



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ**  
**INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR**  
**GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS**

**LARA ISABELLY DE FREITAS SOUSA**

**OCORRÊNCIA DE PARABENOS EM FLUIDOS DO CARANGUEJO-UÇÁ (*Ucides cordatus*) E SEUS RISCOS ASSOCIADOS EM ESTUÁRIOS DA MARGEM EQUATORIAL BRASILEIRA**

**FORTALEZA**

**2026**

LARA ISABELLY DE FREITAS SOUSA

OCORRÊNCIA DE PARABENOS EM FLUIDOS DO CARANGUEJO-UÇÁ (*Ucides cordatus*) E SEUS RISCOS ASSOCIADOS EM ESTUÁRIOS DA MARGEM EQUATORIAL BRASILEIRA

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao Curso de Ciências Ambientais do Instituto de Ciências do Mar da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharela em Ciências Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Rivelino Martins  
Cavalcante  
Coorientadora: Prof. Dr<sup>a</sup>. Antônia Duciene  
Feitosa Lima

FORTALEZA

2026

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal do Ceará  
Sistema de Bibliotecas

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

S697o Sousa, Lara Isabelly de Freitas.  
OCORRÊNCIA DE PARABENOS EM FLUIDOS DO CARANGUEJO-UÇÁ (*Ucides cordatus*)  
E SEUS RISCOS ASSOCIADOS EM ESTUÁRIOS DA MARGEM EQUATORIAL BRASILEIRA  
/ Lara Isabelly de Freitas Sousa. – 2026.  
60 f. : il. color.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de  
Ciências do Mar, Curso de Ciências Ambientais, Fortaleza, 2026.

Orientação: Prof. Dr. Rivelino Martins Cavalcante.

Coorientação: Prof. Dr. Antônia Duciene Feitosa Lima.

1. Costa semiárida; 2. crustáceo. 3. contaminantes. I. Título.

CDD 333.7

---

LARA ISABELLY DE FREITAS SOUSA

OCORRÊNCIA DE PARABENOS EM FLUIDOS DO CARANGUEJO-UÇÁ (*Ucides cordatus*) E SEUS RISCOS ASSOCIADOS EM ESTUÁRIOS DA MARGEM EQUATORIAL BRASILEIRA

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao Curso de Ciências Ambientais do Instituto de Ciências do Mar da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharela em Ciências Ambientais.

Aprovada em: 22/01/2026.

BANCA EXAMINADORA

---

Prof. Dr. Rivelino Martins Cavalcante (Orientador)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr. Lázaro Wender Oliveira de Jesus  
Universidade Estadual Paulista (UNESP)

---

MSc. Thaís Chaves da Silva  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

À Sagrada Família de Jesus, pela graça que sustenta os caminhos. À minha mãe, que fez da luta diária a maior herança: ver seus dois filhos formados.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente a Deus, fonte de toda sabedoria e força, que guia meus caminhos e me sustentou ao longo de toda esta caminhada acadêmica, orientando meus passos nos momentos de incerteza e renovando minhas forças diante dos desafios.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Rivelino Cavalcante, pela inestimável orientação, paciência e confiança depositadas em mim ao longo de todo o desenvolvimento deste trabalho. Expresso minha profunda gratidão pela oportunidade concedida ao me acolher em seu laboratório, bem como por todo o conhecimento compartilhado e pelo sólido crescimento acadêmico que me foi instruído sob sua mentoria.

À minha coorientadora, Prof.<sup>a</sup> Dra. Antônia Duciene Feitosa Lima, Duci, por todo o apoio, carinho e dedicação minuciosa aos detalhes. Agradeço pelas lições compartilhadas e pelas palavras de incentivo que foram fundamentais em minha jornada. Mais que uma orientadora, foi uma verdadeira “mãe de graduação”, uma luz enviada para guiar e iluminar o meu caminho acadêmico.

Aos membros da Banca Examinadora, Prof. Dr. Lázaro e a Ma. Thaís, por aceitarem o convite para avaliar este trabalho e pelas valiosas sugestões e questionamentos que, sem dúvida, enriquecerão a versão final.

À Universidade Federal do Ceará (UFC) e ao Instituto de Ciências do Mar (Labomar), que foram minha segunda casa ao longo destes quatro anos. Agradeço por representarem um espaço de excelência e oportunidades, provando ser uma instituição capaz de transformar realidades e abrir horizontes para o futuro.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Pró-Reitoria de Assuntos Estudantis (PRAE), pela concessão das bolsas e auxílios. Este suporte foi fundamental para viabilizar minha dedicação exclusiva aos estudos e a participação em eventos científicos, contribuindo diretamente para a qualidade e o desenvolvimento desta pesquisa.

Aos colegas e colaboradores do Laboratório de Avaliação de Contaminantes Orgânicos (Lacor), em especial a Adriana, Gladston, Rafael, Alessandra, Milena, Bea, Bia, Tamyris, Estefani, pela rica troca de experiências, pelo auxílio técnico e pelo companheirismo diário. Estendo minha gratidão ao Laboratório de Efluentes e Qualidade de Água (EQUAL), onde iniciei minha trajetória acadêmica. Agradeço ao Prof. Dr. Michael Viana e ao João Paulo pelas valiosas experiências compartilhadas, e aos meus amigos “equalianos”, Tayane,

Matheus, Victoria, Ravena, Christian e Francisco, pelo carinho e por sempre estarem prontos a me ouvir.

Ao Prof. Dr. Marcelo Freire Moro, pela excelência na condução das atividades de extensão e por proporcionar experiências ímpares em Educação Ambiental. Agradeço pela oportunidade de vivenciar o aprendizado prático e transformador que tanto contribuiu para minha visão crítica e profissional.

Aos amigos que a graduação me presenteou, com quem tanto aprendi e compartilhei a vida. Um agradecimento especial ao nosso eterno grupo Sabiaguabers: Arianne, Caio, Enzo, Gisely, Karen, Karol, Lara, Lorena, Lucas, Mey, Renato, Samara, Stefany e Yana. Obrigada por cada momento, pelos risos, choros e piqueniques que tornaram essa jornada mais leve. Cativei pessoas brilhantes e determinadas que desejo levar para sempre comigo.

Aos amigos que atravessaram diferentes fases da minha vida, desde os tempos de escola até a jornada universitária. A presença de vocês, vinda de tantos lugares e momentos, é essencial para mim. Agradeço imensamente a: Alessandro, Ariane, Bruna, Carmélia, Cauã, Duda, Fernanda, Gabriel, Gaby, Genice, Ingrid, Lorena Bizarria, Luan, Lucas Barreto, Luciana, Lourrany, Luiza, Mariana, Maria Rita e Victória Emilly.

