



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS  
ESCOLA DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA

**LUAN GABRIEL XAVIER DE SOUZA**

**Investigação do comportamento de sorção da atrazina em  
microplástico novo e envelhecido e avaliação de seu potencial  
fitotoxicológico**

GOIÂNIA  
2025



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS  
ESCOLA DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

## TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO (TECA) PARA DISPONIBILIZAR VERSÕES ELETRÔNICAS DE TESES

### E DISSERTAÇÕES NA BIBLIOTECA DIGITAL DA UFG

Na qualidade de titular dos direitos de autor, autorizo a Universidade Federal de Goiás (UFG) a disponibilizar, gratuitamente, por meio da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações (BDTD/UFG), regulamentada pela Resolução CEPEC nº 832/2007, sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a [Lei 9.610/98](#), o documento conforme permissões assinaladas abaixo, para fins de leitura, impressão e/ou download, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data.

O conteúdo das Teses e Dissertações disponibilizado na BDTD/UFG é de responsabilidade exclusiva do autor. Ao encaminhar o produto final, o autor(a) e o(a) orientador(a) firmam o compromisso de que o trabalho não contém nenhuma violação de quaisquer direitos autorais ou outro direito de terceiros.

#### 1. Identificação do material bibliográfico

Dissertação       Tese       Outro\*: \_\_\_\_\_

\*No caso de mestrado/doutorado profissional, indique o formato do Trabalho de Conclusão de Curso, permitido no documento de área, correspondente ao programa de pós-graduação, orientado pela legislação vigente da CAPES.

Exemplos: Estudo de caso ou Revisão sistemática ou outros formatos.

#### 2. Nome completo do autor

Luan Gabriel Xavier de Souza

#### 3. Título do trabalho

Investigação do comportamento de sorção da atrazina em microplástico novo e envelhecido e avaliação de seu potencial fitotóxicológico

#### 4. Informações de acesso ao documento (este campo deve ser preenchido pelo orientador)

Concorda com a liberação total do documento  SIM       NÃO<sup>1</sup>

[1] Neste caso o documento será embargado por até um ano a partir da data de defesa. Após esse período, a possível disponibilização ocorrerá apenas mediante:

**a)** consulta ao(à) autor(a) e ao(à) orientador(a);

**b)** novo Termo de Ciência e de Autorização (TECA) assinado e inserido no arquivo da tese ou dissertação. O documento não será disponibilizado durante o período de embargo.

Casos de embargo:

- Solicitação de registro de patente;
- Submissão de artigo em revista científica;
- Publicação como capítulo de livro;
- Publicação da dissertação/tese em livro.

**Obs. Este termo deverá ser assinado no SEI pelo orientador e pelo autor.**



Documento assinado eletronicamente por **Francisco Javier Cuba Teran, Professor do Magistério Superior**, em 14/02/2025, às 08:56, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).

---



Documento assinado eletronicamente por **Luan Gabriel Xavier De Souza, Discente**, em 14/02/2025, às 10:31, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).

---



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site [https://sei.ufg.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso\\_externo=0](https://sei.ufg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador **5167811** e o código CRC **EA87FD2E**.

---

LUAN GABRIEL XAVIER DE SOUZA

**Investigação do comportamento de sorção da atrazina em microplástico novo e envelhecido e avaliação de seu potencial fitotoxicológico**

Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária (PPGEAS) da Escola de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Goiás como parte dos requisitos para o cumprimento integral das exigências para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental e Sanitária pela Universidade Federal de Goiás.

Área de Concentração: Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Francisco Javier Cuba Teran

GOIÂNIA  
2025

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UFG.

Souza, Luan Gabirel Xavier de  
Investigação do comportamento de sorção da atrazina em microplástico novo e envelhecido e avaliação de seu potencial fitotóxicológico [manuscrito] / Luan Gabirel Xavier de Souza. - 2025.  
CVI, 107 f.: il.

Orientador: Prof. Dr. Francisco Javier Cuba Teran.  
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Goiás, Escola de Engenharia Civil e Ambiental (EECA), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária, Goiânia, 2025.

Bibliografia.

Inclui siglas, mapas, fotografias, abreviaturas, símbolos, gráfico, tabelas, lista de figuras, lista de tabelas.

1. Microplásticos. 2. Atrazina. 3. Fitotoxicidade. 4. Água. 5. Impactos. I. Teran, Francisco Javier Cuba, orient. II. Título.

CDU 628



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS

ESCOLA DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

## ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO

Ata nº **01/2025** da sessão de Defesa de Dissertação de **Luan Gabriel Xavier de Souza**, que confere o título de **Mestre em Engenharia Ambiental e Sanitária**, na área de concentração em **Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental**.

Ao/s **vinte dias do mês de fevereiro de dois mil e vinte e cinco**, a partir da(s) **09:00 horas**, por meio de **videoconferência pelo link: <https://meet.google.com/mxh-iwfv-zng>**, realizou-se a sessão pública de Defesa de Dissertação intitulada "**Investigação do comportamento de sorção da atrazina em microplástico novo e envelhecido e avaliação de seu potencial fitotoxicológico**". Os trabalhos foram instalados pelo(a) Orientador(a), Professor(a) Doutor(a) **Francisco Javier Cuba Teran (EECA/UFG)** com a participação dos demais membros da Banca Examinadora: Professor(a) Doutor(a) **Renato Jaqueto Goes (SEINFRA/UFG)**, membro titular externo, e Professor(a) Doutor(a) **Tatianne Ferreira de Oliveira (EC/UFG)**, membro titular interno. Durante a arguição os membros da banca não fizeram sugestão de alteração do título do trabalho. A Banca Examinadora reuniu-se em sessão secreta a fim de concluir o julgamento da Dissertação, tendo sido(a) o(a) candidato(a) aprovada pelos seus membros. Proclamados os resultados pelo(a) Professor(a) Doutor(a) **Francisco Javier Cuba Teran**, Presidente da Banca Examinadora, foram encerrados os trabalhos e, para constar, lavrou-se a presente ata que é assinada pelos Membros da Banca Examinadora, ao(s) **vinte dias do mês de fevereiro de dois mil e vinte e cinco**.

### TÍTULO SUGERIDO PELA BANCA



Documento assinado eletronicamente por **Francisco Javier Cuba Teran, Professor do Magistério Superior**, em 17/03/2025, às 07:31, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Luan Gabriel Xavier De Souza, Discente**, em 17/03/2025, às 08:22, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Tatianne Ferreira De Oliveira, Professor do Magistério Superior**, em 17/03/2025, às 08:35, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Renato Jaqueto Goes, Engenheiro Agrônomo**, em 17/03/2025, às 09:39, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site [https://sei.ufg.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso\\_externo=0](https://sei.ufg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador **5236758** e o código CRC **71501268**.

---

**Referência:** Processo nº 23070.008546/2025-47

SEI nº 5236758



## AGRADECIMENTOS

Quero expressar minha profunda gratidão ao meu orientador, professor Francisco Javier Cuba Teran (Paco), pela orientação, paciência e apoio constante ao longo de todo o processo de desenvolvimento desta dissertação. À professora Renata, minha eterna gratidão pelas valiosas contribuições e pela disponibilidade em todos os momentos. Agradeço também à minha banca examinadora, composta pelos professores Renato Jaqueto Goes e Tatiane Ferreira de Oliveira, pelas críticas construtivas e orientações essenciais para o aprimoramento deste trabalho.

Agradeço de coração à professora Andreia, coordenadora do LACEM - IQ/UFG, e ao Lucas Souza, membro do grupo de pesquisa, pelo apoio fundamental durante a realização das análises, sem os quais este trabalho não teria sido possível.

Minha eterna gratidão aos meus pais, Edvanilde e Adauto, que sempre me apoiaram e acreditaram no meu potencial, e aos meus irmãos, Daniela e Lucas, que estiveram ao meu lado em todas as etapas desta jornada.

Um agradecimento especial aos meus amigos Antônio, Diogo, Jarbas e Lourivan, que me incentivaram e me ajudaram a seguir em frente, tomando a decisão de realizar o mestrado e superando os desafios.

Dedico este trabalho à memória de minhas duas avós, que partiram durante minha jornada acadêmica. Esta conquista é, em muitos sentidos, também delas e de toda a minha ancestralidade, que me forneceu a base e a força para chegar até aqui. Ser o primeiro mestre da família é uma honra e um troféu que carrego com profundo respeito e gratidão, simbolizando não apenas a minha vitória, mas a vitória de todos que me antecederam e que de alguma forma contribuíram para este momento.

*“[...] VAI, LEVANTA E ANDA” [...]*

*Levanta e Anda – Emicida*

## RESUMO

A crescente presença de microplásticos em ambientes aquáticos e sua interação com poluentes orgânicos emergentes, como a atrazina, um herbicida amplamente utilizado na agricultura, têm despertado preocupações quanto aos impactos ecológicos, uma vez que a atrazina pode se adsorver à superfície dos microplásticos, aumentando sua persistência no ambiente e elevando o risco de toxicidade para organismos aquáticos e terrestres. Este estudo investigou a sorção da atrazina em microplásticos de polietileno novo e envelhecidos em duas condições distintas: água destilada (AD) e água enriquecida com nutrientes para hidroponia (AE), simulando um ambiente eutrófico, avaliando a capacidade de adsorção e os impactos fitotoxicológicos na germinação de *Lactuca sativa*. Os resultados revelaram que os microplásticos envelhecidos (MPE) apresentaram maior capacidade de adsorção da atrazina em ambas as condições: 0,6460 mg/g (14,4917%) em AD e 0,7419 mg/g (15,8671%) em AE, contra 0,4047 mg/g (9,0793%) e 0,5042 mg/g (10,7845%) para microplásticos novos (MPP), respectivamente. Essa maior capacidade de adsorção dos MPE provavelmente se deve a modificações em suas superfícies causadas pela fotodegradação, como o aumento da rugosidade e a formação de grupos funcionais oxigenados. Ensaios de fitotoxicidade demonstraram que a atrazina adsorvida aos MPE exerceu efeito inibitório sobre a germinação das sementes, com inibição máxima de 34% no tratamento com microplástico envelhecido sorvido com atrazina a 2 mg/L, classificando o efluente como moderadamente tóxico. Este estudo evidencia que o envelhecimento dos microplásticos aumenta sua capacidade de adsorver atrazina, amplificando os riscos de toxicidade em ambientes aquáticos, especialmente em condições eutróficas, e reforça a necessidade de mais pesquisas sobre os impactos da interação entre microplásticos e poluentes em diferentes matrizes aquáticas.

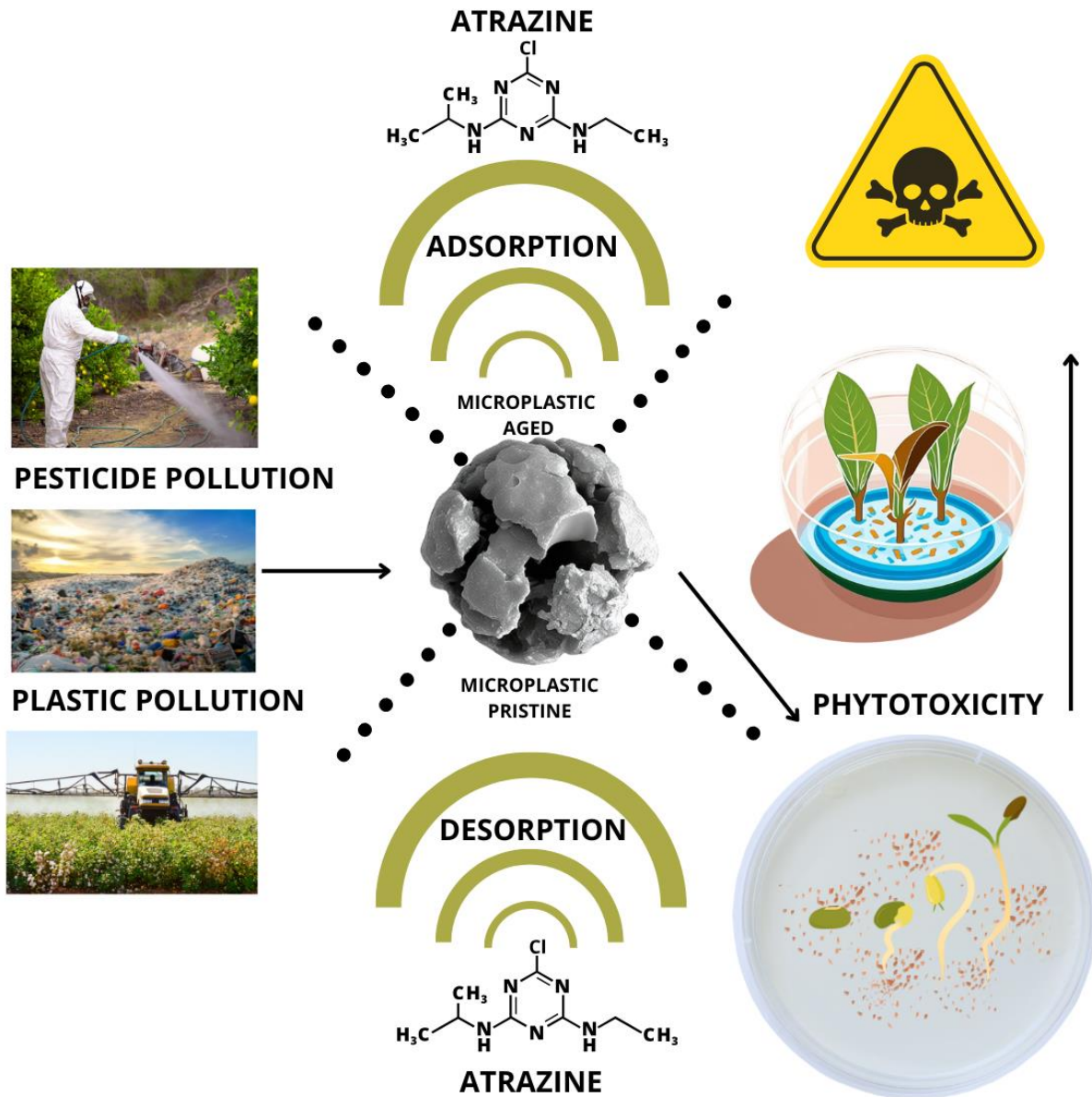
**Palavras-chave:** Microplásticos; Atrazina; Fitotoxicidade; Água; Impactos

## ABSTRACT

The increasing presence of microplastics in aquatic environments and their interaction with emerging organic pollutants, such as atrazine, a widely used herbicide in agriculture, have raised concerns about ecological impacts. Atrazine can adsorb onto the surface of microplastics, increasing its persistence in the environment and elevating the risk of toxicity to aquatic organisms. This study investigated the sorption of atrazine onto new and aged polyethylene microplastics under two distinct conditions: distilled water (DW) and nutrient-enriched water for hydroponics (NE), simulating a eutrophic environment, assessing the adsorption capacity and phytotoxicological impacts on the germination of *Lactuca sativa*. The results revealed that aged microplastics (AMP) showed a higher adsorption capacity for atrazine under both conditions: 0.6460 mg/g (14.4917%) in DW and 0.7419 mg/g (15.8671%) in NE, compared to 0.4047 mg/g (9.0793%) and 0.5042 mg/g (10.7845%) for new microplastics (NMP), respectively. This greater adsorption capacity of AMP is likely due to surface modifications caused by photodegradation, such as increased roughness and the formation of oxygenated functional groups. Phytotoxicity assays demonstrated that atrazine adsorbed to AMP exerted an inhibitory effect on seed germination, with a maximum inhibition of 34% in the treatment with aged microplastic sorbed with atrazine at 2 mg/L, classifying the effluent as moderately toxic. This study highlights that the aging of microplastics increases their capacity to adsorb atrazine, amplifying the risks of toxicity in aquatic environments, especially under eutrophic conditions, and reinforces the need for further research on the impacts of the interaction between microplastics and pollutants in different aquatic ecosystems.

**Keywords:** Microplastics; Atrazine; Phytotoxicity; Water; Impacts

# GRAPHICAL ABSTRACT



## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** - Etapas de formação de microplásticos e seus impactos ambientais associados ..... 20
- Figura 2** - Reações durante fotodegradação do PE..... 21
- Figura 3** - A estrutura química da Atrazina ..... 25
- Figura 4** - Atlas das concentrações encontradas de Atrazina em várias partes do mundo. **A)** Distribuição da concentração de Atrazina em todo o mundo de 2000 a 2021. **B)** Nível de concentração em diferentes continentes/regiões. A linha central indica o valor mediano (percentil 50), enquanto a caixa contém os percentis 25 a 75 do conjunto de dados. Os bigodes marcam os percentis 5 e 95..... 25
- Figura 5** - Câmara de envelhecimento acelerado equipada com lâmpada de vapor de mercúrio de 250 W. Dimensões da câmara: 60 cm (comprimento) × 32,0 cm (largura) × 51,7 cm (altura), Laboratório de Saneamento – ECCA-UFG. .... 1
- Figura 6** - Ensaios de adsorção realizados em mesa agitadora, em câmara climática controlada. .... 1
- Figura 7** - Esquema metodológico da Fitotoxicidade (Germinação)..... 1
- Figura 8** - Processo de preparo e incubação das sementes: A figura mostra o sequenciamento das etapas para o preparo e germinação das sementes. A imagem (a) mostra a separação das placas de Petri e das sementes. A imagem (b) ilustra as sementes já colocadas nas placas de Petri e umedecidas. A imagem (c) apresenta as fórmulas de preparo do meio de cultivo hidropônico. A imagem (d) apresenta placas de Petri com as sementes colocadas na incubadora a 24,5°C. A imagem (e) e (f) exibe as sementes germinadas após o período de incubação. .... 2
- Figura 9** - Análise de microscopia eletrônica de varredura (MEV) dos microplásticos de polietileno (PE)..... 2
- Figura 10** - Imagens obtidas por Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) mostrando a interação dos microplásticos com as raízes de *Lactuca sativa*: (a) Microplásticos primários (MPP) interagindo com a superfície radicular, mostrando fibras dispersas e aderidas, com ampliação de 350x (barra de escala = 50 µm); (b) Acúmulo de microplásticos primários (MPP) sobre a superfície radicular, evidenciando maior densidade de adesão, com ampliação de 1.500x

(barra de escala = 10  $\mu\text{m}$ ); (c) Visão geral da adesão de microplásticos envelhecidos (MPE) à superfície radicular com ampliação de 40x (barra de escala = 500  $\mu\text{m}$ ); (d) Detalhe do entrelaçamento radicular aos microplásticos envelhecidos (MPE), evidenciando adesão às estruturas radiculares com ampliação de 350x (barra de escala = 50  $\mu\text{m}$ );..... 2

## LISTA DE GRÁFICOS

**Gráfico 1** - Ponto de carga zero da amostra de Microesferas de Polietileno envelhecido 120 dias e prístinos (50 mg de adsorvente, 50 mL de solução, 24 horas de contato, 120 (rpm)..... 1

**Gráfico 2** - Potencial Zeta dos Microplásticos Novos e Envelhecidos, com e sem Atrazina, Medido pelo Zetasizer. .... 2

**Gráfico 3** - Espectro de FTIR das Microesferas de Polietileno Novas e Envelhecidas..... 1

**Gráfico 4** - Eficiência de sorção no equilíbrio para ATZ nos meios AD e AE. Condições experimentais: temperatura = 25°C; concentração ATZ = 2,0 mg L<sup>-1</sup>, tempo de contato = 24h. .... 2

**Gráfico 5** - Cinética de sorção para Atrazina em (a) Microplástico envelhecido em matriz enriquecida, (b) Microplástico novo em água enriquecida, (c) Microplástico envelhecido em água destilada, (d) Microplástico novo em água destilada. Condições experimentais: t temperatura = 25 °C; concentração de polietileno = 0,5 g L<sup>-1</sup>. AE = Água Enriquecida para Hidroponia, AD = Água Destilada, MPP = Microesferas de Polietileno Novas, MPE = Microesferas de Polietileno Envelhecidas. .... 3

**Gráfico 6** - Isotermas de sorção para (a) Microplástico envelhecido em matriz enriquecida, (b) Microplástico novo em água enriquecida, (c) Microplástico envelhecido em água destilada, (d) Microplástico novo em água destilada. Condições experimentais: temperatura = 25 °C; concentração de polietileno = 0,5 g L<sup>-1</sup>. AE = Água Enriquecida para Hidroponia, AD = Água Destilada, MPP = Microesferas de Polietileno Novas, MPE = Microesferas de Polietileno Envelhecidas. .... 2

**Gráfico 7** - Distribuição da germinação por tratamento – Número de Sementes germinadas x Tratamento. .... 1

<b>Gráfico 8</b> - Média do nº de germinações com intervalos de confiança, por tratamento e por meio. ....	2
<b>Gráfico 9</b> - Percentual de inibição da massa seca de <i>Lactuca sativa</i> em diferentes tratamentos (ATZ, MPP, MPE, MPP+ATZ e MPE+ATZ) nos meios AD (água destilada) e AE (meio enriquecido). ....	2
<b>Gráfico 10</b> – Valores de massa seca de <i>Lactuca sativa</i> em diferentes tratamentos e meios (AD e AE). ....	2
<b>Gráfico 11</b> - Percentual de inibição da massa fresca de <i>Lactuca sativa</i> em diferentes tratamentos e meios (AD e AE). ....	2
<b>Gráfico 12</b> - Valores de massa fresca de <i>Lactuca sativa</i> em diferentes tratamentos e meios (AD e AE). ....	2
<b>Gráfico 13</b> - Distribuição dos tratamentos nas zonas de toxicidade. ....	1

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> - Caracterização da Atrazina. ....	25
<b>Tabela 2</b> - Composição da solução hidropônica. ....	2
<b>Tabela 3</b> - Classificação de toxicidade. ....	2
<b>Tabela 4</b> - Resultado dos ensaios da determinação do pH. ....	2

## LISTA DE QUADROS

<b>Quadro 1</b> - Eficiência de sorção no equilíbrio para ATZ no meio AD e AE. Condições experimentais: temperatura = 25°C, concentração ATZ = 2,0 mg/L, tempo de contato = 48h. 2	
--	--

<b>Quadro 2</b> - Parâmetros cinéticos de adsorção de atrazina (ATZ) em microplástico novo (MPP) e microplástico envelhecido (MPE), sob diferentes matrizes aquáticas: água destilada (AD), água enriquecida (AE).....	2
<b>Quadro 3</b> - Parâmetros isotérmicos de adsorção de atrazina (ATZ) em microplástico novo (MPP) e microplástico envelhecido (MPE), sob diferentes matrizes aquáticas: água destilada (AD), água enriquecida (AE). .....	2
<b>Quadro 4</b> - Teste Duan para comparações múltiplas – Germinação.....	2
<b>Quadro 5</b> - Percentual de inibição de biomassa seca .....	2
<b>Quadro 6</b> - Teste Dunn para comparações múltiplas - Massa seca.....	1
<b>Quadro 7</b> - Percentual de inibição da massa fresca de <i>Lactuca sativa</i> em diferentes tratamentos e meios (AD e AE) .....	1
<b>Quadro 8</b> - Teste de Tukey – ANOVA - para Massa Fresca.....	1
<b>Quadro 9</b> - Dados do ensaio de Fitotoxicidade - Microplástico e ATZ. (Meio Enriquecido) .	1
<b>Quadro 10</b> - Dados do ensaio de Fitotoxicidade - Microplástico e ATZ. (Meio Enriquecido)	1

## LISTA DE ABREVIATURAS

MEP	Microesferas de Plástico
MPE	Microesferas de Plástico Envelhecidas
MPP	Microesferas de Plástico Pristino (novos)
MP	Microplástico
ATZ	Atrazina
AD	Água destilada

AE	Água enriquecida
PCZ	Ponto de Carga Zero
pKa	Constante de Ionização de Ácido
Kow	Coefficiente de Distribuição Octanol-Água
P.O.	Poluentes Orgânicos

# SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>2. OBJETIVOS .....</b>	<b>1</b>
<b>2.1. GERAL.....</b>	<b>1</b>
<b>2.2. ESPECÍFICOS.....</b>	<b>1</b>
<b>3. REFERENCIAL TEÓRICO .....</b>	<b>28</b>
<b>3.1 MICROPLÁSTICOS NO MEIO AMBIENTE .....</b>	<b>28</b>
<b>3.2 FOTODEGRADAÇÃO DO POLIETILENO: .....</b>	<b>21</b>
<b>3.3 MICROPLÁSTICOS E SORÇÃO DE CONTAMINANTES .....</b>	<b>25</b>
<b>3.4 MODELOS NUMÉRICOS DE ADSORÇÃO .....</b>	<b>25</b>
<b>3.5 ATRAZINA .....</b>	<b>25</b>
<b>3.6 ELEMENTOS FITOTOXICOLÓGICOS .....</b>	<b>25</b>
<b>4. METODOLOGIA.....</b>	<b>1</b>
<b>4.1 OBTENÇÃO DO MICROPLÁSTICO UTILIZADO NOS ENSAIOS.....</b>	<b>1</b>
<b>4.2 CARACTERIZAÇÃO DAS MICROESFERAS DE POLIETILENO (MEP).....</b>	<b>1</b>
<b>4.3 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS .....</b>	<b>2</b>
<b>4.4 CONDIÇÕES AMBIENTAIS SIMULADAS .....</b>	<b>2</b>
<b>4.5 ENSAIOS DE ADSORÇÃO .....</b>	<b>2</b>
<b>4.6 ENSAIOS DE DESSORÇÃO DAS MEP .....</b>	<b>1</b>
<b>4.7 ENSAIOS DE FITOTOXICIDADE.....</b>	<b>1</b>
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÕES .....</b>	<b>1</b>
<b>5.1 CARACTERIZAÇÃO DOS MICROPLÁSTICOS.....</b>	<b>1</b>
<b>5.2 EFICIÊNCIA DE SORÇÃO .....</b>	<b>2</b>
<b>5.3 CINÉTICA DE SORÇÃO .....</b>	<b>2</b>
<b>5.4 ISOTERMAS.....</b>	<b>2</b>

<b>5.5 DESSORÇÃO .....</b>	<b>2</b>
<b>5.6 TESTE FITOTOXICOLÓGICO .....</b>	<b>1</b>
<b>6. CONCLUSÃO.....</b>	<b>1</b>
<b>7. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>1</b>

# 1. INTRODUÇÃO

A poluição plástica é uma realidade crescente em todo mundo e afeta uma ampla gama de compartimentos ambientais como solo, água e atmosfera (Leusch *et al.*, 2023). A produção global de cerca de 430 milhões de toneladas de plástico anualmente suscita sérias preocupações (Center for Sustainability, 2023). Um dos principais pontos de apreensão é a fragmentação dos plásticos em microplásticos, processo que ocorre tanto naturalmente, pela degradação dos macrolásticos, quanto de forma intencional, pela produção industrial, para atender às necessidades cosmética e comerciais (LARA *et al.*, 2021; ALI *et al.*, 2025).

Os microplásticos, partículas plásticas com dimensões geralmente entre 1 a 5 mm, têm sido extensivamente estudados no contexto da poluição plástica devido aos seus efeitos adversos. Estes variam desde modificações no desenvolvimento de organismos fotossintetizantes, que podem induzir estresse oxidativo conforme observado em testes fitotoxicológicos (Jiang, X. *et al.*, 2019) até impactos em seres vivos de topo de cadeia, especialmente em espécies marinhas, onde são frequentemente documentados casos de obstrução do sistema gastrointestinal e sufocamento devido à ingestão dessas partículas (PATIDAR, K. *et al.*, 2024)

Além dos seus impactos diretos, os microplásticos podem potencialmente modificar a toxicidade e a biodisponibilidade dos poluentes (Wieland *et al.*, 2022; Mathiyazhagan *et al.*, 2024). Especialmente em ambientes aquáticos, essas partículas têm a capacidade de interagir com poluentes orgânicos e inorgânicos, podendo favorecer a retenção desses contaminantes por meio de processos de sorção (Nguyen, M. *et al.*, 2023). Em condições específicas do meio ambiente, esses poluentes podem ser transferidos para os microplásticos e, posteriormente, serem liberados por processos de dessorção.

Estudar essas interações é crucial devido ao potencial de amplificar os impactos ambientais decorrentes da poluição por plásticos, especialmente por meio da interação com contaminantes orgânicos amplamente difundidos, ao qual se encaixa, por exemplo, os agrotóxicos. Com o aumento populacional, a demanda por defensivos agrícolas cresce proporcionalmente para garantir o suprimento alimentar (Ghimire e Woodward, 2013). A utilização destas substâncias passou a ser comum na produção agrícola e tende a se intensificar, o que levanta preocupações sobre os impactos ambientais (Zhou, Li e Achal, 2025) associados à presença crescente desses

compostos nos solos (Guo, J. *et al.*, 2024) e nos compartimentos aquáticos (Wang *et al.*, 2022). Entre os diversos agrotóxicos, alguns se destacam pelo alto consumo, uso prolongado, longo tempo residual e estabilidade, como é o caso da atrazina (SUN, Shu *et al.*, 2022).

A atrazina (ATZ) é amplamente utilizada na agricultura, figurando entre os agrotóxicos mais consumidos no Brasil, segundo Bombardi (2023). É classificada na Rede de Ação de Pesticidas (PAN) como um agrotóxico altamente perigoso e sua presença em ambientes naturais, incluindo corpos d'água utilizados para irrigação e drenagem agrícola (Ghirardelli A. *et al.*, 2021; Zeng, Z. *et al.*, 2024), representa uma preocupação significativa. A interação entre microplásticos e atrazina emerge como uma questão ambiental relevante, uma vez que essa interação se torna cada vez mais comum, o que pode resultar em uma contaminação combinada (Li, H. *et al.*, 2021).

Portanto, o objetivo deste estudo é investigar, por meio de experimentos de sorção e dessorção, a interação entre a atrazina e microplásticos. Pretende-se observar o comportamento dessa interação em diferentes matrizes, incluindo água destilada (AD) e água enriquecida para hidroponia (AE). Além disso, serão avaliados os efeitos dessa interação sobre a *Lactuca Sativa* por meio de ensaios fitotoxicológicos. Essa abordagem multifacetada visa fornecer uma compreensão mais abrangente dos efeitos da poluição por microplásticos e sua interação com contaminantes químicos em meio aquoso.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. GERAL**

Investigar as interações de adsorção e dessorção entre a atrazina e microplásticos, tanto novos quanto fotodegradados, e avaliar a toxicidade resultante dessas interações no desenvolvimento da *Lactuca sativa* (alface).

### **2.2. ESPECÍFICOS**

- 1 - Identificar os parâmetros físico-químicos que influenciam as interações de adsorção e dessorção.
- 2 - Conduzir ensaios fitotoxicológicos para determinar os efeitos da interação dos contaminantes estudados com *Lactuca sativa* em água enriquecida, observando o impacto no crescimento, germinação e desenvolvimento radicular da planta.
- 3 - Contribuir para uma compreensão mais abrangente dos impactos da poluição por microplásticos e contaminantes químicos orgânicos em sistemas aquosos, fornecendo subsídios para políticas públicas e estratégias de mitigação ambiental.

## 3. REFERENCIAL TEÓRICO

### 3.1 MICROPLÁSTICOS NO MEIO AMBIENTE

#### 3.1.1 Processos de fragmentação e formação de Microplásticos.

A trajetória dos plásticos teve início no século XVIII, trazendo uma verdadeira revolução nos materiais devido à sua flexibilidade e multifuncionalidade, transformando o cotidiano da sociedade (Montagner *et al.*, 2021). Contudo, a produção massiva e a persistência desses materiais têm gerado sérios danos ambientais, como o desequilíbrio ecológico e impactos na qualidade do solo, água e ar (Nohara *et al.*, 2024).

