

**UNIVERSIDADE SANTA CECÍLIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
SUSTENTABILIDADE DE ECOSSISTEMAS COSTEIROS E  
MARINHOS**

**JÚLIA LINO DUZ**

**Avaliação da contaminação por microfibras em  
invertebrados marinhos**

**SANTOS**

**2026**

**JÚLIA LINO DUZ**

**Avaliação da contaminação por microfibras têxteis em  
invertebrados marinhos**

Dissertação apresentada a  
Universidade Santa Cecília como parte  
dos requisitos para a obtenção do título  
de Mestre em Ecologia, sob orientação  
da Profa. Dra. Paloma Kachel Gusso-  
Choueri e coorientação do Prof. Dr.  
Luis Felipe de Almeida Duarte

**SANTOS**

**2026**

571.95  
D984a

Duz, Júlia Lino.  
Avaliação da contaminação por microfibras em invertebrados marinhos / Júlia Lino Duz.  
2026.  
76 f.

Orientador: Dra. Paloma Kachel Gusso-Choueri.  
Coorientador: Dr. Luis Felipe de Almeida Duarte.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Santa Cecília, Programa de pós-graduação em Programa de pós-graduação em Sustentabilidade de Ecossistemas Costeiros e Marinhos, Santos, SP, 2026.

1. Microfibras. 2. Invertebrados marinhos. 3. Citogenotoxicidade. 4. Poliéster. 5. Algodão. I. Kachel Gusso-Choueri, Paloma . II. Avaliação da contaminação por microfibras em invertebrados marinhos.

## AGRADECIMENTO

À minha família que mesmo separados por mais de 400 km, nunca deixaram de me apoiar. Há uma distância que o mapa mede, mas há outra que vocês nunca deixaram existir. Cada ligação, cada palavra de incentivo, cada silêncio acolhedor nos dias difíceis foi combustível para que eu siga em frente.

À Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Paloma, minha orientadora. Obrigado pela paciência durante a orientação que foi muito além das páginas desta dissertação. Aprendi não só a pesquisar melhor, mas a pensar com mais cuidado, graças à sua presença ao longo deste processo. Também por nunca medir esforços para garantir que toda essa pesquisa pudesse ser desenvolvida, e muitas outras que virão.

Ao Prof. Dr. Felipe, pelo incentivo que me trouxe até o mestrado. Seu apoio no início desta jornada foi o empurrão que eu precisava para dar o primeiro passo.

Aos professores que cruzaram meu caminho ao longo desta trajetória acadêmica.

Ao Chicão, Yuuri, Caio, Lê, Laís, Bea, Jú, Ana, Gui, Gabriel, Miguel e todos que, de maneira direta ou indireta, contribuíram para que este trabalho chegasse até aqui: minha sincera gratidão. Cada gesto importou.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) – Código de Financiamento 001-, pelo apoio financeiro concedido por meio da bolsa de estudos, sem o qual a realização deste trabalho não teria sido possível. Registro também meu agradecimento ao financiamento vinculado à Portaria nº 155, de 10 de agosto de 2022. Processo 88881.709630/2022-01, cujos recursos foram determinantes para a execução do projeto.

Obrigada!

## EPÍGRAFE

*“O que eu faço é uma gota no meio de um oceano. Mas sem ela, o oceano será menor.” – Madre Teresa*

## RESUMO

A crescente liberação de microfibras têxteis nos ambientes marinhos, impulsionada pelo avanço do *fast fashion* e do consumo têxtil, representa uma ameaça emergente aos ecossistemas aquáticos e costeiros. Esta dissertação avaliou os efeitos ecotoxicológicos de microfibras de diferentes composições — poliéster, algodão e mistas — sobre organismos marinhos e estuarinos em distintos níveis de complexidade biológica, utilizando concentrações ambientalmente relevantes. No primeiro estudo, foram utilizados dois invertebrados marinhos — *Artemia salina* e *Mellita quinquesperforata* — expostos a microfibras em dois cenários: recém-introduzidas e envelhecidas por 30 dias em água marinha. Os resultados revelaram respostas espécie-específicas e dose-dependentes, com efeitos adversos observados mesmo nas menores concentrações testadas. Em *A. salina*, as microfibras envelhecidas mostraram-se mais tóxicas, sugerindo influência de compostos lixiviados ao longo do tempo. Já em *M. quinquesperforata*, as microfibras recém-introduzidas — especialmente as de algodão — foram mais prejudiciais, indicando predominância de efeitos físicos como abrasão. No segundo estudo, investigou-se *Ucides cordatus*, caranguejo de manguezal com elevada relevância ecológica e socioeconômica, exposto a microfibras de algodão e poliéster em diferentes concentrações e períodos de até 30 dias. Ambos os materiais foram capazes de se transloucar para a hemolinfa, acumular-se e induzir danos citogenotóxicos, incluindo formação de micronúcleos e comprometimento da integridade lisossomal. As microfibras de poliéster provocaram efeitos mais intensos e precoces, enquanto as de algodão apresentaram respostas mais tardias, porém associadas à mortalidade em exposições prolongadas e em alta concentração. A hemolinfa demonstrou ser uma matriz eficiente e não letal para detectar contaminação e danos biológicos, com potencial para uso em programas de biomonitoramento. Em conjunto, os resultados demonstram que a toxicidade das microfibras é modulada por múltiplos fatores: composição do material, tempo de permanência no ambiente, concentração e características biológicas dos organismos expostos. O poliéster destacou-se como o material de maior risco, embora microfibras naturais também representem perigo relevante. Os achados reforçam a necessidade de incorporar diferentes tipos de microfibras e condições ambientais nas avaliações de risco ecológico, e evidenciam a urgência de estratégias para mitigar a entrada dessas partículas nos ecossistemas aquáticos.

**Palavras-Chave:** Invertebrados marinhos; Citogenotoxicidade; Microfibras; Poliéster; Algodão

## ABSTRACT

The increasing release of textile microfibers into marine environments, driven by the expansion of fast fashion and growing textile consumption, represents an emerging threat to aquatic and coastal ecosystems. This dissertation assessed the ecotoxicological effects of microfibers of varying compositions — polyester, cotton, and blended — on marine and estuarine organisms across distinct levels of biological complexity, using environmentally relevant concentrations. In the first study, two marine invertebrates — *Artemia salina* and *Mellita quinquiesperforata* — were exposed to microfibers under two experimental conditions: freshly introduced and aged for 30 days in seawater. The results revealed species-specific and dose-dependent responses, with adverse effects observed even at the lowest concentrations tested. In *A. salina*, aged microfibers proved more toxic, suggesting the influence of leached compounds over time. Conversely, in *M. quinquiesperforata*, freshly introduced microfibers — particularly cotton-derived ones — were more deleterious, indicating a predominance of physical effects such as abrasion. In the second study, *Ucides cordatus*, a mangrove crab of considerable ecological and socioeconomic importance, was exposed to cotton and polyester microfibers at varying concentrations and over exposure periods of up to 30 days. Both materials demonstrated the capacity to translocate into the hemolymph, accumulate therein, and induce cytogenotoxic damage, including micronucleus formation and impairment of lysosomal membrane integrity. Polyester microfibers elicited more pronounced and earlier-onset effects, whereas cotton microfibers produced comparatively delayed responses, albeit associated with mortality under prolonged exposure at high concentrations. The hemolymph was shown to be an effective and non-lethal matrix for detecting both contamination and biological damage, underscoring its potential as a biomonitoring tool in programs targeting emerging contaminants in coastal environments. Collectively, the findings demonstrate that microfiber toxicity is modulated by multiple factors, including material composition, environmental residence time, exposure concentration, and the biological characteristics of the exposed organisms. Polyester emerged as the highest-risk material, although natural microfibers also pose a significant hazard. These results reinforce the need to incorporate diverse microfiber types and environmental conditions into ecological risk assessments and highlight the urgency of developing strategies to mitigate the input of these particles into aquatic ecosystems.

**Keywords:** Marine invertebrates; Cytogenotoxicity; Microfibers; Polyester;  
Cotton

## LISTA DE FIGURAS

### Capítulo I

**Figura 1.** Mapa da localização do município de São Vicente, local da coleta da bolacha-da-praia, *Mellita quinquiesperforata*, usadas durante a pesquisa..... 21

**Figura 2.** Esquema da obtenção dos gametas de *Mellita quinquiesperforata*. A: Indução de liberação de gametas através de injeção de KCL (1 mol); B: Coleta dos gametas feminino (rosa), em um becker com água do mar e macho (branco) becker seco envolto de gelo. .... 22

**Figura 3.** Representação morfológica de larvas de *Mellita quinquiesperforata* utilizadas na avaliação do desenvolvimento larval. A: Larva com desenvolvimento normal; B: Larva com desenvolvimento anormal. .... 24

**Figura 4.** Espectros FT-IR (UATR) de amostras de poliéster e algodão cobrindo a faixa espectral de 550 a 4000  $\text{cm}^{-1}$ . (a) Estrutura química do poliéster. (b) Estrutura química da celulose do algodão..... 25

**Figura 5.** Fotografias obtidas por microscopia eletrônica de varredura (MEV) de microfibras têxteis. A1 e A2: Microfibras de algodão recém adicionada em água marinha; B1 e B2: Microfibras de algodão previamente envelhecida em água marinha por 30 dias; C1 e C2: Microfibras de poliéster recém adicionada em água marinha; D1 e D2: Microfibras de poliéster previamente envelhecida em água marinha por 30 dias. .... 26

**Figura 6.** Média  $\pm$  desvio padrão (DP) da toxicidade de microfibras têxteis recém-adicionadas e previamente envelhecidas em água marinha por 30 dias, avaliada em *Artemia salina* exposta a diferentes concentrações (Controle, 0,0001, 0,001, 0,01 e 0,1 g/L) e tipos de microfibras: algodão (azul), poliéster (roxo) e misto (verde). .... 28

**Figura 7.** Média  $\pm$  desvio padrão (DP) da toxicidade de microfibras têxteis recém-adicionadas e previamente envelhecidas em água marinha por 30 dias, avaliada em *Mellita quinquiesperforata* exposta a diferentes concentrações (Controle, 0,0001, 0,001, 0,01 e 0,1 g/L) e tipos de microfibras: algodão (azul), poliéster (roxo) e misto (verde).29

### Capítulo II:

**Figura 1.** Mapa da localização do município de Peruíbe, local da coleta do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus*, usados durante a pesquisa..... 41

<b>Figura 2.</b> Aclimação do caranguejo <i>Ucides cordatus</i> , no Laboratório de Ecotoxicologia da UNISANTA, alimentados com folha de <i>Rizhofora mangle</i> e aeração através de um filtro biológico.....	42
<b>Figura 3.</b> Identificação de microfibras na hemolinfa do caranguejo-uçá.....	45
<b>Figura 4.</b> Análise de células micronucleadas.....	46
<b>Figura 5.</b> Ensaio do Tempo de Retenção de Vermelho Neutro .....	46
<b>Figura 6.</b> Porcentagem (%) de sobrevivência dos organismos <i>Ucides cordatus</i> ao longo de 30 dias expostos a microfibras de algodão e poliéster para os tratamentos (0,0001 e 0,1 g/L) .....	48
<b>Figura 7.</b> Espectros FT-IR (UATR) de amostras de poliéster e algodão cobrindo a faixa espectral de 550 a 4000 cm <sup>-1</sup> . (a) Estrutura química do poliéster. (b) Estrutura química da celulose do algodão.....	48
<b>Figura 8.</b> Imagem capturada pela microscopia eletrônica de varredura. A1: Microfibras de algodão; A2: Ponta da microfibras de algodão; B1: Microfibras de poliéster; B2: Ponta da microfibras de poliéster. ....	50
<b>Figura 9.</b> Imagens da Microscopia Eletrônica de Varredura das microfibras de algodão encontradas na hemolinfa do caranguejo <i>U. cordatus</i> no tratamento de algodão. A: Microfibras de algodão encontradas no T3; B: Microfibras de algodão encontradas no T7; C: Microfibras de algodão encontradas no T15; D: Microfibras de algodão encontradas no T22; E: Microfibras de algodão encontradas no T30. ....	51
<b>Figura 10.</b> Imagens da Microscopia Eletrônica de Varredura das microfibras de poliéster encontradas na hemolinfa do caranguejo <i>U. cordatus</i> no tratamento de poliéster. A: Microfibras de poliéster encontradas no T3; B: Microfibras de poliéster encontradas no T7; C: Microfibras de poliéster encontradas no T15; D: Microfibras de poliéster encontradas no T22; E: Microfibras de poliéster encontradas no T30. ....	52
<b>Figura 11.</b> Média ± desvio padrão (DP) da quantificação de microfibras encontradas na hemolinfa do caranguejo-uçá exposto a diferentes concentrações (controle, 0,0001 e 0,1 g/L), tempos (T3, T7, T15, T22 e T30) e tipo de microfibras - algodão (azul), poliéster (roxo). ....	55
<b>Figura 12.</b> Média ± desvio padrão (DP) de células micronucleadas no caranguejo-uçá exposto a diferentes concentrações (controle, 0,0001 e 0,1 g/L), tempos (T3, T7, T15, T22 e T30) e tipo de microfibras - algodão (azul), poliéster (roxo). ....	56
<b>Figura 13.</b> Média ± desvio padrão (DP) do Tempo de Retenção do Vermelho Neutro no caranguejo-uçá exposto a diferentes concentrações (controle, 0,0001 e 0,1 g/L),	

tempos (T3, T7, T15, T22 e T30) e tipo de microfibras - algodão (azul), poliéster (roxo).  
..... 57

**Figura 14.** Correlação de Spearman entre as quantidades de microfibras e os biomarcadores citogenotóxicos (NRRT: minutos de tempo de retenção do vermelho neutro em lisossomos; MN: frequência de células micronucleadas) para os experimentos de exposição à fibra de algodão e à fibra de poliéster, respectivamente. O tamanho do círculo e a intensidade da cor representam a magnitude e a direção das correlações de acordo com a escala do coeficiente de correlação de Spearman, com os valores de p correspondentes relatados abaixo de cada coeficiente. .... 59

**Figura 15.** Mapas de calor de agrupamento baseados em dados normalizados por intervalo (escalonados de 0 a 1) para os experimentos com algodão e poliéster, respectivamente, ilustrando a representatividade das quantidades de microfibras e dos biomarcadores citogenotóxicos entre os tratamentos e tempos de exposição. Os gradientes de cor variam do verde (valores relativos mais baixos) ao amarelo-laranja e ao vermelho (valores relativos mais altos). A análise de agrupamento hierárquico foi aplicada para identificar semelhanças entre as condições experimentais..... 60

## LISTA DE TABELAS

### Capítulo I

**Tabela 1.** PERMANOVA calculada com base no efeito da toxicidade aguda de *Artemia salina* por exposição de diferentes tipos, concentrações e condições de microfibras. .... 27

**Tabela 2** PERMANOVA calculada com base no efeito da toxicidade aguda de *Mellita quinquiesperforata* por exposição de diferentes tipos, concentrações e condições de microfibras. .... 29

### Capítulo II

**Tabela 1.** PERMANOVA calculada com base no efeito dos biomarcadores, Tempo de Retenção do vermelho Neutro, micronúcleo e quantificação de microfibras na hemolinfa do caranguejo *Ucides cordatus* por exposições a diferentes microfibras. .... 53

## SUMÁRIO

Geral.....	11
1. Introdução.....	11
2. Hipótese.....	14
3. Objetivos.....	15
Capítulo I.....	16
1. Introdução.....	17
2. Material e Método.....	18
2.1. Obtenção e caracterização inicial das microfibras.....	18
2.2. Organismos-teste.....	19
2.3. Preparação da água.....	19
2.4. Controle de qualidade.....	20
2.5. Obtenção dos náuplios de <i>Artemia salina</i> .....	20
2.6. <i>Mellita quinquiesperforata</i> .....	20
2.6.1. Coleta <i>Mellita quinquiesperforata</i> .....	20
2.6.2. Obtenção dos gametas.....	21
2.6.3. Fecundação.....	22
2.7. Teste de toxicidade.....	22
2.7.1. <i>Artemia salina</i> .....	23
2.7.2. <i>Mellita quinquiesperforata</i> .....	23
2.8. Análise dos dados.....	24
3. Resultados.....	24
3.1. Caracterização das microfibras.....	24
3.2. <i>Artemia salina</i> .....	27
3.3. <i>Mellita quinquiesperforata</i> .....	28
4. Discussão.....	30
5. Conclusão.....	33
Referências.....	33

<b>Capítulo II:</b> .....	37
<b>1. Introdução</b> .....	38
<b>2. Materiais e métodos</b> .....	40
<b>2.1. Coleta dos organismos modelo</b> .....	41
<b>2.2. Obtenção, caracterização inicial das microfibras e preparo do meio experimental</b> .....	42
<b>2.3. Bioensaio</b> .....	43
<b>2.4. Mensuração, contagem e avaliação do estágio de degradação das microfibras</b> .....	43
<b>2.5. Análises de Biomarcadores citogenotóxicos</b> .....	45
<b>2.5.1. Micronúcleo</b> .....	45
<b>2.5.2. Tempo de Retenção do Corante Vermelho Neutro</b> .....	45
<b>2.6. Análise de dados</b> .....	46
<b>3. Resultados</b> .....	46
<b>3.1. Taxa de sobrevivência</b> .....	46
<b>3.2. Caracterização, mensuração, contagem e avaliação do estágio de degradação das microfibras</b> .....	47
<b>3.3. Resultado das análises na hemolinfa dos organismos</b> .....	52
<b>4. Discussão</b> .....	59
<b>5. Conclusão</b> .....	65
<b>Considerações Gerais</b> .....	66
<b>Referência</b> .....	67



## 1. INTRODUÇÃO GERAL

O surgimento da indústria têxtil ocorreu junto com a industrialização na Inglaterra entre meados do século XVIII e início do século XIX. Apesar da prática de tecelagem ser milenar, foi apenas com a introdução de tecnologias, máquinas e mecanização dos processos produtivos que o setor adquiriu caráter industrial (Dathein, 2003). Um dos avanços mais significativos da tecelagem foi inventado por James Hargreaves, onde sua invenção permitiu a fiação simultânea de múltiplos fios, não apenas aumentando substancialmente a produtividade como também permitiu a expansão operária, marcando a transição de um sistema artesanal para a produção em larga escala (Fujita e Jorente, 2015).

A consolidação da indústria têxtil desencadeou profundas transformações socioeconômicas, reorganizando os setores de trabalhos, crescimento na classe operária e o fortalecimento do capitalismo industrial, impulsionando a globalização de produtos têxteis. Um segundo momento de crescimento têxtil, ocorreu no século XX e início do século XXI, com grande associação à globalização e a consolidação do modelo de produção *fast fashion* (Kone Coan et al., 2005). Com a introdução dos têxteis sintéticos na produção de vestuários, como Rayon, o nylon e o poliéster, as indústrias de têxtil e de moda alcançaram níveis de diversidade e redução de custo, produzindo em larga escala e possibilitando a introdução de lançamentos em diferentes mercados globais (Niinimäki et al 2020).

O novo modelo de produção, *fast fashion*, também está associado as mudanças comportamentais de consumidores, de todo o mundo, a moda que antes funcionava com um papel sazonal, com lançamentos de novas roupas a cada estação, agora é percebida como uma forma de expressão individual, esse novo entendimento fez a ampliação de novas demandas constantemente, uma vez que os consumidores passam a buscar tendências atualizadas (Gregori e Maier, 2023; Roozen e Raedts, 2020; Delgado, 2008; Santos et al., 2015).

A influência das redes sociais, acelerou a disseminação de tendências e aumentou a pressão por variedades e renovações constantes (Haciola e Atilgan, 2014; Roozen e Raedts, 2020). As mídias sociais se tornaram vitrines digitais, estimulando o desejo de consumo de peças semelhantes as vistas em postagens nas páginas das marcas ou até mesmo de celebridades ou influenciadores (Saraiva., 2019; Gentil e Cipiniuk., 2019; Dos Santos et al.,2019). Essa lógica, fez com que os empresários tenham a necessidade de encurtar o tempo entre a criação e a chegada do produto aos consumidores. Nesse sentido,

marcas do setor desenvolveram estratégias para a produção em larga escala e a distribuição quinzenalmente e até semanalmente, com volume suficiente para abastecer o mercado global (Leal-Filho et al., 2024). Essa estratégia não apenas atende à busca por novidades, mas também incentiva a compra impulsiva, reforçando o caráter efêmero e descartável de grande parte das peças (Gregori e Maier, 2023).

Apesar do seu êxito econômico e de sua capacidade de democratizar o acesso de diferentes pessoas as tendências, esse modelo é crítico devido aos impactos ambientais: o aumento de descarte têxtil, devido as renovações constantes de tendências de moda e da rápida degradação do material devido ao uso de matérias-primas com baixo custo e qualidade (Niinikaki et al., 2020). As microfibras são partículas microscópicas com menos de 5 mm (Zhang et al., 2020), que podem desprender dos tecidos durante o processo de fabricação, uso ou lavagem (Gao et al., 2025; Kapp et al., 2020; Kechi-Okafor et al., 2023). Essas partículas podem ser compostas por fibras naturais ou sintéticas (Xu et al., 2021). A sua liberação ocorre principalmente durante a lavagem doméstica de roupas, sendo já estimado que a cada 6kg de roupas lavadas, são lançadas 700.000 fibras de tecidos de acrílico, 500.000 fibras de poliéster e 140.000 de fibras de tecido misto (50% poliéster e 50% algodão) (Mateos-Cárdenas et al., 2021). Essas partículas, por terem um tamanho microscópico acabam não sendo retidas nos sistemas de tratamento convencionais e alcançam os corpos d'água, até chegar aos oceanos (Ramasamy et al., 2022), sendo já estimado que cerca de 2 milhões de toneladas de microfibras são liberadas todos os anos através de lavagem doméstica e indústrias têxteis (Detréé et al., 2023). Quando essas partículas chegam aos oceanos elas podem se depositar no sedimento ou permanecer na coluna d'água, havendo contato com diversos animais que estão presentes no ambiente (Mesacasa et al., 2023; Kanimpzhi et al., 2024).

As principais microfibras de origem natural utilizadas nos produtos de vestuário são de algodão, linho, lã e a seda, e apesar de serem menos persistentes que as microfibras sintéticas, e por serem chamadas de naturais, essas microfibras também podem apresentar impactos ambientais devido aos produtos de acabamento têxtil que são aderidos as fibras durante sua produção a fim de torná-las mais maleáveis para seu uso (Rodrigues Maia et al., 2021). Diferentemente das microfibras naturais, as microfibras sintéticas são produzidas a partir de polímeros derivados do petróleo, entre os materiais mais comuns estão o poliéster, a poliamida, o acrílico e o polipropileno (Singh et al., 2020). Por serem compostas por polímeros de plástico, sua degradação pode levar muitos anos, resultando em um acúmulo ambiental. Em uma escala global, estima-se que cerca de 35% de todo o

microplástico de origem secundária que chega aos oceanos seja proveniente da lavagem de tecidos sintéticos (Pereira et al., 2021; Zambrano et al., 2021). Além disso essas microfibras podem adsorver outros poluentes já presentes no meio ambiente, atuando como vetores de substâncias tóxicas, já tendo estudos de que a sua ingestão por organismos pode causar efeitos fisiológicos adversos, como estresse oxidativo, redução na capacidade reprodutiva, disfunção neural, entre outros (Zambrano et al., 2019; Zambrano et al., 2020; Jitkaew et al., 2024).