Acredito que sou feita do afeto de muitas pessoas. Por isso, expresso minha profunda gratidão aos funcionários da UFC que tornaram minha rotina mais acolhedora. Agradeço aos motoristas Parangolé e Seu Jurandir, pela excelência e cuidado em cada trajeto; ao Seu Cleiton, pela gentileza e pelos lanches no RU; e à equipe de limpeza, cujo trabalho zeloso foi fundamental para o nosso bem-estar diário.

À família que Deus me presenteou, meu porto seguro e base de tudo. Um agradecimento especial aos meus afilhados, José e Nicole, que com sua pureza me inspiram a crescer diariamente na fé. Ao meu amigo Kauã e aos seus avós, Dona Graça e Seu Cláudio, pela acolhida e pelo ânimo renovado que recebo a cada encontro.

Ao meu irmão, João Pedro, que é meu maior exemplo desde que nasci. Sua presença em minha vida gerou frutos valiosos e sua trajetória sempre me inspirou a seguir em frente. Meu palhaço favorito.

Meu agradecimento mais que especial vai para minha mãe, Carminha, que é a essência de tudo o que tenho e sou. Obrigada por ser meu porto seguro e por cada gesto de amor e cuidado. Se hoje reconheço a importância de agradecer a tantas pessoas, é porque você me ensinou, com seu exemplo, o verdadeiro valor da gratidão e do afeto.

“Depois do medo, vem o mundo”  
(Clarice Lispector).

## RESUMO

Parabenos, amplamente utilizados como conservantes em produtos de consumo, são classificados como contaminantes de preocupação emergentes (CECs) e desreguladores endócrinos (EDCs), representando uma preocupação crescente para a saúde ambiental, especialmente em ecossistemas aquáticos. Este trabalho apresenta uma abordagem inovadora ao investigar a ocorrência, distribuição espacial e os riscos de exposição a esses compostos em fluidos biológicos (urina e hemolinfa) do caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*), um bioindicador essencial em estuários da Margem Equatorial Brasileira. A metodologia empregada envolveu a coleta de amostras em quatro estuários (Rio Parnaíba, Rio Cocó, Rio Jaguaribe e Rio Piranhas-Açu) e a análise de p-hidroxibenzóico (4-HB), metilparabeno (MeP) e etilparabeno (EtP) por meio de hidrólise enzimática e cromatografia, complementadas por análises estatísticas não paramétricas. Os resultados evidenciaram a presença generalizada de parabenos nos organismos, com concentrações médias de 4-HB de  $87,73 \pm 172,71$  µg/L na urina e  $42,75 \pm 61,50$  µg/L na hemolinfa, indicando a ampla exposição dos caranguejos. Além disso, observou-se que o EtP se concentra mais na urina, enquanto o MeP se concentra na hemolinfa, revelando diferenças nos processos de metabolização e excreção. A análise do fator de condição (K) demonstrou variações significativas entre os locais, sugerindo diferentes estados nutricionais e pressões ambientais. Embora a avaliação do risco não carcinogênico à saúde humana (HQ) tenha indicado que os níveis de exposição estimados por meio do consumo de caranguejos não representam risco imediato, os resultados reforçam o uso de *U. cordatus* como bioindicador e destacam a análise integrada de urina e hemolinfa como uma abordagem não invasiva e eficaz para o biomonitoramento de CECs em ecossistemas estuarinos. O estudo contribui significativamente para o conhecimento da contaminação na MEB e estabelece bases para futuras investigações ecotoxicológicas e estratégias de manejo.

**Palavras-chave:** Costa semiárida; crustáceo; contaminantes.

## ABSTRACT

Parabens, widely used as preservatives in consumer products, are classified as contaminants of emerging concern (CECs) and endocrine-disrupting chemicals (EDCs), representing a growing concern for environmental health, especially in aquatic ecosystems. This work presents an innovative approach by investigating the occurrence, spatial distribution, and exposure risks of these compounds in biological fluids (urine and hemolymph) of the mangrove crab (*Ucides cordatus*), an essential bioindicator in estuaries of the Brazilian Equatorial Margin. The methodology involved collecting samples from four estuaries (Parnaíba River, Cocó River, Jaguaribe River, and Piranhas-Açu River) and analyzing p-hydroxybenzoic acid (4-HB), methylparaben (MeP), and ethylparaben (EtP) through enzymatic hydrolysis and chromatography, complemented by non-parametric statistical analyses. The results evidenced the widespread presence of parabens in the organisms, with mean 4-HB concentrations of  $87.73 \pm 172.71$   $\mu\text{g/L}$  in urine and  $42.75 \pm 61.50$   $\mu\text{g/L}$  in hemolymph, indicating the crabs' broad exposure. Furthermore, it was observed that EtP concentrates more in urine, while MeP concentrates in hemolymph, revealing differences in metabolization and excretion processes. The analysis of the condition factor (K) demonstrated significant variations among sites, suggesting different nutritional states and environmental pressures. Although the assessment of non-carcinogenic risk to human health (HQ) indicated that estimated exposure levels through crab consumption do not pose an immediate risk, the results reinforce the use of *U. cordatus* as a bioindicator and highlight the integrated analysis of urine and hemolymph as a non-invasive and effective approach for biomonitoring CECs in estuarine ecosystems. The study contributes significantly to the knowledge of contamination in the BEM and establishes bases for future ecotoxicological investigations and management strategies.

**Keywords:** Semiarid coast; crustacean; contaminants.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização das áreas de amostragem.....	19
Figura 2 - Rio Parnaíba, Delta do Parnaíba, Piauí.....	21
Figura 3 - Rio Cocó, Fortaleza, Ceará.....	22
Figura 4 - Rio Jaguaribe, próximo a foz em Fortim/Aracati, Ceará.....	23
Figura 5 - Rio Piranhas-Açu, Macau, Rio Grande do Norte.....	25
Figura 6 - Crustáceo da espécie <i>U. cordatus</i> .....	25
Figura 8 - Etapas do processo de hidrólise enzimática.....	28
Tabela 4 - Estatística descritiva dos analitos nas matrizes hemolinfa e urina, assumindo um grupo de dados de forma geral.....	33
Figura 9 - Comparação das concentrações de p-hidroxibenzóico ( $\mu\text{g/L}$ ).....	35
Figura 10 - Comparação das concentrações de metilparabeno ( $\mu\text{g/L}$ ).....	36
Figura 11 - Comparação das concentrações de etilparabeno ( $\mu\text{g/L}$ ).....	37
Figura 12 - Distribuição de concentrações dos compostos p-hidroxibenzóico, etilparabeno, metilparabeno, em $\mu\text{g/L}$ , nos diferentes estuários estudados, nas matrizes urina e hemolinfa.	39
Figura 13 - Variação espacial das concentrações de analitos nas matrizes biológicas, representadas por análise multivariada (NMDS) com vetores ajustados.....	41
Figura 14 - Valores de HQ, para cada local de estudo, com matrizes hemolinfa e urina.....	46