Os plásticos podem ser fragmentados em micro e nanoplásticos, que se formam de duas maneiras principais: (i) primariamente, quando são fabricados para funções específicas, e (ii) secundariamente, pela decomposição de plásticos maiores sob condições ambientais adversas, como forças mecânicas, foto-oxidação, e processos de degradação térmica e biológica (Huang *et al.*, 2020a; Huang *et al.*, 2020b; Giri *et al.*, 2024). Estes fragmentos menores são mais facilmente absorvidos por organismos, intensificando seus efeitos nocivos.

No ambiente aquático, os plásticos se degradam através de processos físicos, químicos e biológicos. A degradação física é promovida por fatores como ventos e ondas, que provocam atrito e abrasão contra pedras e areia (Hanun, 2021). As propriedades do polímero também influenciam a fragmentação: plásticos com temperatura de transição vítrea ( $T_g$ ) superior à temperatura ambiente tendem a ser mais frágeis, enquanto polímeros com maior elasticidade são mais resistentes à fragmentação (Hanun, 2021; Zhang, 2021).

Já o processo de biodegradação dos plásticos envolve a ação de micro-organismos, como bactérias e fungos, que se proliferam na superfície e/ou no interior do material, resultando na sua deterioração. Esses organismos podem atuar por mecanismos químicos ou enzimáticos (Zhang *et al.*, 2021; Lucas *et al.*, 2008). Alguns micro-organismos liberam polímeros extracelulares que penetram nas estruturas porosas do plástico, alterando suas propriedades e quebrando sua estrutura molecular (Lucas *et al.*, 2008; Duan *et al.*, 2024). O processo de clivagem das cadeias poliméricas cria produtos de baixo peso molecular, como monômeros e

oligômeros, que podem ser absorvidos e metabolizados pelos microrganismos (Silva *et al.*, 2023).

Adicionalmente, a degradação química dos plásticos é um processo mais complexo, influenciado por diversos fatores. Entre eles, a hidrólise destaca-se como um mecanismo importante, especialmente em ambientes aquáticos. A presença de ligações covalentes específicas, como ésteres e amidas, torna o polímero mais suscetível à quebra por ação da água. Condições ácidas ou alcalinas aceleram significativamente esse processo, devido à catálise proporcionada pelos íons H<sup>+</sup> ou OH<sup>-</sup> (Liu *et al.*, 2021; Zhang(b). *et al.*, 2021).

Nos polímeros semicristalinos, a hidrólise inicia-se nas regiões amorfas, mais acessíveis à água. A clivagem das ligações covalentes nessas regiões leva à formação de fragmentos menores e, conseqüentemente, à fragmentação da cadeia polimérica (Jasso-Gastinel; Kenny, 2016). A cristalinidade do polímero desempenha um papel crucial na taxa de hidrólise, pois a organização molecular mais compacta dificulta a difusão da água para o interior do material, limitando assim a ocorrência de reações hidrolíticas (Lucas, N. *et al.*, 2008).

Outro mecanismo importante a ser elucidado é a degradação térmica dos plásticos, que consiste em um processo que ocorre quando o material é exposto a altas temperaturas. Essa energia térmica promove reações químicas, conhecidas como termo-oxidação, que resultam na quebra das longas cadeias moleculares que compõem o polímero (Zhang(b). *et al.*, 2021). Conseqüentemente, o plástico perde suas propriedades originais, como a resistência mecânica, a rigidez e a cor, tornando-se mais frágil e quebradiço (Liu *et al.*, 2021).

O mecanismo da degradação térmica envolve a formação de radicais livres, espécies químicas altamente reativas, que são geradas pela quebra das ligações químicas do polímero. Esses radicais reagem com o oxigênio presente no ar, formando hidroperóxidos, compostos instáveis que podem iniciar novas reações de degradação, em um processo similar ao que ocorre na fotodegradação (Zhang (b). *et al.*, 2021).

Embora a degradação térmica pura exige temperaturas muito altas, que dificilmente são encontradas no ambiente natural, a combinação de altas temperaturas e radiação solar pode acelerar significativamente a degradação dos plásticos. Em locais como praias e calçadas, a temperatura da superfície pode aumentar consideravelmente sob a ação da luz solar, favorecendo as reações de degradação e encurtando a vida útil dos materiais plásticos (Zhang(b) *et al.*, 2021).

**Figura 1** - Etapas de formação de microplásticos e seus impactos ambientais associados



**Fonte:** Autoria própria.

### 3.1.2 Fontes de microplásticos nas matrizes ambientais

Os microplásticos estão amplamente distribuídos em diversos ambientes, incluindo oceanos, rios, lagos, reservatórios, estuários, regiões polares e estações de tratamento de esgoto e água potável (Kasavan *et al.*, 2021; Wang *et al.*, 2022). A distribuição e abundância de microplásticos variam de acordo com suas matrizes. Em corpos hídricos, por exemplo, são fortemente influenciadas pelas proximidades com áreas urbanizadas, pelo tamanho da população e pelas condições hidrológicas (Silva-Cavalcanti *et al.*, 2017; Xu *et al.*, 2020b).

Já em matrizes terrestres, a atividade agrícola é frequentemente apontada como o principal meio pelo qual a emissão de microplásticos (MP) está associada. A degradação de filmes plásticos, particularmente de polietileno (PE) usados na técnica de mulching para proteger as plantações, contribui significativamente para a presença de microplásticos no solo (Huang *et al.*, 2020). Concentrações de MP variando de 80,3 a 1075,6 partículas por kg de solo foram identificadas em áreas agrícolas, evidenciando o impacto potencial desses filmes plásticos na contaminação do solo (Glavan, 2018). Além disso, a aplicação de lodo de esgoto como fertilizante orgânico

pode introduzir microplásticos no solo, uma vez que o lodo retém a maioria dos MP após o tratamento de esgoto.

Por fim, para a matriz atmosférica, a poluição por microplásticos são diversas e incluem a abrasão de pneus, desgaste de tintas e revestimentos, liberação de fibras sintéticas de roupas e tecidos, degradação e fragmentação de resíduos plásticos em aterros em ambientes ao ar livre, processos industriais envolvendo plásticos, plantas de tratamento de esgoto e a incineração inadequada de resíduos plásticos (Ahmad *et al.*, 2023). Essas partículas podem ser transportadas para outros compartimentos ambientais por meio de deposição seca e úmida que podem ser influenciadas em decorrências das condições locais e dados atmosféricos (Nohara *et al.*, 2024).

Estima-se que mais de mil toneladas de partículas plásticas sejam depositadas pela atmosfera anualmente no oeste dos Estados Unidos (Brahney, 2020). Em 2015, um estudo pioneiro sobre a presença de microplásticos na atmosfera relatou uma média de 118 partículas por m<sup>2</sup> por dia na cidade de Paris, das quais mais de 90% eram fibras (Rachid *et al.*, 2015; Nohara *et al.*, 2024).

### **3.2 FOTODEGRADAÇÃO DO POLIETILENO:**

O polietileno (PE) é um termoplástico semicristalino amplamente produzido no mundo, tornando-o um importante material de consumo. Ele serve como um sistema termoplástico modelo dentro da família das poliolefinas devido à sua estrutura simples, obtida através da polimerização do etileno. O PE é classificado em várias formas, incluindo polietileno de baixa densidade (LDPE), polietileno de alta densidade (HDPE), polietileno linear de baixa densidade (LLDPE) e outros. Cada tipo possui características específicas que os tornam adequados para diferentes aplicações industriais e comerciais.

No Brasil, a indústria de embalagens flexíveis consome aproximadamente 770 mil toneladas de PE por ano, representando cerca de 80% do consumo total do material no país, conforme dados da Associação Brasileira da Indústria de Embalagens Plásticas Flexíveis (ABIEF) de 2013. Essa considerável produção está associada à geração de microplásticos resultante da exposição às intempéries dos plásticos de maior porte, permitindo sua fragmentação.

A exposição à radiação ultravioleta (UV) solar é o principal fator responsável pela degradação dos plásticos no ambiente. A radiação UV possui energia suficiente para romper as ligações químicas presentes nas moléculas dos polímeros, desencadeando um processo conhecido como

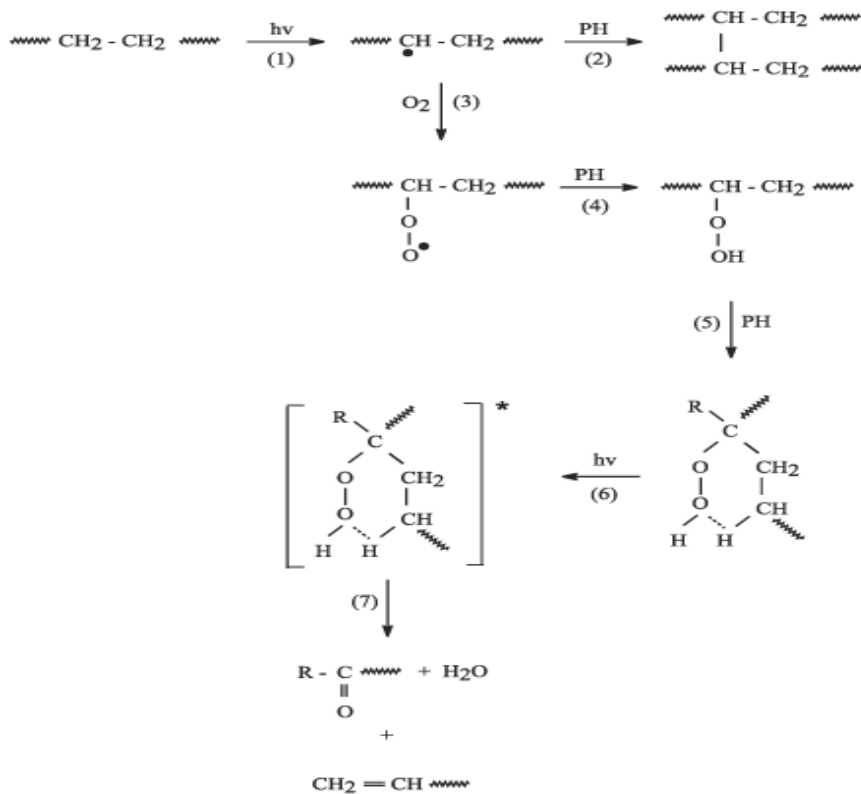
fotooxidação (Hanun, 2021). Essa degradação leva à perda de propriedades mecânicas, como a resistência e a flexibilidade, tornando os plásticos mais frágeis e quebradiços.

Para que a fotodegradação ocorra, é necessária a presença de substâncias chamadas cromóforos, que são capazes de absorver a radiação UV. Esses cromóforos podem ser impurezas presentes no polímero, como resíduos de catalisadores ou aditivos, ou grupos funcionais que fazem parte da própria estrutura molecular do polímero (Gijssman, Meijers e Vitarelli 1999; Liu *et al.*, 2021). Além disso, a interação do polímero com o oxigênio presente no ar pode formar complexos que também atuam como cromóforos, intensificando o processo de fotodegradação (Jasso-Gastinel; Kenny, 2016; Hanun, 2021).

As radiações UVB (290-315nm) e UVA (315-400nm) são as principais responsáveis pela fotodegradação dos plásticos, pois possuem a energia necessária para excitar os elétrons dos cromóforos e iniciar as reações químicas que levam à quebra das cadeias poliméricas (Zhang (b). *et al.*, 2021).

A degradação do polietileno pela ação da luz solar, é um processo complexo que ocorre nas seguintes etapas:

**Figura 2** - Reações durante fotodegradação do PE



Fonte: Fechine, 2006.

- Iniciação (1):** A luz UV ( $h\nu$ ) promove a quebra da ligação C-H nas cadeias do polietileno, gerando radicais livres.
- Reações de oxidação (2-3):** Na presença de peróxido de hidrogênio (PH), esses radicais reagem formando radicais alquila oxidados. Quando expostos ao oxigênio, esses radicais podem gerar peróxidos, levando à formação de grupos carbonila ( $\text{C}=\text{O}$ ) e álcoois ( $\text{OH}$ ).
- Propagação (4-5):** Em ambientes com ou sem oxigênio, esses radicais livres reagem adicionalmente, resultando na formação de novos radicais ou produtos oxidados. Na presença de PH, ocorre maior oxidação, favorecendo a fragmentação da cadeia polimérica.
- Reações secundárias (6-7):** A luz UV contínua pode causar a decomposição dos hidroperóxidos formados, gerando novos radicais e levando à cisão das cadeias poliméricas, produzindo fragmentos menores como aldeídos e hidrocarbonetos insaturados (como eteno).

Ao longo do processo de fotodegradação do polietileno (PE), há um balanço entre cisão de cadeia e reticulação, que varia conforme a presença de oxigênio (Fechine, 2006). Em condições com baixo teor de oxigênio, como ambientes anaeróbicos, predominam as reações de reticulação, que criam ligações cruzadas entre as cadeias poliméricas (Figura 2 – Eq (2)), tornando o material mais rígido e menos fluido. Já em ambientes oxigenados, as reações de cisão de cadeia são mais frequentes, levando à fragmentação do polímero em micro e nanoplásticos.

Durante a propagação, os radicais livres formados inicialmente reagem com o oxigênio atmosférico, gerando radicais peróxidos altamente reativos. Esses radicais podem atacar as cadeias do polímero, promovendo a quebra adicional e formando novos radicais. Na fase final, chamada de terminação, esses radicais se combinam, resultando em produtos mais estáveis, como grupos carbonila (-CHO e C=O), que alteram a estrutura química do PE (Ren *et al.*, 2021).

A foto-oxidação é um dos principais mecanismos de degradação do PE, iniciada quando o material absorve luz UV. Embora o polietileno puro, devido à sua estrutura simples de ligações C—C e C—H, não absorva luz UV acima de 290nm, cromóforos presentes (grupos que podem absorver luz) permitem que essa degradação ocorra (Fairbrother *et al.*, 2019). A presença desses cromóforos, como carbonilas e insaturações, é crucial para iniciar a degradação, que ocorre principalmente na superfície devido à penetração limitada de luz e oxigênio (Mena *et al.*, 2020).

Essas alterações na superfície do PE são relevantes para entender sua persistência ambiental e seu impacto, especialmente na sorção de contaminantes. A cobertura agrícola feita de PE, por exemplo, fica exposta a herbicidas como a atrazina (ATZ), aumentando sua interação com contaminantes após a fotodegradação. A modificação na superfície do PE, com o surgimento de novos grupos funcionais, eleva sua polaridade e reatividade, potencializando a sorção de poluentes (Bhagat *et al.*, 2022).

### 3.3 MICROPLÁSTICOS E SORÇÃO DE CONTAMINANTES

A presença de microplásticos já representa um desafio ambiental significativo, mas sua capacidade de adsorver contaminantes em sua superfície aumenta ainda mais a preocupação. Devido à sua natureza hidrofóbica, os microplásticos têm a capacidade de adsorver uma ampla faixa de contaminantes, incluindo os poluentes orgânicos persistentes (POPs), em especial em meios aquosos (Joo *et al.*, 2021).

A investigação da adsorção e dessorção de contaminantes em microplásticos (MPs) é complexa, dada a interação de múltiplos fatores dinâmicos. Isso inclui uma variedade de características dos MPs, como sua composição, estrutura, energia de ligação e propriedades superficiais. Além disso, o ambiente em que ocorre a liberação dos MPs, incluindo fatores como pH, temperatura, matéria orgânica, salinidade e força iônica, desempenha um papel crucial. Também é importante considerar os fatores do contaminante, como solubilidade, estado redox, cargas e estabilidade (Joo *et al.*, 2021; Wang *et al.*, 2023).

No processo de adsorção de contaminantes em microplásticos, diversos mecanismos podem estar envolvidos, incluindo interações hidrofóbicas, ligações de hidrogênio, repulsão e atração eletrostática, bloqueio de poros e competição local (Yu, *et al.*, 2019; Joo, *et al.*, 2021). Esses mecanismos podem ser influenciados pelos tipos de microplásticos analisados e suas características específicas, destacando a importância de considerar as diferenças entre microplásticos novos (primários) e envelhecidos (secundários).

Para ilustrar como os mecanismos podem ser influenciados pelas diferenças entre microplásticos novos e envelhecidos, um exemplo é o processo de adsorção de substâncias como atorvastatina (ATV) e amlodipina (AML). Em poliestireno primário, as interações hidrofóbicas  $\pi$ - $\pi$  dominam o mecanismo de adsorção dessas substâncias. Em contraste, no poliestireno envelhecido (secundário), onde o processo de adsorção é controlado principalmente por interações eletrostáticas e ligações de hidrogênio (Liu *et al.*, 2020b; Xia *et al.*, 2020; Wang *et al.*, 2022).

Dessa forma, os mecanismos predominantes que promovem a interação entre microplásticos e contaminantes, especialmente por meio da adsorção, incluem principalmente a distribuição hidrofóbica e a adsorção de superfície. Esses dois processos são amplamente reconhecidos como mecanismos de retenção em diversos estudos, destacando sua relevância para a dinâmica ambiental dos microplásticos (Fang *et al.*, 2019).

### 3.3.1 Distribuição hidrofóbica

A distribuição hidrofóbica descreve um estado de equilíbrio entre os microplásticos (MPs) e os poluentes orgânicos (POs) na fase aquosa, fundamentado no princípio de miscibilidade similar (Wang *et al.*, 2020a; Zhu *et al.*, 2021). Devido à composição predominantemente hidrofóbica dos MPs, constituídos principalmente de resinas plásticas, eles possuem alta afinidade para

adsorver POs com baixa solubilidade em água por meio desse mecanismo (Giovanella *et al.*, 2020; Fu *et al.*, 2021).

A capacidade de adsorção é frequentemente avaliada pelo coeficiente de distribuição logarítmica ( $K^D$ ), que pode variar de 0 a 7. Estudos indicam que a redução no tamanho dos MPs não altera significativamente o valor de  $K^D$  (Ma *et al.*, 2019). No entanto, quando a concentração de MPs na água aumenta, o  $K^D$  também se eleva de forma significativa. Isso sugere que a concentração de MPs, e não a disponibilidade de sítios de adsorção em suas superfícies, é o principal fator que influencia a distribuição hidrofóbica (Wang e Wang, 2018; Wang *et al.*, 2020e).

Além disso, o coeficiente de partição octanol-água ( $K_{ow}$ ), amplamente utilizado para representar a hidrofobicidade dos POs, desempenha um papel importante nesse processo. Poluentes orgânicos com valores elevados de  $K_{ow}$  são fortemente repelidos pelas moléculas de água, sendo prontamente adsorvidos pelos MPs, o que resulta em uma maior capacidade de adsorção (Liu *et al.*, 2019c; Xia; Niu; Yu, 2023). Esses fatores destacam a relevância da hidrofobicidade na dinâmica de adsorção entre MPs e POs em sistemas aquáticos.

### **3.3.2 Adsorção de superfície**

A adsorção de superfície descreve o processo pelo qual poluentes orgânicos (POs) dissolvidos aderem à superfície dos microplásticos (MPs). Esse fenômeno é regulado por uma série de interações moleculares, incluindo forças eletrostáticas, interações  $\pi$ - $\pi$ , ligações de hidrogênio e forças de Van der Waals, que juntos contribuem para a fixação dos POs nos MPs (Wu *et al.*, 2019; Bai *et al.*, 2019).

#### **3.3.2.1 Interação eletrostática**

As interações eletrostáticas desempenham um papel fundamental na dinâmica entre microplásticos (MPs) e poluentes orgânicos (POs), uma vez que ambos frequentemente apresentam cargas elétricas em suas estruturas (Liu *et al.*, 2019a). Quando as cargas de MPs e POs são iguais, ocorre repulsão, enquanto cargas opostas geram atração eletrostática (Xia *et al.*, 2020). Razanajatovo *et al.* (2018) destacaram que fatores como o pH, o ponto de carga zero (PZC) dos MPs e a constante de dissociação dos POs são variáveis críticas para determinar a intensidade dessas interações. Normalmente, os MPs possuem valores de pH no ponto de carga

zero inferiores ao pH ambiental, o que resulta em superfícies com carga negativa (Hossain *et al.*, 2018; Xia; Niu; Yu, 2023).

Adicionalmente, a constante de dissociação dos POs é influenciada pelas condições do meio ambiente, o que pode levar à formação de espécies carregadas positiva ou negativamente, alterando as interações eletrostáticas entre MPs e POs (Xia; Niu; Yu, 2023).

### 3.3.2.2 Interação $\pi$ - $\pi$

A interação  $\pi$ - $\pi$ , um tipo de interação não covalente, ocorre comumente entre moléculas que possuem estruturas  $\pi$ -conjugadas (Zhang *et al.*, 2022). Esse fenômeno desempenha um papel essencial na descrição de processos de adsorção e transferência de elétrons entre moléculas orgânicas (Zhang *et al.*, 2022; Li *et al.*, 2024). Estruturas aromáticas, como grupos fenil presentes tanto em microplásticos (MPs) quanto em poluentes orgânicos (POs), favorecem a ocorrência dessas interações. Tran *et al.* (2020) evidenciaram que a interação  $\pi$ - $\pi$  é um mecanismo-chave na adsorção de medicamentos como atorvastatina (ATV) e amlodipina (AML) por PS-MPs virgens, ambos contendo estruturas aromáticas. Além disso, a presença de grupos funcionais nos POs, como carboxila, metil e hidroxila, pode influenciar significativamente a intensidade dessas interações  $\pi$ - $\pi$ .

### 3.3.2.3 Ligação de hidrogênio

A ligação de hidrogênio é uma interação que ocorre entre íons de hidrogênio e grupos funcionais que atuam como doadores e receptores de prótons (Tourinho *et al.*, 2019). A presença dessa interação é fortemente influenciada pelos grupos funcionais presentes nos microplásticos (MPs) e poluentes orgânicos (POs). Entre esses grupos funcionais estão o fenil, carbonila, carboxila, hidroxila, metila, entre outros. Liu *et al.* (2019b) identificaram que, em MPs envelhecidos de PS e PVC, a introdução de grupos contendo oxigênio, como hidroxila e carboxila, devido à presença de estruturas como fenil e alquil, aumenta a formação de ligações de hidrogênio com ciprofloxacina (CIP). Além disso, a presença de amidas também desempenha um papel relevante na formação dessas ligações (Kausar *et al.*, 2021). Estudos apontam que as amidas presentes em poliamidas (PA) atuam como doadoras de prótons, permitindo a formação de ligações de hidrogênio com grupos carbonila presentes nos antibióticos, que funcionam como receptores de prótons. Essa interação aumenta significativamente a adsorção de antibióticos nos MPs de PA (Lei *et al.*, 2024).

### 3.3.2.4 Forças de Van der Waals

As forças de Van der Waals, conhecidas por sua relativa fraqueza, desempenham um papel importante nas interações entre microplásticos (MPs) e poluentes orgânicos (POs) (Du *et al.*, 2022). MPs feitos de poliolefinas, como polietileno (PE), polipropileno (PP) e poliestireno (PS), bem como MPs de polissulfona (PES), são capazes de adsorver POs, incluindo produtos farmacêuticos e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs), por meio dessas interações (Liu *et al.*, 2022). Tan *et al.* (2024) destacaram que as forças de Van der Waals atuam como o principal mecanismo de adsorção de compostos benzênicos na superfície de MPs de PE. Essa adsorção é atribuída a um aumento na densidade de carga, que intensifica o momento dipolar gerado, fortalecendo as forças de Van der Waals e resultando em uma maior energia de ligação. No entanto, devido à natureza fraca dessas interações, os POs adsorvidos podem ser facilmente liberados dos MPs em resposta a mudanças nas condições ambientais (Fred-Ahmadu *et al.*, 2020).

### 3.3.2.5 Preenchimento de poros

O preenchimento de poros ocorre quando os poluentes orgânicos (POs) penetram nos poros presentes nos microplásticos (MPs) e ficam retidos em seu interior (Mathew *et al.*, 2024). Assim como outras interações de adsorção, esse mecanismo é mais comum em MPs com estrutura vítrea, como os MPs de PS (Liu *et al.*, 2019d). Fatores como tamanho reduzido das partículas e maior área de superfície específica dos MPs facilitam o preenchimento dos poros, e o envelhecimento dos MPs pode amplificar esse efeito (Huang *et al.*, 2024). Sun *et al.* (2021a) analisaram o processo de adsorção de bisfenol A (BPA) em polietileno de baixa densidade (LDPE) virgem e envelhecido por UV/Cl<sub>2</sub>, observando que o envelhecimento intensificou o preenchimento de poros devido à redução do tamanho das partículas e ao aumento da área de superfície específica. Por outro lado, Zhao *et al.*, (2020), ao investigar a adsorção de fenantreno e pireno em quatro tipos de MPs (PBS, PCL, PU e PS), constataram que os MPs de PS, embora apresentassem a maior área de superfície específica, exibiram a menor afinidade de adsorção, sugerindo que, em certos casos, o preenchimento de poros pode não ser o mecanismo predominante.

## 3.4 MODELOS NUMÉRICOS DE ADSORÇÃO

Ao explorar os processos de sorção em microplásticos (MPs), é fundamental reconhecer que a modelagem dos mecanismos de adsorção, assim como as análises termodinâmicas e cinéticas, oferece uma compreensão aprofundada sobre o comportamento desses materiais em diferentes contextos ambientais. Modelos isotérmicos, como Langmuir e Freundlich, além de modelos cinéticos (como os de pseudo-primeira ordem e pseudo-segunda ordem), são amplamente empregados para descrever as capacidades de adsorção e as interações entre MPs e contaminantes (Xia; Niu; Yu, 2023).

A isoterma de Langmuir, em particular, é frequentemente utilizada para caracterizar a adsorção em MPs que possuem superfícies homogêneas. Este modelo baseia-se na premissa de que a superfície do adsorvente é uniforme, as moléculas adsorvidas não interagem entre si, e o processo de adsorção ocorre exclusivamente na superfície externa do material, formando uma monocamada (Ayawei *et al.*, 2017). A equação que descreve o modelo de Langmuir é apresentada na eq. (1).

$$q_e = \frac{q_m K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad (1)$$

$q_m$  = capacidade máxima de adsorção ( $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$ );  $K_L$  = constante de Langmuir.

O parâmetro  $K_L$ , que varia de acordo com o adsorbato e a temperatura, desempenha um papel crucial na caracterização do comportamento de adsorção. De maneira geral, valores mais altos de  $K_L$  indicam uma maior capacidade dos MPs de adsorver poluentes orgânicos (OPs) (Yu *et al.*, 2020). Por outro lado, o modelo de Freundlich, amplamente utilizado para superfícies heterogêneas, como as encontradas em MPs envelhecidos, apresenta uma abordagem empírica eficaz para descrever os mecanismos de adsorção em tais condições (Xia; Niu; Yu, 2023).

Esse modelo é aplicável tanto à adsorção em monocamada (adsorção química) quanto à adsorção em multicamadas (adsorção baseada em forças de Van der Waals) (Carter *et al.*, 1995; Al-Ghouti, 2020). A equação do modelo de Freundlich, apresentada pela Eq. (2), é particularmente útil para compreender os processos de adsorção em superfícies com características heterogêneas (Wang *et al.*, 2020).

$$q_e = K_F C_e^{1/n} \quad (2)$$

$C_e$  = concentração de equilíbrio do soluto na solução ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ );  $K_F$  = constante empírica ( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ );  $1/n$  = constante de força de adsorção .

O coeficiente de adsorção  $K_F$ , no contexto do modelo de Freundlich, é uma medida que descreve como os poluentes orgânicos (OPs) se distribuem entre a solução e os microplásticos (MPs). Esse parâmetro é amplamente influenciado pelas interações específicas entre os MPs e os OPs presentes no sistema (Fu *et al.*, 2021). Já o parâmetro  $1/n$  reflete a influência da concentração do adsorbato na eficiência da adsorção, sendo que valores menores indicam maior eficiência do processo (Al-Ghouti, 2020). Valores de  $1/n > 0$  sugerem que o adsorbato é facilmente adsorvido pelos MPs, por outro lado, quando o valor  $1/n$  for igual a 1, isso indica que a adsorção é linear, ou seja, as energias são idênticas para todos os sítios de adsorção, enquanto  $1/n > 1$  aponta para uma menor facilidade na adsorção (Fred-Ahmadu *et al.*, 2020; Al-Ghouti, 2020).

Além disso, a análise cinética desempenha um papel crucial para entender a velocidade e os mecanismos subjacentes à adsorção. O modelo de pseudo-primeira ordem é amplamente aplicado para descrever processos rápidos de adsorção e se baseia no modelo dinâmico desenvolvido por Lagergen (Xia; Niu; Yu, 2023). A cinética de primeira ordem normalmente relaciona a taxa de reação com a concentração do reagente de forma linear. No entanto, o modelo de pseudo-primeira ordem apresenta uma modificação que o torna mais adequado para sistemas em condições não ideais (Hussain *et al.*, 2022). A formulação deste modelo é apresentada na Eq. (3).

$$q_t = q_e(1 - e^{-k_1 t}) \quad (3)$$

onde  $q_e$  = capacidade de adsorção de equilíbrio de OPs em MPs ( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ );  $q_t$  = capacidade de adsorção no tempo  $t$  (min) ( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ );  $k_1$  = constante de taxa de primeira ordem ( $\text{min}^{-1}$ ).

O modelo cinético de pseudo-primeira ordem é frequentemente aplicado para descrever os estágios iniciais do processo de adsorção, geralmente nos primeiros 20–30 minutos. Durante esse período, o controle do processo é predominantemente determinado pela difusão física (Zhang *et al.*, 2020).

Por outro lado, o modelo cinético de pseudo-segunda ordem descreve a relação linear entre a taxa de reação e as concentrações de dois reagentes, mesmo em condições não ideais (Al-

Ghouti, 2020). Esse modelo é particularmente eficaz em situações onde a adsorção ocorre por meio do compartilhamento de elétrons ou pela formação de ligações químicas entre o adsorvente e a substância adsorvida (Khamizov, 2020). Estudos indicam que, em muitos casos, o modelo de pseudo-segunda ordem apresenta melhor desempenho na descrição da cinética de adsorção de poluentes orgânicos (OPs) em microplásticos (MPs) do que o modelo de pseudo-primeira ordem (Abdurahman *et al.*, 2020; Xia; Niu; Yu, 2023). A formulação matemática do modelo de pseudo-segunda ordem é apresentada na Eq. (4).

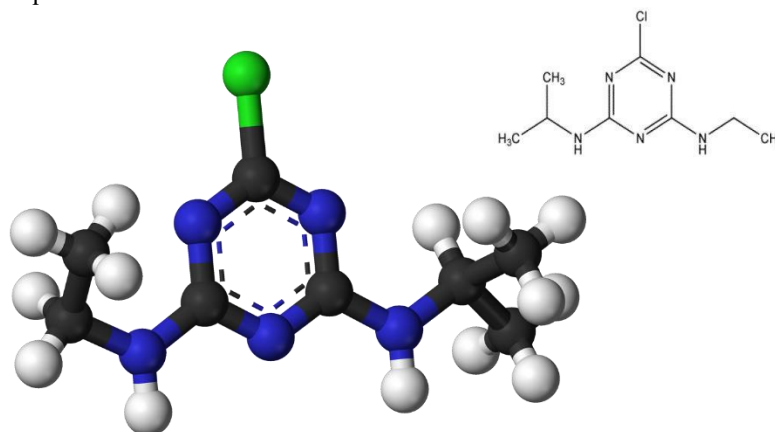
$$q_t = \frac{q_e^2 k_2 t}{1 + q_e k_2 t} \quad (4)$$

onde  $q_e$  = capacidade de adsorção de equilíbrio de OPs no adsorvente ( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ );  $q_t$  = capacidade de adsorção no tempo  $t$  (min) ( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ );  $k_2$  = constante de taxa de pseudo segunda ordem ( $\text{min}^{-1}$ ).