A ameaça das microfibras pode se manifestar em três níveis principais: o físico, químico e ecológico. Fisicamente, as microfibras podem ser frequentemente ingeridas por diversos organismos, estudos já indicam a presença de MF no estômago de macroinvertebrados (Remy et al., 2015), como também apenas a presença de MF no ambiente aquático pode fazer com que elas entrem nas brânquias, devido a circulação da água durante a respiração (Siddiqui et al., 2023), essa interação pode causar efeitos deletérios à saúde dos organismos por meio de bloqueio intestinal, obstruções intestinais e até falsa saciedade, além de estudos indicarem que essa ingestão pode afetar a redução de energia disponível para crescimento e reprodução (Watts et al., 2015).

Quimicamente, os aditivos tóxicos incorporados nas fibras, tanto sintéticas quanto naturais, podem se lixiviar para a água (Kim et al., 2021), quando presentes no ambiente ou até mesmo nos tecidos dos organismos após a ingestão, podendo desencadear estresse oxidativo, desregulação endócrina e comprometimento de funções fisiológicas (Xu et al., 2021; Zambrano, 2019; Jeyavani et al., 2022) Esses aditivos têm a finalidade de melhorar o desempenho mecânico dos tecidos, aumentar a durabilidade e conferir características estéticas, como a coloração dos tecidos (Niinimaki et al., 2020). Estudos de Detreé et al (2023) destacaram que os principais aditivos encontrados nas fibras de algodão e poliéster foram antraquinona, fluoranteno, fenantreno, pireno, lindano, flureno e naftaeno, ainda, para a fibra natural ainda foi encontrado indenopireno. Já Sait et al (2021) encontrou nas microfibras de poliéster nanonal e acetofenona. Zuo et al., (2024) que estudou metais que são incorporados no têxtil de poliéster encontrou cobre, zinco e antimônio, esses aditivos podem lixiviar da fibra, potencializando a contaminação do ambiente.

Ecologicamente, a presença de MF nos compartimentos aquáticos pode alterar comportamentos fundamentais para o equilíbrio dos ecossistemas. Espécies-chave como ouriço-do-mar, moluscos, bivalves e crustáceos, que desempenham funções vitais para a saúde do ecossistema, como bioturbação do sedimento, filtração de água, ciclagem de

nutriente, podem ter suas funções comprometidas se propagando por toda a cadeia trófica (Dos Santos et al., 2024).

A longo prazo, o acúmulo dessas partículas no ambiente marinho pode representar uma ameaça silenciosa, porém crescente para a biodiversidade. Esse poluente, muitas vezes invisível ao olho nu, têm o potencial para interferir nos serviços ecossistêmicos dos ambientes costeiros, dos quais todos os tipos de vida dependem.

Desta forma, diante do acelerado aumento da produção impulsionado pelo modelo *fast fashion*, e considerando o acúmulo de microfibras naturais e sintéticas no ambiente em decorrência a baixa taxa de degradação, favorecendo a interação com uma ampla gama de organismos, este estudo busca preencher lacunas sobre a contaminação das microfibras em corpos aquáticos e a criação de regulamentações e tecnologias que visem a gestão adequada do contaminante.

Além disso este estudo ainda está alinhado em três dos 17 Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS), sendo eles o objetivo número 6 de Água potável e Saneamento, que assegura a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todas e todos, além de seu subobjetivo 6.3 que visa o melhoramento da qualidade da água, reduzindo a poluição, eliminando despejo e minimizando a liberação de produtos e materiais perigosos. Também está relacionado com o ODS 14 relacionado a vida na água onde o subobjetivo 14.1 visa prevenir e reduzir significativamente a poluição marinha e 14.a aumentar o conhecimento científico a fim melhorar a saúde dos oceanos. Por fim o ODS 15, Vida na Terra, que em seu subobjetivo 15.1 visa assegurar a conservação, recuperação e uso sustentável de ecossistemas e de água doce e seus serviços. Os resultados deste estudo também contribuem com as ações da Década do Oceano (2021-2030), subsidiando políticas mais sólidas com base na ciência e na interface ciência-política para um oceano mais limpo, saudável e resiliente.

## **2. HIPÓTESES**

Parte-se da hipótese de que a exposição a microfibra de poliéster resultará em uma maior toxicidade aos organismos expostos em comparação à exposição a microfibras de algodão ou de composição mista. Essa resposta é atribuída à presença de aditivos químicos utilizados na produção de tecidos sintéticos, que podem gerar mais efeitos tóxicos. Espera-se também uma relação do tipo dose-resposta, ou seja, maiores concentrações de fibras levarão a maiores efeitos.

### 3. OBJETIVOS

O primeiro capítulo avalia a toxicidade aguda e crônica de microfibras nos estágios iniciais de vida de invertebrados marinhos (*Artemia salina* e *Mellita quinquiesperforata*) expostos a microfibras de origem sintética (poliéster), natural (algodão) e mista (poliéster/algodão), em dois cenários experimentais: fibras recém-adicionadas e fibras previamente envelhecidas em água do mar.

Dando continuidade às investigações sobre os efeitos tóxicos das microfibras em organismos marinhos, o capítulo 2 avalia os efeitos crônicos da exposição a microfibras sintéticas (poliéster) e naturais (algodão) em adultos de *Ucides cordatus*, espécie sentinela de manguezais e de reconhecido interesse comercial. Especificamente, o Capítulo 2 tem como objetivo avaliar biomarcadores citogenotóxicos na hemolinfa de *U. cordatus* expostos às microfibras, bem como verificar a presença dessas partículas no fluido hemolinfático, utilizado aqui como ferramenta de biomonitoramento não letal.

## Capítulo I: Fashiontox: Toxicidade de microfibras têxteis de diferentes origens em estágios iniciais de vida de invertebrados marinhos

### Resumo

A crescente contaminação dos ambientes marinhos por microfibras, especialmente de origem têxtil, tem levantado preocupações quanto aos seus impactos ecotoxicológicos sobre organismos aquáticos. Este estudo avaliou a toxicidade de três tipos de microfibras (poliéster, algodão e mistas) sobre duas espécies de invertebrados marinhos (*Artemia salina* e *Mellita quinquesperforata*), utilizando concentrações ambientalmente relevantes (0,0001; 0,001; 0,01 e 0,1 g/L), em dois cenários de exposição: microfibras envelhecidas por 30 dias em água marinha e microfibras recém-introduzidas. Os resultados evidenciaram respostas espécie-específicas e dependentes da condição das microfibras. Para *A. salina*, observou-se maior toxicidade associada às microfibras envelhecidas, sugerindo a influência de compostos lixiviados ao longo do tempo. Em contraste, para *M. quinquesperforata*, as microfibras recém-introduzidas foram mais tóxicas, especialmente as de algodão, indicando um possível predomínio de efeitos físicos, como abrasão. Para ambas as espécies, a toxicidade apresentou padrão dose-dependente, com efeitos significativos mesmo nas menores concentrações testadas. As análises estatísticas confirmaram efeitos significativos da concentração e da condição das microfibras. Em conjunto, os resultados demonstram que a toxicidade das microfibras é modulada por múltiplos fatores, incluindo sua composição, tempo de permanência no ambiente e características biológicas dos organismos expostos. Este estudo contribui para o entendimento dos mecanismos de toxicidade de microfibras em organismos marinhos, evidenciando que concentrações ambientalmente relevantes podem causar efeitos adversos em diferentes níveis tróficos e fases do desenvolvimento. Os achados reforçam a necessidade de incluir diferentes tipos de microfibras e condições ambientais em avaliações de risco ecológico, bem como de desenvolver estratégias para mitigar a entrada dessas partículas nos ecossistemas marinhos.

**Palavras-chave:** Microfibra; poliéster; toxicidade; invertebrados marinhos; artemia; bolacha-da-praia.

## 1. Introdução

Um dos principais desafios da atualidade é o considerável aumento exponencial do consumo global, de vestuários, devido a cadeia de produção denominada *fast fashion* (Colombo et al., 2008). Este meio de produção faz com que vestuários sejam renovados quinzenalmente e até semanalmente, lançando tendências cada vez mais rápido, com matérias de baixo custo e baixa qualidade, fazendo com que o material se fragmente mais rapidamente e descartados mais rápidos ainda (Calíope et al., 2017; Marafon et al., 2023; Sun et al., 2020). Esse cenário cria um ciclo vicioso, onde o aumento do consumo desencadeado pela produção *fast fashion*, leva a maior liberação de microfibras, que por sua vez acabam se acumulando progressivamente nos ecossistemas aquáticos (Mesacasa et al., 2023)

Os oceanos recebem diariamente significativa cargas de efluentes provenientes das regiões costeiras, marcadas pela intensa atividade urbana e industrial. Entre os inúmeros contaminantes, destacam-se as microfibras, contaminantes emergentes, que são partículas minúsculas, geralmente menores que 5 mm, derivada da fragmentação de tecidos têxteis, de origem natural ou sintética. Estas partículas são liberadas principalmente da lavagem doméstica ao se desprenderem dos tecidos, estudos indicam que a liberação das microfibras em lavagem têxtil pode representar 35% da poluição marinha (Zambrano et al., 2020).

A problemática se agrava devido à insuficiência dos sistemas convencionais de tratamento de água, que não conseguem reter eficazmente essas partículas microscópicas, como consequência, as microfibras ultrapassam as etapas de tratamento e chegam aos corpos hídricos naturais, incluindo rios, estuários e por fim o oceano (Petroody Hashemi e Gestel, 2020). A presença persistente e crescente dessas partículas pode representar uma ameaça emergente à biodiversidade, uma vez que as microfibras podem ser ingeridas por uma vasta gama de organismos, alguns estudos já mostram que peixes (Jitkaew et al., 2024) e ostras (Oliveira, Krelling e Turra, 2018) ingeriram microfibras, além de ser encontrado fibras em ninho de tartarugas-verdes (Khalid et al., 2025).

Ao adentrarem esses ambientes, as microfibras podem assumir papel perturbador na dinâmica ecológica, devido às suas dimensões microscópicas e propriedades físico-químicas, elas interagem de múltiplas formas com os organismos bentônicos e pelágicos, podendo desencadear uma cascata de efeitos negativos. Estudos já demonstram que a interação das microfibras com os organismos pode causar efeitos fisiológicos adversos,

como estresse oxidativo, redução na capacidade reprodutiva, disfunção neural, e mal desenvolvimento embriolarval em ouriço-do-mar (Zambrano et al., 2019; Zambrano et al., 2020; Jitkaew et al., 2024; Dos Santos et al., 2024), mas ainda existe uma lacuna no conhecimento acerca dos efeitos sobre diferentes espécies de invertebrados marinhos e principalmente sobre respostas biológicas relacionadas a exposição a microfibras de origem natural, como por exemplo, provenientes de tecidos de algodão .

Desta forma o estudo tem como objetivo avaliar a toxicidade aguda e crônica de microfibras têxteis em estágios iniciais de vida de invertebrados marinhos, considerando diferentes espécies com distintas sensibilidades (*Artemia salina* e *Mellita quinquiesperforata*), expostas a microfibras de origem sintética (poliéster), natural (algodão) e mista (poliéster/algodão), sob dois cenários experimentais: fibras recém-adicionadas e fibras previamente envelhecidas em água do mar, a fim de investigar como o tipo de material, o envelhecimento e as diferenças interespecíficas influenciam as respostas toxicológicas. Parte-se da hipótese de que a toxicidade das microfibras têxteis varia em função do tipo de material, do envelhecimento em água do mar, da concentração e da espécie avaliada, sendo esperados efeitos mais pronunciados para microfibras de poliéster em comparação às de algodão e mistas, bem como maior toxicidade associada às fibras previamente envelhecidas.

## **2. Material e Métodos**

### **2.1. Obtenção e caracterização inicial das microfibras**

As microfibras de algodão (100%) e poliéster (100%) foram obtidas através da extração manual com um removedor elétrico de fios soltos (“fiapos”) de tecidos de roupas. Os tecidos utilizados foram adquiridos em estabelecimentos comerciais locais. Para prevenir a contaminação cruzada, foram usados removedores exclusivos para cada tipo de tecido e após a extração, as MFs foram mantidas em um recipiente de vidro protegido da luz.

A confirmação dos materiais utilizados para a confecção das microfibras foi realizada através de espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FT-IR). Nesta análise de FT-IR, foi utilizado o espectrofotômetro Spectrum Two (Perkin Elmer), equipado com um módulo universal de reflexão total atenuada (UATR). O equipamento possui um detector de tantalato de lítio (LiTaO<sub>3</sub>), uma fonte de infravermelhos médios (MIR) e é controlado pelo software Spectrum 10. Para prevenir contaminações cruzadas, antes das medições, o cristal de diamante ATR foi limpo com acetona e foi registrada uma leitura de fundo. As amostras de tecido de algodão e poliéster foram comprimidas

contra o cristal de diamante ATR com uma força de 95N para garantir um contato ótimo. O procedimento foi realizado em modo de transmitância, envolvendo 24 leituras para cada amostra, cobrindo a gama espectral de 550 a 4000  $\text{cm}^{-1}$ . As análises foram efetuadas em triplicata, tendo sido aplicada uma correção da linha de base aos espectros obtidos.

Nestas fibras também foi realizada a caracterização quanto a sua degradação e estrutura, após 30 dias imersas na água marinha. As imagens foram feitas através da microscopia eletrônica de varredura (MEV), JEON JSM - 6610LV, as amostras foram montadas sobre uma fita de carbono colocada em um suporte (stub), e em seguida, recoberta por uma fina camada de ouro, para tornar a superfície condutora da análise em microscopia eletrônica. As microfibras foram observadas através do software JEOL Scanning Electron Microscope, e fotografadas em três posições, sendo da fibra ao todo, da superfície e de uma das extremidades.

## 2.2. Organismos-teste

*Artemia salina* e *Mellita quinquesperforata* são organismos marinhos de grande relevância ecológica, cada um desempenhando funções distintas, porém complementares nos ecossistemas aquáticos. *Artemia salina*, um pequeno crustáceo conhecido como artemia ou camarão de salmoura, é amplamente encontrado em ambientes hipersalinos e atua como importante elo trófico ao servir de alimento para diversos organismos, incluindo peixes, aves e invertebrados (Munteanu et al., 2011). Além disso, sua resistência a condições ambientais extremas e seu rápido ciclo de vida fazem dela uma espécie modelo em estudos ecotoxicológicos e de bioensaio (Kim et al., 2021). Por sua vez, *Mellita quinquesperforata*, popularmente conhecida como bolacha-da-praia, é um equinóide bentônico que contribui significativamente para a bioturbação dos sedimentos, promovendo a aeração do substrato e facilitando a ciclagem de nutrientes, ademais, sua presença está associada à manutenção da estrutura e da funcionalidade de ambientes arenosos costeiros (Plee e Pomory et al., 2020). Ambas as espécies são também indicadoras da qualidade ambiental, sendo sensíveis a alterações antrópicas, como a poluição e a degradação de habitats (Laitano et al., 2008; Cavalcante et al., 2000).

## 2.3. Preparação da água

A água marinha utilizada nos experimentos foi filtrada em um sistema de filtração à vácuo, com membrana de inox com poro de 0,45  $\mu\text{m}$ . Os parâmetros físico-químicos foram ajustados (oxigênio dissolvido acima de 3  $\text{mg L}^{-1}$ , pH entre 8,0, salinidade  $32\pm 2$ ).

Para chegar na salinidade 32, a água marinha foi reconstituída utilizando água destilada filtrada com o mesmo filtro utilizado para a filtração da água marinha.

#### **2.4. Controle de qualidade**

Para a realização do experimento, os tubos de ensaio foram lavados com água, acetona e ácido nítrico, enquanto as placas de 12 poços foram lavados com água e ácido nítrico e enxaguados com água destilada filtrada, evitando a contaminação de fibras armazenadas dentro dos recipientes. Para a manipulação dos organismos, o teste foi montado em uma sala fechada, enquanto os pesquisadores vestiam uma capa de chuva colorida, evitando assim contaminação cruzada.

Para a microscopia eletrônica de varredura, as amostras de água marinha com microfibras previamente envelhecidas foram filtradas dentro de um fluxo laminar, evitando qualquer contaminação externa, e então os filtros foram colocados em placas de Petri lavadas e secadas com o compressor de ar, removendo qualquer tipo de fibra presente.

#### **2.5. Obtenção dos náuplios de *Artemia salina***

Para a obtenção dos náuplios, foi seguido o protocolo NBR 16530, utilizando um aquário de cinco litros, no qual foram adicionados três litros de água salgada filtrada (salinidade 32, pH 8.0), em seguida uma colher de cistos foi colocada na água marinha com intensa aeração. O sistema foi mantido sob essas condições por um período de 48 horas, com fotoperíodo 12h claro e 12h escuro, condição necessária para a eclosão e o desenvolvimento dos náuplios. Após esse período, foi direcionado um ponto de luz para o aquário, com o intuito de direcionamento das artêmias, uma vez que elas possuem fototactismo, e então elas foram retiradas com o auxílio de uma mangueira, para um becker, eliminando, assim, os cistos que não foram eclodidos.

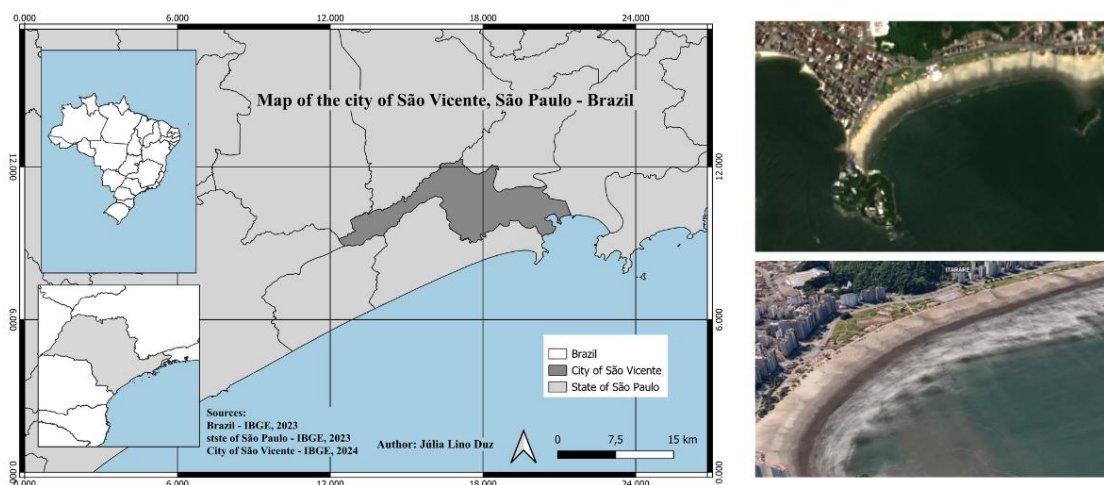
#### **2.6. *Mellita quinquiesperforata***

Para a realização do procedimento experimental da bolacha-da-praia, foi seguido o protocolo de Laitano et al. (2008).

##### **2.6.1. Coleta *Mellita quinquiesperforata***

Espécimes de *Mellita quinquiesperforata* foram coletados no verão, sua época reprodutiva, por meio de mergulho livre na região da praia de Itararé, localizada no município de São Vicente (São Paulo, Brasil) (Figura 1) e transportados ao laboratório em caixas térmicas portáteis, a fim de preservar suas condições fisiológicas. No laboratório, os organismos foram mantidos em tanques contendo água do mar natural, sob

condições ambientais controladas: oxigênio dissolvido de  $5,5 \pm 0,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , salinidade de  $32 \pm 2$ , pH  $8,3 \pm 0,2$ , até o início dos experimentos, realizado no mesmo dia da coleta.



**Figura 1.** Mapa da localização do município de São Vicente, local da coleta da bolacha-da-praia, *Mellita quinquiesperforata*, usadas durante a pesquisa.

### 2.6.2. Obtenção dos gametas

A indução da liberação de gametas foi realizada por meio da injeção de 2,5 mL de cloreto de potássio (KCl 1 M) na região perioral dos espécimes, seguida de agitação leve e breve do organismo, a fim de promover a distribuição da solução na cavidade celômica. A identificação dos gametas foi realizada com base em sua coloração: a presença de fluido esbranquiçado indicava gametas masculinos, enquanto a coloração rosa-arroxeadada correspondia aos gametas femininos. Os gametas femininos foram coletados com o auxílio de uma pipeta Pasteur e colocados os ovócitos em água do mar filtrada. Os espermatozoides foram identificados visualmente ao nível dos gonóporos e coletados com auxílio de uma pipeta Pasteur de ponta fina, sendo posteriormente acondicionados em Becker seco, mantido sob refrigeração em gelo (Figura 2).





**Figura 2.** Esquema da obtenção dos gametas de *Mellita quinquesperforata*. A: Indução de liberação de gametas através de injeção de KCl (1 Mol); B: Coleta dos gametas feminino (rosa), em um becker com água do mar e masculino (branco) becker seco envolto de gelo.

### 2.6.3. Fecundação

O processo de fecundação foi conduzido utilizando uma suspensão espermática obtida a partir da diluição do esperma em 10 mL água marinha filtrada, seguida de homogeneização suave para promover a dissolução de possíveis coágulos formados durante a coleta. A suspensão resultante foi então adicionada à solução contendo os ovócitos, sendo adicionado 4 mL da solução espermática em 250 mL de óvulos, a mistura mantida sob agitação leve e contínua por 10 minutos, a fim de favorecer a fecundação e originar a solução embrionária. A confirmação da fecundação foi realizada pela observação de estruturas embrionárias sob microscopia. A taxa de fertilização foi avaliada por meio de análise microscópica (aumento de 400×), com o objetivo de assegurar uma taxa mínima de 70% de sucesso na fecundação. A seguir, foi estimada a densidade de organismos por unidade de volume, através de uma média aritmética, permitindo o ajuste da concentração para a inoculação nas câmaras experimentais, de modo a alcançar uma densidade aproximada de 400 indivíduos·mL<sup>-1</sup>.

### 2.7. Teste de toxicidade

Para cada tratamento, foram realizadas quatro réplicas, sendo que os parâmetros físico-químicos (pH, salinidade e oxigênio dissolvido) foram monitorados no início e no final do ensaio. Os ensaios ecotoxicológicos foram conduzidos com soluções nas seguintes concentrações: 0,0001, 0,001, 0,01, e 0,1 g/L, além do controle, composto por água isenta de contaminação. Além disso, dois cenários foram considerados, sendo: 1) Microfibras (MF) forma imediatamente adicionadas à água do mar, e a toxicidade foi avaliada logo após a introdução.; 2) As MF permaneceram imersas e envelhecidas na

água do mar por 30 dias, sob temperatura controlada ( $\pm 6^{\circ}\text{C}$ ) e em ambiente escuro. Nesse mesmo cenário foi considerado para os três tipos de microfibras: 1) MF de algodão; 2) MF de poliéster; 3) MF mista (50%algodão/50%poliéster). Após esse período, as amostras foram aclimatadas em temperatura ambiente, agitas e a toxicidade foi novamente avaliada

Os ensaios foram conduzidos sob condições ambientais controladas ao longo de todo o período experimental (fotoperíodo de 16:8 h claro:escuro; temperatura de  $28 \pm 2^{\circ}\text{C}$ ; salinidade de 32).