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Valores de equação, R <sup>2</sup> , LD e LQ dos compostos.....	29
Tabela 2 - Teste à Normalidade (Shapiro-Wilk).....	32
Tabela 3 - Teste à Homogeneidade de Variâncias (Levene).....	33
Tabela 5 - Comparação de medianas (Mann-Whitney) e correlação de Spearman entre as concentrações de parabenos em urina e hemolinfa.....	37
Tabela 6 - Resultado do Fator de Condição por local.....	43

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	14
<b>2 METODOLOGIA</b> .....	18
<b>2.1 Área de estudo</b> .....	18
<b>2.2 Amostragem</b> .....	25
<b>2.3 Substâncias estudadas</b> .....	27
<b>2.4 Reagentes e padrões analíticos</b> .....	27
<b>2.5 Preparo das amostras</b> .....	27
<b>2.6 Análise cromatográfica</b> .....	28
<b>2.7 Avaliação de saúde dos caranguejos</b> .....	29
<b>2.8 Risco a saúde humana</b> .....	30
<b>2.9 Análise estatística</b> .....	31
<b>3 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	32
<b>3.1 Análise Descritiva e Comparativa dos dados amostrais</b> .....	32
<b>3.2 Comparação entre Matrizes Biológicas</b> .....	34
<b>3.3 Perfil de contaminação por local de amostragem</b> .....	37
<b>3.3.1 Análise Multivariada</b> .....	41
<b>3.4 Avaliação de saúde dos caranguejos</b> .....	42
<b>3.5 Níveis de risco à saúde humana</b> .....	45
<b>4 CONCLUSÃO</b> .....	47
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	48
<b>APÊNDICE A – ESTATÍSTICA DESCRITIVA (MÉDIA E DESVIO-PADRÃO) DOS ANALITOS ESTRATIFICADOS POR GRUPO EXPERIMENTAL (LOCAL)</b> .....	57
<b>ANEXO A – DADOS BIOMÉTRICOS DO UCIDES CORDATUS</b> .....	58
<b>ANEXO B – INFORMAÇÕES REFERENTES AOS COMPOSTOS ESTUDADOS</b> ....	60

## 1 INTRODUÇÃO

O desenvolvimento tecnológico e o aumento da população global resultaram em uma crescente produção e consumo de produtos químicos (fármacos e cosméticos), muitos dos quais são liberados no meio ambiente. Entre eles, destacam-se os Contaminantes de preocupação emergente (CECs), um grupo heterogêneo de substâncias que não são rotineiramente monitoradas, mas que possuem o potencial de causar efeitos adversos à saúde humana e aos ecossistemas (Vedana; Alves; Beaumord, 2019). Com os avanços da química analítica, observa-se um aumento significativo na identificação desses compostos em corpos d'água, evidenciando sua ampla distribuição ambiental. A presença de CEs em diferentes compartimentos, como águas superficiais, sedimentos e organismos aquáticos, tem suscitado crescente preocupação na comunidade científica e entre as agências reguladoras, em virtude dos riscos potenciais que representam ao meio ambiente e à saúde pública (Surtherland; Ralph, 2019).

Entre os diversos compostos identificados como CEs, destacam-se os parabenos, ésteres do ácido p-hidroxibenzóico, amplamente utilizados como conservantes sintéticos em razão de suas propriedades antimicrobianas, do baixo custo de produção e do fato de serem substâncias insípidas, inodoras e incolores (Rosário Filho, 2023). Esses compostos são empregados em uma ampla variedade de produtos, especialmente na indústria cosmética e de higiene pessoal, incluindo cremes, loções, maquiagens, protetores solares, xampus, condicionadores, desodorantes, sabonetes líquidos e produtos de barbear (Matwiejczuk; Galicka; Brzóška, 2020). Também são adicionados a alimentos e bebidas processadas, condimentos, cereais, laticínios, carnes, peixes, vegetais e produtos enlatados (Liao, Chen, Kannan, 2013), além de estarem presentes em formulações farmacêuticas, como medicamentos líquidos, xaropes, pomadas e soluções tópicas (Rosário Filho, 2023). Adicionalmente, podem ser encontrados em produtos de limpeza doméstica e industrial (Rosário Filho, 2023), o que evidencia sua ampla disseminação no ambiente. Os parabenos mais utilizados em produtos de consumo são o metilparabeno (MeP), o etilparabeno (EtP), o propilparabeno (PrP) e o butilparabeno (BuP). Entre eles, o metilparabeno e o propilparabeno predominam na maioria dos cosméticos, alimentos e medicamentos, refletindo sua maior frequência de uso e de detecção em amostras ambientais e biológicas (Haman *et al.*, 2015).

O Programa Ambiental das Nações Unidas classifica os parabenos como EDCs (Químicos Desreguladores Endócrinos), pois eles interagem com receptores de estrogênio e acabam interferindo nas atividades dos hormônios circulantes (Chatterjee *et al.*, 2024). Esse

efeito está associado a um aumento do risco de diversas enfermidades relacionadas ao desequilíbrio hormonal, como alergias, obesidade, câncer, entre outras condições (Chatterjee *et al.*, 2024; Shimizu *et al.*, 2018). Esses compostos podem promover a proliferação celular, ativar receptores de estrogênio e causar alterações na síntese e secreção de hormônios sexuais, como estradiol e testosterona, em modelos animais e celulares (Wei *et al.*, 2024). Em ambientes aquáticos, estudos indicam que eles podem causar alterações no desenvolvimento gonadal, elevação dos níveis de vitelogenina e estradiol, além de distúrbios comportamentais e efeitos neurotóxicos em peixes-zebra (Wei *et al.*, 2024). Em organismos terrestres, a presença de parabenos e de seus metabólitos tem sido registrada em tecidos de aves, mamíferos e animais domésticos, indicando uma ampla exposição ambiental e potencial para efeitos endócrinos em diferentes espécies (Xue; Kannan, 2016). Eles são rapidamente absorvidos pela pele e pelo trato gastrointestinal e, após a absorção, sofrem metabolização principalmente no fígado e nos rins por ação de esterases, originando o ácido 4-hidroxibenzoico (4-HB) e outros metabólitos oxidativos (Abbas *et al.*, 2010). A excreção ocorre predominantemente pela urina nas primeiras 24 horas após a exposição, embora pequenas quantidades possam ser eliminadas pelas fezes ou permanecer retidas nos tecidos (Aubert; Ameller; Legrand, 2012). Apesar da rápida metabolização em mamíferos, a presença de parabenos e de seus metabólitos em diferentes organismos sugere uma exposição contínua e um potencial de bioacumulação em ecossistemas contaminados (Xue; Kannan, 2016).