## 3.5 ATRAZINA

### 3.5.1 Características Físico-Químicas

Os herbicidas representam o grupo de substâncias ativas mais consumidas globalmente para o controle de ervas daninhas, com a atrazina (ATZ) destacando-se como um dos compostos amplamente utilizados na agricultura brasileira (Atlas dos Agrotóxicos, 2023; IBAMA, 2023). Sua aplicação é predominante em culturas como milho e cana-de-açúcar, sendo considerada indispensável para o aumento da produtividade agrícola. No entanto, apesar de sua importância para a agricultura moderna, o uso indiscriminado da ATZ levanta preocupações significativas relacionadas à saúde pública e ao meio ambiente (Narayanan *et al.*, 2024). Reconhecida como um perturbador endócrino, a atrazina tem sido associada a alterações no sistema reprodutivo de anfíbios e invertebrados, conforme apontam estudos recentes (Steffens *et al.*, 2022; Singh *et al.*, 2024). Essas evidências ressaltam a urgência de regulamentações mais rigorosas e práticas agrícolas sustentáveis que conciliam os benefícios econômicos com a preservação dos ecossistemas e da saúde humana.

**Figura 3** - A estrutura química da Atrazina

**Fonte:** Matias *et al.*,2021.

Os agrotóxicos, incluindo a ATZ, possuem propriedades físico-químicas que influenciam seu comportamento ambiental e sua eficácia no controle de pragas. A solubilidade, por exemplo, afeta sua mobilidade e o potencial de lixiviação em águas subterrâneas ou de descarga em águas superficiais, variando significativamente entre os compostos (Das *et al.*, 2022). Substâncias altamente voláteis contribuem para a poluição atmosférica, sendo transportadas em grandes distâncias devido às suas propriedades de vaporização. Já o Coeficiente de Partição Octanol-Água ( $K_{ow}$ ) mede a afinidade de um agrotóxico por compostos orgânicos, influenciando seu potencial de bioacumulação em tecidos e sedimentos ricos em lipídios (Concha-Graña *et al.*, 2022).

Os dados físico-químicos da atrazina, apresentados na **Tabela 1**, destacam fatores cruciais que explicam sua ampla aplicação e persistência ambiental. Com uma solubilidade moderada em água (33 mg/L a 20-25°C), a ATZ demonstra alta eficácia em ambientes agrícolas. Além disso, sua baixa pressão de vapor (0,04 mPa a 20°C) indica um potencial limitado para dispersão atmosférica, embora ainda relevante. O Coeficiente de Partição Octanol-Água ( $K_{ow} = 2,5$ ) evidencia sua capacidade de bioacumulação e interação com matéria orgânica, fatores que contribuem para sua detecção em diferentes compartimentos ambientais (Narayanan *et al.*, 2024). Essas propriedades tornam a ATZ uma ferramenta versátil para o manejo de ervas daninhas, mas também um composto de preocupação ambiental devido à sua persistência e mobilidade.

**Tabela 1** - Caracterização da Atrazina

ATRAZINA	
Nome químico	6-cloro-N2-etil-N4-isopropil-1,3,5-triazina-2,4-diamina
Fórmula molecular	C <sub>8</sub> H <sub>14</sub> ClN <sub>5</sub>
Peso molecular	215,68 g/mol
Densidade	1,187 g/cm <sup>3</sup> a 20°C
Pressão de vapor	0,04 mPa a 20°C
Ponto de fusão	175-177°C
pKa (constante de dissociação)	1,70 a 21°C
Solubilidade em água	33 mg/L a 20-25°C
Coefficiente de partição octanol-água (Kow)	2,5 a 20-25°C

### 3.5.2 Meias-vidas ambientais e mobilidade

A meia-vida é um conceito essencial para compreender o comportamento de agrotóxicos no ambiente, descrevendo o tempo necessário para que metade da concentração inicial de uma substância seja degradada. Esse processo ocorre por meio de mecanismos de degradação química, biológica ou física, que afetam diretamente sua persistência no solo, na água e em outros compartimentos ambientais. De modo geral, após uma meia-vida, 50% da substância ainda permanece; após duas, cerca de 25%; e após três, aproximadamente 12% (Fantke *et al.*, 2014; Narayanan *et al.*, 2024). Esse padrão de degradação continua até que a concentração residual seja praticamente insignificante. A meia-vida, no entanto, pode variar consideravelmente conforme as condições ambientais, como temperatura, umidade e características do solo, além das propriedades químicas do composto (Zaller, 2020).

A classificação da meia-vida de agrotóxicos auxilia na avaliação de sua persistência ambiental. Substâncias com meias-vidas inferiores a 16 dias são consideradas de baixa persistência, aquelas entre 16 e 59 dias têm persistência intermediária, e as acima de 60 dias apresentam alta persistência (Caldas, 2019). Agrotóxicos com meias-vidas mais curtas tendem a acumular menos no ambiente, reduzindo riscos de contaminação. No entanto, substâncias com meias-vidas mais longas apresentam maior potencial de acumulação, aumentando os riscos de poluição de águas subterrâneas, águas superficiais, vegetação e fauna (Tadeo *et al.*, 2019). Por outro lado, agrotóxicos com meia-vida extremamente curta podem exigir aplicações repetidas,

elevando os riscos de exposição para organismos não-alvo, incluindo humanos e plantas (Tudi *et al.*, 2021).

No caso da atrazina, sua meia-vida apresenta variações significativas, sendo influenciada por fatores como fotólise, hidrólise e biodegradação microbiana, que desempenham um papel crucial na determinação de sua toxicidade e persistência ambiental (Halevas *et al.*, 2022). A presença de microplásticos no ambiente pode intensificar essas características, modificando os processos naturais de degradação e aumentando os riscos ecológicos associados. Estudos recentes sugerem que microplásticos, como os de polietileno (PE), têm a capacidade de prolongar substancialmente as meias-vidas de degradação de agrotóxicos na água, incluindo a atrazina (Wang *et al.*, 2021). Esse efeito é particularmente pronunciado em compostos com meias-vidas moderadas e elevados valores de log K<sub>ow</sub> (coeficiente de partição octanol-água), indicando uma maior afinidade por superfícies hidrofóbicas, como as dos microplásticos. Por exemplo, a terbutilazina, um herbicida estruturalmente semelhante à atrazina, teve sua meia-vida aumentada de 31,8 dias para 45,2 dias na presença de 10 g L<sup>-1</sup> de microplásticos de PE, o que foi atribuído à inibição da degradação pela dessorção gradual do agrotóxico pelos microplásticos (Wang *et al.*, 2020c). Essa interação pode ser especialmente preocupante, pois microplásticos não apenas adsorvem agrotóxicos, mas também retardam sua liberação, prolongando sua persistência na água e, conseqüentemente, aumentando os riscos para organismos aquáticos.

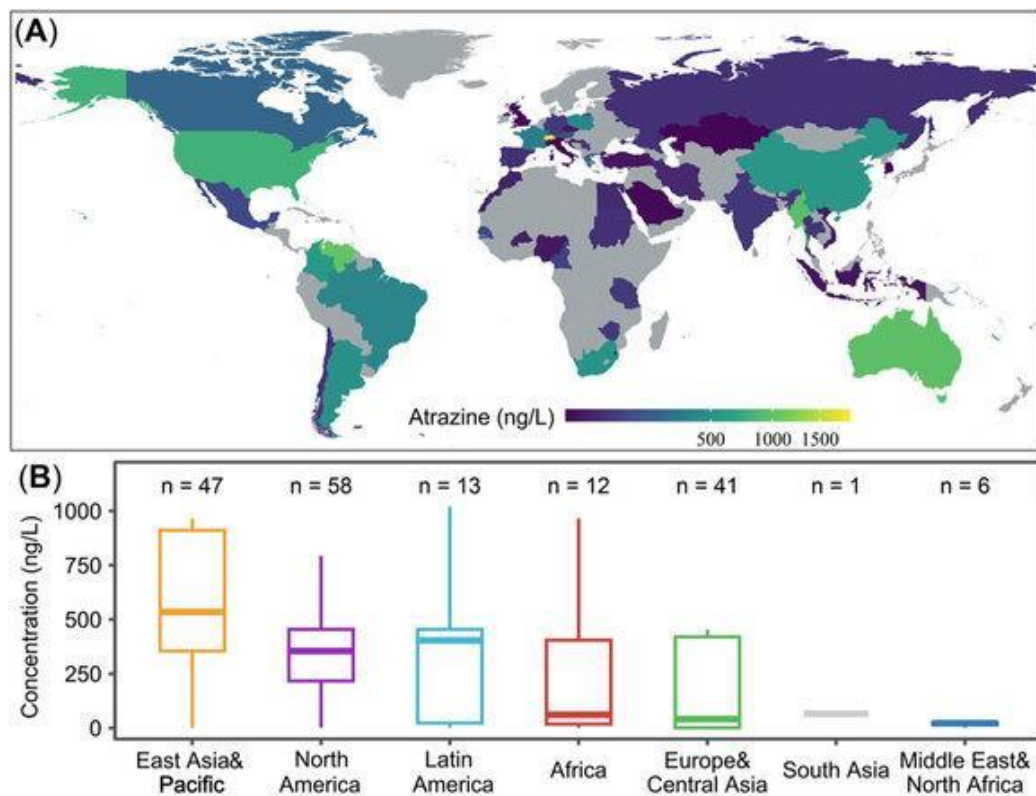
No solo, microplásticos como PE e PVC também podem prolongar a degradação de herbicidas como a simazina, alterando a estrutura da comunidade microbiana e reduzindo a atividade enzimática responsável pela degradação (Zhou *et al.*, 2022). Por outro lado, em casos como os de tiacloprida e glifosato, estudos mostram que os microplásticos não tiveram efeito significativo na degradação, possivelmente devido à sorção limitada desses compostos pelos microplásticos e à ausência de alterações significativas na atividade enzimática do solo (Xu *et al.*, 2020; Bao *et al.*, 2024).

### 3.5.3 Distribuição global e regulações ambientais

A distribuição global de concentrações de atrazina (ATZ) em águas superficiais, por exemplo, ilustrada na figura 4, revela a significativa variabilidade geográfica no uso e impacto desse herbicida. O mapa (A) destaca que regiões como América do Norte, Ásia Oriental e Pacífico apresentam níveis elevados de contaminação, frequentemente superiores a 1000 ng/L, o que

reflete práticas agrícolas intensivas e o uso predominante da atrazina em plantações de grande escala. Em contraste, áreas como Europa e Ásia Central exibem concentrações notavelmente mais baixas e consistentes, frequentemente abaixo de 200 ng/L, possivelmente em decorrência de regulamentações mais rigorosas sobre o uso de herbicidas. O gráfico (B), que apresenta a distribuição estatística por regiões, corrobora essas observações ao evidenciar a alta variabilidade na Ásia Oriental e Pacífico, onde as concentrações medianas excedem 500 ng/L (Guo, Z., 2023).

**Figura 4** - Atlas das concentrações encontradas de Atrazina em várias partes do mundo. **A)** Distribuição da concentração de Atrazina em todo o mundo de 2000 a 2021. **B)** Nível de concentração em diferentes continentes/regiões. A linha central indica o valor mediano (percentil 50), enquanto a caixa contém os percentis 25 a 75 do conjunto de dados. Os bigodes marcam os percentis 5 e 95.



Fonte: Guo, Z., 2023

A persistência da atrazina no ambiente sublinha a necessidade de políticas públicas voltadas para sua regulamentação, especialmente no que diz respeito às concentrações em águas de abastecimento. Em resposta a esses desafios, muitas nações têm implementado iniciativas

rigorosas para monitorar e controlar os níveis desse herbicida, buscando proteger a qualidade da água potável e mitigar os impactos ambientais associados.

Nos Estados Unidos, por exemplo, a *Environmental Protection Agency* (EPA) estabeleceu um limite máximo de ATZ em até 3 µg/L para água potável, com o objetivo de salvaguardar a saúde pública (EPA, 2018). Na União Europeia, a Diretiva 2020/2184/UE estipula um limite ainda mais restrito de 0,1 µg/L para água destinada ao consumo humano, buscando garantir elevados padrões de qualidade (UE, 2020).

Na China, as políticas ambientais fixam limites específicos para a presença de ATZ em águas superficiais e no abastecimento de água urbana, demonstrando um compromisso com a proteção dos recursos hídricos (GB3838–2002). No Brasil, a Resolução nº 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente estabelece um limite de 2 µg/L para águas doces (CONAMA, 2005).

Essas regulamentações são respaldadas por diretrizes internacionais, como as estabelecidas pela Organização Mundial da Saúde (WHO), que recomenda um limite aceitável de 2 µg/L de ATZ na água potável, visando proteger a saúde humana em escala global (WHO, 2022).

### 3.6 ELEMENTOS FITOTOXICOLÓGICOS

As plantas desempenham um papel fundamental na manutenção do equilíbrio ecológico, sendo responsáveis pela criação de ecossistemas e participando ativamente dos processos iniciais de bioacumulação. Além disso, são amplamente reconhecidas como bioindicadores eficazes para fornecer informações sobre a presença de quantidades prejudiciais de diferentes estressores ambientais, indicando alterações no comportamento ou biodisponibilidade de contaminantes nos tecidos vegetais (Cakaj *et al.*, 2024). Nesse contexto, é essencial investigar os mecanismos subjacentes às interações entre microplásticos (MP) e substâncias como o atrazina (ATZ), especialmente considerando os efeitos dessas interações sobre as plantas.

Contudo, para uma análise mais precisa dos dados gerados em ensaios de fitotoxicidade, é necessário superar a baixa padronização dos métodos experimentais. Embora os estudos sobre os efeitos dos MP em plantas estejam em expansão, os métodos utilizados ainda estão em fase de desenvolvimento, o que resulta na falta de uniformidade nas abordagens experimentais (Li *et al.*, 2023). A ausência de informações essenciais, como o tipo de solo empregado, a configuração do sistema hidropônico, a justificativa para a escolha do meio de cultivo e as

espécies selecionadas para os experimentos, são aspectos frequentemente negligenciados em diversos estudos (Hartmann *et al.*, 2022). Para uma análise mais robusta dos efeitos fitotóxicos, é necessário considerar três fatores fundamentais: o tipo de microplástico utilizado, a escolha da espécie vegetal como bioindicadora de toxicidade, e o meio de cultivo adotado (Hartmann, 2022).

### 3.6.1 Escolha do microplástico

Os microplásticos (MP) usados em experimentos com plantas podem ser primários, com formato e tamanho homogêneos, ou secundários, com características variadas, predominantes nos ambientes naturais (Zhu *et al.*, 2019). MP primários, como esferas de poliestireno (PS), são amplamente utilizados em estudos devido à sua disponibilidade comercial, embora não sejam os mais comuns no ambiente (Hartmann *et al.*, 2022). Por outro lado, MP secundários, como polietileno (PE) e suas variações (LDPE e HDPE), mais encontrados em materiais descartáveis, proporcionam análises mais realistas dos impactos em ambientes naturais (Chae e An, 2018). Partículas fluorescentes são ferramentas úteis para investigar a absorção e a translocação de MP/NP nas plantas, permitindo a visualização em microscopia confocal de como essas partículas se acumulam em raízes e se movem no corpo da planta (Liu *et al.*, 2022).

A fragmentação manual, é uma técnica econômica para produzir MP heterogêneos a partir de plásticos maiores, criando partículas semelhantes às do ambiente natural, com formas pontiagudas e sulcos que podem danificar órgãos subterrâneos das plantas, como as raízes, aumentando a produção de espécies reativas de oxigênio (ROS) (de Souza Machado *et al.*, 2019; Huang *et al.*, 2023). Sulcos na superfície das partículas podem favorecer o crescimento de colônias bacterianas e intensificar a liberação de compostos químicos prejudiciais à biota (Zhang *et al.*, 2020). Enquanto MP homogêneos são ideais para estudar efeitos específicos de tamanho e forma, MP secundários são mais indicados para análises de impactos gerais em ambientes naturais, permitindo observar como esses poluentes afetam as culturas agrícolas (Lozano *et al.*, 2021).

### 3.6.2 Escolha da Espécie

A escolha da espécie vegetal para experimentos é essencial para compreender os impactos de poluentes nas plantas. Até agora, grande parte dos estudos envolvendo microplásticos (MP) concentrou-se em culturas agrícolas, como arroz, trigo e cenoura, além de espécies com órgãos

subterrâneos de interesse comercial, como cebola (Hartmann *et al.*, 2022). Uma espécie amplamente utilizada nesses estudos é a alface (*Lactuca sativa*), pertencente à família Compositae. Essa planta se destaca como bioindicadora de toxicidade devido ao seu ciclo de vida relativamente curto, sensibilidade a pequenas alterações no meio ambiente e seletividade na resposta aos poluentes. A alface é considerada uma espécie eficiente para detectar efeitos de contaminantes em estudos fitotoxicológicos, conforme reconhecido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), que a classifica como um modelo de avaliação de toxicidade ambiental.

Além das espécies agrícolas, é fundamental explorar os impactos ecológicos de MP/NP em espécies nativas e invasoras, pois estas podem transformar ecossistemas inteiros. Lozano e Rillig (2020) observaram que a exposição a partículas plásticas favoreceu o crescimento de plantas tolerantes à seca e alelopáticas. Espécies-modelo, como *Arabidopsis thaliana*, *Allium cepa* e *Vicia faba*, também são amplamente empregadas para análises genotóxicas e citotóxicas devido à facilidade de manejo e ao conhecimento acumulado sobre elas (Maity *et al.*, 2020; Taylor *et al.*, 2020). Estudos mostram que MP/NP podem alterar a expressão de genes relacionados à produção de energia e ao metabolismo celular, além de reduzir a taxa de germinação de sementes por bloqueios mecânicos e danos às paredes celulares, prejudicando o transporte de nutrientes (Dong *et al.*, 2021; Li *et al.*, 2021).

A escolha da espécie ideal depende do tipo de análise desejada, e é importante utilizar uma variedade de espécies para compreender plenamente os impactos dos poluentes, tanto em nível individual quanto ecológico.

### 3.6.3 Escolha do meio

A padronização dos métodos experimentais é crucial para obter resultados confiáveis e comparáveis em estudos sobre os efeitos de microplásticos (MP/NP) nas plantas. No entanto, observa-se uma falta de uniformidade nos métodos de cultivo e na apresentação dos dados experimentais, dificultando a replicação dos experimentos. A ausência de informações detalhadas sobre o preparo dos experimentos, como as condições de cultivo, características do solo, métodos de irrigação e a forma de mistura dos MP no meio de cultivo, limita a interpretação dos resultados e a comparação entre estudos. A falta de padronização também é observada na apresentação da concentração de partículas, que pode ser relatada em número de partículas, percentagem em relação ao meio, ou peso do contaminante (Hartmann, 2022).

Experimentos de germinação de sementes expostas a MP são frequentemente realizados em placas de Petri com água ou ágar, que proporcionam uma forma controlada de observar o efeito dos poluentes nas raízes das plantas. O uso de ágar como meio de cultivo evita a agregação das partículas, permitindo monitorar o movimento das partículas em direção às raízes e sua absorção (Taylor *et al.*, 2020).

O cultivo em solo também tem sido amplamente empregado em estudos sobre os efeitos dos MPs, pois permite observar como as partículas afetam a estrutura do solo, como densidade do solo, granulometria, retenção de água, e o ciclo de nutrientes, além de impactar a microbiota do solo (Maity *et al.*, 2022). No entanto, a escolha do tipo de solo e o método de irrigação são fatores críticos que devem ser cuidadosamente considerados. A irrigação superficial pode causar a lixiviação dos MPs para as camadas mais profundas do solo, o que pode ser evitado com o uso de irrigação capilar (Hartmann, 2022).

O cultivo hidropônico também é uma metodologia comum para estudar os efeitos de MPs em plantas, oferecendo um ambiente controlado onde é mais fácil observar as alterações morfológicas e fisiológicas nas raízes. Como não há partículas de solo para interferir, as raízes podem ser analisadas com mais precisão, imagens e análises químicas podem ser obtidas com maior clareza. Contudo, as partículas plásticas, sendo hidrofóbicas, tendem a se agregar e flutuar na superfície do meio hidropônico, o que pode ser mitigado com agitação constante ou o uso de produtos como detergentes para reduzir a hidrofobicidade (Lian *et al.*, 2020a). Embora o cultivo hidropônico seja ideal para controlar as condições ambientais e os efeitos das partículas plásticas nas plantas, deve-se garantir que as partículas estejam bem dispersas para evitar interferências nos resultados experimentais.

## 4. METODOLOGIA

### 4.1 OBTENÇÃO DO MICROPLÁSTICO UTILIZADO NOS ENSAIOS

#### 4.1.1 Aquisição do Material Precursor

O microplástico utilizado no presente trabalho é constituído por esferas de polietileno adquiridas através de site de compras cuja empresa fornecedora está localizada na cidade de São Paulo. O diâmetro médio das partículas, conforme fabricante, é de 0,5mm, não sendo preciso realizar nenhuma etapa de maceração ou pulverização do material para realização de ensaios de caracterização e sorção.

#### 4.1.2 Fotodegradação das Microesferas de Polietileno (MEPs)

Durante o período de 120 dias, os experimentos de degradação dos MEPs ocorreram em uma câmara de envelhecimento acelerado, equipada com duas lâmpada de vapor de mercúrio de 250W. Esta câmara, de dimensões 60 cm × 32,0 cm × 51,7 cm (comprimento, largura e altura, respectivamente), foi escolhida devido à sua capacidade de simular condições de exposição à radiação ultravioleta (UV).

**Figura 5** - Câmara de envelhecimento acelerado equipada com lâmpada de vapor de mercúrio de 250 W. Dimensões da câmara: 60 cm (comprimento) × 32,0 cm (largura) × 51,7 cm (altura), Laboratório de Saneamento – EECA-UFG.



**Fonte:** Autoria própria, Laboratório de Saneamento – EECA-UFG

As amostras de MEPs foram inicialmente dispostas uniformemente em um recipiente de vidro e, em seguida, transferidas para a câmara de envelhecimento. Posicionadas a uma distância de 29 cm da lâmpada, as amostras foram submetidas a exposições contínuas de 24 hora, a uma temperatura média de 32 °C. Durante esse período, os microplásticos foram constantemente homogêneos e redistribuídos aleatoriamente a cada semana para garantir uma exposição uniforme em todo recipiente de vidro.

## **4.2 CARACTERIZAÇÃO DAS MICROESFERAS DE POLIETILENO (MEP)**

### **4.2.1 Caracterização superficial**

As características superficiais das MEP foram estudadas por meio das seguintes análises: caracterização morfológica da superfície e análise elementar. (Microscópio Eletrônico de Varredura Jeol, JSM – 6610 e Thermo Scientific NSS Spectral Imaging, com pulverização catódica de ouro das amostras para obtenção das imagens), identificação dos grupos funcionais de superfície por espectroscopia transformada de Fourier na região do Infravermelho (FT-IR) (Espectrômetro Bruker Vertex 70).

### **4.2.2 Caracterização Físico-química MEP**

A caracterização físico-química das MEP foi realizada por meio dos ensaios da determinação do potencial Zeta (Zetasizer Nano Series ZS) e da determinação do ponto de carga zero ( $p_{CZ}$ ). Este último foi realizado conforme método dos 11 pontos apresentado por Essandoh, *et al.* (2015) que consistiu em adicionar 0,1 g de MEP em 50 mL de solução de KCl 0,1 M sob diferentes condições de pH inicial variando unitariamente de 1 a 12. As suspensões foram mantidas sob agitação de 120 rpm por 24 horas a temperatura de 24 °C  $\pm$  2°C. Após o período de ensaio o pH de cada solução foi medido e construído gráfico da relação entre o pH inicial e pH final de modo a determinar o pH no qual ocorreu o efeito tampão (Park *et al.*, 1995).

### 4.3 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

Os reagentes empregados neste ensaio foram de qualidade analítica, salvo a ATZ, e o preparo de água enriquecida, para os quais foram utilizadas fórmulas comerciais. As soluções foram preparadas utilizando água destilada de alta pureza.

A análise de concentração de ATZ foram conduzidas utilizando um HPLC-UV modelo LC-20A da Shimatzu no LACEM-UFG (Laboratório de Cromatografia e Espectrometria de Massas/UFG). A coluna cromatográfica empregada foi uma zorbax C18 (150 x 4,6 mm, 5µm). A corrida cromatográfica se deu no modo isocrático com a proporção de solvente de 50:50 (Metanol: Água), o tempo de corrida foi de 15 min, volume de injeção 20 µL, temperatura da coluna 40°C, vazão de 0,5 mL min<sup>-1</sup>. Todas as análises foram conduzidas em amostras previamente filtradas em filtro qualitativo (40 µm) para garantir a remoção de impurezas e partículas indesejadas.

### 4.4 CONDIÇÕES AMBIENTAIS SIMULADAS

Neste estudo, utilizou-se condições ambientais simuladas para uma investigação mais aprofundada sobre como os microplásticos interagem com os contaminantes no meio ambiente. Considerando a ampla variedade de fatores presentes nos sistemas aquáticos, como matéria orgânica, salinidade, temperatura e pH, explorou-se o impacto da presença de sais e minerais comuns encontrados em sistemas hidropônicos nessa interação.

Para isso, examinou-se duas condições diferentes: Água Destilada (A.D.) em pH 6, obtida do laboratório de Saneamento da UFG, e Água Enriquecida (A.E) em pH 7, preparada a partir de preparo comercial já formulado com sais específicos para esse propósito (Solução Hidropônica).

**Tabela 2** - Composição da solução hidropônica

Nutriente	Flex Vermelho (g/L)	Flex Azul (g/L)	Total (mg/L)
Nitrogênio (N)	0,0336	0,042	75,6
Fósforo (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	0,0336	0	33,6

Potássio (K <sub>2</sub> O)	0,126	0	126
Enxofre (S)	0,0126	0	12,6
Magnésio (Mg)	0,0042	0,0084	12,6
Cálcio (Ca)	0	0,063	63
Ferro (Fe)	0,000588	0	0,588
Boro (B)	0,000168	0	0,168
Manganês (Mn)	0,000168	0	0,168
Cobre (Cu)	0,000126	0	0,126
Zinco (Zn)	0,0000798	0	0,0798
Molibdênio (Mo)	0,0000378	0	0,0378
Níquel (Ni)	0,0000252	0	0,0252
Cobalto (Co)	0,0000084	0	0,0084

Fonte: PlantPar- Fertilizantes, 2025

## 4.5 ENSAIOS DE ADSORÇÃO

Inicialmente, foram conduzidos ensaios preliminares para determinar a concentração ideal de MEP com base em sua capacidade de adsorção. Para isso, utilizou-se uma solução inicial de ATZ de 2 mg/L, com massa de microplásticos variando de 5 mg a 30 mg em 50 ml de solução. As amostras foram agitadas à 120 rpm por 48 horas à 24°C, e ao final desse período, as eficiências de remoção e capacidade de adsorção foram calculadas conforme as equações 4 e 5 (Hata *et al.*, 1999). Nesse contexto, optou-se por não avaliar a variação de pH, pois o foco da pesquisa reside na investigação do comportamento da sorção em dois meios distintos: água enriquecida para hidroponia e água destilada, mantendo-se os respectivos pHs.

**Figura 6** - Ensaios de adsorção realizados em mesa agitadora, em câmara climática controlada.



Fonte: Laboratório de Saneamento – ECCA-UFG.

#### 4.5.1 Efeito do Tempo de Contato na Adsorção de ATZ nas MEP

O efeito do tempo de contato na adsorção da ATZ nas MEPs foi investigado neste estudo, em ambos os meios (água destilada e água enriquecida para hidroponia). Após determinar a concentração de MEP com melhor desempenho na etapa anterior, foram utilizadas 50 mL de solução de ATZ (AD e AE), mantendo-se em agitação constante à 24°C. Em intervalos pré-determinados de tempo (0;15; 30; 60; 240; 1440; 2880 min), foram colhidas alíquotas das soluções para a determinação da concentração de ATZ e o cálculo da capacidade de adsorção, conforme a Equação 1 (Dong, 2020). O ensaio prosseguiu até que a concentração de atrazina em cada solução se mantivesse constante.

A quantidade de contaminante sorvido no tempo  $t$  ( $q_t$ ) em mg/g foi calculada pela eq. (5), onde  $C_0$  é a concentração inicial do contaminante na solução ( $\text{mg L}^{-1}$ ),  $C_t$  é a concentração do contaminante na solução no tempo  $t$  ( $\text{mg L}^{-1}$ ),  $V$  é o volume da solução contaminante (L), e  $m$  é a massa de microplásticos.

$$q_t = \frac{(c_0 - c_t)v}{m} \quad (5)$$

A eficiência de sorção (%) foi obtida a partir da razão entre a quantidade de contaminante sorvido no tempo  $t$  e a concentração inicial do contaminante. Os modelos cinéticos de pseudo-1ª ordem (PPO) e pseudo-2ª ordem (PSO) foram utilizados neste estudo para avaliar o mecanismo de sorção do contaminantes nos microplásticos.

Os dados obtidos no ensaio foram então aplicados aos modelos de cinética de pseudo-primeira e pseudo-segunda ordem, representados pelas Equações 6 e 7, respectivamente:

$$q_t = q_e(1 - e^{-k_1 t}) \quad (6)$$

$$q_t = \frac{q_e^2 k_2 t}{1 + q_e k_2 t} \quad (7)$$

Onde,  $K_1(\text{min}^{-1})$  e  $K_2(\text{g mg}^{-1} \text{min}^{-1})$  são as constantes de velocidade de pseudo-primeira e pseudo-segunda ordem, respectivamente;  $q_t(\text{mg/g})$  é a quantidade de atrazina adsorvida no tempo  $t$ , e  $q_e(\text{mg/g})$  é a quantidade de atrazina adsorvida no equilíbrio. Essa abordagem ampla permite uma compreensão abrangente do comportamento de adsorção da atrazina em microplásticos em diferentes meios aquosos.

#### 4.5.2 Capacidade de Adsorção de Atrazina (ATZ)

Para avaliar a capacidade de adsorção da ATZ nas MEP foi adicionado 0,025 g de MEP em 50 mL de solução de ATZ com concentrações de 0,05; 0,1; 0,5; 1,0; 2,0 e 4,0 mg/L. As misturas foram mantidas em agitação de 120 rpm por 48 horas à 24°C (Vasconcelos, 2022). No término do ensaio a capacidade de adsorção das MEP's foi calculada (equação 1) e os dados obtidos foram aplicados às isotermas de Langmuir e Freundlich dispostas nas Equações 8 e 9 para estimativa dos parâmetros de adsorção.

$$q_e = \frac{q_m K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad (8)$$

$$q_e = K_F C_e^{1/n_F} \quad (9)$$

Onde,  $q_e$  é a quantidade de cloridrato de atrazina (mg/g),  $C_e$  é a concentração em equilíbrio (mg/L),  $K_L$  e  $q_m$  são constantes da Isoterma de Langmuir,  $K_F$  é a capacidade de sorção do sorvente e  $n_F$  é um parâmetro de intensidade de adsorção da Isoterma de Freundlich.