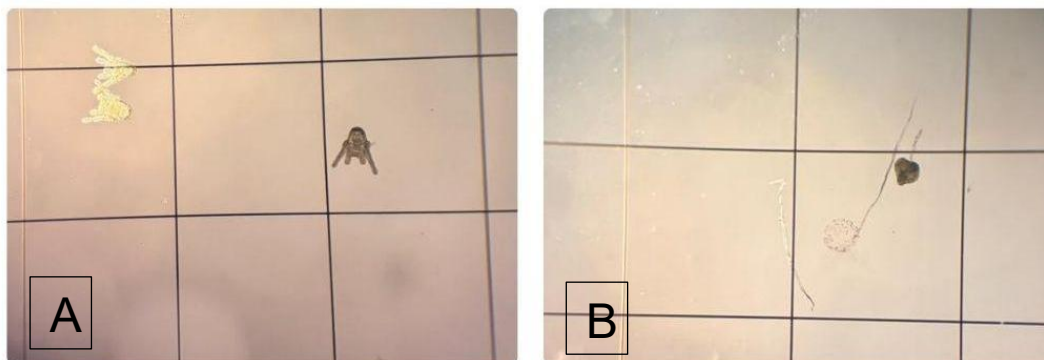
### **2.7.1. *Artemia salina***

Para a realização do bioensaio com *Artemia salina*, foram utilizadas placas de 12 poços, onde cada poço continha 4 náuplios em 4 mL de solução e com condições adequadas de natação e atividade. Cada tratamento continha quatro réplicas. As unidades experimentais foram mantidas sob condições ambientais controladas durante todo o período de exposição. Após 48 horas de incubação, procedeu-se ao encerramento do teste, realizando-se a avaliação da mortalidade dos organismos. Consideraram-se mortos os indivíduos que apresentavam ausência total de movimentação natatória ou sinais evidentes de letargia.

### **2.7.2. *Mellita quinquiesperforata***

O ensaio com *Mellita quinquiesperforata*, foram feitos em tubos de ensaio, contendo 10 mL de meio experimental. Foi adicionado 250  $\mu\text{L}$  da solução fecundada em cada tubo de ensaio, garantindo o mínimo de 100 larvas necessário. O valor de 250  $\mu\text{L}$ , foi definido a partir de uma média aritmética da concentração de óvulos fecundados garantindo a densidade de organismos necessários para a validação do teste.

Após 24 horas de incubação, as larvas foram fixadas em solução de formaldeído tamponado a 10%. A avaliação da porcentagem de larvas normais foi realizada por meio de contagem sob microscópio óptico (ampliação de  $400\times$ ), utilizando uma câmara de Sedgwick-Rafter. O experimento foi considerado válido uma vez que mais de 80% dos indivíduos do grupo controle atingiram o estágio de larva normal. A presença de estágios anteriores à forma larval, como ovo, mórula, blástula e gástrula, bem como quaisquer tipos de malformações, foram considerados larvas anormais. Larvas normais são aquelas com o comprimento dos braços igual ou superior ao comprimento do corpo (Figura 3).



**Figura 3.** Representação morfológica de larvas de *Mellita quinquesperforata* utilizadas na avaliação do desenvolvimento larval. A: Larva com desenvolvimento normal; B: Larva com desenvolvimento anormal.

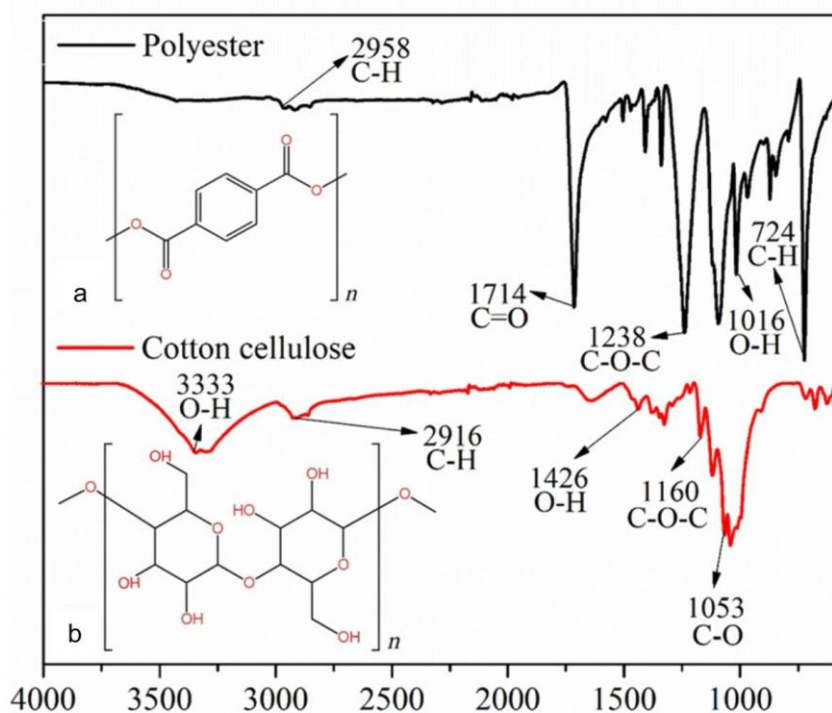
## 2.8. Análise de dados

A significância da diferença entre os tratamentos foi avaliada por meio da Análise de Variância Permutacional univariada de três fatores (PERMANOVA “*main test*”), considerando três fatores fixos: 1) Tipo (algodão, poliéster, misto); 2) Concentração (0,0001, 0,001, 0,01 e 0,1 g/L); 3) Condição (recém-adicionada e previamente envelhecida em água marinha). Quando o teste principal apresentou resultado significativo ( $p < 0,05$ ) foi aplicado o teste pareado (PAIRWISE-TEST) para identificar quais níveis diferem entre si. A homogeneidade das variâncias foi analisada utilizando o PERMDISP ( $p > 0,05$ ). Os testes foram baseados em matrizes de semelhança de distância Euclidiana. Para as análises foi utilizado o software *PRIMER 6.0*.

## 3. Resultados

### 3.1. Caracterização das microfibras

O poliéster, uma fibra de origem sintética, é constituído principalmente por cadeias poliméricas formadas por unidades repetidas de ésteres de diácidos e dióis (Vilela et al., 2014). Esses materiais são usualmente derivados de polímeros como o politereftalato de etileno (PET). Dessa forma, a Figura 4(a) exhibe a estrutura química do poliéster (Batista et al., 2011), o que auxilia na identificação das bandas destacadas no espectro. De modo análogo, a Figura 4(b) apresenta a estrutura química da celulose (Belhaj Khalifa and Ladhari, 2020), principal constituinte do algodão.



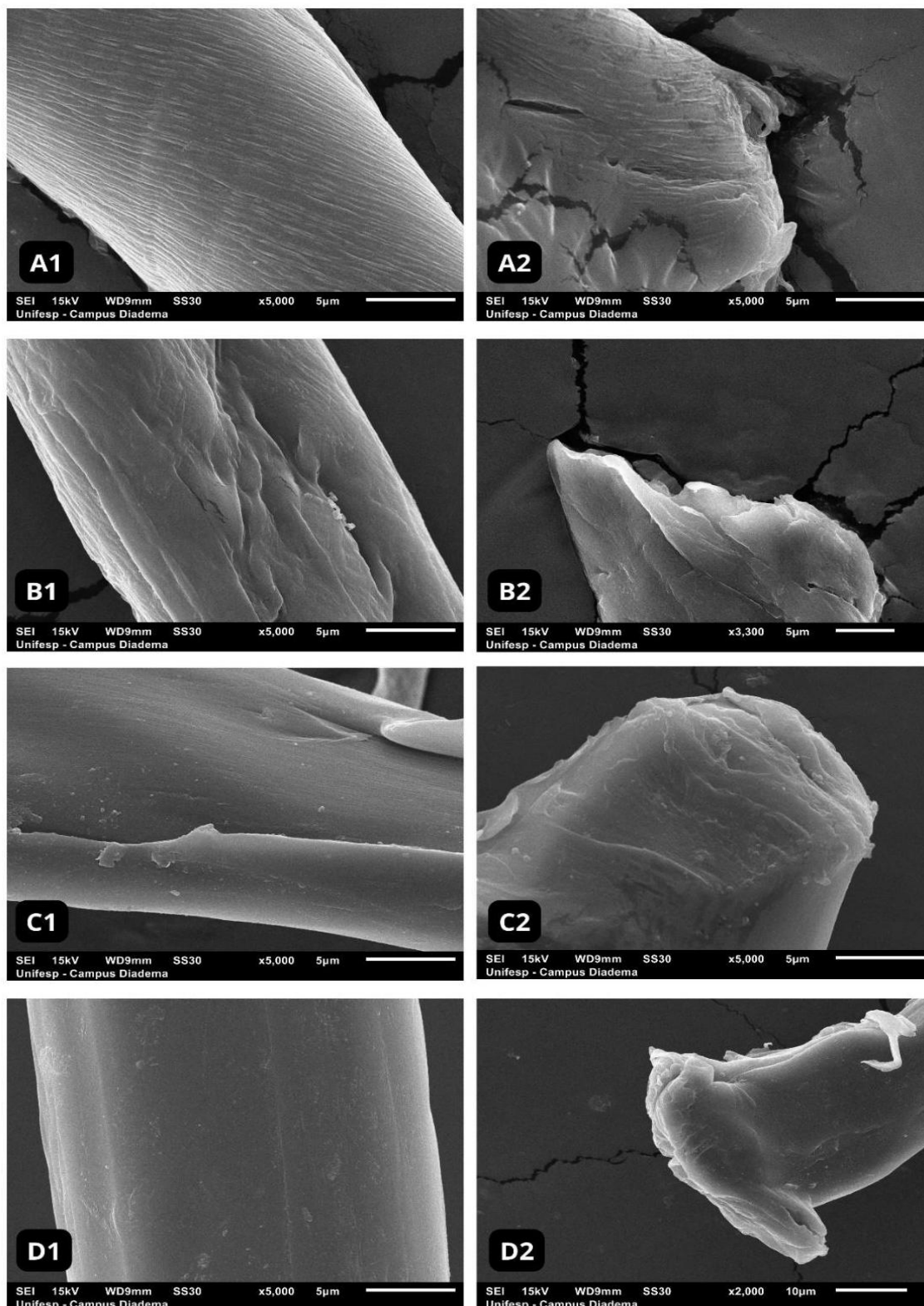
**Figura 4.** Espectros FT-IR (UATR) de amostras de poliéster e algodão cobrindo a faixa espectral de 550 a 4000  $\text{cm}^{-1}$ . (a) Estrutura química do poliéster. (b) Estrutura química da celulose do algodão.

No espectro do poliéster observam-se bandas típicas de fibras produzidas a partir de PET. Entre elas estão o estiramento fraco da ligação C–H ( $2958 \text{ cm}^{-1}$ ), a banda associada ao grupo carboxílico ( $1714 \text{ cm}^{-1}$ ), a deformação fora do plano do grupo O–H terminal ( $1016 \text{ cm}^{-1}$ ) (Sharma et al., 2020), a banda referente à ligação simples éster C–O–C ( $1238 \text{ cm}^{-1}$ ) (Halim et al., 2018) e a deformação da ligação C–H ( $724 \text{ cm}^{-1}$ ) (Parvinzadeh e Ebrahimi, 2011).

No espectro da celulose de algodão, destaca-se o estiramento da ligação O–H ( $3333 \text{ cm}^{-1}$ ) (Yousef et al., 2020), além do estiramento da ligação C–H ( $2916 \text{ cm}^{-1}$ ), da deformação simétrica de O–H ( $1429 \text{ cm}^{-1}$ ) e dos estiramentos C–O–C e C–O, observados em  $1160 \text{ cm}^{-1}$  e  $1053 \text{ cm}^{-1}$ , respectivamente (Liu et al., 2006). Outras bandas em  $1315 \text{ cm}^{-1}$ ,  $1018 \text{ cm}^{-1}$  e  $1029 \text{ cm}^{-1}$  também compõem o perfil espectral característico da celulose (Gorade et al., 2019; Reddy et al., 2014; Sharma et al., 2020).

As imagens obtidas através do MEV, estão dispostas na figura 5, observa-se que a microfibras de algodão recém colocada na água apresenta estriações, diferentemente quando comparado com a microfibras de algodão após imersão em 30 dias na água marinha, onde começa a apresentar uma perda de estriação (Figura 5 A1 e B1, respectivamente). Quando observado a microfibras de poliéster, tanto a recente quanto a

microfibra envelhecida apresenta uma superfície mais lisa, não havendo diferença evidente entre as duas condições (Figura 5 C1 e D1).



**Figura 5.** Fotografias obtidas por microscopia eletrônica de varredura (MEV) de microfibras têxteis. A1 e A2: Microfibra de algodão recém adicionada em água marinha; B1 e B2: Microfibra de algodão previamente envelhecida em água marinha por 30 dias; C1 e C2: Microfibra de poliéster recém

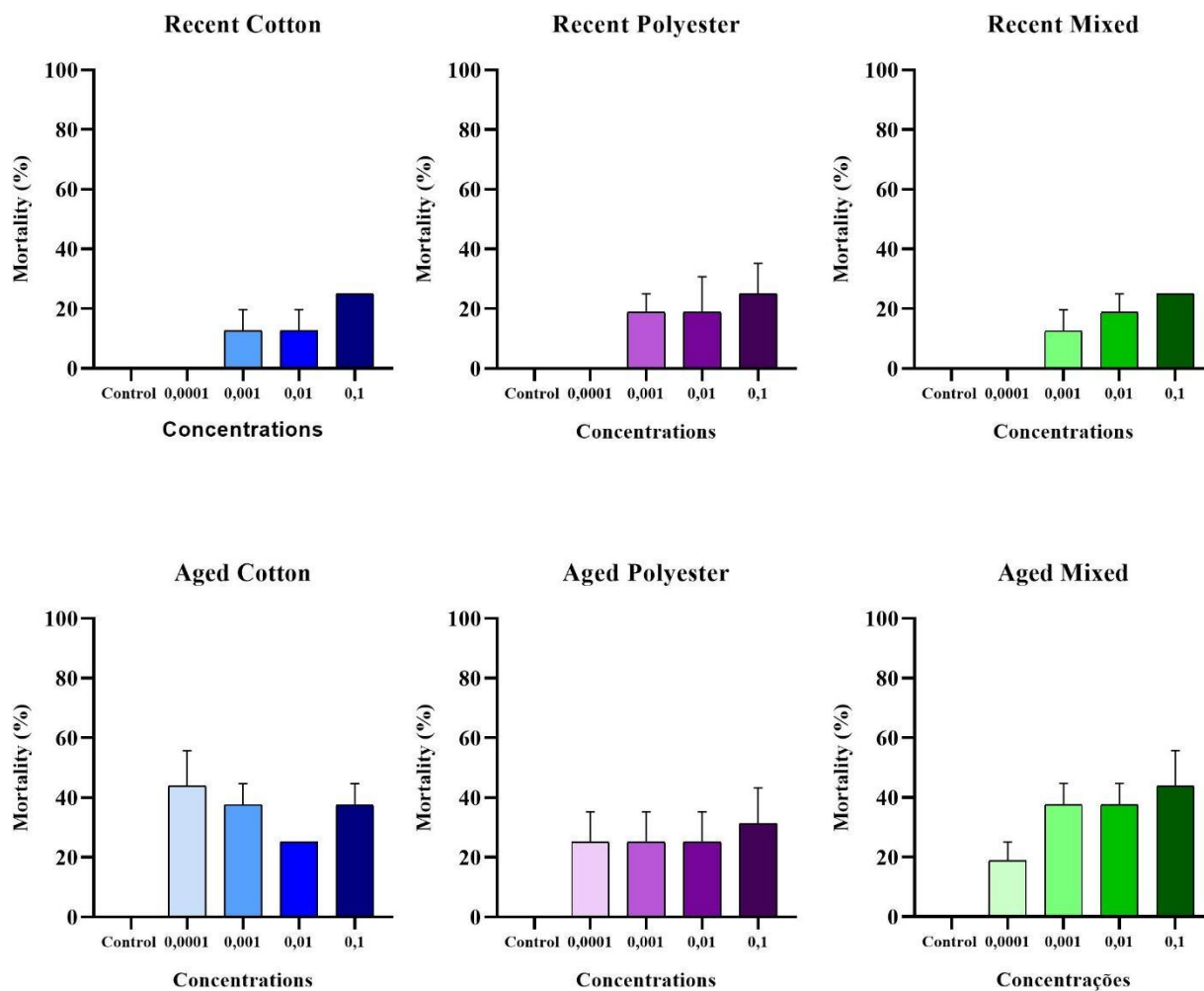
adicionada em água marinha; D1 e D2: Microfibra de poliéster previamente envelhecida em água marinha por 30 dias.

### 3.2. *Artemia salina*

Os resultados da análise estatística do ensaio de toxicidade da *Artemia salina* estão apresentados na Tabela 1. A análise estatística demonstrou que os fatores “concentração” e “condição” apresentaram efeitos significativos ( $p < 0,05$ ), porém de forma independente (Tabela 1). Quando realizado o teste pareado observa-se que o controle e a concentração 0,0001 g/L é significativamente diferente e menos tóxica que as demais concentrações (0,001, 0,01 e 0,1 g/L). O teste PERMDISP demonstrou que a concentração é significativamente diferente ( $p = 0,011$ ), enquanto a condição e o tipo de microfibra não apresentam diferença significativa ( $p = 0,183$  e  $p = 0,573$ , respectivamente), sendo a maior concentração (0,1 g/L) apresentando uma maior mortalidade tanto para o tipo, como para a condição de microfibra (Figura 4).

**Tabela 1.** PERMANOVA calculada com base no efeito da toxicidade aguda de *Artemia salina* por exposição de diferentes tipos, concentrações e condições de microfibra.

Main test	df	MS	Pseudo-F	P (perm)
<i>Artemia salina</i>				
Tipo	2	0,13333	0,42478	0,655
<b>Concentração</b>	<b>4</b>	<b>5,4667</b>	<b>17,416</b>	<b>0,001</b>
<b>Condição</b>	<b>1</b>	<b>10,208</b>	<b>32,522</b>	<b>0,001</b>
Tipo vs. Concentração	8	0,21667	0,69027	0,7
Tipo vs. Condição	2	0,43333	1,3805	0,266
<b>Concentração vs. Condição</b>	<b>4</b>	<b>1,0833</b>	<b>3,4513</b>	<b>0,011</b>
Tipo vs. Concentração vs. Condição	8	0,18333	0,58407	0,79



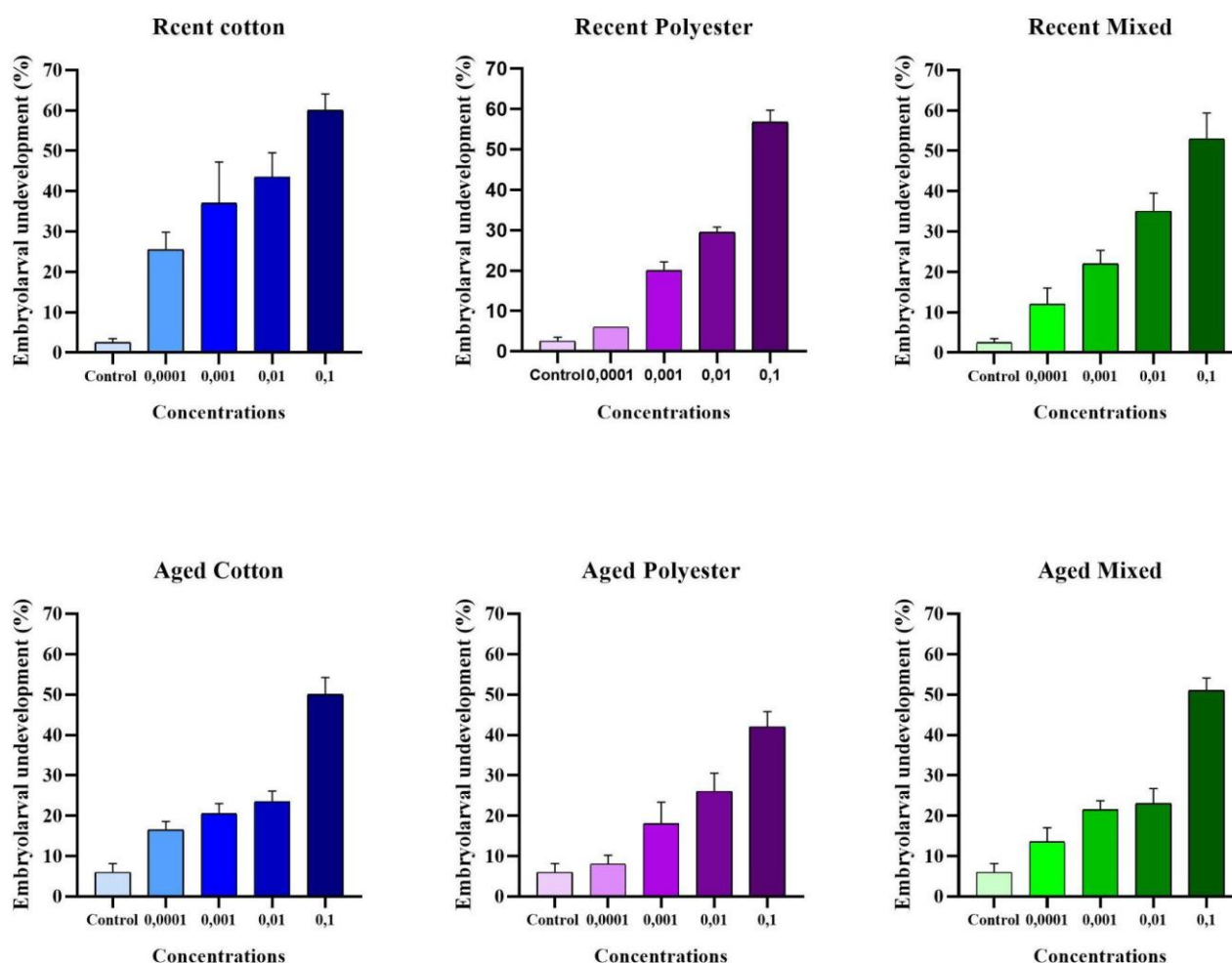
**Figura 6.** Média  $\pm$  desvio padrão (DP) da toxicidade de microfibras têxteis recém-adicionadas e previamente envelhecidas em água marinha por 30 dias, avaliada em *Artemia salina* exposta a diferentes concentrações (Controle, 0,0001, 0,001, 0,01 e 0,1 g/L) e tipos de microfibras: algodão (azul), poliéster (roxo) e misto (verde).

### 3.3. *Mellita quinquesperforata*

A análise estatística da *Mellita quinquesperforata* está representada na Tabela 2, demonstrando que o fator “concentração” apresenta diferença significativa ( $p < 0,05$ ) independentemente dos outros fatores. O teste pareado (PAIRWISE *test*) mostrou que a microfibra de algodão recente apresenta diferença estatística das microfibras de poliéster recente e mista recente ( $p = 0,001$  e  $p = 0,016$ , respectivamente), enquanto as microfibras envelhecidas não apresentam diferença significativa. O teste PERMDISP demonstrou a concentração diferença significativa ( $p = 0,001$ ), enquanto a condição é marginalmente significativa ( $p = 0,06$ ).

**Tabela 2** PERMANOVA calculada com base no efeito da toxicidade aguda de *Mellita quinquiesperforata* por exposição de diferentes tipos, concentrações e condições de microfibras.

