Annals of Internal Medicine*, v. 171, n. 7, p. 453–457, 2019. https://doi.org/10.7326/M19-0618.

SHIN, S. S. et al. Spatiotemporal Distribution Characteristics of Copepods in the Water Masses of the Northeastern East China Sea. *Journal of Marine Science and Engineering*, v. 10, n. 5, artigo 754, 2022.

SIEBEN, A.; ClEPS JUNIOR, J. A usina hidrelétrica Estreito e a Amazônia na política energética brasileira: a desterritorialização dos camponeses ribeirinhos de Palmatuba(TO). 2016.

SILVA, J. A. Microplastic contamination in urban rivers: A case study of the Tietê River. *Journal of Environmental Management*, v. 330, artigo 117123, 2023. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.117123.

SILVA, J. A.; SOUZA, M. L. Microplásticos: uma abordagem introdutória. *Revista Contemporânea*, v. 10, n. 2, p. 45–60, 2023.

SILVA, M. F. *Ecologia espacial e funcional da comunidade zooplanctônica no médio curso do rio Tocantins*. 2016. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, 2016.

SILVEIRA, T. F. et al. *Avaliação quali-quantitativa da ocorrência de microplásticos no estuário Tramandaí-Armazém, RS*. 2019. Disponível em: https://www.academia.edu/63470509. Acesso em: 4 maio 2025.

SIPPS, K. et al. Pervasive occurrence of microplastics in Hudson-Raritan estuary zooplankton. *Science of the Total Environment*, v. 817, artigo 152812, 2022. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152812.

SU, L. et al. Microplastics in Taihu Lake, China. *Environmental Pollution*, v. 216, p. 711–719, 2016.

SUTHERS, Iain M.; RISSIK, David (Ed.). *Plankton: a guide to their ecology and monitoring for water quality*. Collingwood: CSIRO Publishing, 2009.
THOMPSON, R. C. et al. Lost at sea: where is all the plastic? *Science*, v. 304, n. 5672, p. 838, 2004.

THOUVENOT, A. et al. Bacterivory of metazooplankton, ciliates and flagellates in a newly flooded reservoir. *Journal of Plankton Research*, v. 21, n. 9, p. 1659–1679, 1999. https://doi.org/10.1093/plankt/21.9.1659.

TOWN, R. M. et al. Biochemodynamic features of metal ions bound by micro- and nano-plastics in aquatic media. *Frontiers in Chemistry*, v. 6, artigo 627, 2018. https://doi.org/10.3389/fchem.2018.00627.

VAN CAUWENBERGHE, L.; JANSSEN, C. R. Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environmental Pollution*, v. 193, p. 65–70, 2014. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.06.010.

VICHI, F.M.; MARSOR, M.T.C. Energia, meio ambiente e economia: o Brasil no contexto mundial. Instituto de Química. Universidade de São Paulo. *Química Nova*, Vol. 32. São Paulo. 2009.

VRANA, B. et al. Performance optimisation of a passive sampler for monitoring hydrophobic organic pollutants in water. *Journal of Environmental Monitoring*, v. 7, n. 6, p. 612–620, 2005.

WANG, W. et al. Microplastics pollution in inland freshwaters of China: a case study in urban surface waters of Wuhan, China. *Science of the Total Environment*, v. 575, p. 1369–1374, 2017. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.213.

WORM, B. et al. Plastic as a persistent marine pollutant. *Annual Review of Environment and Resources*, v. 42, p. 1–26, 2017.

XU, Q. et al. Microplastics in freshwater ecosystems: A global review. *Water Research*, v. 174, artigo 115658, 2020. https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115658.

ZALASIEWICZ, J. et al. The geological cycle of plastics and their use as a stratigraphic indicator of the Anthropocene. *Anthropocene*, v. 13, p. 4–17, 2016. https://doi.org/10.1016/j.ancene.2016.01.002.