#### 4.6 ENSAIOS DE DESSORÇÃO DAS MEP

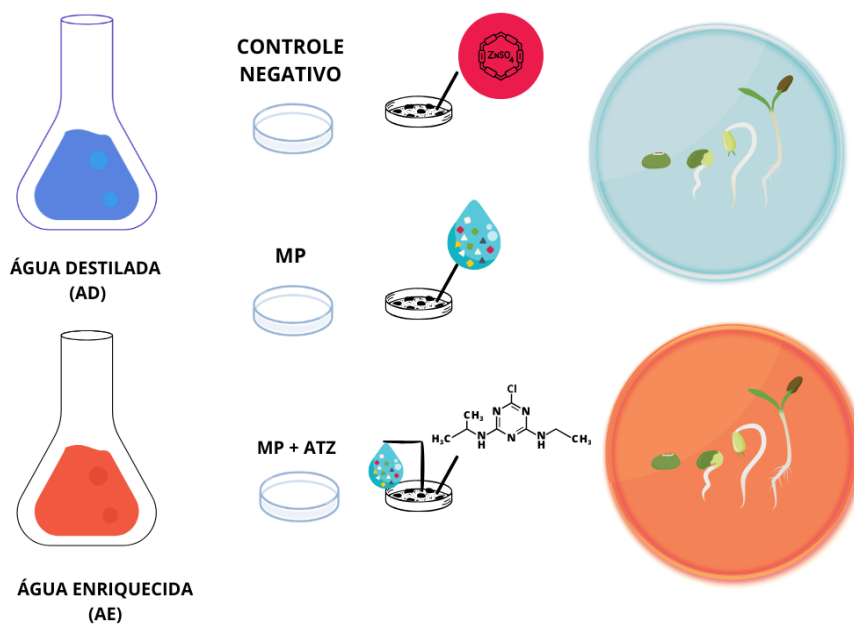
Para o desenvolvimento do ensaio de dessorção, foram empregados os microplásticos da fase de equilíbrio. Estes foram filtrados, preparados novamente e mantidos por 48 horas (tempo de equilíbrio) em uma mesa agitadora a 120 rpm, à temperatura de 24°C.

## 4.7 ENSAIOS DE FITOTOXICIDADE

O ensaio fitotoxicológico desta pesquisa terá como objetivo investigar a possível interação entre dois agentes de interesse: os microplásticos e o herbicida atrazina, em seus respectivos meios, a fim de determinar sua potencialidade em impactar o processo de germinação. Para este fim, foram utilizadas sementes de *Lactuca sativa* adquiridas em um mercado de agricultores em Goiânia, garantindo a procedência e a qualidade delas. Optou-se por sementes pelitizadas saudáveis de tamanho uniforme, assegurando consistência nos experimentos.

A análise compreendeu a observação do índice e porcentagem de germinação, bem como o desenvolvimento da radícula das sementes de alface (*Lactuca sativa*), esquematizadas na figura 7. Para avaliar a germinação das sementes, estas foram dispostas sobre papel filtro qualitativo em placas de Petri (10 sementes/placa), onde receberam 4 mL de cada meio de germinação (AD e AE), conforme descrito por Priac (2017), de acordo com seu respectivo tratamento. As placas foram então incubadas a 24,5 °C, sendo consideradas germinadas após 120 horas, quando apresentavam raízes com pelo menos 20 mm de comprimento (USEPA 1996; Jiang *et al.*, 2019).

Figura 7 - Esquema metodológico da Fitotoxicidade (Germinação)



Fonte: Autoria própria.

Nas amostras foi empregada a quantidade de microplástico que evidenciou a melhor capacidade de adsorção da atrazina nos experimentos anteriores. Conseqüentemente, o ensaio fitotoxicológico utilizou o microplástico previamente sorvidos com atrazina durante o teste de equilíbrio.

Após o período de germinação, seis sementes de *Lactuca sativa* cultivadas em cada grupo foram minuciosamente lavadas com água destilada e posteriormente secas. Em seguida, as raízes foram cuidadosamente cortadas e pesadas para determinação do peso fresco. Logo após esse processo, as amostras foram submetidas a uma estufa a 105°C por 15 minutos, seguida de secagem a 70°C até atingir peso constante. Este procedimento permitiu a obtenção do peso seco das raízes (Jiang *et al.*, 2019).

Para avaliar a sensibilidade das sementes ao contato com um produto tóxico conhecido, foi realizado um controle positivo utilizando uma solução de Sulfato de Zinco (ZnSO<sub>4</sub>) preparada na concentração de 0,05 mol/L. Já o controle negativo foi realizado utilizando água destilada.

Pra poder avaliar as condições de germinação foram utilizadas as seguintes equações:

$$ICR = \frac{CRA}{CRC} \quad \text{Equação (8)}$$

Em que ICR representa o Índice de Crescimento Radicular, CRA o Comprimento Radicular da Amostra e CRC o Comprimento Radicular no controle negativo.

$$IG = ICR * \left( \frac{SGA}{SGC} \right) * 100 \quad \text{Equação (9)}$$

Em que IG representa o Índice de germinação, ICR o Índice de crescimento radicular, SGA o número de sementes germinadas na amostra e SGC o número de sementes germinadas no controle negativo.

Para validação do teste e aceitação do experimento com resultados satisfatórios, foram adotados os critérios de Viana *et al.* (2018), que prevê para tanto, germinação mínima de 90% das sementes das placas de controle negativo e o coeficiente de variação do alongamento da raiz (Equação 10) não ultrapassar 30%. Caso estes critérios não tivessem sido atendidos, o teste deveria ser repetido utilizando-se outro lote de sementes.

$$CV = \left( \frac{S}{X} \right) * 100 \quad \text{Equação (10)}$$

Sendo CV o coeficiente de variação, S o desvio padrão e X a média.

O ICR foi classificado em três categorias, de acordo com os efeitos tóxicos apresentados: Inibição do alongamento da raiz quando  $0 < \text{ICR} < 0,8$ ; não houve efeito significativo (NES) quando  $0,8 \leq \text{ICR} \leq 1,2$ ; estímulo do alongamento da raiz (E) quando  $\text{ICR} > 1,2$  (Viana *et al.*, 2018).

A classificação de toxicidade foi executada em conformidade com a metodologia de González *et al.* (2011), onde os índices IGN e IER apontam para o nível de toxicidade do efluente de acordo com a Tabela 1.

**Tabela 3** - Classificação de toxicidade.

IGN (%) e IER (%)	Toxicidade
0 a -0,25	Baixa toxicidade
-0,25 a -0,5	Toxicidade moderada
-0,5 a -0,75	Toxicidade alta
-0,75 a -1,0	Toxicidade muito alta

**Fonte:** Adaptado de GONZÁLEZ, 2011; ALVES (2023)

Em que IER (Equação 11), representa o Índice de Porcentagem de Crescimento Radicular Normalizado e IGN (Equação 10) o Índice de Porcentagem de Germinação Residual Normalizado.

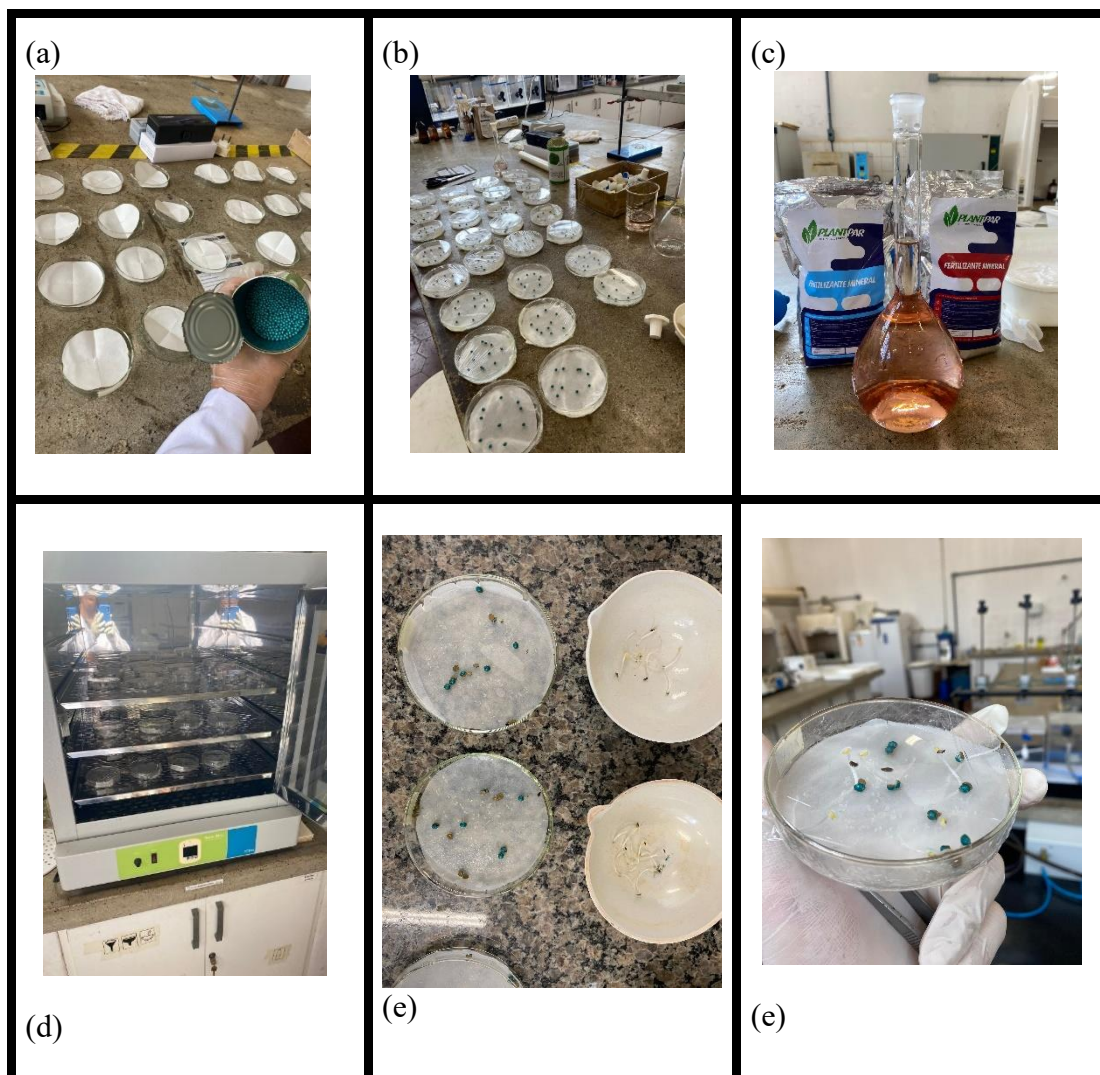
$$IER(\%) = \frac{CMRCA - CMRCN}{CMRCN} \quad \text{Equação (11)}$$

Onde CMRCA representa o Comprimento Médio das Radículas em cada amostra e CMRCN representa o Comprimento Médio das Radículas Germinadas no Controle Negativo.

$$IGN(\%) = \frac{GERMamostra - GERMcont.negativo}{GERMcont.negativo} \quad \text{Equação (12)}$$

Onde GERM<sub>amostra</sub> corresponde a porcentagem média de sementes germinadas em cada amostra e GERM<sub>cont.negativo</sub> corresponde a porcentagem de sementes germinadas no controle negativo.

**Figura 8** - Processo de preparo e incubação das sementes: A figura mostra o sequenciamento das etapas para o preparo e germinação das sementes. A imagem (a) mostra a separação das placas de Petri e das sementes. A imagem (b) ilustra as sementes já colocadas nas placas de Petri e umedecidas. A imagem (c) apresenta as fórmulas de preparo do meio de cultivo hidropônico. A imagem (d) apresenta placas de Petri com as sementes colocadas na incubadora a 24,5°C. A imagem (e) e (f) exibe as sementes germinadas após o período de incubação.



#### **4.7.1. Observação por microscopia confocal de varredura a laser**

A fim de determinar a localização específica de MEPs em células da ponta da raiz de *Lactuca Sativa*, foi utilizada microscopia de varredura confocal a laser (LCSM, Leica TCS SP8). As pontas das raízes de *L. Sativa* (menos de 10 mm de comprimento) foram cortadas longitudinalmente em fatias de aproximadamente 0,05 mm de espessura. As fatias da ponta da raiz de *L. Sativa* foram colocadas na gota de água destilada, cobertas com a lamínula, para a localização das MP da ponta da raiz.

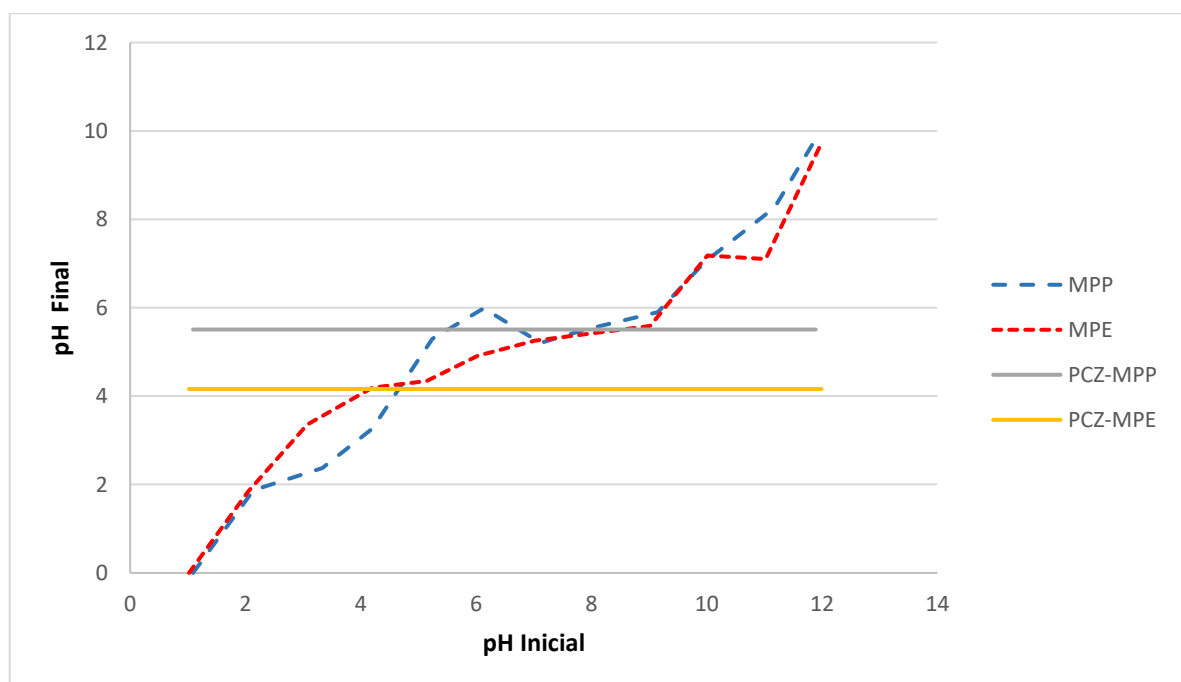
## 5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 5.1 CARACTERIZAÇÃO DOS MICROPLÁSTICOS

#### 5.1.1 Determinação do Ponto de Carga Zero (PCZ)

O ponto de carga zero (PCZ) é um parâmetro crucial para entender como a superfície de um material se comporta em diferentes condições de pH. Para microplásticos de polietileno, o PCZ foi determinado em 5,33, para MPP e 4,16 para MPE, conforme representado na Tabela 4 e no Gráfico 1, o que significa que abaixo desse valor de pH, a superfície da matriz de polietileno tende a adquirir uma carga positiva devido à predominância de íons  $H^+$ . Isso favorece a adsorção de ânions, enquanto acima do pH de 5,33, a superfície se torna carregada negativamente, devido à predominância de íons  $OH^-$ , facilitando a adsorção de cátions (Tourinho *et al.*, 2019). Esse comportamento é fundamental para entender a interação entre microplásticos e compostos orgânicos, como a atrazina, especialmente em relação à especiação química que dita se a interação será de atração ou repulsão eletrostática.

**Gráfico 1** - Ponto de carga zero da amostra de Microesferas de Polietileno envelhecido 120 dias e prístinos (50 mg de adsorvente, 50 mL de solução, 24 horas de contato, 120 rpm).



**Fonte:** Autoria própria.

No contexto deste estudo, o pH do meio é superior ao PCZ dos microplásticos de polietileno, o que implica que as superfícies dos microplásticos, tanto novos quanto envelhecidos, carregam predominantemente cargas negativas. A atrazina, por ser um herbicida básico com um pKa de 1,7, estará majoritariamente em sua forma neutra quando o pH do meio estiver acima de seu pKa. Portanto, em um pH acima de 5,33, como é o caso do meio deste estudo, a atrazina se apresenta principalmente em sua forma molecular neutra (Oliveira, M., 2011).

**Tabela 4** - Resultado dos ensaios da determinação do pH.

<b>Ponto</b>	<b>pH Inicial</b>	<b>pH Final</b>	<b>Ponto</b>	<b>pH Inicial</b>	<b>pH Final</b>
<b>MPE</b>					
1	1.02	0	7	7.02	5.2
2	2.04	1.82	8	8.1	5.42
3	3.07	3.34	9	9.02	5.51
4	4.2	4.16	10	10.01	7.05
5	5.14	4.32	11	11.02	7.1
6	6.03	4.92	12	11.99	9.72
<b>MPP</b>					
1	1.02	0	7	5.205	1.915
2	2.04	1.87	8	5.51	2.39
3	3.07	2.375	9	5.9	3.25
4	4.2	3.265	10	7.04	2.93
5	5.14	5.3	11	8.27	2.91

6                      6.03                      5.99                      12                      9.82                      2.07

**Ponto de  
Carga Zero**

Interpolação do platô:

MPP: 5.33 / MPE: 4,16

Fonte: Autoria própria.

## 5.1.2 Análise do Potencial Zeta

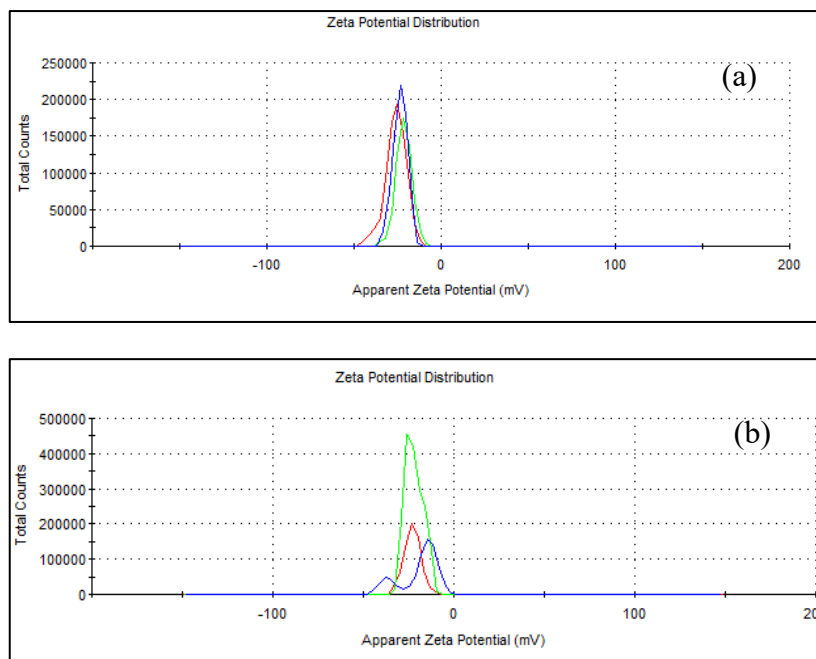
A análise do potencial zeta é uma ferramenta crucial para compreender a interação entre partículas em suspensão e seus comportamentos em diferentes ambientes. No caso dos microplásticos utilizados neste estudo, foram obtidos valores de potencial zeta para microplásticos novos e envelhecidos, que são fundamentais para entender a sua capacidade de adsorver contaminantes como a atrazina.

Os microplásticos novos, com e sem atrazina, apresentaram potenciais zeta de -23,5 mV e -26 mV, respectivamente, enquanto os microplásticos envelhecidos mostraram valores mais negativos de -26 mV e -32 mV. Esses dados indicam que, em ambos os casos, as superfícies dos microplásticos possuem uma carga negativa. A carga mais negativa nos microplásticos envelhecidos é provavelmente atribuída à formação de grupos funcionais contendo oxigênio (O) que se desenvolvem com o envelhecimento dos PE. Esses grupos aumentam a densidade de cargas negativas na superfície das partículas, conforme relatado por Liu *et al.* (2019) e Gao *et al.* (2022).

A relação entre o potencial zeta dos microplásticos e a adsorção da atrazina pode ser influenciada de forma significativa. A atrazina é um herbicida básico cuja forma neutra predomina em soluções com pH acima de seu pKa. No pH do seu meio, que está acima de 6, a atrazina será majoritariamente encontrada na forma neutra, menos carregada. Portanto, a capacidade de adsorção da atrazina nos microplásticos será influenciada pelas características de carga da superfície desses microplásticos.

Dado que a atrazina predominante no pH do meio é neutra, ela tende a interagir de forma menos eficaz com superfícies carregadas negativamente, como as dos microplásticos. A carga negativa nos microplásticos pode repelir a forma neutra da atrazina, resultando em uma menor taxa de adsorção.

**Gráfico 2** - Potencial Zeta dos Microplásticos Novos e Envelhecidos, com (a) e sem Atrazina (b), Medido pelo Zetasizer.



### 5.1.3 Análise espectroscópica por infravermelho e Microscopia eletrônica de varredura

O envelhecimento de microplásticos de polietileno (PE) devido à exposição à radiação UV por 120 dias resultou em mudanças químicas significativas nas suas superfícies, conforme observado em análises espectroscópicas de infravermelho (FTIR). Essas alterações são principalmente evidentes em regiões espectrais que correspondem a grupos oxigenados de superfície, como grupos hidroxila ( $3600\text{--}3000\text{ cm}^{-1}$ ), carbonilas ( $1800\text{--}1500\text{ cm}^{-1}$ ), e ésteres e vinílicos ( $1400\text{--}800\text{ cm}^{-1}$ ), conforme relatado em estudos anteriores (Song *et al.*, 2017; Fairbrother *et al.*, 2019; Kalčíková *et al.*, 2020; Chaudhary & Vijayakumar, 2020).

Uma das principais alterações observadas no espectro de FTIR foi janela de  $1800\text{--}1500\text{ cm}^{-1}$ , houve uma remodelação dos picos de carbonilas (C=O), com um pico amplo em  $1713\text{ cm}^{-1}$ , caracterizando a formação de grupos carbonílicos devido à oxidação induzida pela radiação UV. Já região de  $3600\text{--}3000\text{ cm}^{-1}$ , onde houve a formação de uma banda larga associada à presença de grupos hidroxila (-OH). Isso sugere que, durante o envelhecimento, os microplásticos desenvolveram grupos funcionais oxigenados, o que aumenta a polaridade de suas superfícies. Esses grupos têm um papel importante no comportamento adsortivo.



e  $718\text{ cm}^{-1}$  à vibração de  $-(\text{CH}_2)$  n-wagging no plano (Feng *et al.*, 2022). Para MPEs os picos de absorção amplos do alongamento  $\text{C}=\text{O}$  em  $1690\text{-}1730\text{ cm}^{-1}$  indicam a formação de grupos funcionais hidrofílicos contendo oxigênio (grupo carbonila) (Xu *et al.*, 2021; WANG *et al.*, 2023).

A atrazina exibiu picos espectrais característicos devido ao alongamento de  $-\text{NH}$  em  $3254\text{ cm}^{-1}$  e alongamento de tiotriazina em  $1550\text{ cm}^{-1}$ , respectivamente (Guo *et al.*, 2024). No tratamento com atrazina, não houve alteração significativa na intensidade do pico espectral dos MPs, indicando que o processo de adsorção da atrazina em MPs novos e envelhecidos poderia ser principalmente físico.

No entanto, a degradação do polímero e a formação de novos grupos funcionais não apenas alteram a estrutura física dos microplásticos, mas também influenciam suas propriedades químicas. Esses novos grupos, como hidroxilas e carbonilas, são responsáveis por proporcionar novos locais de adsorção para moléculas de contaminantes, como a atrazina. A presença desses grupos oxigenados é crucial para o aumento da sorção, pois pode possibilitar a formação de interações mais fortes com a atrazina.

Portanto, a análise conjunta dos dados de FTIR, potencial zeta e ponto de carga zero revela que o envelhecimento UV altera a superfície dos microplásticos, tanto em termos de estrutura química quanto de propriedades eletrostáticas. Essa complexidade nas interações de superfície demonstra que os microplásticos envelhecidos podem ter um comportamento adsorptivo diferente dos microplásticos novos. (Luo *et al.*, 2020).

Essas descobertas são consistentes com outros estudos na literatura (Bhagat *et al.*, 2022), que destacam a importância das mudanças superficiais provocadas pelo envelhecimento dos microplásticos e como essas modificações podem influenciar a sorção de contaminantes em diferentes condições ambientais. Assim, a combinação de um potencial zeta mais negativo e a introdução de grupos oxigenados na superfície dos microplásticos proporciona uma sorção mais eficiente e complexa, onde fatores químicos e eletrostáticos atuam simultaneamente na regulação do comportamento adsorptivo.

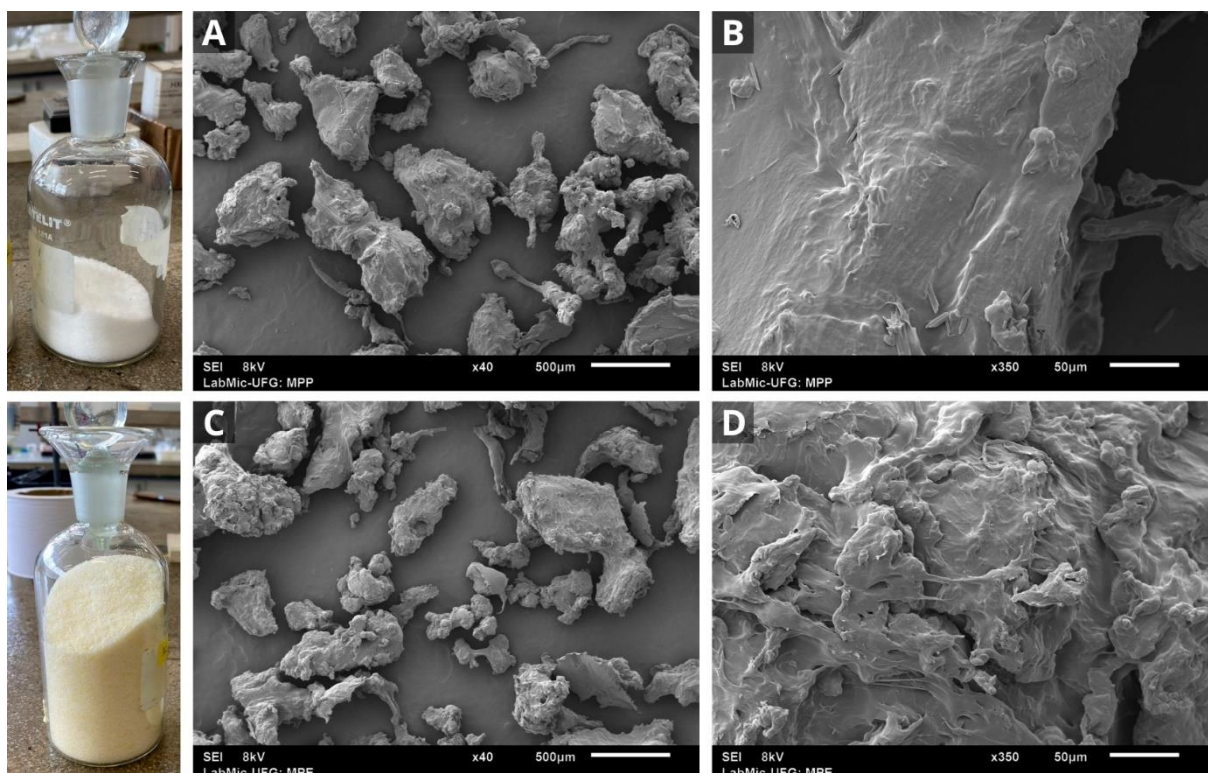
#### **5.1.4 Análise de Microscopia de varredura eletrônica dos microplásticos**

A análise de microscopia eletrônica de varredura (MEV) dos microplásticos de polietileno (PE) e seus respectivos envelhecimentos revelou informações complementares sobre as alterações

superficiais dos materiais após a exposição à radiação UV. As imagens do MEV (Figura 9) evidenciam a transformação da superfície dos microplásticos ao longo do tempo de exposição. As partículas de microplásticos envelhecidos apresentaram uma rugosidade e fragmentação mais pronunciadas, alinhadas com os resultados de FTIR, que indicaram a formação de grupos oxigenados, como hidroxilas e carbonilas.

Em particular, as imagens de MEV (C e D) mostram a fragmentação superficial das partículas, corroborando as observações de aumento da rugosidade do material devido à oxidação, sugerida pelos picos em FTIR associados aos grupos carbonila e hidroxila. A comparação com as imagens de microplásticos não envelhecidos (A e B) revela uma superfície mais lisa, com menor fragmentação, confirmando a influência do envelhecimento UV na alteração da morfologia da superfície. Esses resultados indicam que o envelhecimento UV não apenas altera a composição química, mas também a estrutura física dos microplásticos, tornando-os mais suscetíveis à adsorção de contaminantes.

**Figura 9** - Análise de microscopia eletrônica de varredura (MEV) dos microplásticos de polietileno (PE).



## 5.2 EFICIÊNCIA DE SORÇÃO

A análise da sorção de atrazina em microplásticos novos e envelhecidos, considerando a influência do meio em que estão inseridos, revela nuances importantes sobre os mecanismos de adsorção e os fatores que os afetam. Os dados obtidos indicam que tanto as propriedades dos microplásticos quanto às características do meio desempenham papéis na eficiência de sorção, e essas variáveis devem ser avaliadas em conjunto para uma compreensão abrangente do comportamento de contaminantes em ambientes aquáticos.

Os resultados do presente estudo indicam que a sorção de atrazina em microplásticos é relativamente baixa, independentemente do estado dos microplásticos (novo ou envelhecido) e do tipo de meio (água enriquecida para hidroponia ou água destilada). No entanto, observam-se algumas diferenças sutis na eficiência de sorção (Quadro 1), que podem ser analisadas para entender melhor os possíveis mecanismos subjacentes.

**Quadro 1** - Eficiência de sorção no equilíbrio para ATZ no meio AD e AE. Condições experimentais: temperatura = 24°C, concentração ATZ = 2,0 mg/L, tempo de contato = 48h.