Main test	df	MS	Pseudo-F	P (perm)
<i>Mellita quinquiesperforata</i>				
Tipo	2	150,03	150,03	0,084
<b>Concentração</b>	<b>4</b>	<b>8292,6</b>	<b>8292,6</b>	<b>0,001</b>
Condição	1	172,8	172,8	0,095
Tip vs. Concentração	8	27,2	27,2	0,872
<b>Tipo vs. Condição</b>	<b>2</b>	<b>336,1</b>	<b>336,1</b>	<b>0,005</b>
<b>Concentração vs. Condição</b>	<b>4</b>	<b>157,88</b>	<b>157,88</b>	<b>0,038</b>
Tip vs. Concentração vs. Condição	8	91,183	91,183	0,16



**Figura 7.** Média  $\pm$  desvio padrão (DP) da toxicidade de microfibras têxteis recém-adicionadas e previamente envelhecidas em água marinha por 30 dias, avaliada em *Mellita quinquiesperforata* exposta a diferentes concentrações (Controle, 0,0001, 0,001, 0,01 e 0,1 g/L) e tipos de microfibras: algodão (azul), poliéster (roxo) e misto (verde).

#### 4. Discussão

Os resultados deste estudo demonstraram que microfibras de diferentes origens (naturais, mistas ou sintéticas) podem ser tóxicas para os organismos, sendo essa toxicidade dependente do tipo de microfibra, do tempo de permanência na água do mar e da espécie testada. Para *Artemia salina*, as microfibras de algodão, poliéster e de origem mista foram mais tóxicas no cenário em que permaneceram imersas em água marinha por 30 dias, quando comparadas às microfibras recém-introduzidas. Em contrapartida, para *Mellita quinquiesperforata*, as microfibras recém-introduzidas apresentaram maior toxicidade, especialmente as de algodão. Considerando as microfibras envelhecidas, os resultados indicam que aquelas de composição mista foram as mais tóxicas para essa espécie. Para ambas as espécies, as maiores concentrações resultaram em maior toxicidade, independentemente da condição experimental.

Essa divergência nas respostas dos dois organismos pode ser atribuída às diferenças fisiológicas, ecológicas e às vias de exposição de cada organismo-teste. *Artemia salina* é um organismo filtrador que frequentemente bombeia água para o interior do trato digestivo (Dumitrascu, 2011), sendo mais suscetível aos efeitos químicos presentes na água, como aqueles decorrentes da lixiviação de aditivos das microfibras após maior permanência no meio experimental (Weis e De Falco, 2022; Fernandes et al., 2024; Ke et al., 2024).

Estudos anteriores demonstram que a toxicidade dos microplásticos pode estar associada tanto à sua composição química quanto às suas propriedades físico-químicas, como área superficial, potencial abrasivo, carga elétrica e capacidade de adsorção de poluentes secundários (Zhang et al., 2024; Cousin et al., 2020; Campanele et al., 2020). No presente estudo, sugere-se que a toxicidade observada para *Artemia salina* esteja mais relacionada à lixiviação de aditivos presentes nas microfibras, enquanto, para *Mellita quinquiesperforata*, a toxicidade pode estar associada predominantemente à interação física entre as larvas e as microfibras.

A toxicidade observada para *Mellita quinquiesperforata* pode estar associada ao potencial abrasivo das microfibras, uma vez que a exposição aos microplásticos pode ter promovido interação direta com a superfície dos organismos. Esse padrão é reforçado pela ausência de diferenças significativas entre as condições das microfibras (recém-

adicionadas e envelhecidas), sugerindo que os efeitos físicos podem ter predominado sobre os efeitos químicos.

A maior incidência de deformidades nas larvas de *M. quinquiesperforata* expostas ao algodão recém-adicionado à água marinha pode estar relacionada à maior integridade estrutural dessas microfibras, que apresentam uma superfície potencialmente mais rígida. Essa característica pode ter intensificado a interação física com a superfície corporal das larvas (Palacios-Marín e Muhammad, 2021), causando danos mecânicos que se sobrepõem aos efeitos químicos associados ao envelhecimento das fibras.

Adicionalmente, a maior toxicidade observada nessa espécie pode também estar relacionada ao fato de que as respostas biológicas foram avaliadas ao longo do desenvolvimento embriolarval, fase reconhecidamente mais sensível, o que pode potencializar os efeitos causados pelo contaminante (de Mello Souza et al., 2023). Nessa etapa, os organismos apresentam intensa atividade celular, rápida divisão e diferenciação tecidual, processos que podem ser facilmente perturbados por estressores físicos e químicos (Morrone et al., 2023). Além disso, mecanismos de defesa e desintoxicação ainda não estão completamente desenvolvidos, tornando as larvas mais suscetíveis a danos, como deformidades morfológicas e alterações no desenvolvimento (Armstrong et al., 2025). Dessa forma, a exposição às microfibras durante esse período crítico pode comprometer o sucesso do desenvolvimento e, conseqüentemente, afetar a dinâmica populacional da espécie (Santos et al., 2024).

Em termos das concentrações testadas, mesmo níveis de microfibras relativamente baixos e considerados ambientalmente relevantes (0,0001 g/L) foram suficientes para induzir toxicidade nos organismos modelo deste estudo. De modo geral, a toxicidade apresentou um padrão claramente dose-dependente. Esses achados destacam a concentração como um fator-chave na modulação dos efeitos tóxicos frente à exposição a microfibras têxteis, uma vez que uma relação consistente de dose-resposta foi observada em ambas as espécies e condições de microfibras. Esses resultados estão em consonância com a literatura que reporta relações consistentes de dose-resposta para invertebrados marinhos, inclusive em exposições a baixas concentrações de contaminantes, resultando em alterações no desenvolvimento e anormalidades morfológicas (Santos et al., 2023; Rist et al., 2023; Gambardella et al., 2021). Cabe ressaltar que a literatura ainda é escassa no que se refere aos efeitos tóxicos decorrentes da exposição a microfibras em espécies nativas, especialmente para *Mellita quinquiesperforata*. Além disso, pesquisas sobre contaminantes emergentes indicam que

os efeitos ainda são pouco compreendidos em nível de espécie e em contextos ecológicos específicos, reforçando a existência de lacunas de conhecimento (Martino et al., 2022; Gambardella et al., 2021).

No contexto ambiental, a toxicidade observada na concentração ambientalmente relevante de microfibras (0,0001 g/L), já reportada em ambientes naturais pode ser particularmente crítica para os ecossistemas aquáticos. Isso se deve ao fato de que as espécies estudadas desempenham papéis importantes na dinâmica populacional, de modo que alterações em nível individual podem refletir em níveis tróficos superiores e na estrutura do ecossistema (Albanit et al., 2023; Dos Santos et al., 2024). *Artemia salina*, por sua vez, atua como elo entre produtores primários e consumidores de níveis tróficos mais elevados, servindo de alimento para uma ampla gama de organismos (Munteanu et al., 2011). Já *Mellita quinquesperforata*, um organismo bentônico típico de praias arenosas, contribui para a bioturbação do sedimento, desempenhando papel relevante na dinâmica do ambiente bentônico (Plee e Pomory, 2020; Cuentas-Pérez et al., 2025).

Os resultados deste estudo também demonstram que todos os tipos de microfibras testados (algodão, misto e poliéster) podem causar toxicidade para as espécies modelo. Apesar de a maioria dos estudos avaliar a contaminação por microfibras sintéticas, devido à alta demanda da indústria da moda (Moreira-Mendieta et al., 2023) e à sua origem em polímeros petroquímicos (Singh et al., 2020; Kwon et al., 2021), estudos sobre microfibras naturais devem ser incentivados. Isso se deve ao fato de que, ao longo de seu ciclo de vida, esses materiais podem ser expostos a diversos componentes químicos, modificando sua composição e, conseqüentemente, seu padrão de degradação (Stanton et al., 2026).

A distinção entre os efeitos das microfibras nas condições recente e envelhecida, observada para ambas as espécies testadas (*Artemia salina* e *Mellita quinquesperforata*), foi determinante para a compreensão da dinâmica da toxicidade ao longo do tempo de exposição ambiental e pode oferecer subsídios importantes para a avaliação de risco ecológico associado à poluição por microfibras (De Santos et al., 2024; Palácio et al., 2012). Além disso, outros estudos envolvendo a condição das microfibras devem ser considerados, uma vez que sua presença é onipresente na água marinha e pode resultar em interações com uma ampla gama de organismos, levando a efeitos como genotoxicidade, redução da atividade alimentar, alterações no balanço energético para crescimento e reprodução, além de mortalidade (Dos Santos et al., 2024; Jitkaew et al., 2024).

*Artemia salina*, por seu rápido ciclo de vida, fácil manutenção e resposta sensível a contaminantes, é amplamente utilizada em ensaios ecotoxicológicos (Kim et al., 2021). Já *Mellita quinquesperforata*, como representante da fauna bentônica e com desenvolvimento indireto, fornece informações relevantes sobre efeitos subletais e desenvolvimento embriolarval (Plee e Pomory, 2020; Mello et al., 2020; França et al., 2022). A utilização de ambos os modelos complementares permitiu uma análise integrada de efeitos agudos e crônicos, ampliando a robustez ecológica dos achados e fornecendo evidências de que as microfibras liberadas pela indústria têxtil representam uma ameaça transversal aos diferentes níveis tróficos marinhos.

## 5. Conclusão

Os resultados demonstram que microfibras têxteis, independentemente de sua origem, são capazes de induzir toxicidade em organismos marinhos, mesmo em concentrações ambientalmente relevantes. A intensidade dos efeitos foi influenciada pelo tipo de microfibra, tempo de permanência no ambiente e espécie testada, evidenciando a natureza multifatorial da toxicidade.

As respostas contrastantes entre *Artemia salina* e *Mellita quinquesperforata* sugerem a atuação de diferentes mecanismos, com maior contribuição de efeitos químicos em organismos filtradores e de interações físicas em organismos bentônicos, especialmente em estágios iniciais de desenvolvimento. A presença de um padrão dose-resposta reforça a relevância ambiental das microfibras e seu potencial de causar efeitos biológicos mesmo em baixas concentrações.

Os achados destacam a necessidade de incluir microfibras naturais e considerar o envelhecimento das fibras em avaliações ecotoxicológicas. Em conjunto, este estudo contribui para a compreensão dos impactos das microfibras em espécies marinhas e reforça a importância de abordagens integradas na avaliação de risco ecológico.

## Referências

ALBANIT, Leticia França et al. Toxicity of glitter to marine organisms: a baseline study with embryos of the sand-dollar *Mellita quinquesperforata*. *International Aquatic Research*, v. 15, n. 2, p. 181-189, 2023.

- CALÍOPE, Thalita Silva; PARIS, Ilze Eneida; LEOCÁDIO, Áurio Lúcio. Comportamento de consumo de moda: motivações e atributos no descarte de roupas usadas. *Revista Economia & Gestão*, v. 17, n. 47, p. 44-64, 2017.
- CAMPANALE, Claudia et al. A detailed review study on potential effects of microplastics and additives of concern on human health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 17, n. 4, p. 1212, 2020.
- COUSIN, Xavier et al. Microplastics and sorbed contaminants – Trophic exposure in fish sensitive early life stages. *Marine Environmental Research*, v. 161, p. 105126, 2020.
- CUENTAS-PÉREZ, Mariandrea et al. Abundance of the sand dollar, *Mellita quinquiesperforata* (Mellitidae) in La Boquilla, Cartagena de Indias, Colombian Caribbean Sea. **Latin American Journal of Aquatic Research**, v. 53, n. 4, p. 638-650, 2025.
- DOS SANTOS, Jennifer Barbosa et al. Are microfibers a threat to marine invertebrates? A sea urchin toxicity assessment. *Toxics*, v. 12, n. 10, p. 753, 2024.
- DUMITRASCU, Mioara. *Artemia salina*. **Balneo-Research Journal**, v. 2, n. 4, p. 119-122, 2011.
- FERNANDES, Andreia N. et al. Effect of the age of garments used under real-life conditions on microfibre release from polyester and cotton clothing. **Environmental Pollution**, v. 348, p. 123806, 2024.
- FRANÇA, Leticia Albanit et al. Virgin plastic pellets may cause toxic effects to embryos of the sand dollar *Mellita quinquiesperforata*: a preliminary study. **Ecotoxicology and Environmental Contamination**, v. 17, n. 1, p. 49-59, 2022.
- JITKAEW, Preyanuch et al. Microplastics in estuarine fish (*Arius maculatus*) from Songkhla Lagoon, Thailand. *Regional Studies in Marine Science*, v. 69, p. 103342, 2024.
- KE, Yue et al. Aging behavior and leaching characteristics of microfibers in landfill leachate: Important role of surface mesh structure. **Journal of Hazardous Materials**, v. 470, p. 134092, 2024.
- KHALID, Aina Arifah et al. Microplastics contamination in natural sea turtle nests at Redang Island, Malaysia. *Marine Pollution Bulletin*, v. 211, p. 117412, 2025. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.117412>
- KIM, Lia et al. Synthetic and natural microfibers induce gut damage in the brine shrimp *Artemia franciscana*. *Aquatic Toxicology*, v. 232, p. 105748, 2021.

- KWON, Dohee et al. Valorization of synthetic textile waste using CO<sub>2</sub> as a raw material in the catalytic pyrolysis process. **Environmental pollution**, v. 268, p. 115916, 2021.
- LAITANO, K. S.; GONÇALVES, C.; RESGALLA JR., C. Viabilidade do uso da bolacha-do-mar *Mellita quinquiesperforata* como organismo teste. *J. Braz. Soc. Ecotoxicol.*, v. 3, p. 9-14, 2008.
- MELLO, Luiza Costa; DA FONSECA, Taina Garcia; DE SOUZA, Abessa Denis Moledode. Ecotoxicological assessment of chemotherapeutic agents using toxicity tests with embryos of *Mellita quinquiesperforata*. **Marine Pollution Bulletin**, v. 159, p. 111493, 2020.
- MESACASA, Andréia; DEMINSKI, Carla Carolina Deola. Fibras têxteis sintéticas e a liberação de microplásticos: uma revisão. *MIX Sustentável*, v. 9, n. 1, p. 80-90, 2023.
- MISHRA, Sunanda; CHARAN RATH, Chandí; DAS, Alok Prasad. Marine microfiber pollution: a review on present status and future challenges. *Marine Pollution Bulletin*, v. 140, p. 188-197, 2019.
- MOREIRA-MENDIETA, A. et al. Detection and quantification of microplastic pollution in the endangered Galapagos sea lion. *Science of the Total Environment*, v. 896, p. 166223, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166223>.
- MUNTEANU, Constantin; DUMITRAȘCU, Mioara; BIOSAFETY, S. C. *Artemia salina*. *Balneo Research Journal*, v. 2, n. 4, 2011.
- OLIVEIRA, Suzane; KRELLING, Allan Paul; TURRA, Alexander. Contamination by microplastic oysters shows a widespread but patchy occurrence in a subtropical estuarine system. *Marine Pollution Bulletin*, v. 203, p. 116380, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116380>
- OSMAN, Ahmed I. et al. Microplastic sources, formation, toxicity and remediation: a review. *Environmental Chemistry Letters*, v. 21, n. 4, p. 2129-2169, 2023.
- PALÁCIO, Soraya Moreno et al. Estudo da toxicidade de efluente têxtil tratado por foto-fenton artificial utilizando as espécies *Lactuca sativa* e *Artemia salina*. *Engevista*, v. 14, n. 2, p. 127-134, 2012.
- PALACIOS-MARÍN, Alma V.; TAUSIF, Muhammad. Fragmented fibre (including microplastic) pollution from textiles. **Textile Progress**, v. 53, n. 3, p. 123-182, 2021.
- PETROODY, Somayye Sadat Alavian; HASHEMI, Seyed Hossein; VAN GESTEL, Cornelis AM. Factors affecting microplastic retention and emission by a wastewater treatment plant on the southern coast of Caspian Sea. *Chemosphere*, v. 261, p. 128179, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128179>

PLEE, Tara A.; POMORY, Christopher M. Microplastics in sandy environments in the Florida Keys and the panhandle of Florida, and the ingestion by sea cucumbers (*Echinodermata: Holothuroidea*) and sand dollars (*Echinodermata: Echinoidea*). *Marine Pollution Bulletin*, v. 158, p. 111437, 2020.

SINGH, Rojalin Priyadarshini; MISHRA, Sunanda; DAS, Alok Prasad. Synthetic microfibers: Pollution toxicity and remediation. **Chemosphere**, v. 257, p. 127199, 2020.

STANTON, Thomas et al. 'Natural' fibres in lakes: a 150-year sedimentary perspective on persistence. **iScience**, 2026.

SUN, Yang et al. Advantage of low quality in short life cycle products. *Asia Pacific Journal of Marketing and Logistics*, v. 32, n. 5, p. 1038-1054, 2020.

WEIS, Judith S.; DE FALCO, Francesca. Microfibers: Environmental problems and textile solutions. **Microplastics**, v. 1, n. 4, p. 626-639, 2022.

ZAMBRANO, Marielis C. et al. *Microfibers generated from the laundering of cotton, rayon and polyester based fabrics and their aquatic biodegradation. Marine Pollution Bulletin*, v. 142, p. 394-407, 2019.

ZAMBRANO, Marielis C. et al. *Aerobic biodegradation in freshwater and marine environments of textile microfibers generated in clothes laundering: Effects of cellulose and polyester-based microfibers on the microbiome. Marine Pollution Bulletin*, v. 151, p. 110826, 2020.

ZHANG, Lei et al. Plastic additives as a new threat to the global environment: research status, remediation strategies and perspectives. *Environmental Research*, v. 263, pt. 1, p. 120007, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.120007>. Acesso em: 30 maio 2025.

## Capítulo II: Da moda ao mangue: efeitos e contaminação por microfibras têxteis na hemolinfa de *Ucides cordatus*

### Resumo:

O avanço do *fast fashion* tem intensificado a liberação de microfibras têxteis no ambiente, que podem atingir ecossistemas aquáticos e ser assimiladas por organismos. *Ucides cordatus*, espécie sentinela de manguezais e de elevada relevância ecológica e socioeconômica, representa um biomodelo adequado para avaliar esses impactos. Este estudo investigou os efeitos ecotoxicológicos de microfibras de algodão e poliéster, considerando diferentes concentrações (0,0001 e 0,1 g/L) e tempos de exposição (3, 7, 15, 22 e 30 dias), além de avaliar a hemolinfa como ferramenta de biomonitoramento não letal. Foram analisados biomarcadores citogenotóxicos, incluindo a formação de micronúcleos e a integridade da membrana lisossômica, bem como a presença e quantidade e degradação de microfibras na hemolinfa. Os resultados demonstraram que ambos os materiais foram capazes de se translocar para a hemolinfa, serem acumulados e induzirem efeitos citogenotóxicos, evidenciando que microfibras naturais e sintéticas representam risco à espécie. A intensidade das respostas foi dependente do tempo e da concentração, as microfibras de poliéster promoveram efeitos mais intensos e precoces, com maior frequência de micronúcleos e redução mais rápida da integridade lisossomal, além de apresentarem associação positiva significativa entre concentração de microfibras e dano biológico. Em contraste, as microfibras de algodão apresentaram respostas mais tardias e menos pronunciadas, embora tenham resultado em mortalidade sob exposição mais prolongada em alta concentração. Esses achados confirmam que a toxicidade das microfibras varia conforme o material e as condições de exposição, destacando o poliéster como mais tóxico. Adicionalmente, a hemolinfa mostrou-se uma matriz eficiente para detectar tanto a contaminação quanto os efeitos biológicos, reforçando seu potencial como ferramenta não letal em programas de biomonitoramento de contaminantes emergentes em ambientes costeiros.

**Palavras-chave:** Microfibras; *Ucides cordatus*; Poluição por plástico; Microfibras naturais; Citogenotoxicidade; Hemolinfa;

## 1. Introdução

O *Fast fashion* é um modelo industrial caracterizado pela produção rápida e em larga escala de coleções de roupas de curta duração. (Kon e Coan et al., 2005; Niinimäki et al., 2020) Esse padrão de consumo tem gerado impactos ambientais consideráveis, incluindo o elevado consumo de recursos naturais, o aumento do descarte de produtos têxteis e uma poluição muitas vezes imperceptível, decorrente da liberação de microfibras (Zuo et al., 2024).

As microfibras (partículas < 5 mm) (Zhang et al., 2020), podem desprender dos tecidos durante o processo de fabricação, uso ou lavagem (Gao et al., 2025; Kapp et al., 2020; Kechi-Okafor et al., 2023). Podem ser compostas por partículas naturais ou sintéticas (Xu et al., 2021), sendo já estimado que a cada 6kg de roupas lavadas podem ser lançados nos efluentes, cerca de 700.000 fibras de tecidos de acrílico, 500.000 fibras de poliéster e 140.000 de fibras de tecido misto (50% poliéster e 50% algodão) (Mateos-Cárdenas et al., 2021).

Essas partículas frequentemente passam pelos sistemas convencionais de tratamento de esgoto e são descarregadas diretamente nos corpos d'água, alcançando os ecossistemas aquáticos e, uma vez no ambiente, esses contaminantes emergentes podem entrar em contato com diversos organismos e causando efeitos adversos como genotoxicidade, embriotoxicidade, mortalidade, atividade alimentar reduzida, alterar os efeitos energéticos para o crescimento e reprodução e neurotransmissão disfuncional (Dos Santos et al., 2024, Jitkaew et al., 2024).

Seu potencial tóxico pode ser relacionado aos aditivos que são incorporados às fibras para tornar o tecido mais maleável e melhorar seu desempenho em diferentes aplicações, esses aditivos podem incluir agentes antibacterianos, retardadores de chama, corantes, plastificantes, agentes antiestáticos e antioxidantes (Rovira e Domingo, 2019). Essas microfibras também podem adsorver outros poluentes já presentes no meio circundante, atuando como vetores de substâncias tóxicas (Zambrano et al., 2019; Zambrano et al., 2020; Jitkaew et al., 2024).

Além disso, existe a possibilidade de esses contaminantes serem ingeridos involuntariamente e se acumularem ao longo dos diferentes níveis tróficos, ocasionando efeitos não apenas nos ecossistemas, mas também na saúde humana, sendo evidenciado que os seres humanos podem inalar ou ingerir até 11,71 g e 0,37 g de microfibras por ano, respectivamente (Zuo et al., 2024). Ademais, microplásticos já foram detectados em

sangue humano, placenta, pulmão e fígado, demonstrando seu potencial de translocação para diferentes tecidos (Vieira, 2023).

Os manguezais são ecossistemas costeiros altamente produtivos que funcionam como berçários naturais para diversas espécies, sendo essenciais para a biodiversidade e a reposição dos estoques pesqueiros, além de oferecerem importantes serviços ecossistêmicos (De Assis., 2020; Silva e Faria., 2023). No entanto, a crescente carga de poluentes oriundos dos corpos hídricos pode provocar alterações não só no ambiente, mas também nos organismos que ali habitam (Dos Santos et al., 2024; Remy et al., 2015). A presença de microfibras nos ecossistemas pode representar uma ameaça silenciosa à saúde do ecossistema, comprometendo a biodiversidade local.

O caranguejo *Ucides cordatus* (Linneus, 1763), conhecido popularmente como caranguejo-uçá é um caranguejo decápode amplamente distribuído ao longo da costa atlântica das Américas, desde a Flórida (EUA) até o sul do Brasil (Melo, 1996). Possui um papel ecológico essencial nos ecossistemas de manguezal, especialmente no que se refere à manutenção da qualidade do solo e ao equilíbrio dos processos ecológicos, sua atividade de escavação de tocas profundas promove a drenagem dos sedimentos, contribui diretamente para o aumento dos níveis de oxigênio no solo, favorecendo o desenvolvimento de micro-organismos aeróbicos essenciais para a decomposição da matéria orgânica, além de influenciar diretamente os ciclos biogeoquímicos sendo determinante para a fertilidade do solo e para a produtividade primária do ecossistema (Dias et al., 2022). É considerado uma espécie sentinela de qualidade de manguezais, desempenhando um papel essencial no monitoramento de impactos ambientais, tanto por acumular contaminantes em seus tecidos como também por apresentar efeitos subletais (dose-resposta) à exposição (Duarte et al. 2016, 2017, 2019, 2020).