A Margem Equatorial Brasileira (MEB), que se estende do Alto de Touros até a plataforma do Amapá, abriga importantes bacias sedimentares, como Foz do Amazonas, Barreirinhas e Ceará (Lima; Medeiros; Sá, 2025). Apesar de sua relevância geológica e econômica, especialmente após as descobertas de petróleo, essa margem permanece menos investigada em comparação a outras regiões do país (Lima; Medeiros; Sá, 2025). Dentro desse contexto, os estuários da MEB assumem papel fundamental ao conectar ambientes fluviais e marinhos, sustentando ecossistemas sensíveis e atividades socioeconômicas (Lessa *et al.*, 2018). Diante da sensibilidade ambiental da MEB e da crescente pressão antrópica, este estudo foca quatro estuários representativos da porção Nordeste: Rio Parnaíba, Rio Cocó, Rio Jaguaribe e Rio Piranhas-Açu. A seleção contempla diferentes contextos ambientais e níveis de influência humana, possibilitando uma avaliação comparativa da contaminação por parabenos.

O caranguejo *Ucides cordatus* (Lineu, 1763), conhecido popularmente como uçá, destaca-se como um excelente bioindicador da qualidade ambiental em ecossistemas de manguezal (Silva *et al.*, 2024). Essa espécie de crustáceo semi-terrestre amplamente

distribuída na costa brasileira, desempenha papel essencial na manutenção do equilíbrio ecológico e na ciclagem de nutrientes, além de ter importância socioeconômica para comunidades pesqueiras (Jesus *et al.*, 2025). Por habitar áreas sujeitas à influência de poluentes oriundos de atividades industriais, domésticas e portuárias, é altamente sensível a contaminantes químicos, que podem se acumular em seus tecidos e causar alterações histológicas significativas (Jesus *et al.*, 2020). Essas respostas fisiológicas e morfológicas permitem que o *U. cordatus* seja utilizado como organismo modelo em estudos ecotoxicológicos, fornecendo dados valiosos sobre o impacto dos xenobióticos e auxiliando no biomonitoramento e na gestão ambiental dos manguezais (Jesus *et al.*, 2025).

O biomonitoramento é fundamental para avaliar a exposição real dos organismos aos contaminantes, especialmente diante do aumento crescente da poluição química gerada por atividades humanas (Hamza-Chaffai, 2014). Como os efeitos dos poluentes surgem primeiro em níveis moleculares e celulares, o biomonitoramento sendo uma ferramenta essencial por indicar respostas biológicas precoces e refletirem a fração biodisponível dos contaminantes, algo que a análise química isolada não revela (Lionetto; Caricato; Giordano, 2019). Assim, o acompanhamento em organismos sentinelas oferece uma visão mais sensível e integrada da qualidade ambiental, contribuindo para a identificação de riscos e para o manejo de áreas impactadas (Lionetto; Caricato; Giordano, 2019).

Tradicionalmente, estudos de contaminação de parabenos em organismos aquáticos concentram-se em tecidos clássicos, como músculo, fígado, cérebro, brânquias e gônadas, tanto em peixes quanto em crustáceos (Da Silveira *et al.*, 2024). Contudo, fluidos biológicos, como urina e da hemolinfa, apresentam vantagens distintas: refletem exposições recentes, demandam volumes amostrais menores, permitem análises repetidas no mesmo indivíduo e alinham-se a princípios de bem-estar animal (3Rs) (Watson *et al.*, 2004; Impellitteri *et al.*, 2022). Nesse contexto, pesquisas recentes demonstram o potencial da urina de caranguejos como matriz eficiente para detecção de contaminantes, devido à capacidade desses organismos de metabolizar e excretar diversas substâncias, além de seu papel reconhecido como bioindicadores de ambientes sedimentares (Júnior; Lima; Cavalcante, 2025). Essas matrizes exibem menor conteúdo lipídico que tecidos sólidos, apresenta métodos analíticos rápidos e de baixo custo, compatíveis com técnicas como HPLC-F, LC-MS e fluorescência (Júnior; Lima; Cavalcante, 2025; Ulmer *et al.*, 2018).

Nesse contexto, este estudo visa determinar as concentrações de parabenos em matrizes biológicas como urina e hemolinfa, de *U. cordatus*, investigando sua distribuição espacial nos ambientes amostrados. Os resultados obtidos foram utilizados para discutir

possíveis implicações para a saúde dos organismos expostos, bem como para a saúde humana, considerando o consumo dessa espécie e seu papel como recurso alimentar e ecológico. Ao integrar contaminantes emergentes, dinâmica estuarina e respostas biológicas em um organismo-sentinela de elevada relevância ecológica e socioambiental, esta investigação oferece uma abordagem inédita para a região, fortalecendo o entendimento sobre a exposição real aos parabenos e contribuindo para estratégias de conservação e manejo sustentável dos ecossistemas estuarinos.