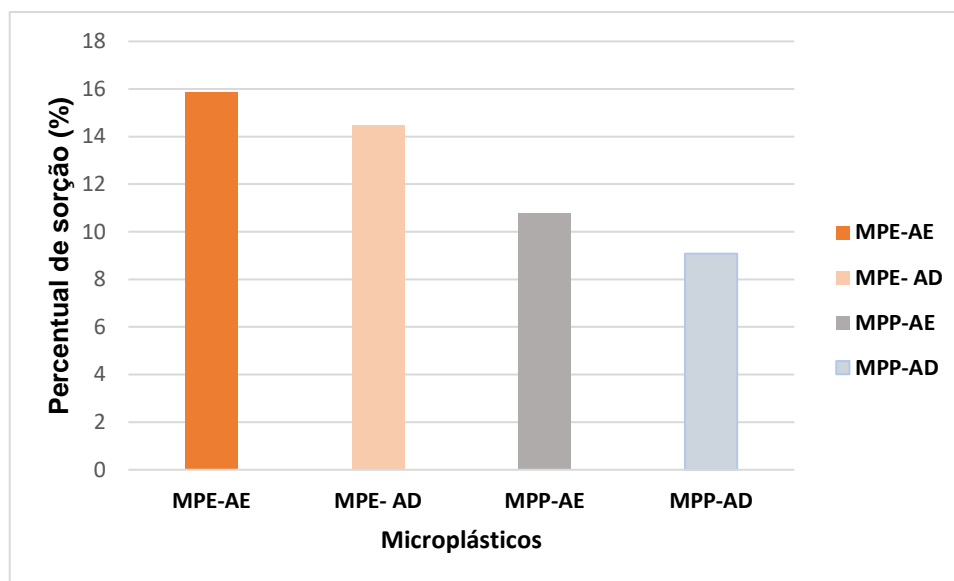
MEIO	MICROPLÁSTICO (25mg)	CONC. DE ATRAZINA ADSORVIDA (mg/L)	$q_t$ (mg/g)	% DE SORÇÃO - ÁGUA DESTILADA
AE	MPE	0.3709	0.7419	15.8671
AD	MPE	0.3230	0.6460	14.4917
AE	MPP	0.2521	0.5042	10.7845
AD	MPP	0.0259	0.4047	9.0793

Fonte: Autoria Própria, 2024

Ao comparar microplásticos envelhecidos (MPE) com microplásticos novos (MPP), percebe-se uma leve diferença na capacidade de adsorção de atrazina. No meio de água enriquecida (AE), os MPE adsorveram uma quantidade ligeiramente maior de atrazina (0,741943 mg/g) em comparação com os MPP (0,504283 mg/g) como é facilmente observado no gráfico 4. Esse comportamento pode estar relacionado às modificações químicas que ocorrem na superfície dos microplásticos durante o processo de envelhecimento. A análise por FTIR mostrou diferenças significativa na transmitância, o que pode estar relacionado à presença de novos grupos

funcionais, nos MPE, os quais podem aumentar a polaridade e a afinidade da superfície dos microplásticos por compostos orgânicos como a atrazina (Wang *et al.*, 2022).

**Gráfico 4** - Eficiência de sorção no equilíbrio para ATZ nos meios AD e AE. Condições experimentais: temperatura = 24°C; concentração ATZ = 2,0 mg L<sup>-1</sup>, tempo de contato = 24h.



Embora os dados indiquem uma leve vantagem para os microplásticos envelhecidos em termos de eficiência na sorção de atrazina, as diferenças observadas são relativamente pequenas. Isso sugere que a afinidade da atrazina por ambos os tipos de microplásticos, nos meios (AD) e (AE), é baixa. Apesar de a quantidade de atrazina adsorvida pelos microplásticos ser modesta em termos absolutos (0,3 mg/L), ela ultrapassa significativamente os limites máximos permitidos em água potável, como o valor de 0,1 µg/L estabelecido pela União Europeia.

Destaca-se que, conforme apresentado no Gráfico 4, os microplásticos no meio enriquecido apresentaram melhores valores de adsorção. Esse fenômeno pode estar relacionado à presença de íons, que influenciam o processo de adsorção por meio de efeitos como blindagem eletrostática, “salting out” e extrusão. A presença de NaCl, por exemplo, tende a provocar um efeito de “salting out” na adsorção de compostos químicos hidrofóbicos (Kalra *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2010), o que pode ter impactado os resultados observados neste estudo, considerando a presença desse sal nas soluções enriquecidas.

Além disso, a presença de certos íons inorgânicos, além do sódio e do cloro, em corpos d’água naturais também pode influenciar a adsorção. Estudos demonstraram que íons como Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>

e  $\text{HCO}_3^-$  aumentam a capacidade de adsorção da atrazina (ATZ) em diferentes graus, enquanto íons como  $\text{Mg}^{2+}$  e  $\text{Ca}^{2+}$  podem inibir esse processo (Wang *et al.*, 2022). Por exemplo, na presença de  $\text{Mg}^{2+}$ , a capacidade de adsorção do polietileno (PE) pristino diminuiu em 25,9%, enquanto o PE envelhecido apresentou uma redução menor, de apenas 4%. Isso sugere que a atração eletrostática tem um efeito limitado (Wang, 2022).

Esse fenômeno ocorre principalmente porque íons como  $\text{Mg}^{2+}$  e  $\text{Ca}^{2+}$  competem por locais de adsorção nos microplásticos, uma vez que são carregados positivamente e podem ser adsorvidos pelas partículas por atração eletrostática, ocupando os mesmos sítios de adsorção da atrazina (Xia *et al.*, 2020). Além disso, como ambos,  $\text{Mg}^{2+}$  e  $\text{Ca}^{2+}$ , possuem duas cargas positivas, suas interações eletrostáticas afetam significativamente a eficácia da adsorção de poliestireno (OS) e polipropileno (PP) em relação à atrazina.

### 5.3 CINÉTICA DE SORÇÃO

Baseando-se nos estudos realizados, foi investigada a cinética de adsorção da atrazina (ATZ) em microplásticos de polietileno (MPA), utilizando duas matrizes aquáticas: água destilada (AD) e água enriquecida para hidroponia (AE). Foram analisados microplásticos novos (MPP) e envelhecidos (MPE), este último submetido a fotodegradação por 120 dias para avaliar o impacto do envelhecimento na sorção de ATZ. A cinética de adsorção foi modelada pelos modelos de pseudo-primeira ordem (PPO) e pseudo-segunda ordem (PSO), e os parâmetros desses modelos foram comparados para avaliar a eficácia de cada abordagem.

Para as matrizes analisadas, os microplásticos novos apresentaram constantes de velocidade  $k_1$  variando entre (0,07 a 0,197) e  $k_2$  variando entre (0,37 a 1,75). Ambos os modelos mostraram bom ajuste aos dados experimentais, com  $R^2 > 0,9680$ , conforme ilustrado no Quadro 2. Os resultados indicam que o modelo PSO ajustou-se ligeiramente melhor em todas as condições, especialmente na matriz AE com microplásticos novos, sugerindo que a cinética de pseudo-segunda ordem descreve a sorção de atrazina com maior precisão.

**Quadro 2** - Parâmetros cinéticos de adsorção de atrazina (ATZ) em microplástico novo (MPP) e microplástico envelhecido (MPE), sob diferentes matrizes aquáticas: água destilada (AD), água enriquecida (AE).

Matriz	Cont.	AV	Pseudo-1 <sup>st</sup> -order	Pseudo-2 <sup>nd</sup> -order
--------	-------	----	-------------------------------	-------------------------------

			$q_e$	$k_1$	$R^2$	$q_e$	$k_2$	$R^2$
AD	ATZ	MPP	0,427	0,07	0,9773	0,440	0,37	0,9833
AD	ATZ	MPE	0,505	0,100	0,9680	0,522	0,42	0,9877
AE	ATZ	MPP	0,566	0,197	0,9985	0,572	1,75	0,9998
AE	ATZ	MPE	0,603	0,06	0,9758	0,623	0,18	0,9869

$q_e$  (mg g<sup>-1</sup>);  $k_1$  (h<sup>-1</sup>);  $k_2$  (g mg<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>)

**Fonte:** Autoria Própria.

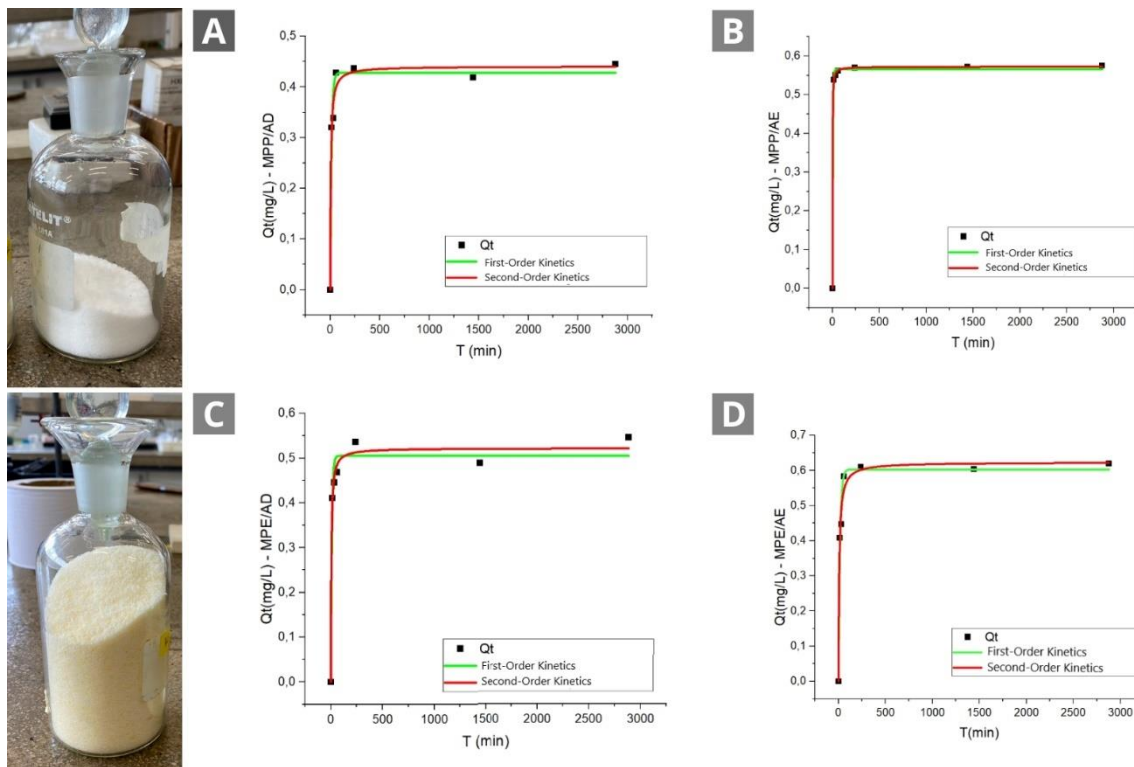
Observou-se que a maior taxa de adsorção ocorreu nas primeiras horas de contato, indicando que a sorção de superfície desempenha um papel significativo na fase inicial da interação entre a atrazina e os microplásticos. Após 4 horas, o sistema começou a se aproximar do equilíbrio que foi efetivamente alcançado em 48 horas de contato (Gráfico 5). Durante esse período, a quantidade de atrazina adsorvida ( $q_t$ ) estabilizou-se, sem mudanças significativas, indicando que os sítios de adsorção estavam saturados e que as taxas de adsorção e dessorção estavam em equilíbrio (Bakir *et al.*, 2014, Wang *et al.*, 2017). Esse tempo de equilíbrio de 48 horas foi estabelecido como parâmetro para experimentos subsequentes de isoterma, permitindo uma avaliação mais precisa da capacidade máxima de sorção e das características de equilíbrio da atrazina.

Além disso, o modelo de PSO tem sido amplamente utilizado para descrever a sorção de contaminantes orgânicos em microplásticos. Estudos como os de Lara *et al.* (2021) demonstraram a eficácia do modelo de PSO na sorção de hormônios, como 17 $\alpha$ -etinilestradiol, 17 $\beta$ -estradiol e estriol em polietileno, enquanto Siri *et al.* (2021) aplicaram o modelo para analisar a sorção de Progesterona (PGT) em diferentes tipos de microplásticos, incluindo polietileno (PE), poliestireno (PS) e polipropileno (PP). O modelo de PSO sugere que a sorção pode envolver múltiplos mecanismos, como adsorção superficial, transferência de massa e difusão intrapartícula. Apesar de ser uma ferramenta valiosa para entender esses processos

simultâneos, é importante considerar que o PSO é uma aproximação e outros fatores podem influenciar a sorção de atrazina, conforme evidenciado em pesquisas anteriores.

De maneira geral, os resultados deste estudo indicam que ambos os modelos cinéticos, PPO e PSO, ajustaram-se bem aos dados experimentais, com uma leve vantagem para o PSO devido aos valores de  $R^2$  mais próximos de 1, especialmente nas condições com microplásticos novos e na matriz enriquecida para hidroponia levando a conclusão de que a adsorção de ATZ em MPs é um processo complexo que pode envolver adsorção física e química (Liu *et al.*, 2019). Esses achados fornecem uma visão valiosa sobre os mecanismos de sorção da atrazina em microplásticos de polietileno e ressaltam a importância de considerar diferentes modelos cinéticos para uma compreensão abrangente dos processos de adsorção em sistemas ambientais complexos.

**Gráfico 5** - Cinética de sorção para Atrazina em (a) Microplástico novo em água destilada, (b) Microplástico novo em água enriquecida, (c) Microplástico envelhecido em água destilada, (d) Microplástico envelhecido em matriz enriquecida. Condições experimentais:  $t$  temperatura = 24 °C; concentração de polietileno = 0,5 g L<sup>-1</sup>. AE = Água Enriquecida para Hidroponia, AD = Água Destilada, MPP = Microesferas de Polietileno Novas, MPE = Microesferas de Polietileno Envelhecidas.



**Fonte:** Autoria Própria.

## 5.4 ISOTERMAS

A análise das isotermas de sorção foi realizada para entender melhor os mecanismos envolvidos na interação da atrazina com microesferas de polietileno (MPA) novos e envelhecidos em duas matrizes aquáticas: água destilada (AD) e água enriquecida para hidroponia (AE). Os modelos de Langmuir e Freundlich foram utilizados para avaliar a eficiência da sorção em diferentes condições experimentais, sendo os parâmetros desses modelos essenciais para interpretar os resultados.

Os resultados indicam que o modelo de Langmuir se ajustou bem aos dados experimentais, com valores de  $R^2$  superiores a 0,9 em todas as condições testadas (Quadro 4). Isso sugere que a sorção de atrazina em MPA segue predominantemente uma sorção de monocamada, caracterizada por uma adsorção uniforme nos sítios ativos da superfície dos microplásticos. Especificamente, o microplástico novo em água destilada (AD) apresentou um  $R^2$  de 0,997, indicando um excelente ajuste e sugerindo que a formação de uma monocamada é um mecanismo dominante nesse cenário. O coeficiente de Langmuir ( $K_l$ ) para essa condição foi de  $0,145 \text{ L mg}^{-1}$ , enquanto a capacidade máxima de adsorção ( $Q_m$ ) foi de  $1,612 \text{ mg g}^{-1}$ .

No caso dos microplásticos envelhecidos em água destilada (AD), os valores de  $K_l$  e  $Q_m$  foram de  $0,671 \text{ L mg}^{-1}$  e  $0,841 \text{ mg g}^{-1}$ , respectivamente, com um  $R^2$  de 0,9758. Esses dados indicam uma maior afinidade entre a atrazina e os microplásticos envelhecidos, possivelmente devido a alterações na superfície dos microplásticos induzidas pelo envelhecimento, que poderiam aumentar a disponibilidade de sítios de adsorção (Xia *et al.*, 2020).

Para a água enriquecida para hidroponia (AE), os microplásticos novos apresentaram um  $K_l$  de  $0,204 \text{ L mg}^{-1}$  e um  $Q_m$  de  $1,493 \text{ mg g}^{-1}$ , com um  $R^2$  de 0,9531, enquanto os microplásticos envelhecidos mostraram um  $K_l$  de  $0,495 \text{ L g}^{-1}$  e um  $Q_m$  de  $1,076 \text{ mg g}^{-1}$ , com um  $R^2$  de 0,9489. Esses resultados confirmam que o modelo de Langmuir oferece uma boa descrição da sorção de atrazina em ambos os tipos de microplásticos em diferentes matrizes aquáticas, Isso mostra que as interações entre ATZ e MPs são processos de adsorção mono ou multicamadas em superfícies heterogêneas (Hüffer *et al.*, 2018).

Os dados experimentais também foram ajustados pelo modelo de Freundlich, que considera a sorção em uma superfície heterogênea e prevê a formação de múltiplas camadas de adsorção.

O ajuste do modelo de Freundlich também foi adequado, com valores de  $R^2$  acima de 0,9; embora um pouco inferior aos obtidos pelo modelo de Langmuir, como é possível observar no quadro 4.

Para os dados obtidos, os valores experimentais de  $1/n$  foram maiores que 0 e menores que 1, o que indica uma adsorção favorável, conforme o modelo de Freundlich. Isso significa que a superfície de adsorção apresenta uma distribuição heterogênea de energia, e o processo de adsorção ocorre de forma eficiente nos sítios de maior energia, seguido pela ocupação de sítios de menor energia. Esses resultados corroboram a interpretação de que o modelo de Freundlich é adequado para descrever a adsorção em superfícies heterogêneas, especialmente quando o parâmetro  $1/n$  está nessa faixa, indicando uma adsorção favorável e não linear (AYAWEI *et al.*, 2017; CHEN, 2015; AL-GHOUTI, 2020).

**Quadro 3** - Parâmetros isotérmicos de adsorção de atrazina (ATZ) em microplástico novo (MPP) e microplástico envelhecido (MPE), sob diferentes matrizes aquáticas: água destilada (AD), água enriquecida (AE).

Matriz	Cont.	AV	Langmuir			Freundlich		
			$K_L$	$q_m$	$R^2$	$K_F$	$n$	Adj. $R^2$
AD	ATZ	MPP	0,145	1,612	0.997	0.196	1,201	0.991
AD	ATZ	MPE	0,671	0.841	0.975	0.300	1.679	0.922
AE	ATZ	MPP	0.204	1,493	0.953	0.239	1.272	0.934
AE	ATZ	MPE	0.495	1,076	0.948	0.321	1.584	0.901

$K_L$  ( $L\ mg^{-1}$ );  $q_m$  ( $mg\ g^{-1}$ );  $K_F$  ( $L\ g^{-1}$ );  $n$  adimensional.

**Fonte:** Autoria Própria.

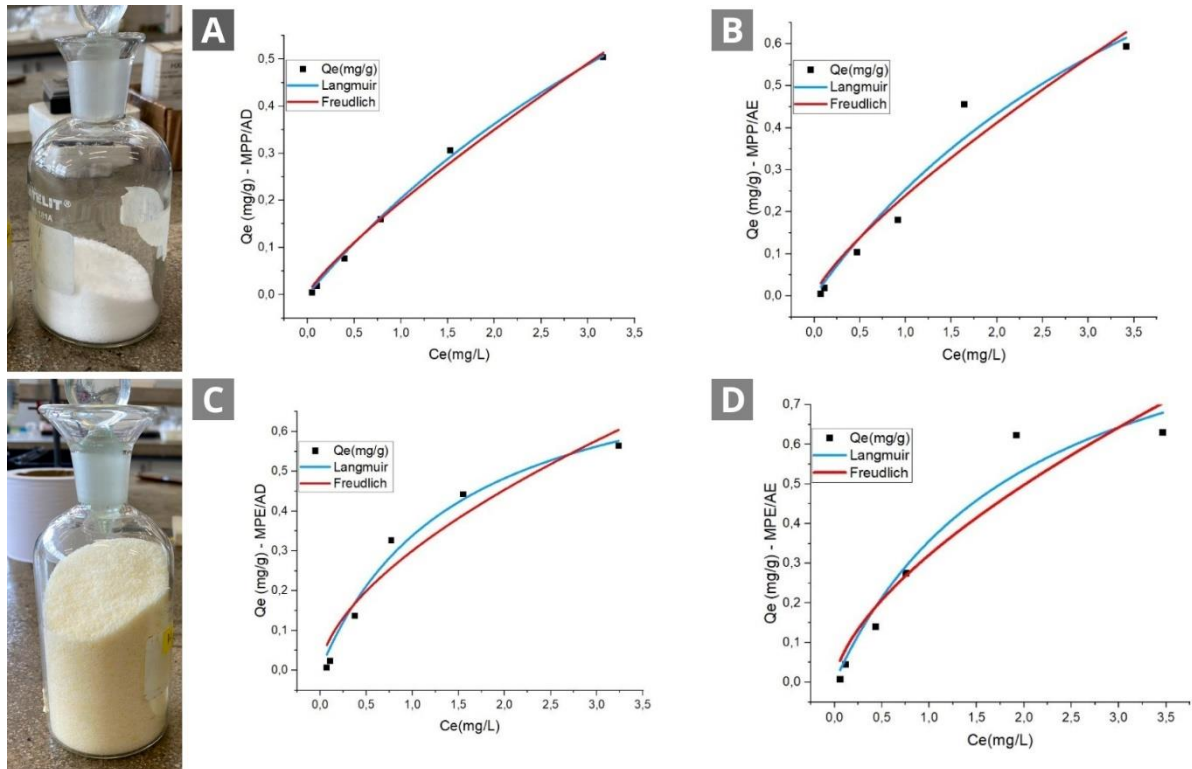
Os modelos isotérmicos de Langmuir e Freundlich foram eficazes na descrição dos dados experimentais para a sorção de atrazina em microplásticos de polietileno, indicando que tanto processos de sorção em monocamada quanto em multicamada são relevantes (Xu *et al.*, 2018).

A análise revelou que a capacidade de adsorção é um parâmetro fundamental nas isotermas de adsorção. Observou-se que a capacidade de adsorção dos microplásticos (MPs) para atrazina

(ATZ) aumentou à medida que a concentração inicial de ATZ crescia, nesse caso os sítios de alta energia na superfície dos MPs são preenchidos inicialmente, seguidos pelos sítios de baixa energia, o que é típico de superfícies heterogêneas. Esses resultados indicam que o nível energético dos sítios de adsorção influencia significativamente o processo de adsorção como um todo (GUO *et al.*, 2018).

Para microplásticos novos em água destilada, a sorção pode ser dominada por uma interação específica que resulta na formação de uma monocamada sobre os microplásticos. Adicionalmente, a sorção foi considerada favorável em todas as matrizes aquosas estudadas, conforme indicado pelos valores do fator de separação (RL) entre 0 e 1 obtidos a partir dos parâmetros de Langmuir. Isso confirma que a sorção de atrazina se ajusta bem ao modelo de Langmuir em diferentes condições de microplásticos e matrizes aquáticas (Al-Ghouti, 2020; Dias, 2023).

**Gráfico 6** - Isotermas de sorção para (a) Microplástico novo em água destilada, (b) Microplástico novo em água enriquecida, (c) Microplástico envelhecido em água destilada, (d) Microplástico envelhecido em matriz enriquecida. Condições experimentais: temperatura = 24 °C; concentração de polietileno = 0,5 g L<sup>-1</sup>. AE = Água Enriquecida para Hidroponia, AD = Água Destilada, MPP = Microesferas de Polietileno Novas, MPE = Microesferas de Polietileno Envelhecidas.



Fonte: Autoria Própria.

## 5.5 DESSORÇÃO

Na etapa de dessorção dos microplásticos, não foi possível identificar a presença da molécula de atrazina nos ensaios realizados, o que pode ser atribuído a diversos fatores. Em primeiro lugar, a concentração de atrazina já era consideravelmente baixa após o processo de adsorção, o que por si só poderia dificultar sua detecção nas etapas subsequentes. Contudo, as etapas de manuseio das amostras, particularmente durante os processos de filtração e secagem, parecem ter contribuído ainda mais para a redução da concentração da molécula, possivelmente levando-a a níveis abaixo do limite de detecção do método analítico utilizado, a cromatografia líquida de alta eficiência (HPLC).

O processo de filtração, necessário para separar os microplásticos sorvidos da solução, pode ter sido uma das causas de perdas significativas de atrazina. Durante essa etapa, é possível que parte da molécula tenha sido perdida na fase líquida remanescente ou até mesmo aderido ao material do filtro, resultando em uma diminuição adicional da quantidade de atrazina disponível para a etapa de dessorção. Esse tipo de perda torna-se especialmente crítico quando se trabalha com concentrações muito baixas, como era o caso deste estudo.

Outro aspecto importante é o processo de secagem dos microplásticos sorvidos, que foi realizado à temperatura ambiente, entre 25°C e 30°C, com o objetivo de garantir que não houvesse qualquer influência de solventes residuais na dessorção. A secagem foi crucial para garantir que a análise subsequente refletisse unicamente a quantidade de atrazina sorvida nos microplásticos, sem interferências externas. Contudo, essa etapa também pode ter levado à volatilização ou até mesmo à degradação da atrazina (Wang *et al.*, 2022), especialmente em concentrações muito baixas. Embora essas perdas sejam mínimas, elas podem ter sido suficientes para reduzir a quantidade de atrazina abaixo do limite de detecção.

Além disso, mesmo que a atrazina tenha sido adsorvida de maneira eficiente, como sugerido pelos modelos isotérmicos de adsorção, é possível que a molécula tenha permanecido fortemente ligada à superfície dos microplásticos, dificultando sua liberação no processo de dessorção. A interação entre a atrazina e os microplásticos, especialmente os envelhecidos, pode ter resultado em uma sorção mais resistente, limitando a sua remoção nas condições estabelecidas. Isso reforça a hipótese de que, embora a sorção tenha sido um processo eficiente, os procedimentos de filtração e secagem podem ter contribuído para a redução da atrazina a níveis não detectáveis pelo método adotado.

Por fim, a soma desses fatores — a baixa concentração inicial, perdas durante a filtração, possíveis efeitos de volatilização ou degradação na secagem, e a forte interação entre a atrazina e os microplásticos — contribuiu para a redução da quantidade detectável da molécula, levando-a a um nível abaixo do limite de detecção pelo método de análise adotado.

## 5.6 TESTE FITOTOXICOLÓGICO

### 5.6.1 Efeitos dos Microplásticos Sorvidos com Atrazina na Germinação de Sementes de Alface

Os resultados obtidos evidenciam os impactos diferenciados dos tratamentos aplicados na germinação, massa seca e massa fresca das sementes de alface. Foram avaliados os efeitos de microplásticos isolados (MPE e MPP), microplásticos sorvidos com atrazina (MPE+ATZ e MPP+ATZ) e da atrazina isolada (ATZ) nos dois meios AD e AE. A aplicação dos testes estatísticos (Dunn para germinação e massa seca, e Tukey para massa fresca) permitiu identificar comparações estatisticamente significativas, destacando os tratamentos com os maiores impactos negativos nos parâmetros avaliados.

### 5.6.2 Germinação de Sementes

A germinação é um processo essencial no ciclo de vida das plantas, sendo diretamente influenciada por fatores ambientais e pela presença de contaminantes. Neste estudo, verificou-se que a combinação de microplásticos envelhecidos com atrazina (MPE+ATZ) causou um impacto significativo na germinação das sementes, evidenciando os efeitos prejudiciais da interação entre esses poluentes.

Conforme destacado por Guo *et al.* (2024), pesticidas podem adsorver na superfície de microplásticos, prolongando sua persistência em ambientes aquáticos e intensificando sua toxicidade. No presente trabalho, os microplásticos envelhecidos atuaram como vetores eficientes para a liberação localizada da atrazina, potencializando seus efeitos fitotóxicos. Conforme Khan *et al.* (2024), "substâncias lixiviadas de filmes ou fibras de microplástico podem induzir toxicidade para as sementes. Monômeros perigosos estão presentes em filmes e fibras, que podem transportar outros poluentes, como corantes, plastificantes, metais pesados e patógenos, e esses agentes nocivos podem lixiviar para a água". No presente caso, a atrazina atua como o contaminante transportado pelos MPs, cuja liberação localizada nas interfaces

microplástico-semente, intensifica os danos às plantas. Esse fenômeno cria um microambiente tóxico, permitindo que a atrazina atravesse barreiras naturais e interaja diretamente com os tecidos celulares da planta.

Nesse contexto, a germinação observada neste estudo também pode ter sido comprometida, possivelmente devido ao bloqueio físico dos poros das sementes, o que, segundo De Silva *et al.* (2022), pode ter causado uma redução na atividade biológica interna, induzida pela exposição a microplásticos de polietileno (PE MPs). No entanto, essas alterações parecem depender de fatores como a dose de MPs aplicada, a espécie vegetal em questão e o tempo de exposição, conforme apontado por Sahasa *et al.* (2023).

Os gráficos 6 e 7 corroboram esses resultados, indicando que os tratamentos MPE+ATZ (P.adj = 0.0004) e MPP+ATZ (P.adj = 0.0019) foram os mais inibitórios para a germinação das sementes de *Lactuca sativa*. Nos diferentes meios testados, observou-se uma redução de 34% na germinação em água destilada (AD) e de 30% no meio enriquecido (AE) nos tratamentos com atrazina sorvida.

Essa interação foi confirmada pelos resultados do Teste de Dunn (Quadro 4), que demonstraram uma diferença altamente significativa na germinação das sementes em comparação ao controle negativo (P.adj = 0.0006). Adicionalmente, a comparação entre os tratamentos MPE+ATZ e MPP também apresentou significância estatística (P.adj = 0.0413), sugerindo que a atrazina adiciona um efeito cumulativo de toxicidade nos sistemas avaliados.

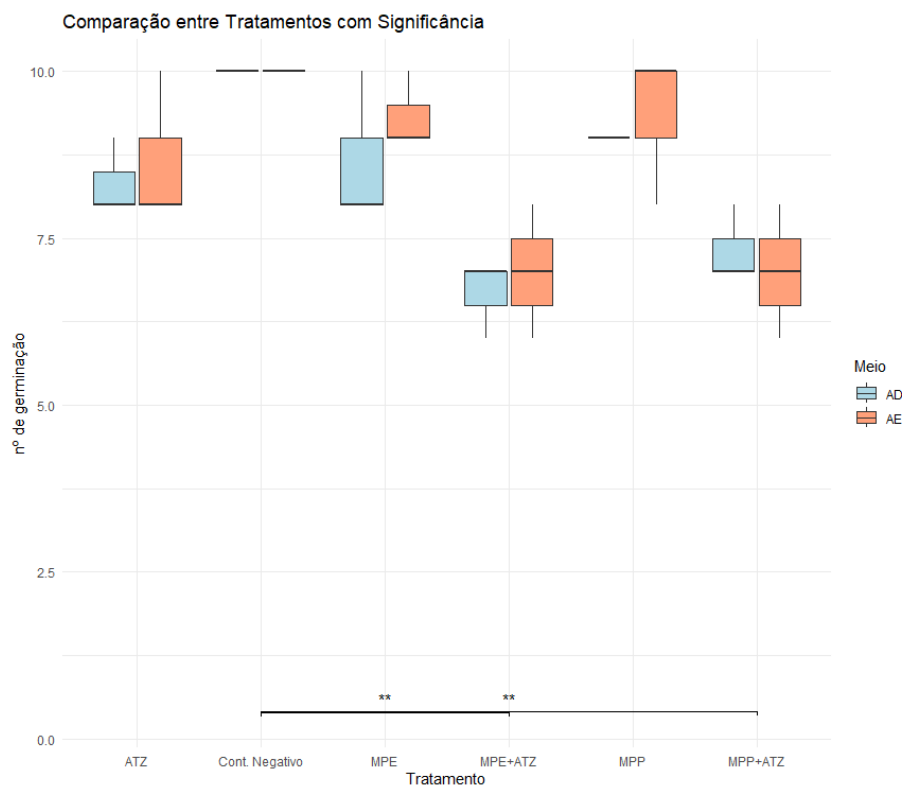
**Quadro 4** - Teste Duan para comparações múltiplas – Germinação.