A hemolinfa faz parte do sistema circulatório dos invertebrados, nela há hemocianina, uma proteína a base de cobre, servindo como transporte de nutrientes, hormônios, resíduos metabólicos e participado do sistema imunológico ajudando na defesa e na proteção do organismo contra patógenos (Fredrick e Ravichandran, 2012; Da Silva et al., 2022). Ademais, a hemolinfa é um tecido que pode ser obtido através de técnicas não letais, uma vez que sua extração não implica na morte do organismo, permitindo a continuidade de estudos (Da Silva et al., 2022).

Avaliar a hemolinfa dos invertebrados ajuda a visualizar uma parte dos efeitos pré-patogênicos e condições de saúde desses organismos (Nobre et al., 2024). podendo ser usada como indicador de saúde do ecossistema (Gondin et al., 2025). As alterações na

hemolinfa podem impactar negativamente a saúde dos organismos, devido ao seu papel fundamental na manutenção das funções fisiológicas dos demais tecidos (Fredrick & Ravichandran, 2012; Da Silva et al., 2022; Gondin et al., 2025).

A avaliação das respostas citogenotóxicas, auxilia na elucidação dos mecanismos de ação e a toxicidade de contaminantes (Duarte et al. 2016, 2017, 2019, 2020). Sua análise é realizada através de biomarcadores que desempenham um papel fundamental na identificação das interações entre contaminantes e organismos, permitindo a avaliação de efeitos que podem não ser imediatamente letais.

Além da sua importância ecológica, o caranguejo-uçá também desempenha um papel fundamental na economia local, a espécie é amplamente explorada por meio da captura artesanal, constituindo uma das principais fontes de renda e subsistência para os pescadores que dependem diretamente dos recursos naturais para sobreviver. Também é uma espécie essencial na segurança alimentar das comunidades, oferecendo uma importante fonte de proteína animal de fácil acesso, contribuindo diretamente para a nutrição e o sustento das famílias (Araújo et al., 2008; Buranelli, Felder e Mantelatto, 2019).

Desta forma, este estudo tem como objetivo avaliar os efeitos ecotoxicológicos de microfibras têxteis de diferentes origens (algodão e poliéster), em diferentes concentrações e tempos de exposição, sobre o caranguejo-uçá *Ucides cordatus*, bem como investigar a aplicabilidade da hemolinfa como ferramenta de biomonitoramento não letal desses contaminantes emergentes. Parte-se da hipótese de que a toxicidade das microfibras têxteis em *Ucides cordatus* é influenciada pelo tempo de exposição e pela concentração, variando de acordo com a origem do material, sendo as microfibras de poliéster associadas a efeitos biológicos mais pronunciados. Adicionalmente, espera-se que a hemolinfa atue como uma matriz eficiente para o biomonitoramento não letal, permitindo a detecção tanto da acumulação quanto dos efeitos biológicos desses contaminantes emergentes.

## **2. Materiais e Métodos**

### **2.1 Desenho experimental**

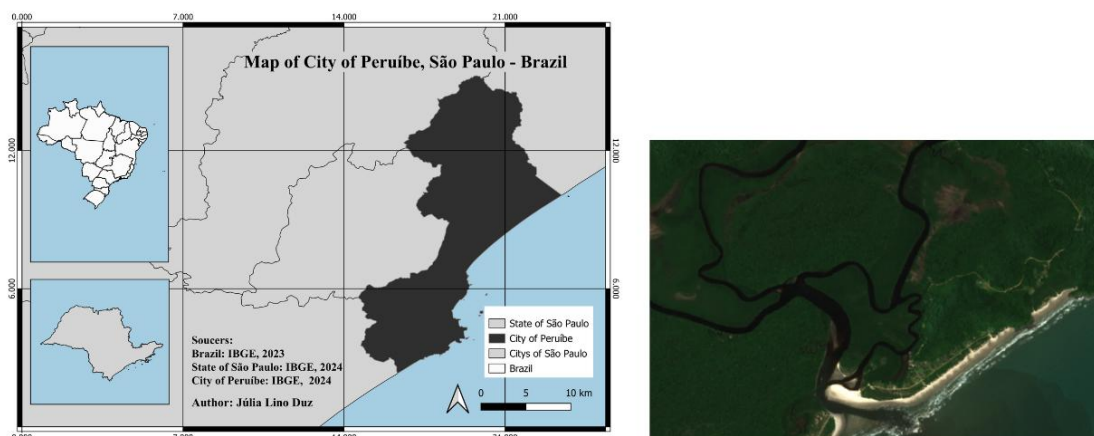
Para a realização dos experimentos com as duas microfibras (algodão e poliéster), 6 organismos foram alocados em 5 aquários (réplicas) por tratamento (n total/tratamento=30) para cada tipo de microfibra, nas seguintes concentrações: (1)

0,0001 g/L, concentração ambientalmente relevante e (2) 0,1 g/L de microfibras, simulando um aumento da entrada de microfibra no ambiente. Meio de exposição (água do mar enriquecida ou não com fibras) e hemolinfa dos organismos foram amostradas em seis oportunidades ao longo do tempo de exposição (30 dias): i) T0 (início); ii) T3 (3 dias); iii) T7 (7 dias); iv) T15 (15 dias); v) T22 (22 dias); e vi) T30 (30 dias).

A fim de evitar contaminação cruzada de microfibras entre tratamentos, os experimentos foram conduzidos de forma isolada. Cada tratamento contaminado foi realizado simultaneamente a um tratamento controle isento de contaminação, sob as mesmas condições experimentais.

## 2.2 Coleta dos organismos modelo

Os exemplares da espécie *Ucides cordatus* foram capturados por catadores autorizados na Estação Ecológica Juréia-Itatins, situada no litoral sul do estado de São Paulo, área considerada referência para estudos de avaliação ambiental (Duarte et al., 2016; Marinsek et al, 2018) (Figura 1).



**Figura 1.** Mapa da localização do município de Peruíbe, local da coleta do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus*, usados durante a pesquisa.

Após a chegada ao laboratório, 180 caranguejos machos adultos (Comprimento da carapaça (mm):  $58.12 \pm 4.46$ ; Largura da carapaça (mm):  $78.92 \pm 5.90$  mm; Peso total (g):  $233.17 \pm 38.84$ ) foram aclimatados por 15 dias em tanques de 500 litros, com 70 litros de água do mar filtrada, sob aeração vigorosa e parâmetros controlados (salinidade 25, temperatura  $22^\circ \pm 1^\circ\text{C}$ , o fotoperíodo de 12h claro/12h escuro). Os organismos foram mantidos em submersão, sendo alimentados a cada 48 horas com folhas de *Rhizophora mangle*, coletadas no mesmo lugar de origem dos animais (Figura 2).



**Figura 2.** Aclimação do caranguejo *Ucides cordatus*, no Laboratório de Ecotoxicologia da UNISANTA, alimentados com folha de *Rizophora mangle* e aeração através de um filtro biológico.

### **2.3 Obtenção, caracterização inicial das microfibras e preparo do meio experimental.**

As microfibras de algodão (100%) e poliéster (100%) foram obtidas através da extração manual com um removedor elétrico de fios soltos (“fiapos”) de tecidos de roupas adquiridos em estabelecimentos comerciais locais. Para prevenir a contaminação cruzada, foram usados removedores exclusivos para cada tipo de tecido e após a extração, as MFs foram mantidas em um recipiente de vidro protegido da luz.

A confirmação da composição dos materiais utilizados para a confecção das microfibras foi realizada através de espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FT-IR). Nesta análise de FT-IR, foi utilizado o espectrofotômetro Spectrum Two (Perkin Elmer), equipado com um módulo universal de reflexão total atenuada (UATR). O equipamento possui um detector de tantalato de lítio (LiTaO<sub>3</sub>), uma fonte de infravermelhos médios (MIR) e é controlado pelo software Spectrum 10. Para prevenir contaminações cruzadas, antes das medições, o cristal de diamante ATR foi limpo com acetona e foi registrada uma leitura de fundo. As amostras de tecido de algodão e poliéster foram comprimidas contra o cristal de diamante ATR com uma força de 95N para garantir um contato ótimo. O procedimento foi realizado em modo de transmitância, envolvendo 24 leituras para cada amostra, cobrindo a gama espectral de 550 a 4000 cm<sup>-1</sup>. As análises foram efetuadas em triplicata, tendo sido aplicada uma correção da linha de base aos espectros obtidos.

A água do mar utilizada no experimento foi cedida pelo AcquaMundo (Aquário municipal, Guarujá/SP-Brasil). No laboratório, a água foi filtrada em um sistema de filtração à vácuo, com membrana de inox com poro de 0,45  $\mu\text{m}$ . Os parâmetros físico-químicos foram ajustados (oxigênio dissolvido acima de 3  $\text{mg L}^{-1}$ , pH entre 7.6, salinidade  $25\pm 2$ ). O ajuste na salinidade foi realizado com água destilada filtrada com o mesmo filtro utilizado para a filtração da água marinha.

Para o preparo do meio experimental, as microfibras (poliéster e algodão) foram primeiramente pesadas em uma balança analítica, dispersas em um litro de água marinha de forma gradual e controlada com o auxílio de uma pinça, sob agitação constante no agitador magnético por no mínimo uma hora. Este procedimento assegurou a desagregação do grumos e suspensão homogênea das microfibras. Após a dispersão, o meio experimental foi avolumado para dez litros.

#### **2.4 Bioensaios**

Para os bioensaios, os organismos foram colocados aleatoriamente em aquários contendo 10 litros de água com salinidade 25 e forte aeração. Os aquários ficaram dispostos no laboratório de forma aleatória.

Ao longo dos 30 dias de experimento, em cada tempo amostral, os organismos foram inicialmente avaliados quanto a sobrevivência, então seis indivíduos foram sedados em gelo, medidos com paquímetro e pesados em balança analítica. Em seguida, amostras de hemolinfa foram coletadas com auxílio de seringa na primeira articulação do maior quelípodo de *Ucides cordatus*, para análises de presença de microfibras no fluido hemolinfático e de citogenotoxicidade (micronúcleo e vermelho neutro). Amostras de meio experimental de cada tratamento (um litro), foram acondicionado em frascos de vidro âmbar e mantidas à temperatura ambiente ( $22 \pm 1$  °C) para posterior determinação da concentração de microfibras (número de itens  $\text{L}^{-1}$ ), bem como da caracterização de seu tamanho e estrutura.

Os organismos ficaram submersos durante todo o tempo do experimento, e foram alimentados a cada 48 horas com folhas coletadas do ambiente natural. O meio experimental foi trocada a cada sete dias, evitando assim o acúmulo de amônia e da excreção dos caranguejos, metodologia adaptada de Nobre et al. (2024). Essa prática foi adotada para manter a qualidade do meio e, conseqüentemente, reduzir o risco de mortalidade dos organismos mantidos no sistema. Os parâmetros pH, salinidade, oxigênio

dissolvido e amônia foram monitorados durante todo tempo de experimento, o fotoperíodo foi mantido constante de 12h claro/12h escuro e a temperatura de  $22^{\circ} \pm 1^{\circ}\text{C}$ .

### **2.5 Mensuração, contagem e avaliação do estágio de degradação das microfibras**

As microfibras foram mensuradas através do estereomicroscópio SteREO Discovery.V20 da Zeiss, com uma câmera acoplada, AxioCam MRc5, onde foram medidas com base no seu comprimento e diâmetro, através do software AxioVision SE64, sendo calculado o tamanho médio das primeiras 50 MFs de cada tipo de tecido. As amostras de água, após filtradas, foram contadas para estimar o número médio de MFs em cada tratamento, incluindo os tratamentos controle com apenas água e MFs presentes no ar.

A caracterização quanto a degradação e estrutura, após sete dias imersas na água marinha (tempo entre cada troca de água) foi realizada por meio de imagens de microscopia eletrônica de varredura (MEV) (JEON JSM - 6610LV). As amostras foram montadas sobre uma fita de carbono colocada em um suporte (stub), e em seguida, recoberta por uma fina camada de ouro, para tornar a superfície condutora da análise em microscopia eletrônica. As microfibras foram observadas através do software JEOL Scanning Electron Microscope, e fotografadas em três posições, sendo da fibra ao todo, da superfície e de uma das extremidades.

As microfibras presentes nas amostras de hemolinfa também foram analisadas quanto à concentração, tamanho e estágio de degradação nos tempos T3, T7, T14, T22 e T30, seguindo a metodologia previamente descrita, com algumas adaptações. Para a estimativa da concentração de microfibras na hemolinfa de *Ucides cordatus*, uma alíquota de 1 mL foi depositada sobre uma lâmina com auxílio de pipeta e coberta com lamínula, a fim de evitar contaminações. As microfibras foram então identificadas com base em suas características morfológicas. Para as análises em microscopia eletrônica de varredura (MEV), as microfibras foram previamente isoladas por filtração a vácuo, conforme proposto por Farhan et al. (2024). Após a filtração, o material foi seco ao ar e posteriormente analisado em MEV para avaliação de suas características estruturais e do estágio de degradação.



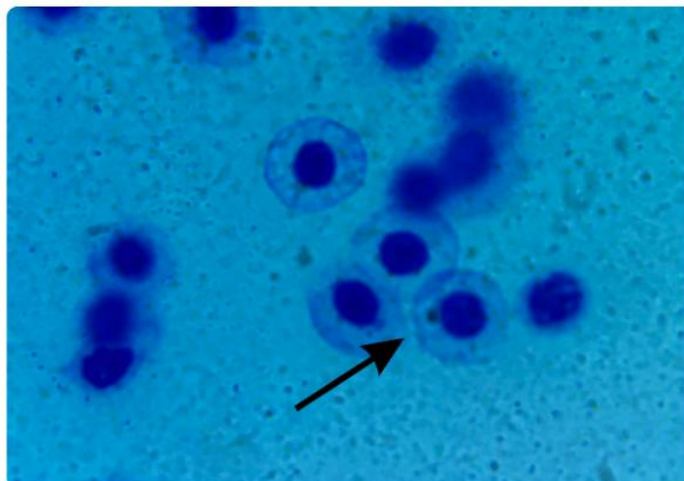
**Figura 3.** Identificação de microfibrila na hemolinfa do caranguejo-uçá.

## **2.6 Análises de Biomarcadores Citogenotóxicos**

### **2.6.1 Micronúcleo**

Imediatamente após a coleta da hemolinfa, foram realizados esfregaços em três lâminas para microscopia previamente higienizadas com uma solução de álcool e ácido acético (2:1). Estas lâminas foram secas ao ar livre e fixadas com Solução Carnoy (metanol/ácido acético 3:1), por 20 minutos, e novamente secas à temperatura ambiente. A partir do material fixado, as lâminas foram coradas com Solução Giemsa 2%, também por 20 minutos e então lavadas com água destilada e deixadas para secar durante 24 horas. Após este procedimento, as lâminas foram aderidas com resina para montagem de lâmina.

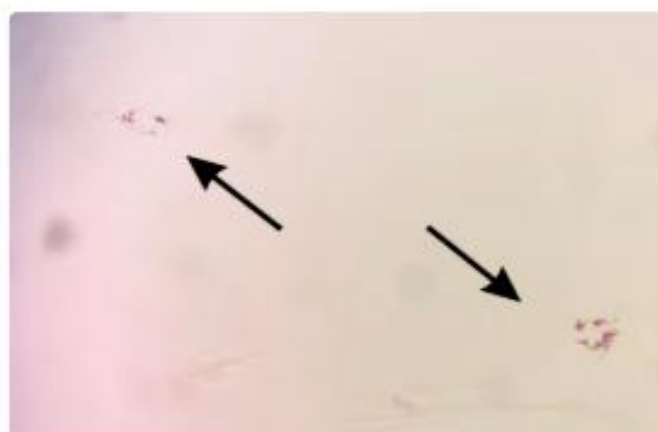
A contagem de células micronucleadas foi quantificada para cada animal sob aumento de 1000x em microscópios óticos, sendo realizado a contagem de 1000 células. A estrutura micro nucleada foi identificadas por confirmação da estrutura micronuclear, que possuem tamanhos  $<1/3$  do núcleo celular, possuindo coloração similar ao núcleo (Figura 4).



**Figura 4.** Análise de células micronucleadas.

### 2.6.2 Tempo de Retenção do Corante Vermelho Neutro

O método de análise do Tempo de Retenção do Corante Vermelho Neutro foi reproduzido conforme Duarte et al. (2016) para a espécie *Ucides cordatus*. Aliquotas de 40  $\mu\text{L}$  da amostra de hemolinfa, foram pipetadas em lâminas para microscopia e deixadas em uma câmara úmida e escura por 15 minutos, após esse período foi adicionado 40  $\mu\text{L}$  de solução de trabalho de Vermelho Neutro, e novamente deixada para incubar durante 15 minutos. Após o tempo de incubação as lâminas foram cobertas com lamínulas, sendo examinadas em um microscópio óptico no aumento de 400x até o momento que mais de 50% das células exibiam anomalias estruturais ou vazamento do corante para o citosol (Figura 5).



**Figura 5.** Ensaio do Tempo de Retenção de Vermelho Neutro

## 2.7 Análise dos dados

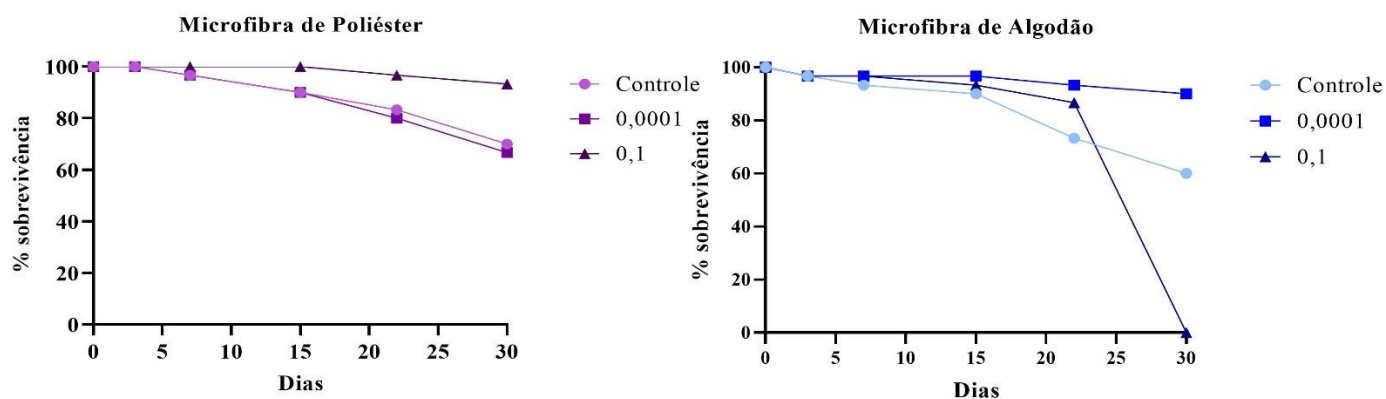
A significância da diferença entre os tratamentos foi avaliada por meio da Análise de Variância Permutacional univariada de três fatores (PERMANOVA “*main test*”), considerados três fatores fixos: 1) Tempo (T3, T7, T15, T22 e T30); 2) Concentração (0,0001g/L e 0,1g/L); 3) Tipo (algodão e poliéster). Quando o teste principal apresentou resultado significativo ( $p < 0,05$ ) foi aplicado o teste pareados (PAIRWISE-TEST) para identificar quais níveis diferem entre si. A homogeneidade das variâncias foi analisada utilizando PERMIDISP ( $p > 0,05$ ). Os testes foram realizados baseados em matrizes de semelhança de distância Euclidianas. Para as análises foi utilizado o software *PRIMER 6.0*. Para as relações entre a exposição das microfibras e os efeitos biológicos subletais, foi aplicada uma abordagem multivariada baseada na Correlação de Spearman, com um significância estatística em  $\alpha = 0,05$ . O mapa de calor fornece uma visualização de padrões entre os tratamentos e o tempo de exposição com base na quantidade de microfibras e biomarcadores citogenotóxicos. Ambas as análises estatísticas foram feitas a partir do Ambiente R, versão 4.0.4.

## 3 Resultados

### 3.1 Taxa de sobrevivência

Foi possível observar em todos os tratamentos contaminados por microfibras uma redução na taxa de sobrevivência dos organismos ao longo dos 30 de exposição (Figura 6). A microfibras de algodão, em sua menor concentração (0,0001 g/L) causou uma redução na taxa de sobrevivência para 90% ao longo dos 30 dias de experimento, enquanto na maior concentração (0,1 g/l) observou-se 100% de mortalidade neste mesmo período (Figura 6).

Os indivíduos expostos as microfibras de poliéster, na menor concentração (0,0001 g/L) apresentaram uma taxa de sobrevivência de 67% e na maior concentração (0,1 g/L) 93,33% dos indivíduos apresentaram letalidade ao fim da exposição de 30 dias (Figura 6).

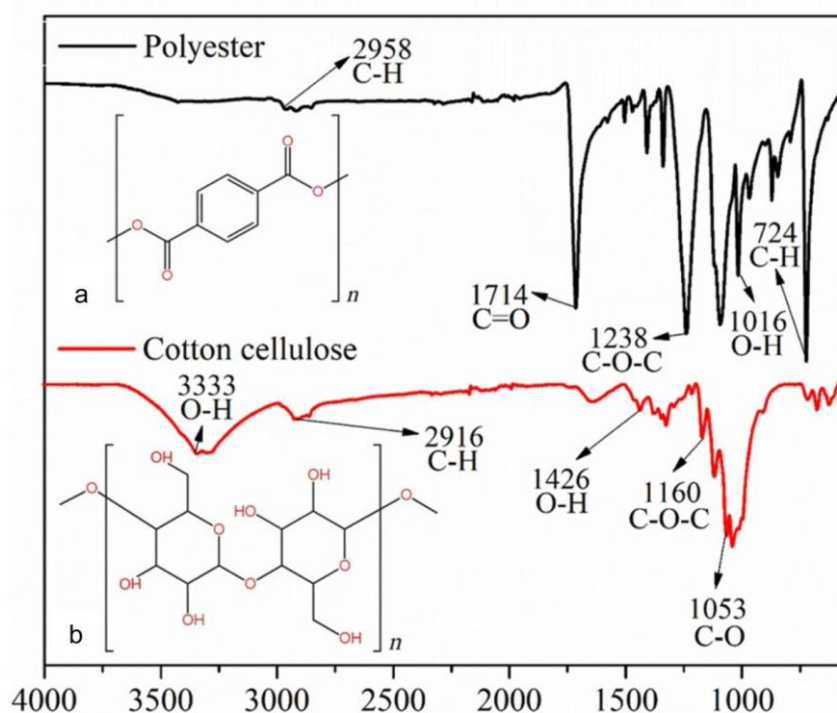


**Figura 6.** Porcentagem (%) de sobrevivência dos organismos *Ucides cordatus* ao longo de 30 dias expostos a microfibras de algodão e poliéster para os tratamentos 0,0001 e 0,1 g/L)

### 3.2 Caracterização, mensuração, contagem e avaliação do estágio de degradação das microfibras

O número de partículas por litro variou de 835 (tratamento de 0,0001 g/L) até 238.546 (tratamento de 0,1 g/L) para os tratamentos com algodão e 884 (tratamento de 0,0001 g/L) até 268.884 (tratamento de 0,1 g/L) para os tratamentos com poliéster. Em termos de contaminação, foram encontradas 37 microfibras no tratamento de controle, enquanto os brancos da sala de experimento foram encontradas 146 microfibras para o de poliéster e 358 para o de algodão.