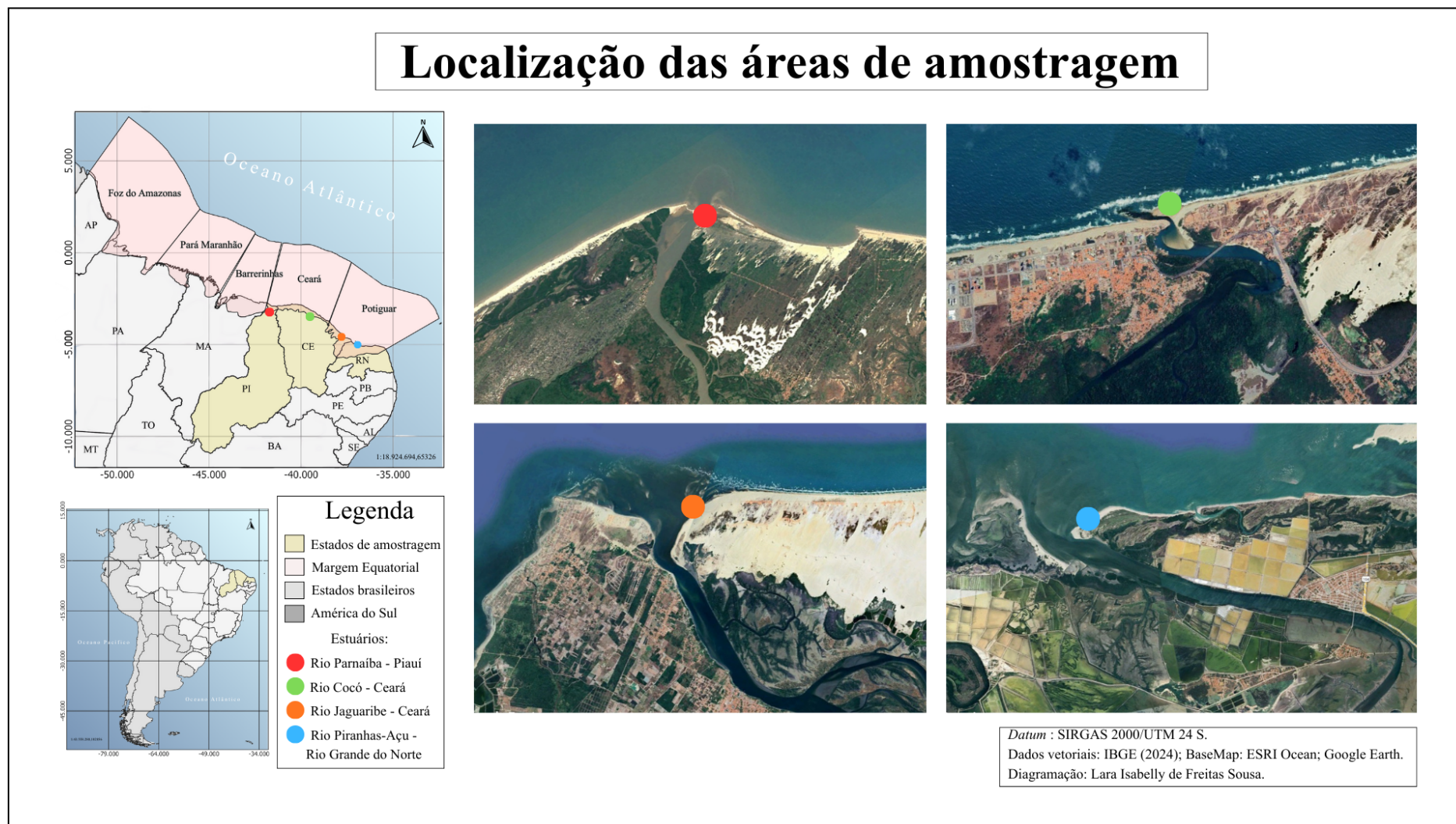
## 2 METODOLOGIA

O presente estudo possui uma abordagem metodológica estruturada para investigar a presença de p-HBA, metilparabeno e etilparabeno em indivíduos de *U. cordatus* coletados em quatro estuários do Nordeste brasileiro. A caracterização da área de estudo contempla os aspectos ambientais e as influências antrópicas de cada local. A etapa de amostragem incluiu a descrição do número de organismos coletados, dos procedimentos de captura, anestesia e biometria. Também foram caracterizadas as substâncias avaliadas e especificados os reagentes empregados nas análises. O preparo e o processamento das amostras foi detalhado, envolvendo a realização de hidrólise enzimática e posterior análise cromatográfica. Por fim, análises estatísticas foram aplicadas para assegurar a consistência e a confiabilidade dos resultados obtidos.

### 2.1 Área de estudo

O presente estudo é conduzido em quatro estuários estratégicos localizados na porção Nordeste do Brasil, região que se insere na Margem Equatorial Brasileira. Esta área, que se estende por mais de 2000 km ao longo da costa, é caracterizada por uma alta sensibilidade ambiental, especialmente em seus ecossistemas estuarinos e de manguezal, e por ser uma fronteira de exploração de recursos energéticos, o que impõe um risco potencial de impactos antrópicos (Lima; Medeiros; Jardim De Sá, 2025). A seleção dos estuários visa abranger uma variação geográfica e de influência antrópica dentro do Semiárido Tropical Brasileiro, permitindo uma avaliação comparativa da contaminação por parabenos. A amostragem foi realizada entre novembro de 2024 e janeiro de 2025 nas regiões estuarinas dos seguintes sistemas: Rio Parnaíba (Delta do Parnaíba/Piauí), Rio Cocó (Fortaleza/Ceará), Rio Jaguaribe (Fortim–Aracati/Ceará) e Rio Piranhas-Açu (Macau/Rio Grande do Norte), como apresentado na Figura 1 os pontos de amostragem.

Figura 1 - Localização das áreas de amostragem.



Fonte: Elaborado pela autora.

A bacia hidrográfica do rio Parnaíba é a segunda maior do Nordeste brasileiro, após a bacia do rio São Francisco, localizado entre os estados do Maranhão e Piauí, possui 1.432 km<sup>2</sup> de comprimento e drena uma área de cerca de 344.112 km<sup>2</sup> (Picapedra; Fernandes; Lansac-Tôha, 2017). Sua nascente é na Chapada das Mangabeiras, na região limítrofe entre o Piauí e o Tocantins, a cerca de 709 metros de altitude (Gandara, 2009). A partir desse ponto, passa a marcar o início da divisa entre os estados do Piauí e Maranhão, limite territorial que acompanha todo o curso do rio (Gandara, 2009), deságua no Oceano Atlântico, formando o grandioso Delta do Parnaíba, que se estende pelos estados do Ceará, Maranhão e Piauí, o único delta em mar aberto das Américas e o terceiro maior do mundo (Araújo; Guzzi; Ávilla, 2018).

O Delta do Rio Parnaíba (Figura 2), abrange 85 ilhas distribuídas ao longo de uma área de aproximadamente 3.132 km<sup>2</sup> (Araújo; Guzzi; Ávilla, 2018), formando um estuário ambientalmente diverso e relevante para este estudo. O setor leste apresenta baixa declividade, favorecendo áreas de inundação e maior retenção de contaminantes, enquanto o setor oeste reúne grandes baías, canais de manguezal, pântanos salgados e praias arenosas (Araújo; Guzzi; Ávilla, 2018). O clima regional é marcado por forte sazonalidade pluviométrica, com períodos chuvosos e secos bem definidos, como indicado pelos dados IMERG, que mostram alta acurácia para extremos na porção inferior do rio (Batista; Rodrigues; Santos e Silva, 2024). As temperaturas anuais permanecem elevadas, variando de acordo com condições meteorológicas e influências antrópicas (Itsukushima; Ohtsuki; Sato, 2024). A salinidade também oscila sazonalmente, sendo mais alta na estação seca e reduzida na estação chuvosa, enquanto a intrusão marinha durante marés de enchente modifica a composição química do estuário (Chielle *et al.*, 2023). Esses fatores físicos e hidrodinâmicos, combinados à sua posição na Margem Equatorial, tornam o Delta do Parnaíba um ambiente estratégico para o monitoramento de Contaminantes Emergentes.