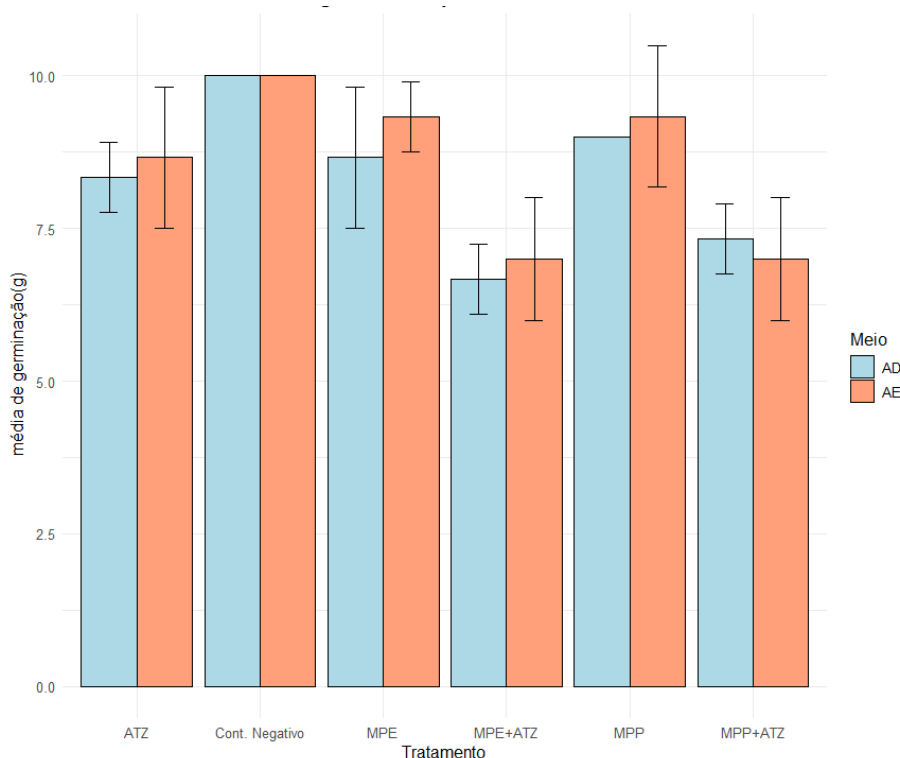
TESTE DUAN PARA COMPARAÇÕES MÚLTIPLAS - GERMINAÇÃO				
Comparação	Z	P.unadj	P.adj	Significância
Cont. Negativo - MPE+ATZ	41.8053	0.0000	0.0004	Muito significativa
MPE+ATZ - MPP	-29.9417	0.0028	0.0413	Significativa
Cont. Negativo - MPP+ATZ	38.2745	0.0001	0.0019	Muito significativa

**Z:** Estatística do teste que quantifica a diferença entre grupos.; **P.unadj:** P-valor original sem correção.; **P.adj:** P-valor corrigido para múltiplas comparações (mais confiável para conclusões).

Geralmente, os mecanismos de fitotoxicidade dos microplásticos (MPs) para o desempenho das plantas podem ser classificados em fatores indiretos e diretos. No contexto da pesquisa realizada em meio aquático com *Lactuca sativa*, esses mecanismos podem ser interpretados à luz de evidências que mostram que MPs podem interferir no transporte de nutrientes (Jiang *et al.*, 2019; Khan *et al.*, 2024), reduzir a capacidade das raízes de absorver água (Teng *et al.*, 2022) e alterar nas comunidades microbianas reduzindo as atividades enzimáticas (Zang *et al.*, 2020; Fei *et al.*, 2020; BROCHADO *et al.*, 2024). Esses fatores, aliados à presença de contaminantes adsorvidos nos MPs, podem comprometer os processos iniciais de germinação, desenvolvimento radicular e foliar (Khan *et al.* 2024).

**Gráfico 7** - Distribuição da germinação por tratamento – Número de Sementes germinadas x Tratamento.



**Gráfico 8** - Média do nº de germinações com intervalos de confiança, por tratamento e por meio.

### 5.6.3 Massa Seca

O crescimento da planta pode ser definido como um processo de aumento do volume ou massa da planta com ou sem o desenvolvimento de novas estruturas (por exemplo, órgãos, células ou tecidos). Este processo está associado à especialização e reprodução de células físicas e processos fisiológicos; no entanto, este processo é altamente sensível às condições de crescimento. Qualquer alteração nas condições ótimas de crescimento resulta na alteração desses mecanismos, reduzindo assim o crescimento e o desenvolvimento da planta (JIA *et al.*, 2023).

A massa seca é um indicador fundamental da resposta das plantas a condições de estresse ambiental e à exposição a contaminantes. Neste estudo, os valores médios de massa seca obtidos para os diferentes tratamentos (ATZ, MPP, MPE, MPP+ATZ e MPE+ATZ) demonstraram padrões distintos de inibição em relação ao controle negativo. Nos ambientes AD e AE, o controle negativo apresentou os maiores valores de massa seca média, sendo 0,0816 g e 0,0793 g, respectivamente. Esses valores estabelecem a referência para avaliar os impactos dos tratamentos testados.

Conforme apresentado no quadro 5, os tratamentos individuais revelaram efeitos fitotóxicos variados. O tratamento ATZ causou uma inibição moderada da biomassa, com redução de 37,01% no ambiente AD e 27,17% no AE, sugerindo um impacto considerável, especialmente em água destilada, possivelmente devido à maior sensibilidade das plantas ao herbicida em condições de menor disponibilidade de nutrientes. O MPP mostrou uma inibição significativa, com uma redução de 69,61% no ambiente AD e 48,54% no AE, indicando interferências que podem estar relacionadas a efeitos mecânicos ou alelopáticos, limitando o crescimento radicular e a absorção de água (BROCHADO *et al.*, 2024). O MPE, por sua vez, apresentou os maiores índices de inibição entre os tratamentos individuais, com 72,92% no ambiente AD e 66,58% no AE, refletindo uma toxicidade mais severa. GUO *et al.* (2024) sugerem que a degradação dos microplásticos podem gerar variações significativas nos níveis de toxicidade. Isso pode explicar por que, neste estudo, os microplásticos envelhecidos (MPE) apresentaram maior toxicidade em comparação aos microplásticos novos (MPP).

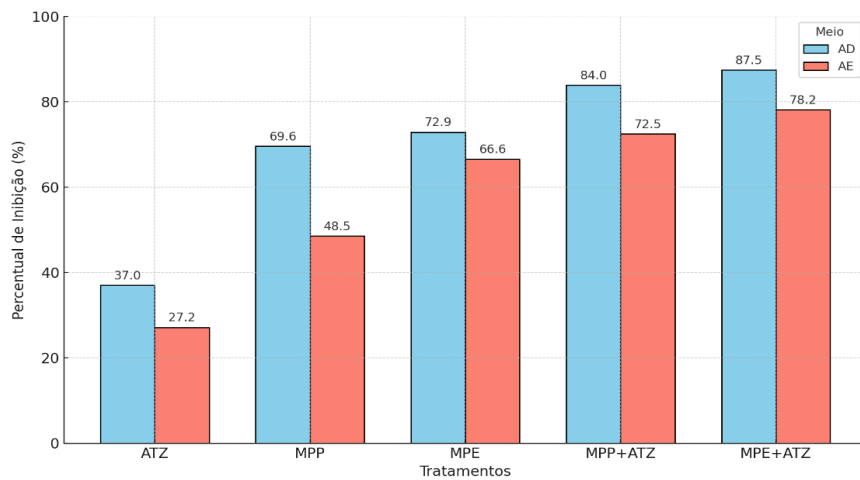
**Quadro 5** - Percentual de inibição de biomassa seca

TRATAMENTO	MEIO	MÉDIA MASSA SECA (g)	INIBIÇÃO (%)
ATZ	AD	0,0514	37,01
MPP	AD	0,0248	69,61
MPE	AD	0,0221	72,92
MPP+ATZ	AD	0,0131	83,95
MPE+ATZ	AD	0,0102	87,50
ATZ	AE	0,0578	27,17
MPP	AE	0,0408	48,54
MPE	AE	0,0265	66,58
MPP+ATZ	AE	0,0218	72,52
MPE+ATZ	AE	0,0173	78,19

Conforme apresentado nos gráficos 8 e 9, os tratamentos individuais e combinados exibiram diferenças evidentes nos efeitos fitotóxicos. No Gráfico 9, observa-se que os tratamentos combinados (MPP+ATZ e MPE+ATZ) apresentaram as menores médias de massa seca,

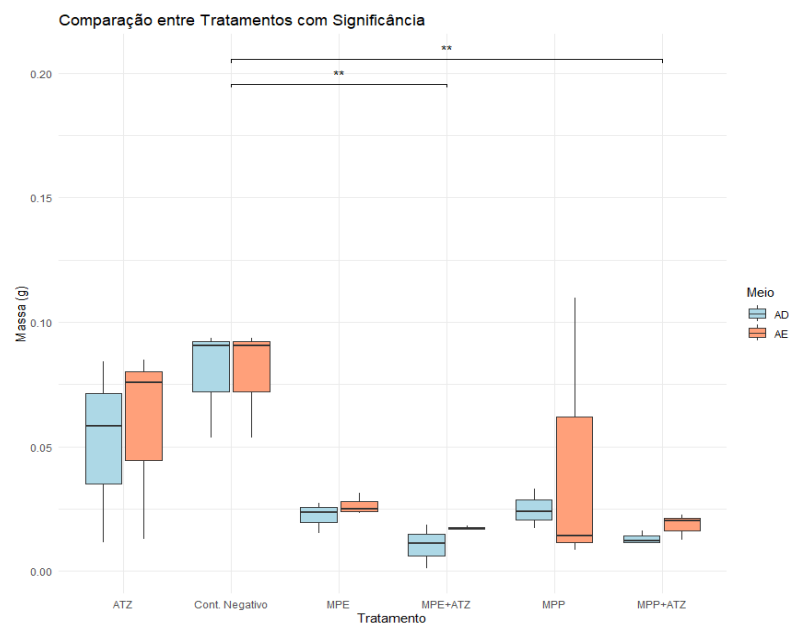
reforçando o impacto sinérgico negativo. Em particular, o tratamento MPE+ATZ reduziu a biomassa em mais de 87% no ambiente AD e 78,19% no ambiente AE, resultados que evidenciam uma ação conjunta tóxica da atrazina adsorvida nos microplásticos envelhecidos. O Gráfico 8, exibe os percentuais de inibição da massa seca por tratamento e meio. Ele destaca de forma clara a intensificação da inibição à medida que os tratamentos combinam atrazina e os microplásticos.

**Gráfico 9** - Percentual de inibição da massa seca de *Lactuca sativa* em diferentes tratamentos (ATZ, MPP, MPE, MPP+ATZ e MPE+ATZ) nos meios AD (água destilada) e AE (meio enriquecido).



**Fonte:** Autoria Própria.

**Gráfico 10** – Valores de massa seca de *Lactuca sativa* em diferentes tratamentos e meios (AD e AE).



**Fonte:** Autoria Própria.

A análise estatística pelo Teste de Dunn (Quadro 4) confirmou a significância desses efeitos. O tratamento MPE+ATZ apresentou uma diferença estatisticamente relevante em relação ao controle negativo ( $p$ -valor ajustado = 0,0083), reforçando a magnitude do impacto desse tratamento na redução da biomassa seca. Além disso, o tratamento MPP+ATZ também apresentou tendências significativas, corroborando os altos índices de inibição observados.

**Quadro 6** - Teste Dunn para comparações múltiplas - Massa seca

TESTE DUAN PARA COMPARAÇÕES MÚLTIPLAS - MASSA SECA				
Comparação	Z	P.unadj	P.adj	Significância
Cont. Negativo - MPE+ATZ	3.4535	0.0006	0.0083	Significativo
Cont. Negativo - MPP+ATZ	3.4124	0.0006	0.0097	Significativo

**Z:** Estatística do teste que quantifica a diferença entre grupos.; **P.unadj:** P-valor original sem correção.; **P.adj:** P-valor corrigido para múltiplas comparações (mais confiável para conclusões).

#### 5.6.4 Massa Fresca

Com base nos resultados da ANOVA Global e das comparações post-hoc apresentadas no quadro 8, foi possível identificar diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos em relação à massa fresca das amostras, bem como calcular os percentuais de inibição em relação ao controle negativo. A ANOVA indicou que tanto o fator tratamento quanto o meio possuem efeitos significativos. O fator tratamento apresentou um  $p$ -valor de  $7,66e-07$  ( $p < 0,001$ ), evidenciando diferenças significativas entre os tratamentos aplicados, e o fator meio também apresentou efeito significativo, com  $p$ -valor de 0,00663 ( $p < 0,01$ ), sugerindo que as condições dos meios AD e AE influenciaram de forma relevante a biomassa fresca.

Os cálculos do percentual de inibição revelaram que os tratamentos combinados (MPP+ATZ e MPE+ATZ) apresentaram os maiores índices de inibição. No meio AD, o tratamento MPE+ATZ teve uma inibição de 58,52%, seguido por MPP+ATZ com 48,32% e MPE com 43,68%. Já no meio AE, os índices de inibição foram menores, com MPE+ATZ apresentando 46,73%, seguido por MPP+ATZ com 39,73% e MPP com 37,77% (Quadro 7 e Gráfico 10).

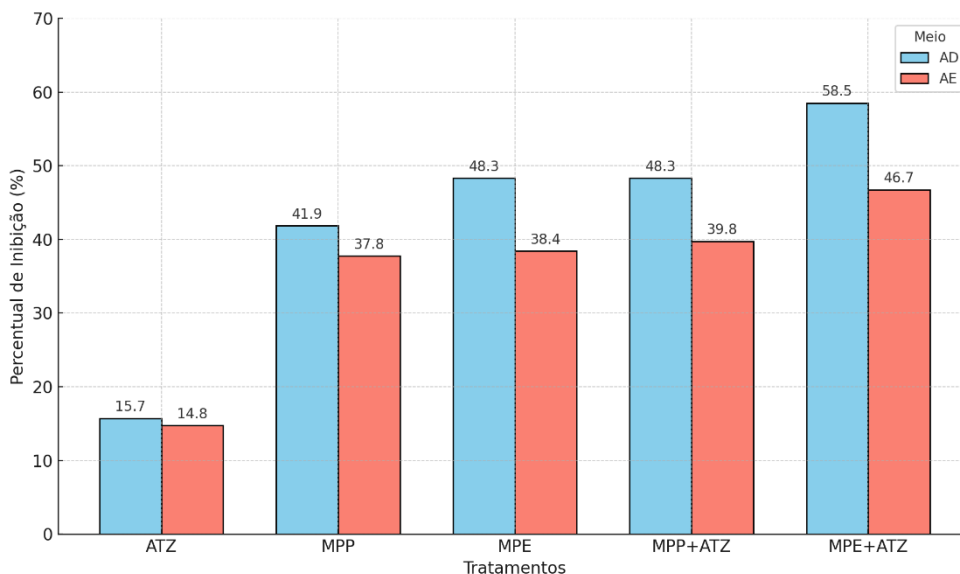
Esses valores destacam que o meio influencia significativamente a resposta das plantas aos tratamentos.

**Quadro 7** - Percentual de inibição da massa fresca de *Lactuca sativa* em diferentes tratamentos e meios (AD e AE)

TRATAMENTO	MEIO	MÉDIA MASSA FRESCA (G)	INIBIÇÃO (%)
ATZ	AD	0,1528	15,72
MPP	AD	0,1054	41,86
MPE	AD	0,0937	48,32
MPP+ATZ	AD	0,0937	48,32
MPE+ATZ	AD	0,0752	58,52
ATZ	AE	0,1797	14,75
MPP	AE	0,1312	37,76
MPE	AE	0,1298	38,43
MPP+ATZ	AE	0,1270	39,75
MPE+ATZ	AE	0,1123	46,73

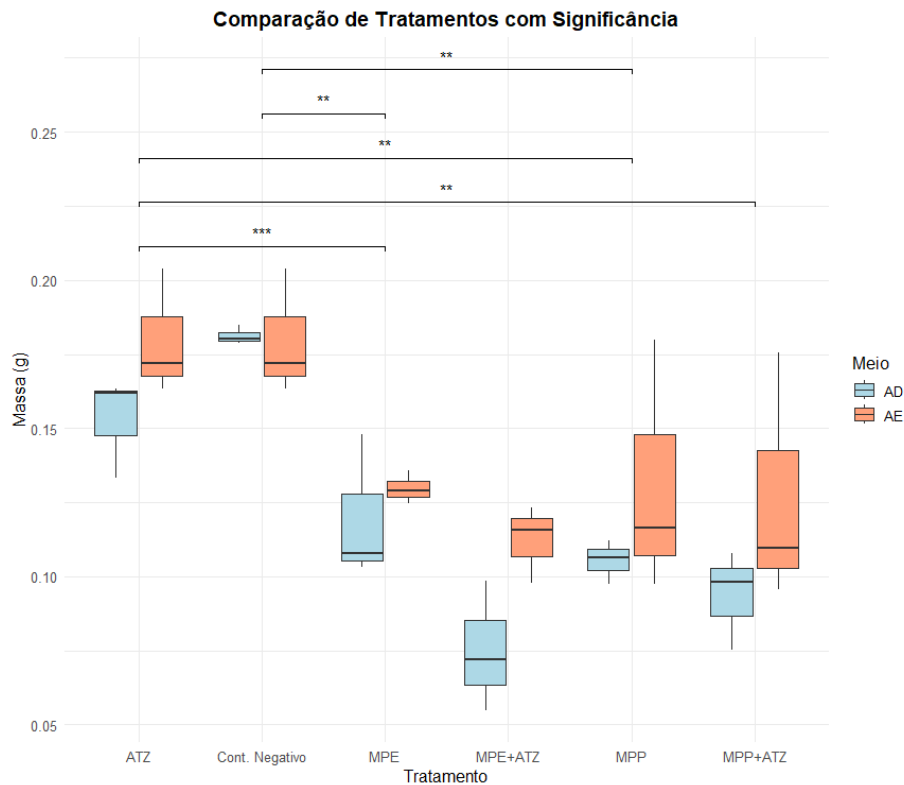
Nas comparações múltiplas realizadas (Teste Post-Hoc), destacam-se as seguintes diferenças estatisticamente significativas. Primeiramente, as comparações altamente significativas ( $p < 0,001$ ) indicaram que os tratamentos MPE+ATZ, MPP e MPP+ATZ apresentaram as maiores reduções de massa fresca em relação ao controle negativo. O tratamento MPE+ATZ apresentou uma diferença média de -0,08673, indicando um efeito fitotóxico em comparação ao controle. O tratamento MPP também mostrou uma redução significativa, com diferença média de -0,06218, seguido pelo tratamento MPP+ATZ, com diferença média de -0,07015. Esses resultados sugerem que esses tratamentos, especialmente as combinações, têm um impacto mais severo na biomassa das plantas.

**Gráfico 11** - Percentual de inibição da massa fresca de *Lactuca sativa* em diferentes tratamentos e meios (AD e AE).



**Fonte:** Autoria Própria.

Entre as diferenças muito significativas ( $p < 0,01$ ), observou-se que o tratamento MPE apresentou uma redução expressiva em relação ao controle negativo, com uma diferença média de -0,0558. Além disso, a combinação MPP+ATZ apresentou uma redução significativamente maior em relação ao tratamento ATZ isolado (diferença média de -0,05592), evidenciando um possível efeito sinérgico entre os compostos aplicados. Já entre os tratamentos MPE e ATZ foi observada como diferença moderadamente significativa ( $p < 0,05$ ) com diferença média de -0,014157, indicando uma leve redução da massa fresca no tratamento MPE em relação ao ATZ.

**Gráfico 12** - Valores de massa fresca de *Lactuca sativa* em diferentes tratamentos e meios (AD e AE).

**Fonte:** Autoria Própria.

Com base nos resultados obtidos, observa-se que os microplásticos desempenham um papel central na inibição do crescimento das plantas, atuando como vetores de contaminantes e interferindo diretamente na absorção de água e nutrientes. Esse impacto é especialmente relevante quando os microplásticos adsorvem compostos como a atrazina, intensificando os efeitos fitotóxicos nos sistemas radiculares. Estudos como o de Guo *et al.* (2024) destacam que os microplásticos podem se fixar nas raízes e bloquear canais iônicos, interferindo na captação de nutrientes e elementos essenciais para o desenvolvimento vegetal. Além disso, o tamanho dos microplásticos é um fator determinante em sua interação com as plantas, afetando as taxas de aderência e absorção (Gao *et al.*, 2021a).

De acordo com Guo *et al.* (2024), partículas menores de microplásticos apresentam maior toxicidade às plantas devido à sua capacidade de penetrar em estruturas celulares e promover alterações fisiológicas e bioquímicas. No entanto, microplásticos maiores, como os utilizados neste estudo, não são capazes de atravessar as paredes celulares, mas podem atuar como barreiras físicas que prejudicam o crescimento radicular. Esse bloqueio gera estresse oxidativo e reduzir significativamente a biomassa, como observado nos tratamentos combinados com atrazina.

Os microplásticos de tamanhos diferentes também apresentam comportamentos distintos na transferência de nutrientes, conforme relatado por Liao *et al.* (2019), Wang *et al.* (2021) e Jia *et al.*, (2023). Embora microplásticos de maior tamanho sejam menos propensos à absorção, eles podem aderir às superfícies radiculares e funcionar como veículos para compostos químicos tóxicos, intensificando os efeitos prejudiciais nos sistemas vegetais. Esses resultados são consistentes com os achados de Bosker *et al.* (2019) e Wu *et al.* (2021).

**Quadro 8** - Teste de Tukey – ANOVA - para Massa Fresca.

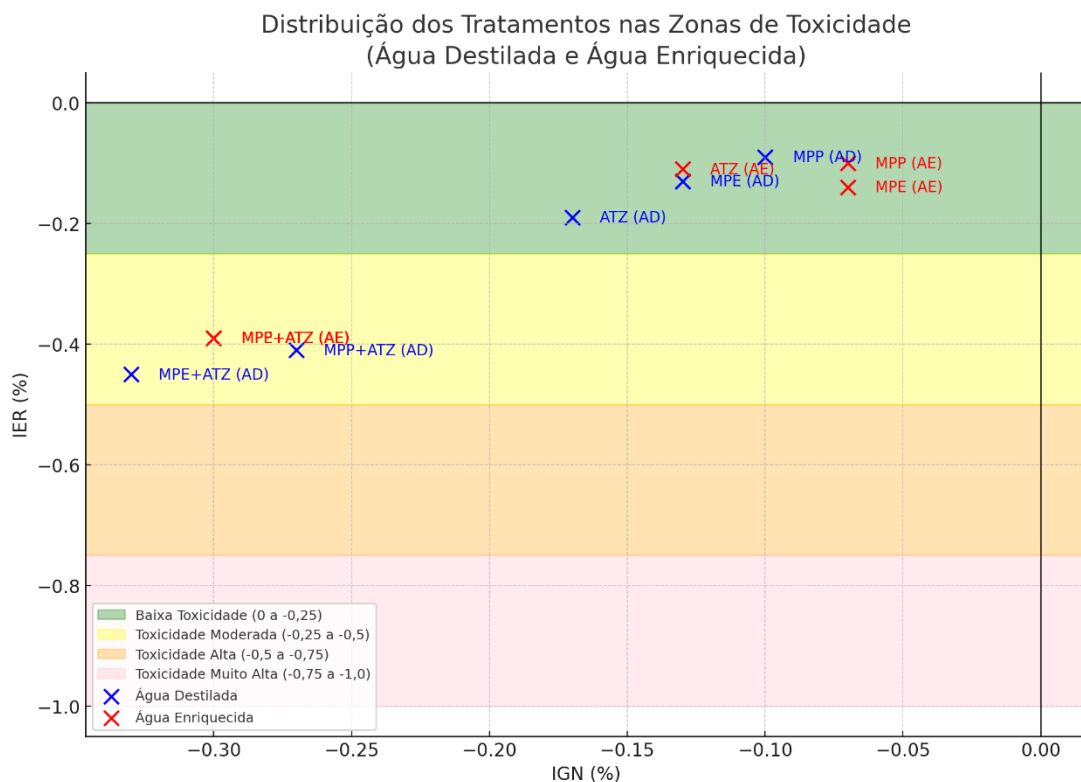
Comparação	Diferença Média	Limite Inferior	Limite Superior	p-valor ajustado	Significância
Cont. Negativo - ATZ	0.01423	-0.02536	0.05383	0.87906	Não significativo
MPE - ATZ	-0.04157	-0.08116	-0.00197	0.03533	Moderadamente significativo
MPE+ATZ - ATZ	-0.0725	-0.1121	-0.0329	0.00007	Altamente significativo
MPP - ATZ	-0.04795	-0.08755	-0.00835	0.01072	Muito significativo
MPP+ATZ - ATZ	-0.05592	-0.09551	-0.01632	0.00219	Muito significativo
MPE - Cont. Negativo	-0.0558	-0.0954	-0.0162	0.00224	Muito significativo
MPE+ATZ - Cont. Negativo	-0.08673	-0.12633	-0.04714	0.000004	Altamente significativo
MPP - Cont. Negativo	-0.06218	-0.10178	-0.02259	0.0006	Altamente significativo
MPP+ATZ - Cont. Negativo	-0.07015	-0.10975	-0.03055	0.00011	Altamente significativo

**P.unadj:** P-valor original sem correção.; **P.adj:** P-valor corrigido para múltiplas comparações (mais confiável para conclusões).

### 5.6.5 Classificação de Toxicidade

A toxicidade dos tratamentos analisados afeta diretamente a germinação, o crescimento radicular e o acúmulo de biomassa nas plantas, sendo essencial compreender seu impacto ambiental e fisiológico. A análise dos dados revela que os diferentes níveis de toxicidade interferem de maneira distinta nas etapas de desenvolvimento vegetal, evidenciando padrões específicos de resposta. O gráfico de distribuição dos tratamentos nas zonas de toxicidade (Gráfico 12) ilustra claramente como cada tratamento se posiciona em relação aos níveis de toxicidade, representados pelas variáveis Índice de Germinação Normalizado (IGN) e Índice de Eficiência Radicular (IER).

**Gráfico 13** - Distribuição dos tratamentos nas zonas de toxicidade.



O Índice de Germinação (IG), que avalia a capacidade das sementes em germinar, demonstrou ser um indicador sensível à toxicidade dos tratamentos. Tratamentos com baixa toxicidade, como ATZ e MPP, apresentaram valores de IG elevados e próximos ao controle negativo, indicando que esses compostos exercem pouco impacto na fase inicial de desenvolvimento. Em contrapartida, tratamentos combinados como MPP+ATZ e MPE+ATZ, classificados na zona de toxicidade moderada no gráfico, apresentaram IG reduzido, refletindo maior dificuldade das sementes em germinar devido ao impacto tóxico dessas combinações.

O crescimento radicular, outro aspecto fundamental avaliado e representado pelo IER no gráfico, foi severamente afetado pelos tratamentos mais tóxicos. Os tratamentos combinados, como MPP+ATZ e MPE+ATZ, apresentaram os menores índices de eficiência radicular, posicionando-se em zonas mais críticas de toxicidade no gráfico. Isso indica que essas combinações dificultam a expansão das raízes (Jia *et al.*, 2023).

**Quadro 9** - Dados do ensaio de Fitotoxicidade - Microplástico e ATZ. (Meio Enriquecido)

AMOSTRAS	MÉDIA	MÉDIA CN	% GERMINADA	GERM.CN (%)	IER	IGN	TOXICIDADE
ATZ	2.49		83		-0.19	-0.17	Baixa Toxicidade
A D	MPP	2.79	90		-0.09	-0.10	Baixa Toxicidade
	MPE	2.66	3.07	87	100	-0.13	-0.13
MPP+ATZ	1.82		73		-0.41	-0.27	Toxicidade Moderada
MPE+ATZ	1.68		67		-0.45	-0.33	Toxicidade Moderada

Fonte: Autoria própria.

**Quadro 10** - Dados do ensaio de Fitotoxicidade - Microplástico e ATZ. (Meio Enriquecido)

AMOSTRA	MÉDIA	MÉDIA CN	% GERMINADAS	GERM.CN (%)	IER	IGN	TOXICIDADE
ATZ	2.72		87		-0.11	-0.13	Baixa Toxicidade
A E	MPP	2.75	93		-0.10	-0.07	Baixa Toxicidade
	MPE	2.65	3.07	93	100	-0.14	-0.07
MPP+ATZ	1.87		70		-0.39	-0.30	Toxicidade Moderada
MPE+ATZ	1.86		70		-0.39	-0.30	Toxicidade Moderada

As toxicidades observadas influenciaram significativamente o acúmulo de biomassa fresca e seca. Tratamentos menos agressivos, como o ATZ, apresentaram uma redução moderada na

biomassa, indicando menor interferência na funcionalidade fisiológica das plantas. Em contraste, os tratamentos combinados, como MPE+ATZ, resultaram em reduções expressivas na biomassa (gráficos 8 e 10), posicionando-se nas zonas de toxicidade moderada, conforme evidenciado no gráfico 12 e nas tabelas 9 e 10. Esses resultados demonstram que até mesmo níveis moderados de toxicidade já impactam diretamente o desenvolvimento vegetal.

A correlação entre a inibição de biomassa e os índices de germinação e crescimento radicular apresentados no gráfico 12 reforça que os tratamentos mais tóxicos, especialmente os combinados, provocam as maiores reduções em todas as etapas do desenvolvimento. Isso evidencia que a toxicidade moderada não apenas dificulta o início do ciclo de vida das plantas, mas também compromete seu desenvolvimento subsequente, afetando a capacidade de crescimento e acumulação de biomassa (De Silva *et al.*, 2022).

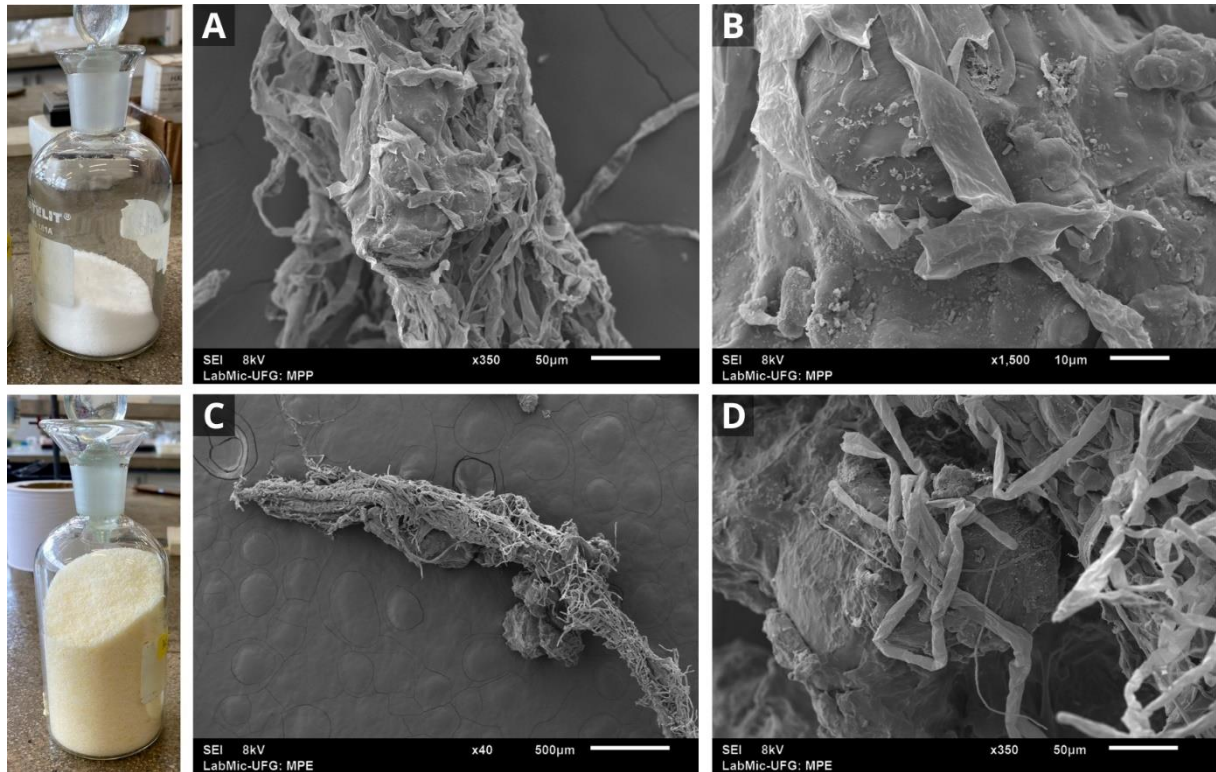
### **5.6.6 Alterações Radiculares Observadas por MEV nos Tratamentos com Microplásticos e Atrazina:**

A interação entre microplásticos e radículas, observada nas imagens obtidas por Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) (Figura 10), revela um processo dinâmico e multifacetado, que resulta em danos fitotóxicos às plantas. Esses resultados, quando correlacionados aos dados de sorção e desorção e às observações de fitotoxicidade, ajudam a compreender os mecanismos que intensificam os impactos nos tecidos vegetais.