O poliéster, uma fibra de origem sintética, é constituído principalmente por cadeias poliméricas formadas por unidades repetidas de ésteres de diácidos e dióis (Vilela et al., 2014). Esses materiais são usualmente derivados de polímeros como o politereftalato de etileno (PET). Dessa forma, a Figura 7(a) exibe a estrutura química do poliéster (Batista et al., 2011), o que auxilia na identificação das bandas destacadas no espectro. De modo análogo, a Figura 7(b) apresenta a estrutura química da celulose (Belhaj Khalifa and Ladhari, 2020), principal constituinte do algodão.



**Figura 2.** Espectros FT-IR (UATR) de amostras de poliéster e algodão cobrindo a faixa espectral de 550 a 4000  $\text{cm}^{-1}$ . (a) Estrutura química do poliéster. (b) Estrutura química da celulose do algodão

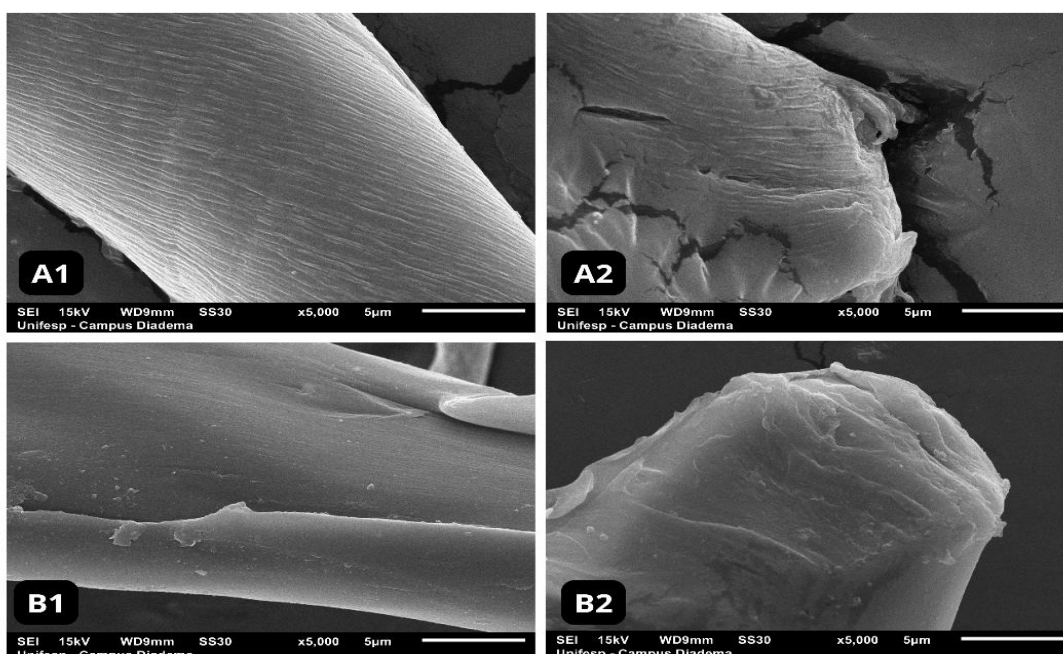
No espectro do poliéster observam-se bandas típicas de fibras produzidas a partir de PET. Entre elas estão o estiramento fraco da ligação C–H ( $2958 \text{ cm}^{-1}$ ), a banda associada ao grupo carboxílico ( $1714 \text{ cm}^{-1}$ ), a deformação fora do plano do grupo O–H terminal ( $1016 \text{ cm}^{-1}$ ) (Sharma et al., 2020), a banda referente à ligação simples éster C–O–C ( $1238 \text{ cm}^{-1}$ ) (Halim et al., 2018) e a deformação da ligação C–H ( $724 \text{ cm}^{-1}$ ) (Parvinzadeh and Ebrahimi, 2011).

No espectro da celulose de algodão, destaca-se o estiramento da ligação O–H ( $3333 \text{ cm}^{-1}$ ) (Yousef et al., 2020), além do estiramento da ligação C–H ( $2916 \text{ cm}^{-1}$ ), da deformação simétrica de O–H ( $1429 \text{ cm}^{-1}$ ) e dos estiramentos C–O–C e C–O, observados em  $1160 \text{ cm}^{-1}$  e  $1053 \text{ cm}^{-1}$ , respectivamente (Liu et al., 2006). Outras bandas em  $1315 \text{ cm}^{-1}$ ,  $1018 \text{ cm}^{-1}$  e  $1029 \text{ cm}^{-1}$  também compõem o perfil espectral característico da celulose (Gorade et al., 2019; Reddy et al., 2014; Sharma et al., 2020).

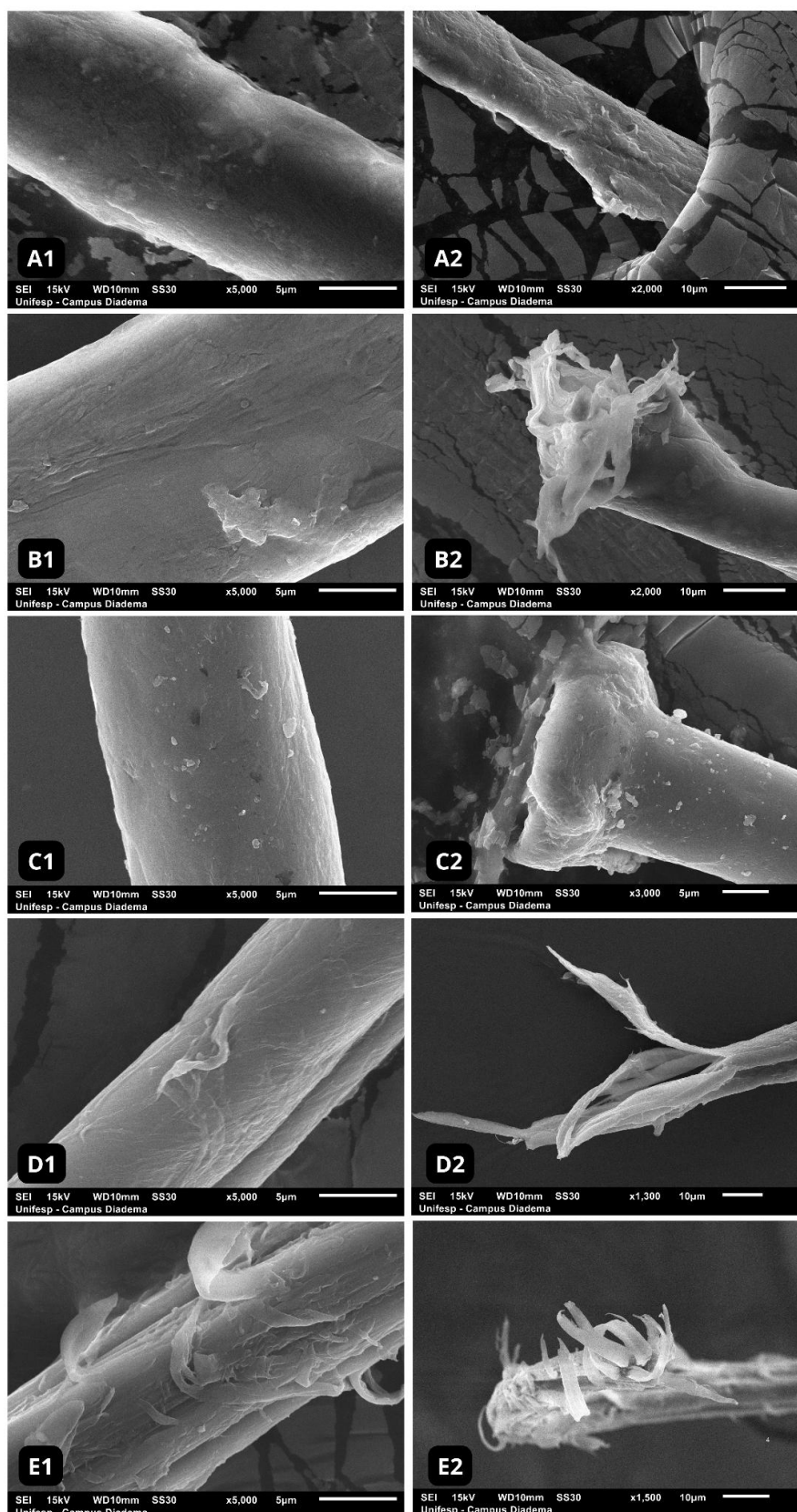
Em termos de tamanho, as microfibras de algodão presentes nos ensaios demonstraram um tamanho variado de 240 até 2308  $\mu\text{m}$ , enquanto as de poliéster apresentaram 131,5 até 2103,2  $\mu\text{m}$ . As microfibras encontradas na hemolinfa do

caranguejo-uçá também possuem tamanhos variáveis de 102 a 1110  $\mu\text{m}$  para as microfibras de algodão e 200 a 1000  $\mu\text{m}$  para as de poliéster.

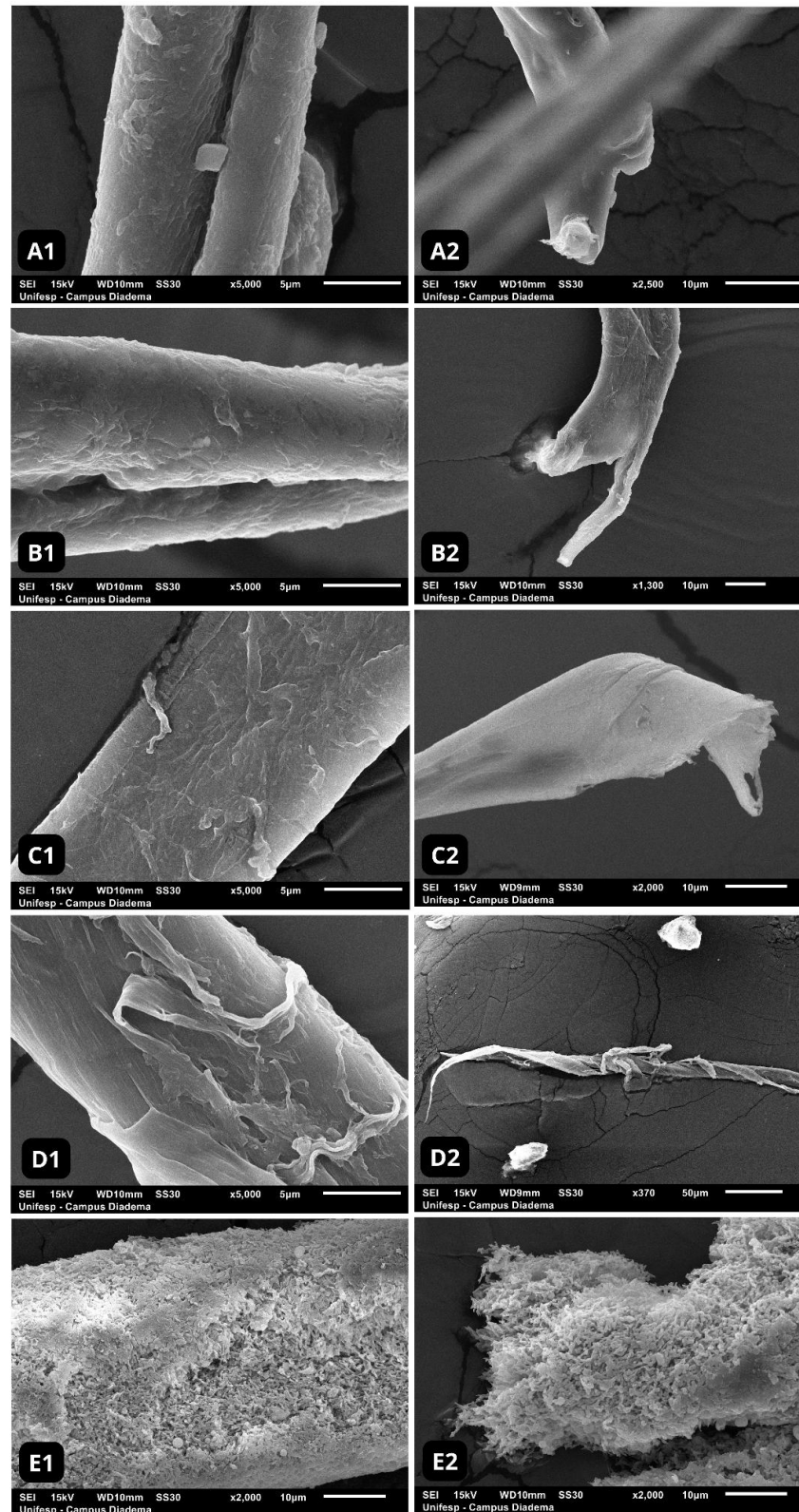
As imagens obtidas através do MEV estão dispostas nas figuras 8, 9 e 10, observa-se que as microfibras de algodão apresentam uma superfície mais estriada (Figura 8 A1 e A2) enquanto a de poliéster utilizadas no ensaio apresentam uma superfície mais lisa (Figura 8 B1 e B2). Em contrapartida, conforme pode ser observado na Figura 9 e 10 as amostras das microfibras encontradas nas hemolinfas do caranguejo-uçá observamos uma degradação ao longo dos 30 dias de experimento, principalmente para a microfibra de poliéster (Figura 10) que apresentou uma rugosidade maior para a microfibra encontrada no tempo 30 (Figura 10E).



**Figura 8.** Imagens capturadas pela microscopia eletrônica de varredura. A1: Microfibrila de algodão; A2: Ponta da microfibrila de algodão; B1: Microfibrila de poliéster; B2: Ponta da microfibrila de poliéster.



**Figura 9.** Imagens da Microscopia Eletrônica de Varredura das microfibras de algodão encontrada na hemolinfa do caranguejo *U. cordatus* no tratamento de algodão. A: Microfibras de algodão encontrada no T3; B: Microfibras de algodão encontrada no T7; C: Microfibras de algodão encontrada no T15; D: Microfibras de algodão encontrada no T22; E: Microfibras de algodão encontrada no T30.



**Figura 10.** Imagens da Microscopia Eletrônica de Varredura das microfibras de poliéster encontrada na hemolinfa do caranguejo *U. cordatus* no tratamento de poliéster. A: Microfibras de poliéster encontrada no T3; B: Microfibras de poliéster encontrada no T7; C: Microfibras de poliéster encontrada no T15; D: Microfibras de poliéster encontrada no T22; E: Microfibras de poliéster encontrada no T30.

### 3.3 Resultado das análises na hemolinfa dos organismos

Os resultados das análises estatísticas referentes às análises de biomarcadores e a quantificação de microfibras em hemolinfa para a espécie de crustáceo *Ucides cordatus* estão representados na Tabela 1.

**Tabela 1.** PERMANOVA calculada com base no efeito dos biomarcadores, Tempo de Retenção do vermelho Neutro, micronúcleo e quantificação de microfibras na hemolinfa do caranguejo *Ucides cordatus* por exposições a diferentes microfibras.

Main test	df	MS	Pseudo-F	P (perm)
<b>Vermelho Neutro</b>				
<b>Tipo</b>	<b>1</b>	<b>3509,3</b>	<b>47.076</b>	<b>0,025</b>
<b>Concentração</b>	<b>2</b>	<b>8016,1</b>	<b>10.753</b>	<b>0,001</b>
<b>Tempo</b>	<b>4</b>	<b>8571,2</b>	<b>11.498</b>	<b>0,001</b>
Tipo vs. Concentração	2	354,59	0,47568	0,633
<b>Tipo vs. Tempo</b>	<b>4</b>	<b>6838,9</b>	<b>91.742</b>	<b>0,001</b>
<b>Concentração vs. Tempo</b>	<b>8</b>	<b>1713,5</b>	<b>22.986</b>	<b>0,03</b>
Tipo vs. Concentração vs. Tempo	7	167,48	0,22468	0,981
<b>Micronúcleo</b>				
<b>Tipo</b>	<b>1</b>	<b>78.591</b>	<b>30.316</b>	<b>0,001</b>
<b>Concentração</b>	<b>2</b>	<b>176,64</b>	<b>68.138</b>	<b>0,001</b>
<b>Tempo</b>	<b>4</b>	<b>10.321</b>	<b>39.813</b>	<b>0,009</b>
<b>Tipo vs. Concentração</b>	<b>2</b>	<b>32.561</b>	<b>12,56</b>	<b>0,001</b>
Tipo vs. Tempo	4	11.119	0,42889	0,774
Concentração vs. Tempo	8	27.967	10.788	0,385
Tipo vs. Concentração vs. Tempo	7	0,78594	0,30317	0,953
<b>Microfibra na hemolinfa</b>				
<b>Tipo</b>	<b>1</b>	<b>2934,6</b>	<b>4,942</b>	<b>0,03</b>
<b>Concentração</b>	<b>2</b>	<b>4940,8</b>	<b>8,3204</b>	<b>0,002</b>
<b>Tempo</b>	<b>4</b>	<b>3752,3</b>	<b>6,3189</b>	<b>0,002</b>
Tipo vs. Concentração	2	710,45	1,1964	0,298
Tipo vs. Tempo	4	222,15	0,37411	0,81
Concentração vs. Tempo	8	533,56	0,89852	0,53
Tipo vs. Concentração vs. Tempo	7	628,93	1,0591	0,394

A análise da quantificação de microfibras na hemolinfa demonstra que todos os fatores apresentam efeitos significativos ( $p < 0,05$ ) independentemente (Tabela 1). O teste pareado demonstrou que o controle é diferente de todas as outras concentrações e que o tempo 3 também é diferente significativamente. O teste PERMDISP revelou que o tipo

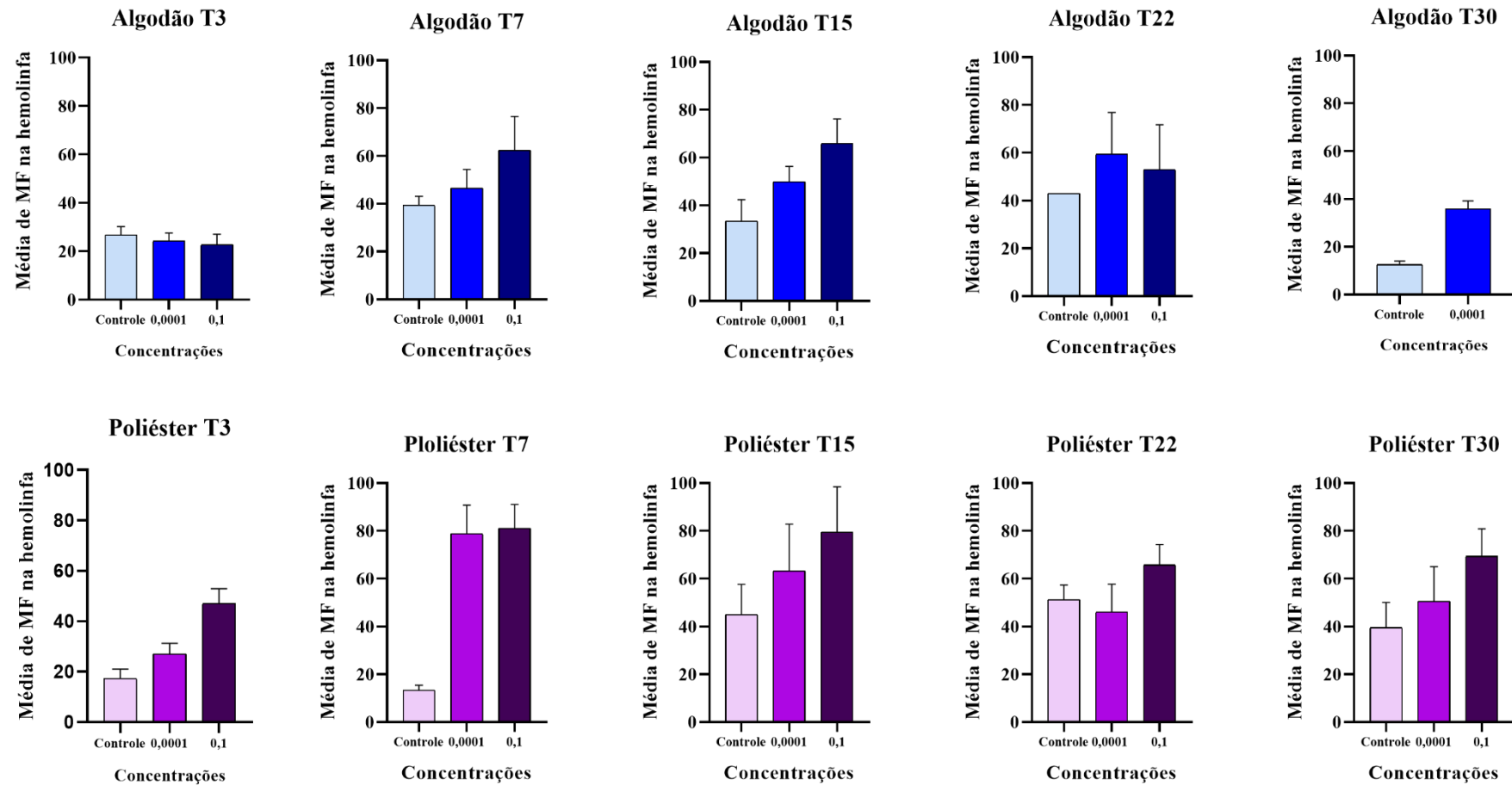
de microfibras é marginalmente significativa ( $p = 0,06$ ), enquanto a concentração e o tempo são significativamente diferentes ( $p = 0,016$  e  $p = 0,023$ , respectivamente), com a microfibras de poliéster apresentando maior quantidade na hemolinfa em comparação com a de algodão (Figura 11).