Declarado Área de Proteção Ambiental (BRASIL, 1996), caracteriza-se por um baixo desenvolvimento industrial e com poucas fontes pontuais de contaminantes e, portanto, prevalecem fontes difusas de poluição, que normalmente são difíceis de controlar e monitorar (Mello *et al.*, 2015). Sofrendo pressões de atividades agrícolas (especialmente resíduos de agricultura), carcinicultura (criação de camarões) e lançamento de esgoto doméstico (Mello *et al.*, 2015). Além disso, o rio é intensamente utilizado para navegação, abrigando a circulação de embarcações de carga e também de turismo (Andrade *et al.*, 2024).

Figura 2 - Rio Parnaíba, Delta do Parnaíba, Piauí.



Fonte: Santos (2025).

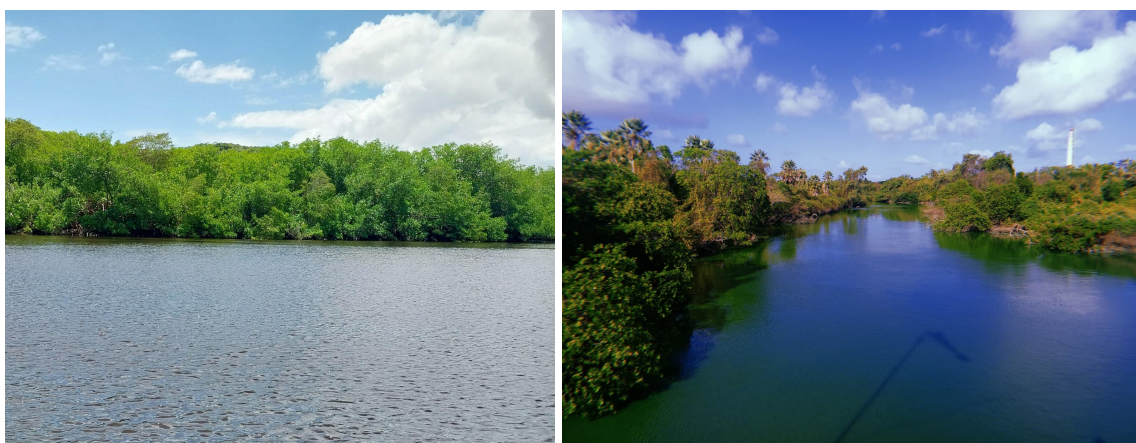
A bacia hidrográfica do rio Cocó é o principal curso d'água da cidade de Fortaleza, no estado do Ceará, situado integralmente na Região Metropolitana, com uma bacia hidrográfica de aproximadamente 513,84 km<sup>2</sup> que abrange os municípios de Pacatuba, Maranguape, Itaitinga, Maracanaú, Eusébio, Aquiraz e Fortaleza (Santos; Souza, 2014). Suas nascentes estão localizadas na vertente oriental da Serra da Aratanha, no município de Pacatuba, de onde o rio segue até desaguar no Oceano Atlântico, na praia do Caça e Pesca (Zanella *et al.*, 2013). Por atravessar áreas densamente urbanizadas, o rio Cocó desempenha papel central na drenagem, na regulação ambiental e na dinâmica socioeconômica da capital cearense, configurando como um dos sistemas hídricos mais importantes da região (Santos; Souza, 2014).

O estuário do rio Cocó, apresenta uma extensão de aproximadamente 13 km, constitui um dos principais sistemas ambientais da zona litorânea de Fortaleza, desenvolvendo-se desde os tabuleiros pré-litorâneos até a planície costeira, onde interage com extensos campos de dunas móveis, semifixas e fixas (Freires *et al.*, 2014). O clima regional é fortemente controlado pela atuação da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), caracterizada por forte sazonalidade de chuvas e períodos prolongados de seca (Freires *et al.*, 2014; Soares *et al.*, 2021). A salinidade do estuário apresenta alta variabilidade, porém tende a manter valores reduzidos (hipossalinos) devido ao aporte contínuo de efluentes urbanos e à baixa descarga fluvial, diferindo de outros estuários da região que podem apresentar hipersalinidade na estação seca (Schettini; Valle-Levinson; Truccolo, 2017). Além disso, o estuário do Cocó é verticalmente bem misturado, com pouca estratificação, resultado da baixa profundidade e da forte ação das marés, fatores que moldam sua hidrodinâmica e influenciam os processos de

dispersão e retenção de contaminantes (Freitas, Menezes; Schettini, 2015).

Inserido dentro do Parque Estadual Ecológico do Cocó, sendo considerado Área de Preservação Permanente (APP), pelo Decreto Estadual N° 32.248 de 7 de junho de 2017 (MPCE, 2017). A Figura 3 mostra uma porção da localização do estuário dentro do parque. A expansão urbana desordenada e a ausência de saneamento básico favorecem o descarte de resíduos sólidos e a introdução de microplásticos no sistema estuarino (Soares *et al.*, 2021). Adicionalmente, práticas de aquicultura e agricultura contribuem para o aporte de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e agrotóxicos, ampliando processos de eutrofização e agravando o quadro de contaminação ambiental do estuário (Alencar *et al.*, 2025).

Figura 3 - Rio Cocó, Fortaleza, Ceará.



Fonte: Moreira (2025); Silva (2025).

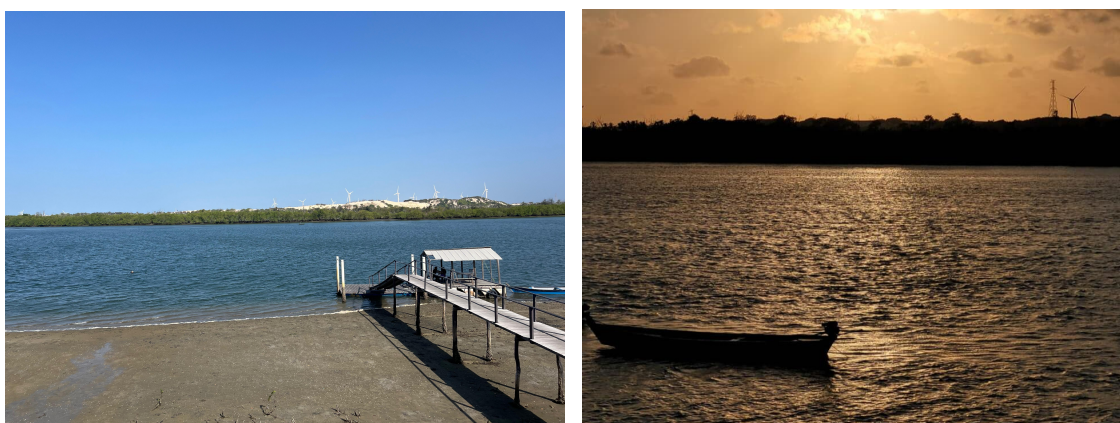
O Rio Jaguaribe é o principal curso d'água do estado do Ceará e figura entre os maiores rios temporários do mundo, destacando-se pela expressiva extensão e importância hidroambiental (Castro *et al.*, 2020). Sua bacia hidrográfica abrange aproximadamente 72.000 km<sup>2</sup>, enquanto o vale do rio se estende por cerca de 633 km, ocupando uma parcela significativa da região semiárida cearense (Bungenstock *et al.*, 2023). Em estudos recentes a nascente principal foi identificada no Morro do Pipocas, divisa dos municípios de Tauá, Pedra Branca e Independência (Castro *et al.*, 2020). O fluxo do rio é altamente sazonal, influenciado por cheias esporádicas e extensa construção de barragens, o que alterou sua hidrologia, transformando-a de um regime de variabilidade natural para um regime amplamente controlado por reservatórios (Meira Neto *et al.*, 2024; Bungenstock *et al.*, 2023).