As imagens de MEV evidenciam que os microplásticos não apenas se acumulam na superfície das radículas, mas também aderem de forma intensa, formando agregados que alteram a morfologia radicular. Essa adesão cria barreiras físicas, dificultando a absorção de nutrientes e água pelas radículas, comprometendo suas funções fisiológicas normais (Gao *et al.*, 2021). Esse efeito mecânico, por si só, já é prejudicial, mas torna-se ainda mais grave quando combinado com a presença de atrazina adsorvida nos microplásticos.

**Figura 10** - Imagens obtidas por Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) mostrando a interação dos microplásticos com as raízes de *Lactuca sativa*: (a) Microplásticos primários (MPP) interagindo com a superfície

radicular, mostrando fibras dispersas e aderidas, com ampliação de 350x (barra de escala = 50  $\mu\text{m}$ ); (b) Acúmulo de microplásticos primários (MPP) sobre a superfície radicular, evidenciando maior densidade de adesão, com ampliação de 1.500x (barra de escala = 10  $\mu\text{m}$ ); (c) Visão geral da adesão de microplásticos envelhecidos (MPE) à superfície radicular com ampliação de 40x (barra de escala = 500  $\mu\text{m}$ ); (d) Detalhe do entrelaçamento radicular aos microplásticos envelhecidos (MPE), evidenciando adesão às estruturas radiculares com ampliação de 350x (barra de escala = 50  $\mu\text{m}$ );



Pesquisadores destacaram os impactos significativos dos microplásticos (MPs) no crescimento das plantas. Liao *et al.* (2019) evidenciaram que a exposição a MPs de poliestireno (PS-MPs) reduz o comprimento das plantas de trigo. Wang, Wang e Song (2021) observaram que a contaminação combinada de polietileno (1% e 10%, p/p) e Cd inibiu o crescimento de alface (*Lactuca sativa*), além de aumentar o enriquecimento e a biodisponibilidade de Cd no solo (ZHANG *et al.*, 2023).

A interação entre MPs e atrazina foi associada a efeitos fitotóxicos amplificados, atribuídos à capacidade dos MPs de atuar como veículos de transporte de compostos químicos. Embora os MPs empregados neste estudo fossem grandes o suficiente para não penetrar nas estruturas internas das raízes, a atrazina adsorvida em sua superfície desempenhou um papel crucial. A adesão dos MPs às radículas pode ter permitido a liberação localizada da atrazina, facilitando sua interação com as células vegetais e intensificando os danos. O estresse dos MP por si só já interrompe o equilíbrio entre a produção de Espécies Reativas de Oxigênio (ERO) e a eliminação de ERO. Aumentando a produção de ERO além da capacidade das plantas de ativar

o sistema de defesa antioxidante, leva ao comprometimento da integridade das membranas celular, diminuindo a divisão celular mitótica e até causando anomalias citogenéticas e micronúcleos nas raízes ( Giorgetti *et al.*, 2020 ). O estresse de MP aumenta significativamente a produção de ERO ( $O_2^-$  e  $H_2O_2$ ) nas raízes e causa efeitos genotóxicos, reduzindo assim o número de radículas (Jia *et al.*, 2023).

## 6. CONCLUSÃO

Este estudo investigou o comportamento de sorção da atrazina em microplásticos novos e envelhecidos, analisando seu potencial fitotoxicológico e os impactos ambientais relacionados à presença desses poluentes. Através de experimentos de sorção realizados em diferentes matrizes aquáticas (água destilada e água enriquecida para hidroponia), observou-se que os microplásticos envelhecidos apresentaram uma maior capacidade de adsorção da atrazina em comparação aos microplásticos novos, destacando a influência das modificações superficiais provocadas pela fotodegradação. A formação de grupos funcionais oxigenados e o aumento da rugosidade das superfícies dos microplásticos envelhecidos facilitaram essa maior sorção, corroborando os dados obtidos por FTIR e microscopia eletrônica de varredura (MEV).

Além disso, os ensaios de fitotoxicidade mostraram que a atrazina adsorvida nos microplásticos exerceu efeito inibitório sobre a germinação de *Lactuca sativa*, com os microplásticos envelhecidos apresentando maior potencial fitotóxico. Esse achado destaca a necessidade de considerar as interações entre microplásticos e contaminantes ambientais, especialmente em ambientes aquáticos eutrofizados, onde a concentração de nutrientes pode amplificar os efeitos tóxicos.

A análise dos resultados sugere que o envelhecimento dos microplásticos não apenas altera sua estrutura física e química, mas também intensifica seu papel como vetores de poluentes como a atrazina. Isso evidencia um risco ambiental crescente, principalmente em locais de intensa atividade agrícola, onde o uso de agrotóxicos é elevado. Dessa forma, o aumento da persistência e mobilidade dos poluentes devido à interação com microplásticos enfatiza a urgência de regulamentações mais rigorosas no controle da poluição plástica e o monitoramento contínuo da presença de agrotóxicos em corpos hídricos.

Por fim, este estudo reforça a importância de mais pesquisas sobre os impactos ecológicos da poluição por microplásticos, especialmente no que tange à sorção de poluentes orgânicos. A compreensão detalhada desses processos é fundamental para o desenvolvimento de políticas públicas eficazes na mitigação dos efeitos da poluição plástica e na proteção de ecossistemas aquáticos e terrestres. A interação entre microplásticos e substâncias como a atrazina representa

um desafio ambiental complexo, que demanda uma abordagem integrada e multidisciplinar para a conservação ambiental e a saúde pública.

## 7. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICAS

ABDURAHMAN, Abliz; CUI, Kunyan; WU, Jie; LI, Shuocong; GAO, Rui; DAI, Juan; LIANG, Weiqian; ZENG, Feng. **Adsorption of dissolved organic matter (DOM) on polystyrene microplastics in aquatic environments: Kinetic, isotherm and site energy distribution analysis.** *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 198, p. 110658, 2020. ISSN 0147-6513. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110658>. Acesso em: 25 jul. 2024.

AHMAD, M. *et al.* **Sources, analysis, and health implications of atmospheric microplastics.** *Emerging Contaminants*, v. 9, n. 3, p. 100233, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2023.100233>. Acesso em: 29 jul. 2024.

ALI, S. *et al.* **What Gastroenterologists Should Know About Microplastics and Nanoplastics.** *Journal of Clinical Gastroenterology*, v. 59, n. 2, p. 105, fev. 2025.

AL-GHOUTI, Mohammad A.; DA'ANA, Dana A. **Guidelines for the use and interpretation of adsorption isotherm models: A review.** *Journal of Hazardous Materials*, v. 393, p. 122383, 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S030438942030371X>. Acesso em: 26 jul. 2024.

ALONSO, L. L.; DEMETRIO, P. M.; ETCHEGOYEN, M. A.; MARINO, D. J. **Glyphosate and atrazine in rainfall and soils in agroproductive areas of the pampas region in Argentina.** *Science of The Total Environment*, v. 645, p. 89–96, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.134>.

AMARAL DIAS, M.; DOS SANTOS, J. M.; PIGNATI, W. A.; FELIX, E. P. **Quantification and risk assessment of pesticides in southern Brazilian air samples using low-volume sampling and rapid ultrasound-assisted extraction.** *Environmental Science: Processes & Impacts*, v. 23, n. 3, p. 467–479, 2021. The Royal Society of Chemistry. DOI: <https://doi.org/10.1039/D0EM00467G>.

ATUGODA, T.; WIJESKARA, H.; WERELLAGAMA, D. R. I. B.; JINADASA, K. B. S. N.; BOLAN, N. S.; VITHANAGE, M. **Adsorptive interaction of antibiotic ciprofloxacin on polyethylene microplastics: Implications for vector transport in water.** *Environmental Technology & Innovation*, v. 19, p. 100971, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.100971>.

AYAWEI, Nimibofa; EBELEGI, Augustus Newton; WANKASI, Donbebe. **Modelling and interpretation of adsorption isotherms.** *Journal of Chemistry*, v. 2017, n. 1, p. 3039817, 2017.

BAI, Yun; SUI, Hong; LIU, Xiaoyan; HE, Lin; LI, Xingang; THORMANN, Esben. **Effects of the N, O, and S heteroatoms on the adsorption and desorption of asphaltenes on silica surface: A molecular dynamics simulation.** *Fuel*, v. 240, p. 252–261, 2019. ISSN 0016-2361. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2018.11.135>. Acesso em: 25 jul. 2024.

BAKIR, Adil; ROWLAND, Steven J.; THOMPSON, Richard C. **Enhanced desorption of persistent organic pollutants from microplastics under simulated physiological conditions.** *Environmental Pollution*, v. 185, p. 16–23, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.007>. Acesso em: 8 set. 2024.

BAO, Xin; GU, Yuntong; CHEN, Long; WANG, Zijian; PAN, Hui; HUANG, Shiran; MENG, Zhiyuan; CHEN, Xiaojun. **Microplastics derived from plastic mulch films and their carrier function effect on the environmental risk of pesticides.** *Science of The Total Environment*, v. 924, p. 171472, 2024. ISSN 0048-9697. DOI: <10.1016/j.scitotenv.2024.171472>. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171472>. Acesso em: 26 nov. 2024.

BHAGAT, Jacky; NISHIMURA, Norihiro; SHIMADA, Yasuhito. **Toxicological interactions of microplastics/nanoplastics and environmental contaminants: Current knowledge and future perspectives.** *Journal of Hazardous Materials*, v. 405, p. 123913, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123913>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389420319026>. Acesso em: 26 jul. 2024.

BHAGAT, Kartik; BARRIOS, Ana C.; RAJWADE, Kimya; KUMAR, Abhishek; OSWALD, Jay; APUL, Onur; PERREAULT, François. **Aging of microplastics increases their adsorption affinity towards organic contaminants.** *Chemosphere*, v. 298, p. 134238, 2022. ISSN 0045-6535. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134238>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653522007317>. Acesso em: 23 jul. 2024.

BHATTACHARYA, Priyanka; LIN, Sijie; TURNER, J.; KE, Pu. **Physical adsorption of charged plastic nanoparticles affects algal photosynthesis.** *J. Phys. Chem. C.*, v. 114, p. 16556, jan. 2010.

BOSKER, Thijs; BOUWMAN, Lotte J.; BRUN, Nadja R.; BEHRENS, Paul; VIJVER, Martina G. **Microplastics accumulate on pores in seed capsule and delay germination and root growth of the terrestrial vascular plant *Lepidium sativum*.** *Chemosphere*, v. 226, p. 774–781, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.03.163>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653519306095>. Acesso em: 22 nov. 2024.

BRADNEY, L.; WIJESSEKARA, H.; PALANSOORIYA, K. N.; OBADAMUDALIGE, N.; BOLAN, N. S.; OK, Y. S.; RINKLEBE, J.; KIM, K.-H.; KIRKHAM, M. B. **Particulate plastics as a vector for toxic trace-element uptake by aquatic and terrestrial organisms and human health risk.** *Environment International*, v. 131, p. 104937, 2019. ISSN 0160-4120. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.104937>.

BRASIL. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.** CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente), 2005. Seção 53, p. 58-63.

BROCHADO, M. G. d. S.; MAGALHÃES, I. B.; SOARES, J. M.; LIMA, A. d. C.; BORDIGNON, L.; GUEDES, A. G.; CASTILLO, M. R.; MENDES, K. F. **Does microplastic contamination in agricultural soils decrease the efficiency of herbicides for weed control?** *Microplastics*, v. 3, p. 771-788, 2024. DOI: 10.3390/microplastics3040048. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/microplastics3040048>. Acesso em: 25 nov. 2024.

CAKAJ, Arlinda; DRZEWIECKA, Kinga; HANĆ, Anetta; LISIAK-ZIELIŃSKA, Marta; CISZEWSKA, Liliana; DRAPIKOWSKA, Maria. **Plants as effective bioindicators for heavy metal pollution monitoring**. *Environmental Research*, v. 256, p. 119222, 2024. DOI: 10.1016/j.envres.2024.119222. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119222>.

CALDAS, Eloisa Dutra. Toxicological Aspects of Pesticides. In: VAZ Jr., Sílvio (Ed.). **Sustainable Agrochemistry: A Compendium of Technologies**. Cham: Springer International Publishing, 2019. p. 275–305. Disponível em: [https://doi.org/10.1007/978-3-030-17891-8\\_9](https://doi.org/10.1007/978-3-030-17891-8_9). Acesso em: 25 nov. 2024.

CARTER, Margaret C.; KILDUFF, James E.; WEBER, Walter J. **Site energy distribution analysis of preloaded adsorbents**. *Environmental Science & Technology*, Washington, DC, v. 29, n. 7, p. 1773–1780, July 1995. DOI: 10.1021/es00007a013. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/es00007a013>. Acesso em: 25 jul. 2024.

CENTER FOR SUSTAINABILITY. **Plastic pollution: Pathways to net zero**. Credit Suisse Research Institute, 2023.

CHAUDHARY, A. K.; VIJAYAKUMAR, R. P. **Effect of chemical treatment on biological degradation of high-density polyethylene (HDPE)**. *Environ. Dev. Sustain.*, v. 22, p. 1093–1104, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10668-018-0236-6>.

CONCHA-GRAÑA, Estefanía; MOSCOSO-PÉREZ, Carmen M<sup>a</sup>.; LÓPEZ-MAHÍA, Purificación; MUNIATEGUI-LORENZO, Soledad. **Adsorption of pesticides and personal care products on pristine and weathered microplastics in the marine environment**. Comparison between bio-based and conventional plastics. *Science of The Total Environment*, v. 848, p. 157703, 2022. ISSN 0048-9697. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157703>. Acesso em: 25 nov. 2024.

DAS, Somenath; SINGH, Vipin Kumar; CHAUDHARI, Anand Kumar; DEEPIKA; DWIVEDY, Abhishek Kumar; DUBEY, Nawal Kishore. **Co-encapsulation of Pimpinella anisum and Coriandrum sativum essential oils based synergistic formulation through binary mixture: Physico-chemical characterization, appraisal of antifungal mechanism of action, and application as natural food preservative**. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, v. 184, p. 105066, 2022. ISSN 0048-3575. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.pestbp.2022.105066>. Acesso em: 25 nov. 2024.

DE SILVA, Y. Sanath K.; RAJAGOPALAN, Uma Maheswari; KADONO, Hirofumi; LI, Danyang. **Effects of microplastics on lentil (*Lens culinaris*) seed germination and seedling growth**. *Chemosphere*, v. 303, Part 2, p. 135162, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135162>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653522016551>. Acesso em: 25 nov. 2024.

DE SOUZA MACHADO, A. A.; LAU, C. W.; KLOAS, W.; BERGMANN, J.; BACHELIER, J. B.; FALTIN, E.; BECKER, R.; GÖRLICH, A. S.; RILLIG, M. C. **Microplastics can change soil properties and affect plant performance**. *Environmental Science & Technology*, v. 53, p. 6044–6052, 2019. DOI: 10.1021/acs.est.9b01339. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01339>.

DONG, Y.; GAO, M.; SONG, Z.; QIU, W. **Microplastic particles increase arsenic toxicity to rice seedlings**. *Environmental Pollution*, v. 259, p. 113892, 2020. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.113892. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113892>.

DORES, E. F. G. C. **Contaminação do ambiente aquático por pesticidas**. Estudo de caso: águas usadas para consumo humano em Primavera do Leste, Mato Grosso – Análise Preliminar. *Química Nova*, v. 24, n. 1, p. 27-36, 2001.

DRIS, Rachid; GASPERI, Johnny; ROCHER, Vincent; SAAD, Mohamed; RENAULT, Nicolas; TASSIN, Bruno. **Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris**. *Environmental Chemistry*, v. 12, p. 592-599, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1071/EN14167>.

DU, Hailing; ZHANG, Yingshuang; JIANG, Hongru; WANG, Hui. **Adsorption of rhodamine B on polyvinyl chloride, polystyrene, and polyethylene terephthalate microplastics in aqueous environments**. *Environmental Technology & Innovation*, v. 27, p. 102495, 2022. ISSN 2352-1864. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102495>. Acesso em: 25 jul. 2024.

DUAN, Yaliang *et al.* **The effective and green biodegradation of polyethylene microplastics by the screening of a strain with its degrading enzymes**. *Biochemical Engineering Journal*, v. 210, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.bej.2024.109429>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1369703X2400216X>. Acesso em: 26 jul. 2024.

EPA. **2018 edition of the drinking water standards and health advisories**. United States Environment Protection Agency, EPA 822-S-12-001, Washington, DC, 2018. p. 2-6.

ESSANDOH, M.; KUNWAR, B.; PITTMAN JR, C. U.; MOHAN, D.; MLSNA, T. **Sorptive removal of salicylic acid and ibuprofen from aqueous solutions using pine wood fast pyrolysis biochar**. *Chemical Engineering Journal*, v. 265, p. 219–227, 2015.

FAIRBROTHER, A. *et al.* **Temperature and light intensity effects on photodegradation of high-density polyethylene**. *Polymer Degradation and Stability*, v. 165, p. 153-160, 2019. ISSN 0141-3910. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0141391019301545>. Acesso em: 05 dez. 2023.

FANTKE, Peter; GILLESPIE, Brenda W.; JURASKE, Ronnie; JOLLIET, Olivier. **Estimating Half-Lives for Pesticide Dissipation from Plants**. *Environmental Science & Technology*, v. 48, n. 15, p. 8588–8602, 2014. DOI: 10.1021/es500434p. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/es500434p>. Acesso em: 25 nov. 2024.

FECHINE, G. J. M.; SANTOS, J. A. B. dos; RABELLO, M. S. **Avaliação da fotodegradação de poliolefinas através de exposição natural e artificial**. *Química Nova*, São Paulo, v. 29, n. 4, p. 674-680, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-40422006000400009>. Acesso em: 12 nov. 2024.

FEI, Yufan; HUANG, Shunying; ZHANG, Haibo; TONG, Yazhi; WEN, Dishu; XIA, Xiaoyu; WANG, Han; LUO, Yongming; BARCELÓ, Damià. **Response of soil enzyme activities and bacterial communities to the accumulation of microplastics in an acid cropped soil**. *Science of The Total Environment*, v. 707, p. 135634, 2020. ISSN 0048-9697. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135634>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969719356293>. Acesso em: 22 dez. 2024.

FENG, Qi *et al.* **Investigation into the impact of aged microplastics on oil behavior in shoreline environments.** *Journal of Hazardous Materials*, v. 421, p. 126711, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126711>. Acesso em: 5 jul. 2024.

FOTOPOULOU, K. N.; KARAPANAGIOTI, H. K. **Surface properties of beached plastic pellets.** *Marine Environmental Research*, v. 81, p. 70–77, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2012.08.010>.

FRED-AHMADU, Omowunmi H.; BHAGWAT, Geetika; OLUYOYE, Idowu; BENSON, Nsikak U.; AYEJUYO, Olusegun O.; PALANISAMI, Thavamani. **Interaction of chemical contaminants with microplastics: Principles and perspectives.** *Science of The Total Environment*, v. 706, p. 135978, 2020. ISSN 0048-9697. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135978>. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135978>. Acesso em: 25 jul. 2024.

FU, Lina; LI, Jing; WANG, Guoyu; LUAN, Yaning; DAI, Wei. **Adsorption behavior of organic pollutants on microplastics.** *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 217, p. 112207, 2021. ISSN 0147-6513. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112207>. Acesso em: 25 jul. 2024.

GAO, Liu *et al.* **Sorption behaviors of petroleum on micro-sized polyethylene aging for different time in seawater.** *Science of The Total Environment*, v. 808, p. 152070, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152070>. Acesso em: 5 jul. 2024.

GAO, Minling; LIU, Yu; DONG, Youming; SONG, Zhengguo. **Effect of polyethylene particles on dibutyl phthalate toxicity in lettuce (*Lactuca sativa* L.).** *Journal of Hazardous Materials*, v. 401, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123422>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389420314114>. Acesso em: 22 nov. 2024.

GAO, Minling; LIU, Yu; SONG, Zhengguo. **Effects of polyethylene microplastic on the phytotoxicity of di-n-butyl phthalate in lettuce (*Lactuca sativa* L. var. *ramosa* Hort).** *Chemosphere*, v. 237, p. 124482, 2019. ISSN 0045-6535. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124482>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653519317060>. Acesso em: 23 jul. 2024.

GHIMIRE, Narishwar; WOODWARD, Richard T. **Under- and over-use of pesticides: An international analysis.** *Ecological Economics*, v. 89, p. 73-81, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.02.003>. Acesso em: 26 jul. 2024.

GHIRARDELLI, Aurora; OTTO, Stefan; MASIN, Roberta; BANO, Cristian; ALTISSIMO, Lorenzo; RUSSO, Sonia; ZANIN, Giuseppe. **Thirty-year monitoring of s-triazine herbicide contamination in the aquifer north of Vicenza (north-east Italy).** *Science of The Total Environment*, v. 752, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141647>. Acesso em: 26 jul. 2024.

GIJSMAN, P.; MEIJERS, G.; VITARELLI, G. **Comparison of the UV-Degradation Chemistry of Polypropylene, Polyethylene, Polyamide 6 and Polybutylene Terephthalate.** *Polymer Degradation and Stability*, v. 65, n. 3, p. 433–441, 1999. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0141-3910\(99\)00033-6](https://doi.org/10.1016/S0141-3910(99)00033-6).

GIOVANELLA, Patricia; VIEIRA, Gabriela A. L.; OTERO, Igor V. Ramos; PELLIZZER, Elisa Pais; FONTES, Bruno de Jesus; SETTE, Lara D. **Metal and organic pollutants bioremediation by extremophile microorganisms.** *Journal of Hazardous Materials*, v. 382, p. 121024, 2020. ISSN 0304-3894. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121024>. Acesso em: 25 jul. 2024.

GIRI, S. *et al.* **Impact of micro and nano plastics on phototrophic organisms in freshwater and terrestrial ecosystems: A review of exposure, internalization, toxicity mechanisms, and eco-corona-dependent mitigation.** *Environmental and Experimental Botany*, v. 219, p. 105666, 2024.

GLAVAN, M. (Ed.). **Water Challenges of an Urbanizing World.** InTech, 2018. DOI: 10.5772/intechopen.68339.

GONZÁLEZ, M. G. B.; MOLINA, C. E.; PEINADO, F. M.; RUANO, S. M. **Toxicity assessment using *Lactuca sativa* L. bioassay of the metal (loid)s As, Cu, Mn, Pb, and Zn in soluble-in-water saturated soil extracts from an abandoned mining site.** *Journal of Soils and Sediments*, v. 11, p. 281-289, 2011.

GUO, Jiatai; DU, Yuhang; YANG, Liying; LUO, Yili; ZHONG, Guohua; ZHAO, Hai-Ming; LIU, Jie. **Effects of microplastics on the environmental behaviors of the herbicide atrazine in soil: Dissipation, adsorption, and bioconcentration.** *Journal of Hazardous Materials*, v. 465, 2024. ISSN 0304-3894. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.133085>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389423023695>. Acesso em: 22 dez. 2024.

GUO, Z. *et al.* **Increasing precipitation deteriorates the progress of pesticide reduction policy in the vulnerable watershed.** *npj Clean Water*, v. 6, p. 76, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41545-023-00290-6>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41545-023-00290-6>.

HANUN, J. N.; HASSAN, F.; JIANG, J. J. **Occurrence, fate, and sorption behavior of contaminants of emerging concern to microplastics: influence of the weathering/aging process.** *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 9, n. 5, p. 106290, 2021. DOI: 10.1016/j.jece.2021.106290. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106290>.

HATA, H.; SAEKI, S.; KIMURA, T.; SUGAHARA, Y.; KURODA, K. **Adsorption of Taxol into ordered mesoporous silicas with various pore diameters.** *Chemistry of Materials*, Washington, v. 11, n. 4, p. 1110-1119, abr. 1999. DOI: 10.1021/cm981061n.

HOSSAIN, Mohammed R.; JIANG, Miao; WEI, QiHuo; LEFF, Laura G. **Microplastic surface properties affect bacterial colonization in freshwater.** *Journal of Basic Microbiology*, v. 59, n. 1, p. 54–61, 2019. ISSN 0233-111X. DOI: 10.1002/jobm.201800174. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/jobm.201800174>. Acesso em: 25 jul. 2024.

HUANG (a), Wei; ZHANG, Jie; ZHANG, Zhenrui; GAO, Hui; XU, Wenhao; XIA, Xinghui. **Insights into adsorption behavior and mechanism of Cu(II) onto biodegradable and**

**conventional microplastics: effect of aging process and environmental factors.** Environmental Pollution, v. 342, p. 123061, 2024. ISSN 0269-7491. DOI: 10.1016/j.envpol.2023.123061. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.123061>. Acesso em: 25 jul. 2024.

HUANG, Fengyu; HU, Jinzhao; CHEN, Li; WANG, Zhe; SUN, Shiyong; ZHANG, Wanming; JIANG, Hu; LUO, Ying; WANG, Lei; ZENG, Yi; FANG, Linchuan. **Microplastics may increase the environmental risks of Cd via promoting Cd uptake by plants: A meta-analysis.** Journal of Hazardous Materials, v. 448, p. 130887, 2023. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2023.130887. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.130887>.

HUANG, M.; KELLER, A. A.; WANG, X. *et al.* **Low concentrations of silver nanoparticles and silver ions perturb the antioxidant defense system and nitrogen metabolism in N<sub>2</sub>-fixing cyanobacteria.** Environmental Science & Technology, v. 54, n. 24, p. 15996-16005, dez. 2020.

HUANG, Y.; LIU, Q.; JIA, W.; YAN, C.; WANG, J. **Agricultural plastic mulching as a source of microplastics in the terrestrial environment.** Environmental Pollution, v. 260, p. 114096, 2020.

HUSSAIN, Zawar; CHANG, Na; SUN, Jingqiu; XIANG, Simeng; AYAZ, Tehreem; ZHANG, Hao; WANG, Haitao. **Modification of coal fly ash and its use as low-cost adsorbent for the removal of directive, acid and reactive dyes.** Journal of Hazardous Materials, v. 422, p. 126778, 2022. ISSN 0304-3894. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2021.126778. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126778>. Acesso em: 25 jul. 2024.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. **Relatório de comercialização de agrotóxicos: 2022.** Brasília: IBAMA, 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/quimicos-e-biologicos/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos#boletinsanuais>. Acesso em: 25 jul. 2024.

JIA, L.; LIU, L.; ZHANG, Y.; FU, W.; LIU, X.; WANG, Q.; TANVEER, M.; HUANG, L. **Microplastic stress in plants: effects on plant growth and their remediations.** Frontiers in Plant Science, v. 14, p. 1226484, 2023. DOI: 10.3389/fpls.2023.1226484. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fpls.2023.1226484/full>. Acesso em: 23 dez. 2024.

JIANG, X.; CHEN, H.; LIAO, Y. *et al.* **Ecotoxicity and genotoxicity of polystyrene microplastics on higher plant *Vicia faba*.** Environmental Pollution, v. 250, p. 831-838, 2019. ISSN 0269-7491. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.04.055. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.04.055>. Acesso em: 16 nov. 2023.

JOO, S. H.; LIANG, Y.; KIM, M.; BYUN, J.; CHOI, H. **Microplastics with adsorbed contaminants: mechanisms and treatment.** Environmental Challenges, v. 3, p. 100042, 2021. ISSN 2667-0100. DOI: 10.1016/j.envc.2021.100042.

KALČÍKOVÁ, G.; SKALAR, T.; MAROLT, G.; JEMEC KOKALJ, A. **An environmental concentration of aged microplastics with adsorbed silver significantly affects aquatic organisms.** Water Research, v. 175, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115644>.

KALRA, A.; TUGCU, N.; CRAMER, S. M.; GARDE, S. **Salting-in and salting-out of hydrophobic solutes in aqueous salt solutions.** The Journal of Physical Chemistry B, v. 105,

n. 27, p. 6380-6386, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/jp010568+>. Acesso em: 8 set. 2024.

KARANFIL, T.; ATEIA, M.; ZHENG, T. *et al.* **Sorption behavior of real microplastics (MPs): Insights for organic micropollutants adsorption on a large set of well-characterized MPs.** *Science of The Total Environment*, v. 720, p. 137634, nov. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137634>.

KAUSAR, F.; YANG, T.; ZHAO, Z.; *et al.* **Clustering-triggered emission of nonaromatic polymers with multitype heteroatoms and effective hydrogen bonding.** *Chemical Research in Chinese Universities*, v. 37, p. 177–182, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s40242-021-0414-1>. Acesso em: 25 jul. 2024.

KHAMIZOV, R. Kh. **A pseudo-second order kinetic equation for sorption processes.** *Russian Journal of Physical Chemistry A*, v. 94, n. 1, p. 171–176, 2020. ISSN 1531-863X. Disponível em: <https://doi.org>.

KHAN, Ali Raza; ULHASSAN, Zaid; LI, Guanlin; *et al.* **Micro/nanoplastics: Critical review of their impacts on plants, interactions with other contaminants (antibiotics, heavy metals, and polycyclic aromatic hydrocarbons), and management strategies.** *Science of The Total Environment*, v. 912, p. 169420, 2024. ISSN 0048-9697. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169420>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969723080506>. Acesso em: 22 dez. 2024.

LARA, L. Z.; BERTOLDI, C.; ALVES, N. M.; FERNANDES, A. N. **Sorption of endocrine disrupting compounds onto polyamide microplastics under different environmental conditions: Behaviour and mechanism.** *Science of The Total Environment*, v. 796, p. 148983, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148983>.

LEI, J.; MA, Q.; DING, X.; *et al.* **Microplastic environmental behavior and health risk assessment: a review.** *Environmental Chemistry Letters*, v. 22, p. 2913–2941, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10311-024-01771-x>. Acesso em: 25 jul. 2024.

LESLIE, H. A.; VAN VELZEN, M. J. M.; BRANDSMA, S. H. *et al.* **Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood.** *Environment International*, v. 163, p. 107199, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107199>.