Os resultados do ensaio de micronúcleo (Figura 12) demonstraram que o fator tempo é significativamente diferente aos demais fatores ( $p < 0,05$ ) (Tabela 1), sendo que o tempo sete (T7) apresentou uma menor porcentagem de micronúcleo revelando uma menor genotoxicidade em relação aos outros tempos. A análise da PERMANOVA revelou que o fator “tipo” de microfibras apresentou uma diferença significativa ( $p < 0,05$ ) independentemente da concentração. Os indivíduos do tratamento controle apresentaram uma menor porcentagem de células micronucleadas em relação aos tratamentos contaminados com microfibras de poliéster induziu significativamente mais genotoxicidade do que as microfibras de algodão (Figura 12) na concentração 0,1 g/L

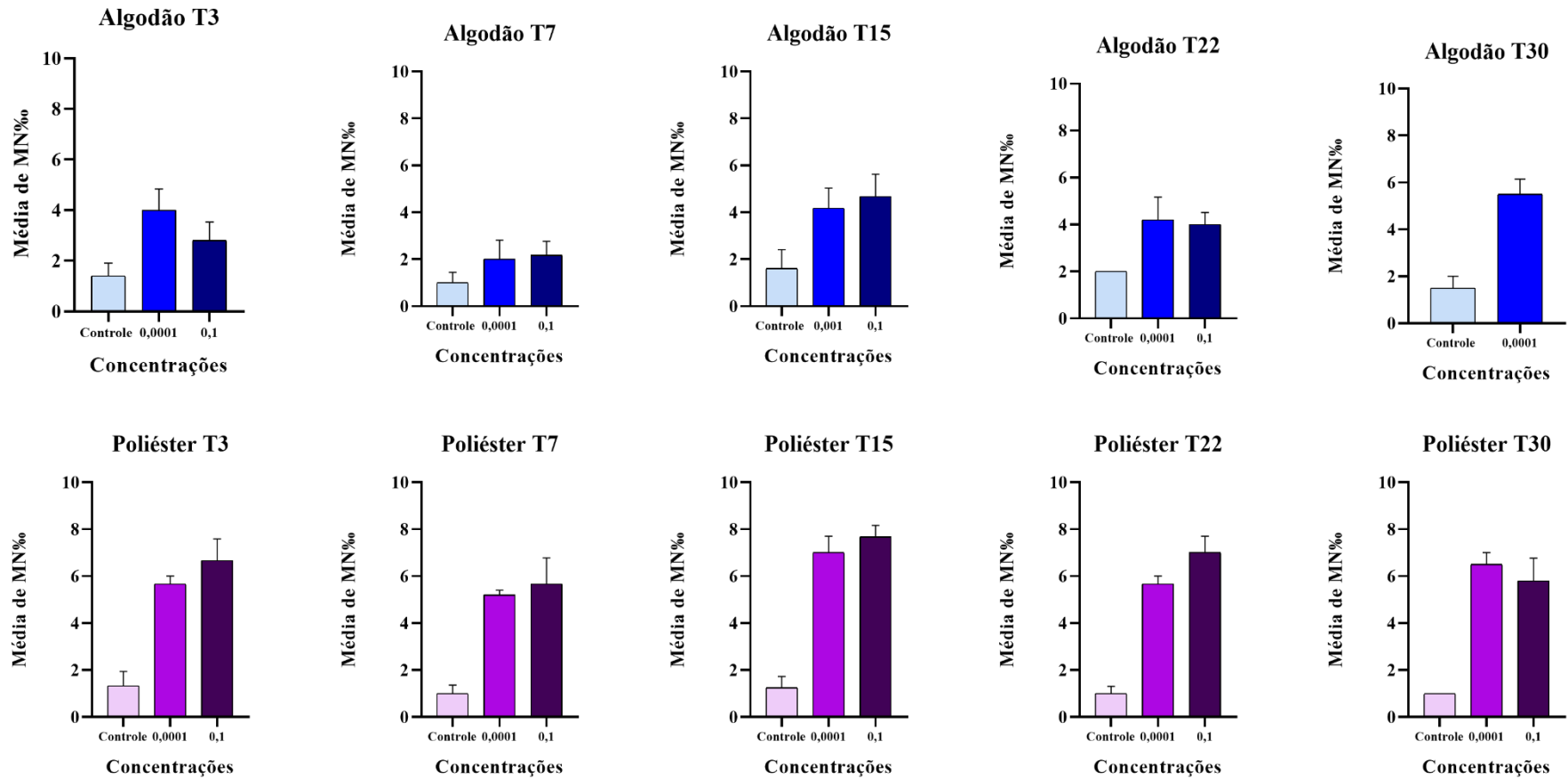
Os resultados da análise do ensaio de Tempo de Retenção do Vermelho Neutro (Figura 13) mostraram que tanto o tipo de microfibras (algodão e poliéster) quanto a concentração (0,0001g/L e 0,1g/L) têm efeito significativo, e este efeito é dependente do tempo de exposição (Tabela 1). Ainda os resultados demonstraram que o fator tipo de microfibras são significativas ( $p < 0,05$ ) para os tempos 7, 15 e 22.

No que diz respeito às microfibras de algodão, o tempo 7 (T7) apresentou maior retenção do corante, indicando uma menor citotoxicidade, enquanto o tempo 15 (T15) apresentou um tempo significativamente menor de retenção do corante, revelando um aumento da citotoxicidade após 15 dias de exposição ao contaminante.

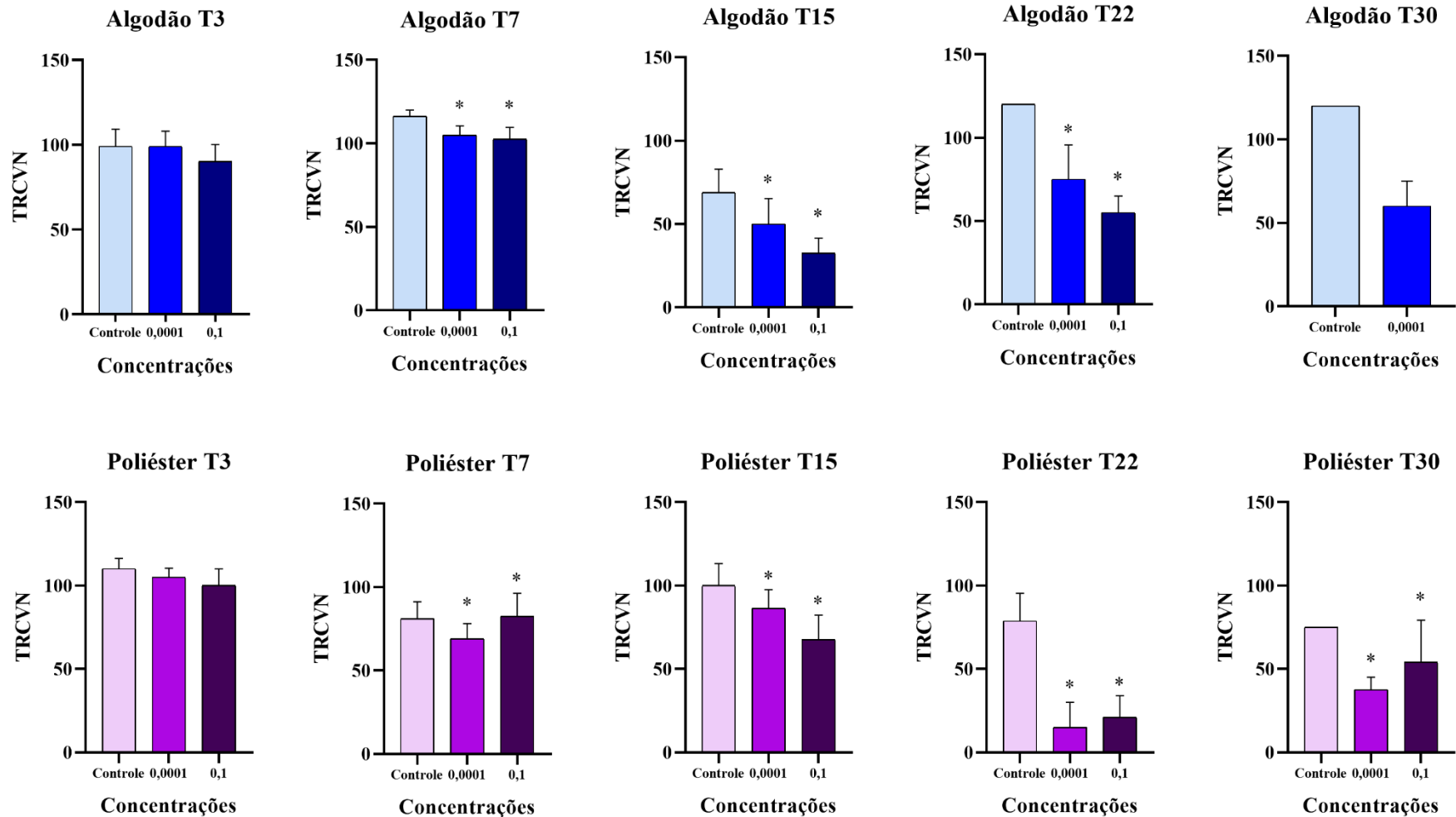
As microfibras de poliéster causaram uma menor citotoxicidade no tempo 3 (T3), já o tempo 22 (T22) apresentou um menor tempo de retenção do corante, representando um maior efeito citotóxico. O efeito da concentração das microfibras dos dois tipos de tecido testados é significativamente diferente em relação ao controle apenas na maior concentração (0,1g/L) após 15 dias de exposição, enquanto após 22 dias de exposição ambas as concentrações (0,0001 g/L e 0,1g/L) passam a apresentar diferença significativa em relação ao controle (Figura 13).



**Figura 11.** Média  $\pm$  desvio padrão (DP) da quantificação de microfibras encontradas na hemolinfa do caranguejo-uçá exposto a diferentes concentrações (controle, 0,0001 e 0,1 g/L), tempos (T3, T7, T15, T22 e T30) e tipo de microfibra - algodão (azul), poliéster (roxo).



**Figura 12.** Média  $\pm$  desvio padrão (DP) de células micronucleadas no caranguejo-uçá exposto a diferentes concentrações (controle, 0,0001 e 0,1 g/L), tempos (T3, T7, T15, T22 e T30) e tipo de microfibra - algodão (azul), poliéster (roxo).

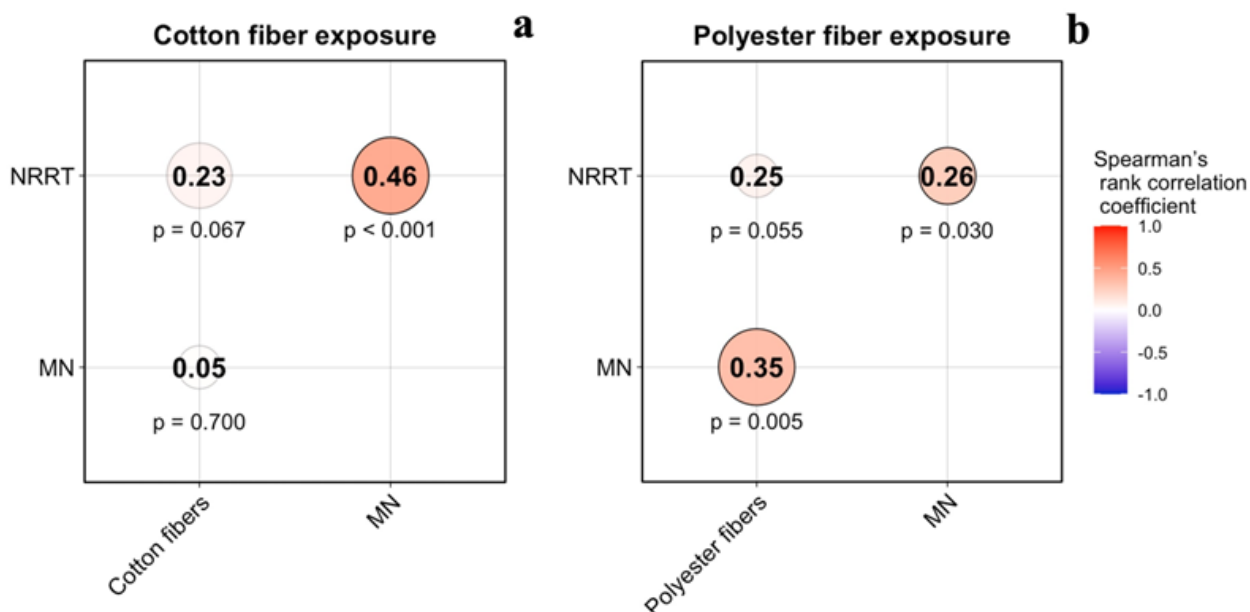


**Figura 13.** Média  $\pm$  desvio padrão (DP) do Tempo de Retenção do Vermelho Neutro no caranguejo-uçá exposto a diferentes concentrações (controle, 0,0001 e 0,1 g/L), tempos (T3, T7, T15, T22 e T30) e tipo de microfibras - algodão (azul), poliéster (roxo).

A figura 14 apresenta as análises de correlação de Spearman realizadas separadamente para os experimentos de exposição às microfibras de algodão e poliéster, examinando as relações entre as quantidades de microfibras e os biomarcadores, genotóxicos (frequência de micronúcleo (MN)) e citotóxicos (tempo de retenção do corante vermelho neutro). A intensidade e a direção da correlação são representadas pelo tamanho do círculo e pela intensidade da cor, enquanto os valores de “p” correspondentes são explicitamente apresentados para cada associação.

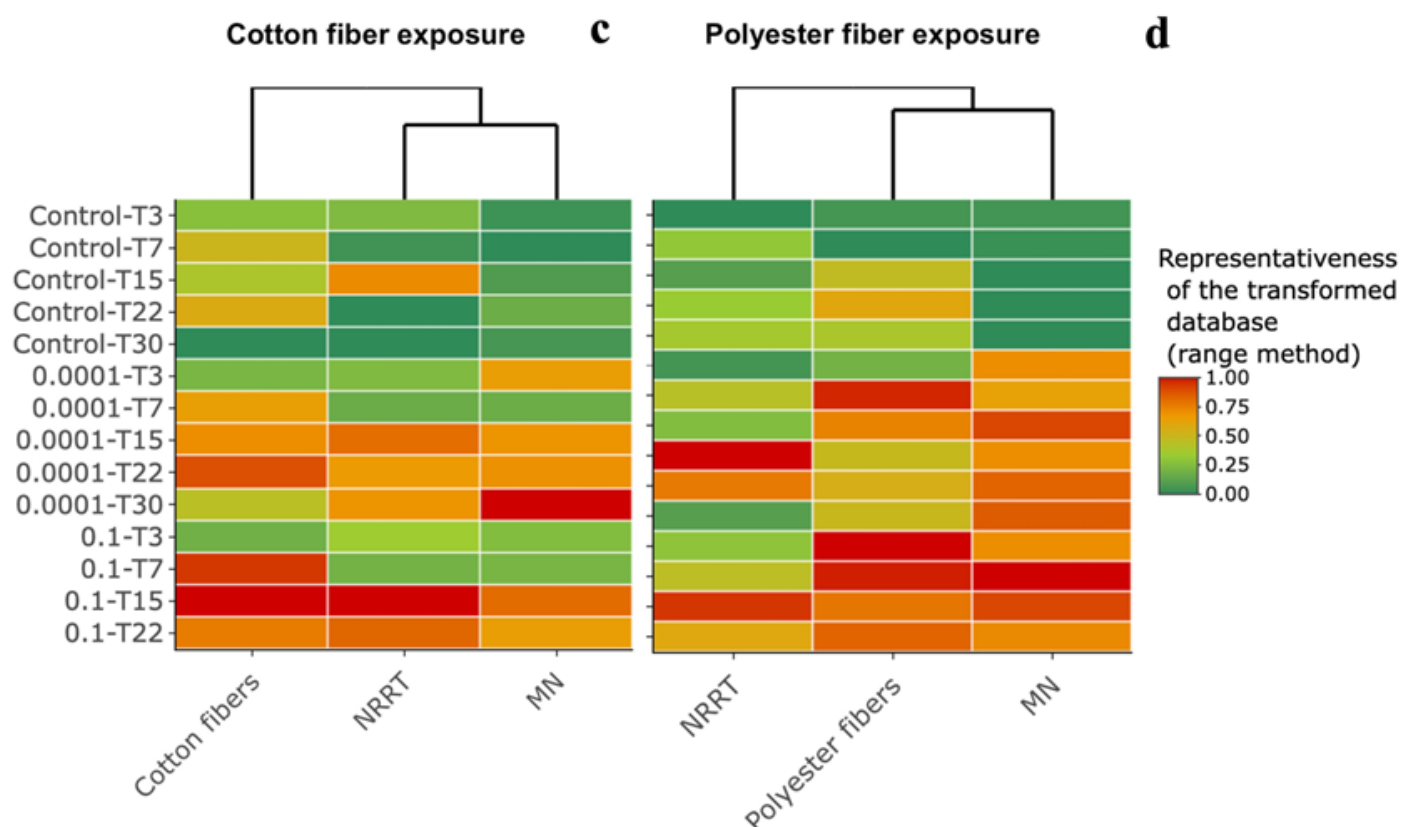
A análise da exposição à microfibras de algodão (figura 14a), revela uma correlação positiva entre a frequência de micronúcleo e o tempo de retenção do corante vermelho neutro ( $r = 0,46$ ,  $p < 0,001$ ), indicando um aumento coordenado nas respostas genotóxicas e citotóxicas com o aumento do estresse biológico. Em contraste, a associação entre a quantidade de microfibras de algodão e o tempo de retenção do corante vermelho neutro foi positiva, mas marginalmente não significativa ( $r = 0,23$ ,  $p = 0,067$ ), enquanto nenhuma correlação significativa foi detectada entre a quantidade de microfibras de algodão e MN ( $r = 0,05$ ,  $p = 0,700$ ). Esses resultados sugerem que, sob exposição ao algodão, as respostas citogenotóxicas estavam inter-relacionadas do que diretamente impulsionadas apenas pela quantidade de microfibras.

No experimento de exposição à microfibras de poliéster (Figura 14b) foram detectadas associações mais claras entre a quantidade de microfibras e as respostas biológicas. A quantidade de MF de poliéster apresentou uma correlação positiva significativa em MN ( $r = 0,35$ ,  $p = 0,005$ ), indicando que o aumento da carga de microfibras de poliéster foi acompanhado por níveis mais elevados de danos cromossômicos. Além disso, o tempo de retenção do corante vermelho neutro apresentou correlação positiva com MN ( $r = 0,26$ ,  $p = 0,030$ ), sugerindo um acoplamento entre as respostas citogenotóxicas sob exposição de poliéster. A correlação entre a quantidade de microfibras de poliéster e o tempo de retenção do corante vermelho neutro foi positiva, porém marginal ( $r = 0,25$ ,  $p = 0,055$ ), indicando uma tendência à redução da estabilidade celular com o aumento da exposição à fibra.



**Figura 14.** Correlação de Spearman entre as quantidades de microfibras e os biomarcadores citogenotóxicos (NRRT: tempo de retenção do vermelho neutro em lisossomos; MN: frequência de células micronucleadas) para os experimentos de exposição à fibra de algodão e à fibra de poliéster, respectivamente. O tamanho do círculo e a intensidade da cor representam a magnitude e a direção das correlações de acordo com a escala do coeficiente de correlação de Spearman, com os valores de p correspondentes relacionados abaixo de cada coeficiente.

A figura 15 exibe mapas de calor de agrupamento gerados a partir de dados normalizados por intervalo (escalonados de 0 a 1) para os experimentos com algodão e poliéster, respectivamente, fornecendo uma visualização exploratória dos padrões de resposta entre os tratamentos e tempo de exposição. Em ambos os experimentos, os tratamentos do grupo controle agrupam-se consistentemente com valores relativos baixos de quantidade de microfibras e biomarcadores citogenotóxicos. Os tratamentos expostos, particularmente aqueles com concentrações mais altas e duração de exposição mais longa, exibiram intensidade relativas mais altas e formaram agrupamentos distintos, refletindo respostas biológicas progressivas à exposição a microfibras. Os tratamentos intermediários exibiram padrões de transição entre as condições de controle e de alta exposição.



**Figura 15.** Mapas de calor de agrupamento baseados em dados normalizados por intervalo (escalados de 0 a 1) para os experimentos com algodão e poliéster, respectivamente, ilustrando a representatividade das quantidades de microfibras e dos biomarcadores citogenotóxicos entre os tratamentos e tempos de exposição. Os gradientes de cor variam do verde (valores relativos mais baixos) ao amarelo-laranja e ao vermelho (valores relativos mais altos). A análise de agrupamento hierárquico foi aplicada para identificar semelhanças entre as condições experimentais

#### 4 Discussão

Os dados do presente estudo demonstram que tanto fibras de poliéster quanto fibras de algodão são capazes de se translocar entre diferentes tecidos dos organismos, induzindo efeitos citogenotóxicos. Entretanto, a magnitude da concentração interna dessas partículas, bem como dos efeitos observados, está diretamente associada à sua origem e à concentração no meio externo. A literatura indica que microfibras presentes na coluna d'água podem ser assimiladas de forma não intencional pelos organismos, seja por via branquial (waterborne) ou por ingestão associada à alimentação (dietborne) (Lins et al., 2024; Puthanveetil et al., 2025).

Os resultados aqui apresentados corroboram a ocorrência de uptake de fibras a partir da água, uma vez que microfibras têxteis de algodão e poliéster foram detectadas na hemolinfa dos organismos expostos. As partículas observadas nesse tecido apresentam, em geral, dimensões reduzidas, com comprimentos médios de aproximadamente 1000  $\mu\text{m}$  (algodão) e 1110  $\mu\text{m}$  (poliéster). Enquanto partículas de maior tamanho tendem a ser eliminadas por processos de excreção, aquelas de menor dimensão possuem maior potencial de atravessar barreiras celulares e alcançar compartimentos internos, incluindo a hemolinfa (Farhan, Yaqin e Djawad, 2024). Nos crustáceos, a hemolinfa desempenha papel central no transporte de nutrientes, oxigênio e hormônios, além de atuar na resposta imune, o que a torna um compartimento crítico para a distribuição sistêmica de contaminantes.

Os resultados do presente trabalho demonstram que as microfibras transferidas para a hemolinfa de *U. cordatus* são dependentes da concentração de exposição, ou seja, uma maior concentração favorece maiores níveis internos, sendo este um padrão comum entre as microfibras de algodão e poliéster. Embora ainda não exista informação sobre a acumulação de microfibras em *U. cordatus*, estudos com outros organismos reportam acumulação destas partículas, principalmente sobre as de origem petroquímica. Microfibras sintéticas foram identificadas na hemolinfa, brânquias e hepatopâncreas de mexilhões coletados diretamente do ambiente (Farhan et al., 2024), bem como em diferentes tecidos de ostras, peixes e artemia (Kim et al., 2021; Auguston et al., 2023; Oliveira et al., 2024). Destaca-se que Oliveira et al. (2024) observaram predominância de microfibras, especialmente de poliéster, em ostras, enquanto Jitkaew et al. (2024) relataram sua ocorrência em diferentes tecidos de um peixe estuarino, e Moreira-Mendieta et al. (2023) as detectaram em fezes de leões-marinhos. Esses resultados demonstram a presença de microfibras em múltiplos níveis tróficos, indicando a assimilação, a ingestão direta e o potencial de transferência ao longo da cadeia alimentar. Assim, em consonância com a literatura, os resultados deste estudo somam-se às evidências de que a presença de microfibras nos tecidos de organismos marinhos é recorrente.

As imagens de microscopia eletrônica de varredura mostraram que as microfibras de poliéster encontradas na hemolinfa do caranguejo-uçá sofrem um processo de degradação fortemente relacionado ao tempo de exposição, sendo mais acentuado nos períodos mais longos. Palacio-Marín e Muhammad (2021) demonstraram que as microfibras sintéticas apresentam maior cristalinidade, o que aumenta sua tendência à fragilidade e,

consequentemente, favorece o desprendimento de partículas menores. Em contrapartida, as microfibras de algodão presentes nos organismos se mostraram mais íntegras, provavelmente devido a sua estrutura torcida, o que confere maior integridade estrutural e reduz o desprendimento de fragmentos menores (Palacio-Marín e Muhammad, 2021). A partir das imagens da microscopia eletrônica, este estudo mostra que a microfibra de poliéster encontrada na hemolinfa do caranguejo-uçá apresentaram uma menor integridade quando comparada com a microfibra de algodão, principalmente no tempo 30.

Os resultados do presente estudo apontam 100% de mortalidade nos indivíduos expostos às microfibras de origem natural no maior tempo de exposição (30 dias) e na maior concentração (0,1 g/L), evidenciando que efeitos tóxicos agudos podem se manifestar em períodos mais prolongados. Esses resultados reforçam a necessidade de estudos que considerem tempos de exposição mais extensos, a fim de compreender de forma realista os impactos de longo prazo das microfibras no ambiente marinho. Esse ponto torna-se ainda mais crítico no caso das fibras de origem natural, cuja compreensão da toxicidade ainda é uma lacuna.