O estuário do rio Jaguaribe abrange os municípios de Itaiçaba, Aracati e Fortim (Costa *et al.*, 2020), desenvolvendo-se sobre uma extensa planície estuarina dominada por manguezais e margeada por planícies costeiras arenosas e amplos campos de dunas eólicas

formados pela ação constante dos ventos alísios (Bungenstock *et al.*, 2023). O clima regional é tipicamente semiárido, fortemente marcado pela sazonalidade pluviométrica, com chuvas concentradas entre março e abril e longos períodos de estiagem entre agosto e novembro, nos quais a precipitação pode ser nula (Gameiro *et al.*, 2022). A temperatura no estuário permanece elevada e relativamente estável ao longo do ano, variando entre 28 °C e 31 °C, enquanto a salinidade apresenta ampla variabilidade espacial e temporal, podendo oscilar entre 5 e 35 no gradiente estuarino e superar 38 durante a estação seca devido à intensa evaporação e à baixa descarga fluvial (Moura; Lacerda, 2022).

O estuário do rio Jaguaribe (Figura 4), embora não possua uma Unidade de Conservação específica, tem parte de sua margem direita inserida na APA de Canoa Quebrada (SEMACE, 2010). A região apresenta elevada pressão antrópica, marcada pelo lançamento de esgotos não tratados, disposição inadequada de resíduos sólidos e aporte difuso de contaminantes oriundos da agricultura e da aquicultura (Oliveira *et al.*, 2016), atividades amplamente desenvolvidas no baixo Jaguaribe, onde são utilizados mais de 150 princípios ativos de agrotóxicos e há expressiva produção aquícola (Oliveira *et al.*, 2016). Esses fatores intensificam processos de eutrofização e aumentam a vulnerabilidade ambiental do estuário (Oliveira *et al.*, 2016).

Figura 4 - Rio Jaguaribe, próximo a foz em Fortim/Aracati, Ceará.



Fonte: Autora (2024); Santos (2024).

A bacia hidrográfica do rio Piranhas-Açu constitui um dos mais extensos sistemas hídricos do semiárido nordestino, totalizando aproximadamente 43.681 km<sup>2</sup> distribuídos entre os estados da Paraíba e do Rio Grande do Norte (Mutti *et al.*, 2019). Suas nascentes localizam-se no município de Bonito de Santa Fé, na Paraíba, próximo ao divisor com o estado do Ceará, de onde o rio segue em direção ao Rio Grande do Norte pelo município de

Jardim de Piranhas, recebendo as contribuições dos rios Espinharas e Seridó (Moura; Righetto; Lima, 2011). A partir daí, o curso d'água atravessa a região central potiguar até desaguar no Oceano Atlântico, na foz situada no município de Macau, dos estuários Açú, Cavalos e Conchas (Moura; Righetto; Lima, 2011). Pela sua extensão, importância socioeconômica e abrangência territorial, o rio Piranhas-Açú desempenha papel estratégico no abastecimento hídrico, na irrigação e na dinâmica ambiental da região semiárida do Nordeste (Souza Filho *et al.*, 2022).

O estuário do rio Piranhas-Açú (Figura 5), desenvolve-se sobre uma extensa planície flúvio-marinha situada no litoral do Rio Grande do Norte, em uma região costeira caracterizada por manguezais, apicuns, salinas, lagoas costeiras, bancos arenosos e amplos campos de dunas (IDEMA, 2009; Soares, 2012). O clima é tipicamente semiárido, com forte irregularidade pluviométrica e médias anuais entre 500 mm, influenciadas por fenômenos como El Niño e o Modo Meridional do Atlântico, que modulam episódios de secas prolongadas e cheias sazonais (Sá; Pinheiro, 2025). As temperaturas permanecem elevadas ao longo do ano, geralmente acima de 28 °C, enquanto a salinidade apresenta ampla variação espacial e temporal devido à baixa descarga fluvial, à intensa evaporação e ao longo período seco, podendo atingir condições hipersalinas em diversos setores do estuário (Sá; Pinheiro, 2025).

A região estuarina não apresenta unidade formal de proteção ambiental, sofrendo intensa pressão antrópica decorrente de diversas atividades econômicas desenvolvidas em seu entorno, como a indústria petrolífera (óleo e gás), a produção de sal em salinas solares, carcinicultura, além da pesca e do turismo (Rocha Júnior, 2011). Esses fatores aumentam o aporte de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, elevam a salinidade e intensificam processos de eutrofização, contribuindo para a degradação progressiva dos ecossistemas costeiros associados ao estuário (Cunha *et al.*, 2022).

Figura 5 - Rio Piranhas-Açu, Macau, Rio Grande do Norte.



Fonte: Lima (2024).

## 2.2 Amostragem

A coleta dos indivíduos de *U. cordatus* (Figura 6), totalizaram 40 crustáceos, com 10 indivíduos por área amostrada, sendo todos machos. Esse número foi definido para garantir representatividade biológica entre os estuários, permitindo captar variações naturais entre as populações, ao mesmo tempo em que se assegurou a probabilidade logística do trabalho de campo e o bem-estar dos organismos, conferindo viabilidade estatística. No início do estudo, foi obtida autorização para a realização das atividades científicas junto ao Ministério do Meio Ambiente, por meio do SISBIO/ICMBio (nº 93916-1), emitida em 26/06/2024, além de submissão à Comissão de Ética no Uso de Animais (CEUA) da Universidade Federal do Ceará (UFC).

Figura 6 - Crustáceo da espécie *U. cordatus*.