LEUSCH, Frederic D. L.; LU, Hsuan-Cheng; PERERA, Kushani; NEALE, Peta A.; ZIAJAHROMI, Shima. **Analysis of the literature shows a remarkably consistent relationship between size and abundance of microplastics across different environmental matrices.** *Environmental Pollution*, v. 319, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120984>. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120984>. Acesso em: 26 jul. 2024.

LI, Chang; LUO, Dan; SHI, Yi; *et al.* **Advances in quantifying the factors causing the occurrence, transport and fate of freshwater microplastics.** *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, p. 1–23, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/10643389.2024.2380537>. Acesso em: 25 jul. 2024.

LI, Hui; WANG, Fenghe; LI, Jining; *et al.* **Adsorption of three pesticides on polyethylene microplastics in aqueous solutions: Kinetics, isotherms, thermodynamics, and molecular**

dynamics simulation. *Chemosphere*, v. 264, p. 128556, 2021. ISSN 0045-6535. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128556>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004565352032751X>. Acesso em: 26 jul. 2024.

LI (b), Jia; ZHANG, Kaina; ZHANG, Hua. **Adsorption of antibiotics on microplastics**. *Environmental Pollution*, v. 237, p. 460–467, 2018. ISSN 0269-7491. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.050>. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.050>. Acesso em: 25 jul. 2024.

MA, Jie; ZHAO, Jinghua; ZHU, Zhilin; LI, Liqing; YU, Fei. **Effect of microplastic size on the adsorption behavior and mechanism of triclosan on polyvinyl chloride**. *Environmental Pollution*, v. 254, Part B, p. 113104, 2019. ISSN 0269-7491. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113104>. Acesso em: 25 jul. 2024.

MAITY, S.; CHATTERJEE, A.; GUCHHAIT, R.; DE, S.; PRAMANICK, K (b). **Cytogenotoxic potential of a hazardous material, polystyrene microparticles on *Allium cepa* L.** *Journal of Hazardous Materials*, v. 385, p. 121560, 2020. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2019.121560. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121560>.

MAITY, Sukhendu; GUCHHAIT, Rajkumar; BISWAS SARKAR, Moumita; PRAMANICK (a), Kousik. **Occurrence and distribution of micro/nanoplastics in soils and their phytotoxic effects: A review**. *Plant, Cell & Environment*, v. 45, n. 1, p. 8-23, jan. 2022. DOI: 10.1111/pce.14248. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/pce.14248>. Acesso em: 28 nov. 2024.

MAKETE, Noel; RIZZU, Margherita; SEDDAIU, Giovanna; GOHOLE, Linnet; OTINGA, Abigael. **Fluoride toxicity in cropping systems: Mitigation, adaptation strategies and related mechanisms. A review**. *Science of The Total Environment*, v. 833, 2022. ISSN 0048-9697. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155129>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969722022227>. Acesso em: 22 dez. 2024.

MARQUES, Luiz. **Atlas do envenenamento alimentar no Brasil**. 07 dez. 2017. Disponível em: <https://www.unicamp.br/unicamp/ju/artigos/luiz-marques/atlas-do-envenenamento-alimentar-no-brasil>. Acesso em: 15 jan. 2024.

MARTINAZZO, R.; DICK, D. P.; HIRSCH, M. M.; LEITE, S. B.; PERALBA, M. do C. R. **Sorção de atrazina e de mesotriona em latossolos e estimativa do potencial de contaminação**. *Química Nova*, v. 34, n. 8, p. 1378-1384, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-40422011000800015>. Acesso em: 26 jul. 2024.

MATHEW, Juviya; PULICHARLA, Rama; REZAI, Pouya; BRAR, Satinder Kaur. **Microplastics in wastewaters: Pretreatment to detection trail**. *Journal of Water Process Engineering*, v. 64, p. 105702, 2024. ISSN 2214-7144. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.105702>. Acesso em: 25 jul. 2024.

MATIAS, T.; BRAGA, J.; DAMASCENO, L.; BRUCHA, G. **Aspectos envolvidos na biodegradação da atrazina sob diferentes condições de oxirredução**. *Research, Society and Development*, v. 10, e59910817689, jul. 2021. DOI: 10.33448/rsd-v10i8.17689.

MEI, W.; CHEN, G.; BAO, J.; SONG, M.; LI, Y.; LUO, C. **Interactions between microplastics and organic compounds in aquatic environments**: a mini review. *Science of The Total Environment*, v. 736, p. 139472, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139472>. Acesso em: 26 jul. 2024.

MENA, R. L.; CACURO, T. A.; FREITAS, A. S. M.; RANGEL, E. C.; WALDMAN, W. R. **Fotodegradação de polímeros acompanhada por infravermelho**: Um tutorial. *Revista Virtual de Química*, v. 12, n. 4, p. 00-00, jul. 2020. Disponível em: <https://s3.sa-east-1.amazonaws.com/static.sites.s bq.org.br/rvq.s bq.org.br/pdf/RVq070720-a4.pdf>. Acesso em: 11 dez. 2023.

MONTAGNER, C. C.; DIAS, M. A.; PAIVA, E. M.; VIDAL, C. **Microplásticos**: Ocorrência ambiental e desafios analíticos. *Química Nova*, v. 44, n. 10, p. 1328–1352, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170791>. Acesso em: 26 jul. 2024.

MONTAGNER, C. C.; SODRÉ, F. F.; ACAYABA, R. D.; *et al.* **Ten Years-Snapshot of the Occurrence of Emerging Contaminants in Drinking, Surface and Ground Waters and Wastewaters from São Paulo State, Brazil**. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, v. 30, n. 3, p. 614–632, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.21577/0103-5053.20180232>. Acesso em: 15 mar. 2024.

NARAYANAN, Mathiyazhagan; DEVARAYAN, Kesavan; VERMA, Monu; *et al.* **Assessing the ecological impact of pesticides/herbicides on algal communities**: A comprehensive review. *Aquatic Toxicology*, v. 268, p. 106851, 2024. ISSN 0166-445X. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2024.106851>. Acesso em: 25 jul. 2024.

NAVARRO, E.; BAUN, A.; BEHRA, R.; *et al.* **Environmental behavior and ecotoxicity of engineered nanoparticles to algae, plants, and fungi**. *Ecotoxicology*, v. 17, p. 372–386, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10646-008-0214-0>. Acesso em: 26 jul. 2024.

NGUYEN, M.; RAKIB, M. R. J.; LIN, C.; *et al.* **A comprehensive review on ecological effects of microplastic pollution**: An interaction with pollutants in the ecosystems and future perspectives. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, v. 168, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.trac.2023.117294>. Acesso em: 26 jul. 2024.

NOHARA, N. M. L.; ARIZA-TARAZONA, M. C.; TRIBONI, E. R.; *et al.* **Are you drowned in microplastic pollution?** A brief insight on the current knowledge for early career researchers developing novel remediation strategies. *Science of The Total Environment*, v. 918, p. 170382, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170382>.

NRDC Report. 2009. Disponível em: <http://www.nrdc.org/health/atrazine/files/fatrazine.pdf>. Acesso em: nov. 2010.

OLIVEIRA, M.; BRIGHENTI, A. M. **Comportamento dos herbicidas no ambiente**. In: OLIVEIRA JR., R. S.; CONSTANTIN, J.; INOUE, M. H. (Ed.). *Biologia e Manejo de Plantas Daninhas*. Curitiba: Omnipax, 2011. p. 263–304. Disponível em: <http://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/9048>. Acesso em: 26 jul. 2024.

OLIVERI CONTI, G.; FERRANTE, M.; BANNI, M.; FAVARA, C.; NICOLOSI, I.; CRISTALDI, A.; FIORE, M.; ZUCCARELLO, P. **Micro-and nano-plastics in edible fruit and vegetables**: The first diet risks assessment for the general population. *Environmental*

Research, v. 187, p. 109677, 2020. DOI: [10.1016/j.envres.2020.109677](https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109677). Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109677>.

PARK, J.; REGALBUTO, J. R. **A simple, accurate determination of oxide PZC and the strong buffering effect of oxide surfaces at incipient wetness.** Journal of Colloid and Interface Science, v. 175, n. 1, p. 239–252, out. 1995. Acesso em: 26 jul. 2024.

PATIDAR, Kalpana; ALLUHYAB, Abdullah H.; YOUNIS, Alaa M.; DUMKA, U. C.; AMBADE, Balram. **Investigation of microplastic contamination in the gastrointestinal tract of fish: A comparative study of various freshwater species.** Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, v. 136, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pce.2024.103760>. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.pce.2024.103760>. Acesso em: 26 jul. 2024.

PRATA, J. C. **Airborne microplastics: consequences to human health?** Environmental Pollution, v. 234, p. 115-126, 2018. ISSN 0269-7491. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.043>. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.043>. Acesso em: 16 jul. 2024.

PRIAC, A.; BADOT, P.-M.; CRINI, G. **Treated wastewater phytotoxicity assessment using *Lactuca sativa*: Focus on germination and root elongation test parameters.** Comptes Rendus Biologies, v. 340, n. 3, p. 188-194, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.crv.2017.01.002>. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.crv.2017.01.002>. Acesso em: 26 jul. 2024.

QI, Yueling; YANG, Xiaomei; MEJIA PELAEZ, Amalia; HUERTA LWANGA, Esperanza; BERIOT, Nicolas; GERTSEN, Henny; GARBEVA, Paolina; GEISSEN, Violette. **Macro-and micro-plastics in soil-plant system: Effects of plastic mulch film residues on wheat (*Triticum aestivum*) growth.** Science of The Total Environment, v. 645, p. 1048-1056, 2018. ISSN 0048-9697. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.229>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718327219>. Acesso em: 23 jul. 2024.

RAZANAJATOVO, Roger Mamitiana; DING, Jiannan; ZHANG, Shanshan; JIANG, Hang; ZOU, Hua. **Sorption and desorption of selected pharmaceuticals by polyethylene microplastics.** Marine Pollution Bulletin, v. 136, p. 516–523, 2018. ISSN 0025-326X. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.048>. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.048>. Acesso em: 25 jul. 2024.

REN, Z.; GUI, X.; WEI, Y.; CHEN, X.; XU, X.; ZHAO, L.; QIU, H.; CAO, X. **Chemical and photo-initiated aging enhances transport risk of microplastics in saturated soils: Key factors, mechanisms, and modeling.** Water Research, v. 202, March 2021, p. 117407. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117407>.

RILLIG, Matthias C. **Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil?** Environmental Science & Technology, v. 46, n. 12, p. 6453-6454, jun. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1021/es302011r>. Acesso em: 26 jul. 2024.

SAHASA, R. G. K.; DHEVAGI, P.; POORNIMA, R.; RAMYA, A.; MOORTHY, P. S.; ALAGIRISAMY, B.; *et al.* **Effect of polyethylene microplastics on seed germination of Blackgram (*Vigna mungo* L.) and Tomato (*Solanum lycopersicum* L.).** Environmental Advances, v. 11, p. 100349, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2023.100349>. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2023.100349>. Acesso em: 26 jul. 2024.

SCHWARZENBACH, Rene P.; GSCHWEND, Philip M. **Sorption I: General introduction and sorption processes involving organic matter.** In: *Environmental Organic Chemistry*. [S.l.], 2005. p. 275-330. DOI: <https://doi.org/10.1002/0471649643.ch9>. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/0471649643.ch9>. Acesso em: 25 jul. 2024.

SILVA, R.; MARQUES, C. S.; ARRUDA, T.; TEIXEIRA, S.; OLIVEIRA, T. **Biodegradação de polímeros: Etapas, medição, padrões e perspectivas.** *Macromol*, v. 3, n. 2, p. 371-399, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/macromol3020023>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2673-6209/3/2/23>. Acesso em: 26 jul. 2024.

SING, S.; KHAN, N. A.; RAMADAN, R.; SHEHATA, N.; KAPOOR, D.; DHANJAL, D. S.; SIVARAM, N.; SINGH, J.; BARCELÓ, D.; RAMAMURTHY, P. C. **Environmental fate, toxicological impact, and advanced treatment approaches: Atrazine degradation and emphasis on circular economy strategy.** *Desalination and Water Treatment*, v. 317, p. 100201, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100201>. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100201>. Acesso em: 26 jul. 2024.

SIRI, Cécilia; LIU, Yang; MASSET, Thibault; DUDEFOI, William; OLDHAM, Dean; MINGHETTI, Matteo; GRANDJEAN, Dominique; BREIDER, Florian. **Adsorption of progesterone onto microplastics and its desorption in simulated gastric and intestinal fluids.** *Environmental Science: Processes & Impacts*, v. 23, n. 10, p. 1566-1577, 2021. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1039/D1EM00226K>. Acesso em: 26 jul. 2024.

SONG (a), Y. K.; HONG, S. H.; JANG, M.; et al. **Combined effects of UV exposure duration and mechanical abrasion on microplastic fragmentation by polymer type.** *Environmental Science & Technology*, v. 51, p. 4368-4376, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b06155>. Acesso em: 26 jul. 2024.

SONG (b), Fang; YU, Weisong; LI, Chengliang; LIU, Yuedong; QIU, Jun; KONG, Fanyu. **Adsorption behavior of three triazole fungicides on polystyrene microplastics.** *Science of The Total Environment*, v. 691, p. 1119-1126, 2019. ISSN 0048-9697. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969719332905>. Acesso em: 22 dez. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.176>.

STEFANO, P. H. P.; ROISENBERG, A.; SANTOS, M. R.; DIAS, M. A.; MONTAGNER, C. C. **Unraveling the occurrence of contaminants of emerging concern in groundwater from urban setting: A combined multidisciplinary approach and self-organizing maps.** *Chemosphere*, v. 299, Article No. 134395, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134395>. Acesso em: 26 jul. 2024.

STEFFENS, C.; BALLEEN, S. C.; SCAPIN, E.; SILVA, D. M.; STEFFENS, J.; JACQUES, R. A. **Advances of nanobiosensors and its application in atrazine detection in water: A review.** *Sensors and Actuators Reports*, v. 4, p. 100096, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.snr.2022.100096>. Acesso em: 26 jul. 2024.

SUN (a), Peipei; LIU, Xuemin; ZHANG, Minghui; LI, Zhongchen; CAO, Chengjin; SHI, Huahong; YANG, Yi; ZHAO, Yaping. **Sorption and leaching behaviors between aged MPs and BPA in water: The role of BPA binding modes within plastic matrix.** *Water Research*, v. 195, p. 116956, 2021. ISSN 0043-1354. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.116956>. Acesso em: 25 jul. 2024.

SUN (b), Shu; SUI, He; XU, Liang; ZHANG, Jiao; WANG, Dongying; ZHOU, Zhenfeng. **Effect of freeze-thaw cycle aging and high-temperature oxidation aging on the sorption of atrazine by microplastics**. *Environmental Pollution*, v. 307, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119434>. Acesso em: 26 jul. 2024.

TADEO, José L.; ALBERO, Beatriz; PÉREZ, Rosa Ana. **Pesticides: Classification and Properties**. In: TADEO, José L. (Ed.). *Analysis of Pesticides in Food and Environmental Samples*. 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 2019. p. 40. eBook ISBN 9781351047081.

TAN, Zongyi; DENG, Haiyang; OU, Huali; WU, Xinni; LIAO, Zhianqi; OU, Huase. **Interfacial quantum chemical characterization of aromatic organic matter adsorption on oxidized microplastic surfaces**. *Chemosphere*, v. 350, p. 141132, 2024. ISSN 0045-6535. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.141132>. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.141132>. Acesso em: 25 jul. 2024.

TAYLOR, S. E.; PEARCE, C. I.; SANGUINET, K. A.; HU, D.; CHRISLER, W. B.; KIM, Y.-M.; WANG, Z.; FLURY, M. **Polystyrene nano- and microplastic accumulation at Arabidopsis and wheat root cap cells, but no evidence for uptake into roots**. *Environmental Science: Nano*, v. 7, p. 1942–1953, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1039/D0EN00309C>. Disponível em: <https://doi.org/10.1039/D0EN00309C>.

TENG, Linhong; ZHU, Yihao; LI, Haibin; SONG, Xiliang; SHI, Lianhui. **The phytotoxicity of microplastics to the photosynthetic performance and transcriptome profiling of Nicotiana tabacum seedlings**. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 231, p. 113155, 2022. ISSN 0147-6513. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.113155>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0147651321012677>. Acesso em: 22 dez. 2024.

TORRES, F. G.; DIOSES-SALINAS, D. C.; PIZARRO-ORTEGA, C. I.; DE-LA-TORRE, G. E. **Sorption of chemical contaminants on degradable and non-degradable microplastics: Recent progress and research trends**. *Science of The Total Environment*, v. 757, p. 143875, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143875>. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143875>. Acesso em: 26 jul. 2024.

TOURINHO, P. S.; KOČÍ, V.; LOUREIRO, S.; VAN GESTEL, C. A. M. **Partitioning of chemical contaminants to microplastics: Sorption mechanisms, environmental distribution and effects on toxicity and bioaccumulation**. *Environmental Pollution*, v. 252, p. 1246–1256, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.06.030>. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.06.030>. Acesso em: 26 jul. 2024.

TRAN, Hai Nguyen; TOMUL, Fatma; HA, Nguyen Thi Hoang; NGUYEN, Dong Thanh; LIMA, Eder C.; LE, Giang Truong; CHANG, Chang-Tang; MASINDI, Vhahangwele; WOO, Seung Han. **Innovative spherical biochar for pharmaceutical removal from water: Insight into adsorption mechanism**. *Journal of Hazardous Materials*, v. 394, p. 122255, 2020. ISSN 0304-3894. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122255>. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122255>. Acesso em: 25 jul. 2024.

TUDI, Muyesaier; RUAN, Huada Daniel; WANG, Li; LYU, Jia; SADLER, Ross; CONNELL, Des; CHU, Cordia; PHUNG, Dung Tri. **Agriculture development, pesticide application and its impact on the environment**. *International Journal of Environmental Research and Public*

Health, v. 18, n. 3, p. 1112, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph18031112>. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ijerph18031112>. Acesso em: 25 nov. 2024.

TYGEL, A.; GURGEL, A. M.; HOINKES, C.; CHEMNITZ, C.; GOULSON, D.; MALDONADO, E.; CASTRO, F. P.; BUTSCHER-SCHADEN, H.; ZALLER, J.; SOUZA, J.; DOLCE, J.; SANTORUM, J. A.; WENZ, K.; BOMBARBI, L.; MELGAREJO, L.; BESERRA, L.; FREITAS, L. M.; SOARES, M. R.; MERTENS, M.; PITTELOW, N.; RIBEIRO, S.; BOLLMOHR, S.; HAFFMAN, S.; BÖDEKER, W. **Atlas dos agrotóxicos: Fatos e dados do uso dessas substâncias na agricultura.** Recuperado de <https://br.boell.org/sites/default/files/2023-12/atlas-do-agrotoxico-2023.pdf>. Acesso em: 26 jul. 2024.

VASCONCELOS, J. *et al.* **Study of metals of adsorption of metals Pb<sup>2+</sup>, Cu<sup>2+</sup>, and Ni<sup>2+</sup> in polyethylene microplastic.** In: BRAZILIAN MEETING ON ADSORPTION, 14., 2022, Brasília. Anais... Brasília (DF): UnB, 2022. Disponível em: <https://www.even3.com.br/anais/eba14brasil/555630-study-of-metals-of-adsorption-of-metals-pb2-cu2-and-ni2-in-polyethylene-microplastic>. Acesso em: 21 dez. 2023.

VIANA, L. O.; MARTINS, K. G.; SOUZA, K. V. D.; STROPARO, E. C. **Fitotoxicidade de efluente da indústria cervejeira em sementes de *Lactuca sativa* L.** Revista Internacional de Ciências, v. 7, n. 2, p. 265-275, 2018. DOI: <https://doi.org/10.12957/ric.2017.30072>. Disponível em: <https://doi.org/10.12957/ric.2017.30072>. Acesso em: 26 jul. 2024.

WANG (a), Fang; ZHANG, Min; SHA, Wei; WANG, Yidong; HAO, Huizhi; DOU, Yuanyuan; LI, Yao. **Sorption behavior and mechanisms of organic contaminants to nano and microplastics.** Molecules, v. 25, n. 8, p. 1827, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/molecules25081827>. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/molecules25081827>. Acesso em: 25 jul. 2024.

WANG (b), Zheng; CHEN, Minglong; ZHANG, Liwen; WANG, Kan; YU, Xubiao; ZHENG, Zhongming; ZHENG, Rongyue. **Sorption behaviors of phenanthrene on the microplastics identified in a mariculture farm in Xiangshan Bay, southeastern China.** Science of The Total Environment, v. 628–629, p. 1617–1626, 2018. ISSN 0048-9697. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.146>. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.146>. Acesso em: 25 jul. 2024.

WANG (c), Fang; GAO, Jing; ZHAI, Wangjing; LIU, Donghui; ZHOU, Zhiqiang; WANG, Peng. **The influence of polyethylene microplastics on pesticide residue and degradation in the aquatic environment.** Journal of Hazardous Materials, v. 394, p. 122517, 2020. ISSN 0304-3894. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122517>. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122517>. Acesso em: 25 nov. 2024.

WANG (d), F.; WANG, X. X.; SONG, N. N. **Polyethylene microplastics increase cadmium uptake in lettuce (*Lactuca sativa* L.) by altering the soil microenvironment.** Science of The Total Environment, v. 784, p. 147133, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147133>. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147133>.

WANG, L.; GUO, C.; QIAN, Q.; LANG, D.; WU, R.; ABLIZ, S.; WANG, W.; WANG, J. **Adsorption behavior of UV aged microplastics on the heavy metals Pb(II) and Cu(II) in**

**aqueous solutions.** Chemosphere, v. 313, p. 137439, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137439>.

WANG, L.; LIU, Y.; KAUR, M.; YAO, Z.; CHEN, T.; XU, M. **Phytotoxic effects of polyethylene microplastics on the growth of food crops soybean (*Glycine max*) and mung bean (*Vigna radiata*).** International Journal of Environmental Research and Public Health, v. 18, n. 20, p. 10629, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph182010629>. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ijerph182010629>. Acesso em: 22 nov. 2024.

WANG, Ting; YU, Congcong; CHU, Qiao; WANG, Fenghe; LAN, Tao; WANG, Jingfeng. **Adsorption behavior and mechanism of five pesticides on microplastics from agricultural polyethylene films.** Chemosphere, v. 244, p. 125491, 2020. ISSN 0045-6535. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125491>. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125491>. Acesso em: 25 jul. 2024.

WANG, Wenfeng; WANG, Jun. **Comparative evaluation of sorption kinetics and isotherms of pyrene onto microplastics.** Chemosphere, v. 193, p. 567-573, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.11.078>. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.11.078>. Acesso em: 8 set. 2024.

WANG, Y.; LIU, C.; WANG, F.; SUN, Q. **Behavior and mechanism of atrazine adsorption on pristine and aged microplastics in the aquatic environment: Kinetic and thermodynamic studies.** Chemosphere, v. 292, p. 133425, 2022. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653521038996>.

WANG, Yi; CHEN, Xingwei; WANG, Feifeng; CHENG, Niansheng. **Influence of typical clay minerals on aggregation and settling of pristine and aged polyethylene microplastics.** Environmental Pollution, v. 316, p. 120649, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120649>. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120649>. Acesso em: 19 jul. 2024.

WIELAND, S.; BALMES, A.; BENDER, J.; KITZINGER, J.; MEYER, F.; RAMSPERGER, A. F.; ROEDER, F.; TENGELMANN, C.; WIMMER, B. H.; LAFORSCH, C.; KRESS, H. **From properties to toxicity: Comparing microplastics to other airborne microparticles.** Journal of Hazardous Materials, v. 428, p. 128151, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.128151>. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.128151>.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for drinking-water quality: incorporating the first and second addenda.** Geneva: World Health Organization, 2022.

WU, Jiani; LIU, Weitao; ZEB, Aurang; LIAN, Jiapan; SUN, Yuebing; SUN, Hongwen. **Polystyrene microplastic interaction with *Oryza sativa*: toxicity and metabolic mechanism.** Environmental Science: Nano, v. 8, n. 12, p. 3699–3710, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1039/D1EN00636C>. Disponível em: <https://dx.doi.org/10.1039/D1EN00636C>. Acesso em: 25 jul. 2024.

WU, Pengfei; CAI, Zongwei; JIN, Hangbiao; TANG, Yuanyuan. **Adsorption mechanisms of five bisphenol analogues on PVC microplastics.** Science of The Total Environment, v. 650, Part 1, p. 671–678, 2019. ISSN 0048-9697. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.049>. Disponível em:  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.049>. Acesso em: 25 jul. 2024.

XIA, Anrong; NIU, Siping; YU, Jianghua. **Microplastics as vectors of organic pollutants in aquatic environment**: A review on mechanisms, numerical models, and influencing factors. *Science of The Total Environment*, v. 887, p. 164008, 2023. ISSN 0048-9697. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164008>. Disponível em:  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164008>. Acesso em: 25 jul. 2024.

XIA, Yan; ZHOU, Juan-Juan; GONG, Yan-Yan; LI, Zhan-Jun; ZENG, Eddy Y. **Strong influence of surfactants on virgin hydrophobic microplastics adsorbing ionic organic pollutants**. *Environmental Pollution*, v. 265, p. 115061, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115061>. Disponível em:  
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115061>. Acesso em: 8 set. 2024.

XU, P.; GE, W.; CHAI, C.; ZHANG, Y.; JIANG, T.; XIA, B. **Sorption of polybrominated diphenyl ethers by microplastics**. *Marine Pollution Bulletin*, v. 145, p. 260–269, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.050>. Disponível em:  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.050>. Acesso em: 26 jul. 2024.

XU, Yanghui; OU, Qin; HE, Qiang; WU, Zhengsong; MA, Jun; HUANGFU, Xiaoliu. **Influence of dissolved black carbon on the aggregation and deposition of polystyrene nanoplastics**: Comparison with dissolved humic acid. *Water Research*, v. 196, 117054, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117054>. Disponível em:  
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117054>. Acesso em: 20 ago. 2023.

XU, Zhenlan; QIAN, Xiaoting; WANG, Chao; ZHANG, Chunrong; TANG, Tao; ZHAO, Xueping; LI, Lingxiangyu. **Environmentally relevant concentrations of microplastic exhibits negligible impacts on thiachlorid dissipation and enzyme activity in soil**. *Environmental Research*, v. 189, p. 109892, 2020. ISSN 0013-9351. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109892>. Disponível em:  
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109892>. Acesso em: 26 nov. 2024.

YU (a), F.; YANG, C.; ZHU, Z.; BAI, X.; MA, J. **Adsorption behavior of organic pollutants and metals on micro/nanoplastics in the aquatic environment**. *Science of The Total Environment*, v. 694, p. 133643, 2019. Disponível em:  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969719335685>.

YU (b), Fei; LI, Ye; HUANG, Guoqiong; YANG, Changfu; CHEN, Chen; ZHOU, Tao; ZHAO, Youcai; MA, Jie. **Adsorption behavior of the antibiotic levofloxacin on microplastics in the presence of different heavy metals in an aqueous solution**. *Chemosphere*, v. 260, p. 127650, 2020. ISSN 0045-6535. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127650>. Disponível em:  
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127650>. Acesso em: 25 jul. 2024.

ZALLER, Johann G. **Pesticide Impacts on the Environment and Humans**. In: ZALLER, Johann G. *Daily Poison: Pesticides - an Underestimated Danger*. Cham: Springer International Publishing, 2020. p. 127–221. Disponível em: [https://doi.org/10.1007/978-3-030-50530-1\\_2](https://doi.org/10.1007/978-3-030-50530-1_2). Acesso em: 25 nov. 2024.

ZANG, Huadong; ZHOU, Jie; MARSHALL, Miles R.; CHADWICK, David R.; WEN, Yuan; JONES, Davey L. **Microplastics in the agroecosystem**: Are they an emerging threat to the

plant-soil system? *Soil Biology and Biochemistry*, v. 148, 2020. ISSN 0038-0717. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0038071720302236>. Acesso em: 22 dez. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107926>.

ZENG, Zihang; JIA, Bingni; LIU, Xiaofeng; CHEN, Lixiang; ZHANG, Peng; QING, Taiping; FENG, Bo. **Adsorption behavior of triazine pesticides on polystyrene microplastics aging with different processes in natural environment**. *Environmental Pollution*, v. 356, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124319>. Acesso em: 26 jul. 2024.

ZHANG, J.; CAO, L.; ZHU, X.; LI, H.; DUAN, G.; WANG, Y. **Accumulation and transfer of polystyrene microplastics in *Solanum nigrum* seedlings**. *PeerJ*, v. 11, p. e15967, 2023. DOI: <https://doi.org/10.7717/peerj.15967>. Acesso em: 26 nov. 2024.

ZHANG, K.; HAMIDIAN, A. H.; TUBIĆ, A.; ZHANG, Y.; FANG, J. K. H.; WU, C.; LAM, P. K. S. **Understanding Plastic Degradation and Microplastic Formation in the Environment: A Review**. *Environmental Pollution*, v. 274, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116554>.

ZHANG, Qiang; CHEN, Juan; GAO, Xin; CHE, Huinan; AO, Yanhui; WANG, Peifang. **Understanding the mechanism of interfacial interaction enhancing photodegradation rate of pollutants at molecular level: Intermolecular  $\pi$ - $\pi$  interactions favor electrons delivery**. *Journal of Hazardous Materials*, v. 430, p. 128386, 2022. ISSN 0304-3894. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.128386>. Acesso em: 25 jul. 2024.

ZHANG, Shujuan; SHAO, Ting; BEKAROGLU, S. Sule Kaplan; KARANFIL, Tanju. **Adsorption of synthetic organic chemicals by carbon nanotubes: Effects of background solution chemistry**. *Water Research*, v. 44, n. 6, p. 2067-2074, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.12.017>. Acesso em: 8 set. 2024.

ZHAO, Longfei; RONG, Lili; XU, Jiaping; LIAN, Jiapan; WANG, Lei; SUN, Hongwen. **Sorption of five organic compounds by polar and nonpolar microplastics**. *Chemosphere*, v. 257, p. 127206, 2020. ISSN 0045-6535. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127206>. Acesso em: 25 jul. 2024.

ZHOU, Jie; WEN, Yuan; CHENG, Hongguang; ZANG, Huadong; JONES, Davey L. **Simazine degradation in agroecosystems: Will it be affected by the type and amount of microplastic pollution?** *Land Degradation & Development*, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ldr.4243>. Acesso em: 26 nov. 2024.

ZHOU, Tengyi; CHEN, Wenxuan; JAFVERT, Chad T.; FU, Dafang; CHENG, Haomiao; CHEN, Ming; WANG, Yajun. **Development of novel experimental and modelled low density polyethylene (LDPE)-water partition coefficients for a range of hydrophobic organic compounds**. *Environmental Pollution*, v. 291, p. 118223, 2021. ISSN 0269-7491. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118223>. Acesso em: 25 jul. 2024.

ZHOU, Wei; LI, Mengmeng; ACHAL, Varenayam. **A comprehensive review on environmental and human health impacts of chemical pesticide usage**. *Emerging Contaminants*, [S.l.], v. 11, n. 1, p. 100410, 2025. ISSN 2405-6650. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2405665024001112>. Acesso em: 26 jul. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2024.100410>.

ZHU, F.; ZHU, C.; WANG, C.; GU, C. **Occurrence and Ecological Impacts of Microplastics in Soil Systems: A Review**. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, v. 102, p. 741–749, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00128-019-02623-z>.