Em concentrações menores e/ou menores tempos de exposição a microfibras naturais (algodão) e sintéticas (poliéster), foram observados no presente estudo efeitos biológicos subletais, como a detecção de micronúcleos em hemócitos. Isso demonstra que ambos os materiais são capazes de induzir genotoxicidade na espécie, independentemente de sua origem (natural ou sintética); entretanto, as microfibras de poliéster promoveram uma maior frequência de aberrações cromossômicas em comparação às de algodão. Estudos pretéritos já observaram a presença de micronúcleos frente a exposição a micropartículas plásticas em bivalves, anfíbios, peixes e ratos (Alnajjar et al., 2021; Jacintho et al., 2025; Sinha et al., 2025; Ullah et al., 2025). A formação de micronúcleos acontece quando fragmentos cromossômicos não incorporados ao núcleo principal durante a divisão celular originam estruturas nucleares adicionais no citoplasma (Nudi et al., 2010; Da Costa et al., 2025). Além de atuarem como marcadores sensíveis de danos cromossômicos, esses micronúcleos desempenham papel ativo na disfunção celular, podendo comprometer a integridade genômica, promover rearranjos cromossômicos e desencadear respostas de estresse, incluindo ativação de vias de reparo do DNA, apoptose e processos inflamatórios (Mauricio-Gutiérrez et al., 2025). Assim, o aumento na frequência dessas estruturas sugere que as microfibras exercem efeitos subletais capazes

de afetar a homeostase celular e, potencialmente, comprometer o desempenho fisiológico dos indivíduos expostos.

Os danos genotóxicos podem ser causados pelos inúmeros aditivos que podem estar aderidos à matriz das microfibras têxteis durante sua composição (Detreé et al., 2023), alguns destes sabidamente genotóxicos como pesticidas, HPAs, e outros considerados emergentes. Entre os HPAs encontrados em estudos pretéritos sobre microfibras, Detreé et al. (2023) observa na matriz de microfibras de poliéster e microfibras de algodão, fluoranteno, fenantreno, fluoreno, naftaleno e, indenopireno, encontrado apenas na microfibras natural. Esses HPAs apresentam propriedades mutagênicas e carcinogênicas nos organismos, causando genotoxicidade de forma indireta, por meio da geração de metabólitos (Azevedo et al., 2024). Mehra e Cadha (2020) evidenciaram micronúcleos em células de peixes após exposição a sulfonato de 2-naftaleno, aditivo comumente usados na indústria têxtil.

Detreé et al. (2023) ainda encontraram, nos dois tipos de fibras, antroquinona, substância presente em corantes e classificada como um cancerígeno 2B pela Agência Internacional de Pesquisa para o Câncer (Qu et al., 2023), que, portanto, pode causar danos nas células (Wang et al., 2025), incluindo micronúcleos (Qu et al., 2023). Quando liberados no meio, os HPAs podem causar diversos efeitos tóxicos, como imunotoxicidade, embriotoxicidade e cardiotoxicidade (Albarano et al., 2022). O lindano, outro aditivo achado nas microfibras por Detreé et al. (2023), é um pesticida organoclorado conhecido por sua toxicidade persistência ambiental e bioacumulação, pode causar distúrbios no sistema endócrino (Cough-Puga et al., 2025). Estudo de Zuo et al. (2024) identificou que têxteis de poliéster podem ter o elemento químico antimônio (Sb), que pode ser considerado genotóxico e é incorporado como um agente sinérgico para retardantes de chama. Ainda, o Sb(V) pode sofrer biotransformação em Sb (III) por meio de mecanismo não enzimático, e nessas formas o Sb pode induzir toxicidade e contribuir para doenças em altas doses de exposição (Dos Santos Ferreira et al., 2003).

*U. cordatus* expostos neste estudo aos diferentes tipos de microfibras também apresentaram instabilidade da membrana lisossômica dos hemócitos, sendo esta resposta dependente do tempo de exposição do organismo às microfibras têxteis.

Em ambas as microfibras, na maior concentração testada (0,1 g/L), verificou-se uma redução da integridade da membrana lisossômica em comparação aos organismos do controle a partir de 15 dias de exposição. Com o aumento do tempo experimental, após 22 dias, essa diferença também passou a ser observada na concentração mais baixa

(0,0001 g/L). Esses achados indicam um padrão consistente com modelos de dose-resposta e tempo-resposta, no qual a diminuição da integridade lisossomal ocorre mais rapidamente em concentrações mais elevadas de microfibras, sugerindo que doses maiores desencadeiam efeitos tóxicos precoces que se prolongam ao longo do tempo (Svendsen et al., 2004).

Os lisossomos são organelas que possuem a responsabilidade de processos digestivos e estão envolvidos na absorção e sequestros de xenobióticos, o vermelho neutro é um corante permeável à membrana que se difunde através das membranas celulares para o lisossomo, que mantém um pH baixo por meio das bombas de prótons, se a eficiência dessas bombas for reduzida, o corante vermelho neutro é desprotonizado, permitindo a sua difusão para o citosol (Buratti et al., 2012), portanto, células saudáveis e sem estresse retêm o vermelho neutro por um maior tempo, do que células estressadas e não saudáveis na qual o corante vaza para o citoplasma rapidamente, significando uma diminuição da integridade lisossômica (Booth et al., 2001).

Através das análises integradas percebe-se que as respostas citogenotóxicas subletais em *U. cordatus* foram mais relevantes para as microfibras de poliéster, demonstrando uma associação positiva e significativa entre a quantidade de microfibra e o dano subletal, contrastando com a exposição de microfibra de algodão, que resultou em associações mais fracas. Esses resultados demonstram que as microfibras de poliéster provocam efeitos subletais mais fortes e consistentes do que as fibras de algodão, embora mortalidade tenha sido observada apenas para a exposição às microfibras têxteis de material natural.

De Souza et al. (2022) relataram maior citotoxicidade em *Ucides cordatus* provenientes de áreas com maior influência antrópica em comparação àquelas coletadas em unidades de conservação. De forma semelhante, Nobre et al. (2022) observaram aumento da citotoxicidade em caranguejo-uçá exposto a microplásticos durante sete dias.

Considerando especificamente a citotoxicidade e sua relação com o tempo de exposição e o tipo de tecido (origem), observou-se que as células do caranguejo-uçá expostas às microfibras de algodão permaneceram viáveis por um período mais prolongado em comparação àquelas expostas às microfibras de poliéster. Nas células expostas ao algodão, a citotoxicidade tornou-se evidente apenas a partir do 15º dia de exposição, enquanto nas expostas ao poliéster os efeitos citotóxicos foram detectados já no sétimo dia.

Alterações na membrana lisossômica, como as verificadas no presente estudo, são alarmantes, já que este biomarcador reflete um sinal precoce de processos mais graves de qualquer contaminante, uma vez que a integridade lisossomal é associada a diferentes níveis de organização biológica (Pereira et al., 2012; Da Silva et al., 2022), a gravidade se intensifica, uma vez que a microfibras atingem o ambiente marinho de forma contínua e sem regulação.

Os resultados aqui apresentados possuem diferentes desdobramentos, primeiro em termos de relevância ecológica, onde os efeitos causados pelas microfibras são preocupantes. *Ucides cordatus* é uma espécie chave para os manguezais, sua atividade de escavação de tocas promove a aeração do solo e facilita a infiltração de água melhorando as qualidades físico-química do ambiente, e aumentando a biodisponibilidade de nutrientes no substrato, beneficiando o desenvolvimento das raízes de mangues e favorecendo a ciclagem de matéria orgânica (Conti e Nalesso, 2010), alterações nestes indivíduos podem comprometer o equilíbrio desses ecossistemas.

Considerando os desdobramentos para os seres humanos, especialmente para as populações tradicionais, *U. cordatus* constitui uma das principais espécies exploradas pela atividade extrativista artesanal. Sua comercialização está diretamente associada à subsistência e à geração de renda das comunidades que vivem em áreas costeiras (Souto, 2007; Freita et al., 2015). Assim, um eventual declínio populacional da espécie pode impactar significativamente a renda e a segurança socioeconômica dessas populações.

Mais além, a presença de microfibras na hemolinfa dos indivíduos pode comprometer a segurança alimentar, que pressupõe o acesso a alimentos de qualidade, seguros e nutricionalmente adequados. *U. cordatus*, por ser uma espécie detritívora e escavadora, mantém contato contínuo com o sedimento e a coluna d'água, o que favorece a acumulação involuntária de contaminantes (Duarte et al., 2016, 2017, 2019 e 2020) fato reforçado pelos resultados do presente estudo. Além disso, considerando que as microfibras são contaminantes emergentes onipresentes, sua presença nos tecidos de organismos consumidos pela população pode resultar na ingestão desses materiais pelos seres humanos (Oliveira et al., 2024; Farhan e Djawad, 2024; Moreira-Mendieta et al., 2023; Auguston et al., 2023), configurando um potencial risco à saúde.

A partir dos resultados obtidos neste estudo, observou-se que a avaliação da presença de microfibras e de seus efeitos na hemolinfa de *U. cordatus* resultou em uma abordagem ecotoxicológica eficaz, funcionando como um indicador mensurável das interações entre contaminantes e organismos. Considerando que a hemolinfa é um tecido de fácil acesso

e cuja extração pode ser realizada por meio de técnicas não letais, sugere-se a viabilidade de sua utilização em programas de monitoramento ambiental para avaliar a contaminação por microfibras presentes nos ecossistemas.

## 5 Conclusão

Os resultados do presente estudo confirmam a hipótese proposta, evidenciando que a toxicidade das microfibras têxteis é fortemente influenciada pelo tempo de exposição, pela concentração e pela natureza do material. Tanto as microfibras de algodão quanto as de poliéster foram capazes de se transloucar para a hemolinfa de *Ucides cordatus* e induzir efeitos genotóxicos e citotóxicos, demonstrando que, independentemente da origem, esses contaminantes representam uma ameaça biológica relevante. No entanto, o poliéster apresentou maior potencial tóxico, promovendo respostas subletais mais intensas e precoces, incluindo maior frequência de aberrações cromossômicas e comprometimento da integridade lisossomal.

Do ponto de vista ecológico, os impactos sobre *U. cordatus*, uma espécie-chave dos manguezais, podem comprometer processos fundamentais desses ecossistemas, enquanto, sob a perspectiva socioeconômica, possíveis efeitos sobre suas populações podem afetar diretamente comunidades que dependem dessa espécie para subsistência. Soma-se a isso o potencial risco à segurança alimentar, considerando a possibilidade de transferência desses contaminantes ao longo da cadeia trófica até os seres humanos.

Por fim, a utilização da hemolinfa como matriz de análise demonstrou-se uma ferramenta eficiente e promissora para o biomonitoramento não letal de microfibras, permitindo a detecção tanto da contaminação quanto de seus efeitos biológicos. Assim, este estudo contribui para o entendimento dos impactos de microfibras têxteis em ambientes estuarinos e reforça a necessidade de ampliar investigações sobre contaminantes emergentes, incluindo fibras naturais, bem como de desenvolver estratégias de monitoramento e mitigação frente à crescente entrada desses materiais nos ecossistemas aquáticos.

## Considerações gerais

Os resultados obtidos nesta dissertação evidenciam que as microfibras têxteis representam um risco ecotoxicológico real e mensurável para organismos marinhos e estuarinos, mesmo quando presentes em concentrações ambientalmente relevantes. Os dados indicam que microfibras sintéticas, especialmente as de poliéster, tendem a exercer efeitos mais intensos e precoces sobre os organismos estudados, provavelmente em razão de sua maior estabilidade química, capacidade de adsorção de contaminantes e potencial de lixiviação de aditivos ao longo do tempo. Contudo, os resultados também alertam para que microfibras de origem natural, como as de algodão, não sejam subestimadas, uma vez que podem causar danos físicos significativos e, em condições de exposição prolongada, levar à mortalidade. A ocorrência de efeitos adversos nos organismos testados em diferentes níveis tróficos demonstra que a contaminação por microfibras tem potencial de impactar múltiplos elos da cadeia alimentar marinha e estuarina, com implicações que transcendem os organismos individualmente expostos.

Um dos principais resultados demonstra que a hemolinfa de *U. cordatus* é capaz de acumular microfibras e expressar biomarcadores de dano citogenotóxico representa uma contribuição metodológica relevante. O uso dessa matriz biológica como ferramenta não letal de biomonitoramento abre perspectivas promissoras para o monitoramento ambiental de populações naturais em ecossistemas de manguezal, sem necessidade de sacrifício dos animais.

Em síntese, esta dissertação contribui para consolidar o entendimento de que as microfibras têxteis constituem uma classe de contaminantes emergentes de preocupação legítima, e que sua avaliação de risco deve contemplar a diversidade de materiais, condições ambientais e espécies potencialmente afetadas. Os achados aqui apresentados reforçam a urgência de políticas públicas e estratégias tecnológicas voltadas à redução da emissão dessas partículas nos ecossistemas aquáticos.

## Referências

ARAÚJO, M. S. L. C.; CALADO, T. C. S. Bioecologia do caranguejo uçá *Ucides cordatus* (Linnaeus) no complexo estuarino lagunar Mundáu/Manguaba (CELMM), Alagoas, Brasil. *Revista de Gestão Costeira Integrada – Journal of Integrated Coastal Zone Management*, v. 8, n. 2, p. 169–181, 2008.

BOOTH, L. H. et al. Lysosomal neutral red retention time as a biomarker of organophosphate exposure in the earthworm *Aporrectodea caliginosa*: laboratory and semi-field experiments. *Biomarkers*, v. 6, n. 1, p. 77–82, 2001.

BURANELLI, R. C.; FELDER, D. L.; MANTELATTO, F. L. Genetic diversity among populations of the Western Atlantic mangrove crab *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Decapoda: Brachyura: Ocypodidae): evidence for panmixia and useful data for future management and conservation. *Journal of Crustacean Biology*, v. 39, n. 4, p. 386–395, 2019.

CONTI, R. de C.; NALESSO, R. C. Status of the population structure of the mangrove crab *Ucides cordatus* (Decapoda: Ocypodidae) on the Piraquê-açu River estuary, Espírito Santo, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 58, p. 81–92, 2010.

DA SILVA, L. F. et al. non-destructive biomarkers can reveal effects of the association of microplastics and pharmaceuticals or personal care products. *Marine Pollution Bulletin*, v. 177, p. 113469, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113469>.

DA COSTA, B. F. T.; TEIXEIRA, A.; PRATA, J. C.; PÉREZ-MONGIOVI, D. Application of the Buccal Micronucleus Cytome Assay for Genotoxicity Detection in Dogs. *Animals*, v. 15, n. 3, p. 382, 2025. DOI: <https://doi.org/10.3390/ani15030382>.

DE ASSIS, D. M. S. O efeito das mudanças climáticas e das atividades econômicas na perda de biodiversidade e serviços ecossistêmicos dos manguezais. *Biologia*, p. 155, 2020.

DÉTRÉE, C. et al. On the horns of a dilemma: Evaluation of synthetic and natural textile microfibre effects on the physiology of the pacific oyster *Crassostrea gigas*. *Environmental Pollution*, v. 331, p. 121861, 2023.

DIAS, R. R. et al. Caracterização socioeconômica da atividade pesqueira do Caranguejo-uçá em uma RESEX da Amazônia Brasileira. *Revista Caparaó*, v. 4, n. 2, p. e76–e76, 2022.

DOS SANTOS FERREIRA, C.; SILVEIRA MARTINS, P.; DEMICHELI, C. et al. Thiol-induced reduction of antimony(V) into antimony (III): a comparative study with trypanothione, cysteinyl-glycine, cysteine and glutathione. *Biometals*, v. 16, p. 441–446, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1022823605068>.

DUARTE, L. F. A. et al. Lead toxicity on a sentinel species subpopulation inhabiting mangroves with different status conservation. *Chemosphere*, v. 251, p. 126394, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126394>.

DUARTE, L. F. A. et al. Mangrove metal pollution induces biological tolerance to Cd on a crab sentinel species subpopulation. *Science of the Total Environment*, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.039>.

DUARTE, L. F. A.; SOUZA, C. A.; NOBRE, C. R.; PEREIRA, C. D. S.; PINHEIRO, M. A. A. Multi-level biological responses in *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Brachyura, Ucididae) as indicators of conservation status in mangrove areas from the western Atlantic. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 133, p. 176–187, 2016.

DUARTE, L. F. A.; SOUZA, C. A.; PEREIRA, C. D. S.; PINHEIRO, M. A. A. Metal toxicity assessment by sentinel species of mangroves: in situ case study integrating chemical and biomarkers analyses. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 145, p. 367–376, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.07.051>.

Equipe principal do R, 2021. R: Uma linguagem e ambiente para computação estatística. Fundação R para Computação Estatística, Viena, Áustria. URL: <https://www.R-project.org/>.

FREITAS, Á. de C. et al. Análise socioeconômica e esforço de pesca na captura do caranguejo-uçá – *Ucides cordatus* (Crustacea: Ucididae) – na Reserva Extrativista Maracanã – costa amazônica do Brasil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas*, v. 10, n. 3, p. 711–722, 2015.

GALLAGHER, L. G. et al. Occupational exposures and risk of stomach and esophageal cancers: update of a cohort of female textile workers in Shanghai, China. *American Journal of Industrial Medicine*, v. 58, n. 3, p. 267–275, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1002/ajim.22412>.

GAMBARDELLA, Chiara et al. Early-stage anomalies in the sea urchin (*Paracentrotus lividus*) as bioindicators of multiple stressors in the marine environment: Overview and future perspectives. **Environmental Pollution**, v. 287, p. 117608, 2021.

Galili, T., O'Callaghan, A., Sidi, J., & Sievert, C. (2017). Heatmaply: Um pacote R para criar mapas de calor de cluster interativos para publicação online. *Bioinformatics*, 33, 1600–1602.

GONDIM, T. A. et al. Crab fluids as indicators of ecosystem health and exposure risk: development and validation of a method for bisphenol analogues detection. *Marine Environmental Research*, p. 107574, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2025.107574>.

Haka, R., Gentleman, R., 1996. R: uma linguagem para análise de dados e gráficos. *J. Comput. Graph. Stat.* 5 (3), 299–314. <https://doi.org/10.1080/10618600.1996.10474713>.

Kassambara, A. (2022). ggcorrplot: Visualização de uma matriz de correlação usando 'ggplot2'. Versão do pacote R.

JITKAEW, P. et al. Microplastics in estuarine fish (*Arius maculatus*) from Songkhla Lagoon, Thailand. *Regional Studies in Marine Science*, v. 69, p. 103342, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103342>.

MARINSEK, G. P. et al. Análises do sistema nervoso entérico: novos biomarcadores para avaliação da qualidade ambiental. *Marine Pollution Bulletin*, v. 137, p. 711–722, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.015>.

MORRONI, Lorenzo et al. Echinoderm larvae as bioindicators for the assessment of marine pollution: Sea urchin and sea cucumber responsiveness and future perspectives. *Environmental Pollution*, v. 335, p. 122285, 2023.

MATEOS-CÁRDENAS, A. et al. Beyond plastic microbeads – short-term feeding of cellulose and polyester microfibers to the freshwater amphipod *Gammarus duebeni*. *Science of the Total Environment*, v. 753, p. 141859, 2021.

MELO, G. A. S. *Manual de identificação dos Brachyura (caranguejos e siris) do litoral brasileiro*. São Paulo: Editora Plêiade / FAPESP, 1996. 604 p.

MOREIRA-MENDIETA, A. et al. Detection and quantification of microplastic pollution in the endangered Galapagos sea lion. *Science of the Total Environment*, v. 896, p. 166223, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166223>.

NIINIMÄKI, K. et al. The environmental price of fast fashion. *Nature Reviews Earth & Environment*, v. 1, n. 4, p. 189–200, 2020.

NOBRE, C. R. et al. Combined effects of polyethylene spiked with the antimicrobial triclosan on the swamp ghost crab (*Ucides cordatus*; Linnaeus, 1763). *Chemosphere*, v. 304, p. 135169, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135169>.

ORTEGA, P.; VITORINO, H. A. HSP70 in gills and hepatopancreas of mangrove crabs *Ucides cordatus*: comparison between contaminated and pristine environments. *Ecologies*, v. 3, n. 3, p. 249–256, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/ecologies3030019>.

PALACIOS-MARÍN, Alma V.; TAUSIF, Muhammad. Fragmented fibre (including microplastic) pollution from textiles. *Textile Progress*, v. 53, n. 3, p. 123-182, 2021.

PEREIRA, C. D. S. et al. Avaliação da contaminação crônica integrando respostas de biomarcadores em mexilhões transplantados e monitoramento sazonal. *Environmental Toxicology*, v. 27, p. 257–267, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1002/tox.20638>.

PINHEIRO, M. A. A. et al. Cytotoxicity, genotoxicity, and impact on populations of the mangrove sentinel species, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) after an environmental disaster at Cubatão, São Paulo, Brazil. *Nauplius*, v. 30, e2022025, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1590/2358-2936e2022025>.

RIST, Sinja et al. Toxicity of tire particle leachates on early life stages of keystone sea urchin species. **Environmental Pollution**, v. 336, p. 122453, 2023.

SANTINI, S. et al. Ocorrência de microfibras naturais e sintéticas no Mar Mediterrâneo: uma revisão. *Tóxicos*, v. 10, n. 7, p. 391, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/toxics10070391>.

SANTONICOLA, S. et al. Natural and regenerated cellulosic microfibers dominate anthropogenic particles ingested by commercial fish species from the Adriatic Sea. *Foods*, v. 14, n. 7, p. 1237, 2025. DOI: <https://doi.org/10.3390/foods14071237>.

SAVOCA, S. et al. Ingestion of plastic and non-plastic microfibers by farmed gilthead sea bream (*Sparus aurata*) and common carp (*Cyprinus carpio*) at different life stages. *Science of the Total Environment*, v. 782, p. 146851, 2021.

SILVA, M. A. S. da; FARIA, A. L. L. de. Índice CO<sub>2</sub> flux para avaliar perdas de serviços ecossistêmicos em mangues impactados por tempestade de granizo no Sudeste do Brasil. *GEOUSP*, v. 27, p. e200530, 2023.

SINGH, Rojalin Priyadarshini; MISHRA, Sunanda; DAS, Alok Prasad. Synthetic microfibers: Pollution toxicity and remediation. **Chemosphere**, v. 257, p. 127199, 2020.

SOUTO, F. J. B. Uma abordagem etnoecológica da pesca do caranguejo, *Ucides cordatus*, Linnaeus, 1763 (Decapoda: Brachyura), no manguezal do Distrito de Acupe (Santo Amaro-BA). *Biotemas*, v. 20, n. 1, p. 69–80, 2007.

STANTON, Thomas et al. ‘Natural’ fibres in lakes: a 150-year sedimentary perspective on persistence. **iScience**, 2026.

SVENDSEN, C. et al. A review of lysosomal membrane stability measured by neutral red retention: is it a workable earthworm biomarker? *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 57, n. 1, p. 20–29, 2004.

VIEIRA, R. *Os impactos do plástico nos oceanos: microplásticos na vida marinha e no corpo humano*. [S. l.: s. n.], [s. d.].

ZAMBRANO, M. C. et al. Aerobic biodegradation in freshwater and marine environments of textile microfibers generated in clothes laundering: effects of cellulose and polyester-based microfibers on the microbiome. *Marine Pollution Bulletin*, v. 151, p. 110826, 2020.

Zar, JH(2010). Análise bioestatística. 5ª ed. Upper Saddle River, NJ: Pearson Prentice Hall.

ZHAO, B. et al. The potential toxicity of microplastics on human health. *Science of the Total Environment*, v. 912, p. 168946, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168946>