Fonte: Autora (2025).

Os caranguejos foram capturados por pescadores locais por meio da técnica tradicional de *bracing*, conforme descrita por Júnior; Lima; Cavalcante (2025), essa técnica consiste na

introdução do braço na toca para a retirada manual do animal, sendo amplamente utilizada na captura artesanal da espécie. Os caranguejos foram anestesiados por imersão em solução contendo metanossulfonato de triclaína (MS-222), com concentração de 500 mg/L, preparada em água com gelo, garantindo rápida indução anestésica e minimização do estresse durante o manejo (Lima *et al.*, 2025). Após a coleta, todos os indivíduos foram medidos e pesados para registro dos dados biométricos, documentados no Anexo A. O procedimento ocorreu perto da região de coleta para que não houvesse estresses dos indivíduos.

Posteriormente a coleta *in vivo* de urina e hemolinfa foi realizada com auxílio de seringas de 1 mL e agulhas 25 × 0,27 mm. A coleta de urina foi realizada a partir do neuróporo (glândula antenal), localizado na porção anterior do cefalotórax, próximo à base das antenas maiores, foram coletados 300 µL de urina por indivíduo, que foram imediatamente transferidos para vials de 2 mL. Para a hemolinfa foi realizada por meio de punção da cavidade pericárdica, localizada na região dorsal do cefalotórax, utilizando-se uma seringa esterilizada previamente contendo citrato de sódio como anticoagulante. Foram retirados 400 µL de hemolinfa por indivíduo, e o material coletado foi imediatamente transferido para vials de 2 mL contendo 50 µL adicionais do mesmo anticoagulante, a fim de evitar coagulação e assegurar a estabilidade das amostras (Lima *et al.*, 2025). Os protocolos seguidos de forma resumida podem ser observados na Figura 7.

Figura 7 - Protocolos *in vivo* conduzidos após a captura dos indivíduos.



Fonte: elaborada pela autora.

As amostras de urina e hemolinfa foram imediatamente acondicionadas em nitrogênio líquido durante o transporte ao laboratório, assegurando a preservação de suas características físico-químicas. Em seguida, foram armazenadas em ultrafreezer a  $-80\text{ }^{\circ}\text{C}$ , permanecendo sob essas condições até a realização das extrações.

### 2.3 Substâncias estudadas

Um conjunto de três compostos foi investigado neste estudo, abrangendo metilparabeno (MePB), etilparabeno (EtPB) e p-hidroxibenzoico (p-HBA). No Anexo B, encontram-se sistematizadas as informações referentes aos compostos estudados, incluindo a fórmula linear, número de registro CAS e peso molecular.

### 2.4 Reagentes e padrões analíticos

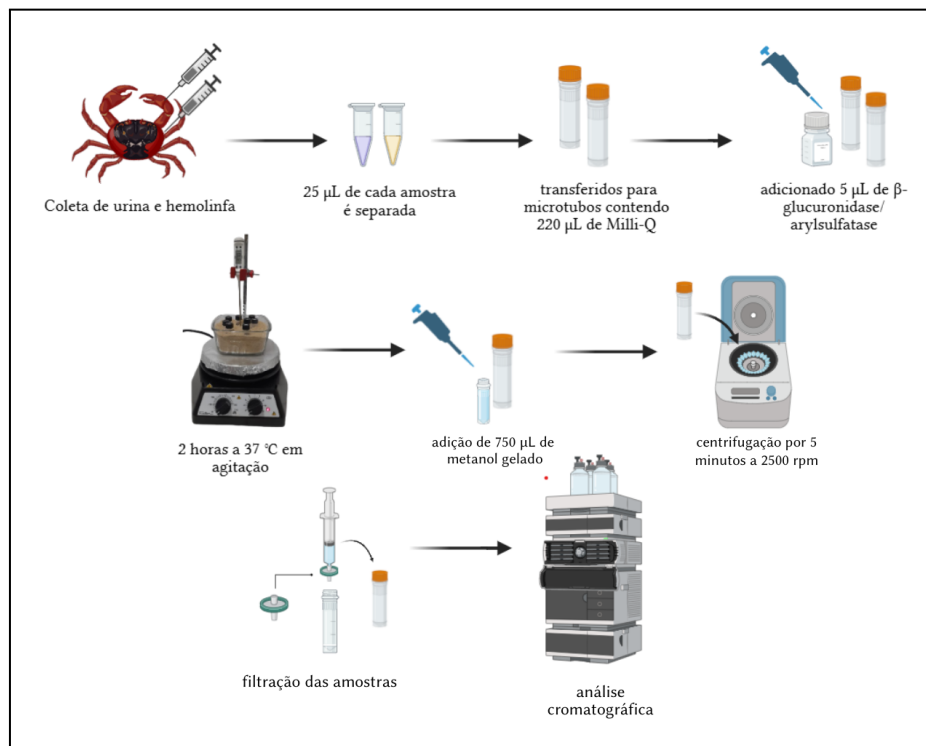
Todos os solventes utilizados foram de grau HPLC. Metanol (MeOH), ácido acético, e a solução de  $\beta$ -glucuronidase/arilsulfatase (30/60 U/mL), foram adquiridos da Sigma-Aldrich. A água ultrapura (tipo I) (resistividade 18,2 M $\Omega$  cm em 25°C) foi obtida de um Sistema de Purificação Direta de Água Milli-Q®.

### 2.5 Preparo das amostras

As amostras foram submetidas ao processo de hidrólise enzimática no Laboratório de Avaliação de Contaminantes Orgânicos (LACOr) da Universidade Federal do Ceará (UFC), conforme procedimentos descritos por Lima *et al.* (2025).

Inicialmente, para cada amostra, volumes individuais de 25  $\mu$ L foram transferidos para microtubos contendo 220  $\mu$ L de água ultrapura tipo I, obtida por meio de um sistema de purificação Milli-Q®. Em seguida, foram adicionados 5  $\mu$ L da mistura enzimática  $\beta$ -glucuronidase/arylsulfatase, e as amostras foram incubadas em agitador termostaticado (FISATOM) por 2 horas a 37 °C, na velocidade 3, para promover a etapa de hidrólise. Após o período de incubação, o processo foi interrompido pela adição de 750  $\mu$ L de metanol gelado. A solução resultante foi centrifugada por 5 minutos a 2500 rpm (TDZ5–Centrilab), permitindo a separação do sobrenadante contendo os metabólitos de interesse. Esse sobrenadante foi cuidadosamente recuperado e posteriormente filtrado em membrana PTFE de 0,45  $\mu$ m antes da análise cromatográfica. Para assegurar a reprodutibilidade analítica, cada amostra foi injetada três vezes no sistema HPLC. Além disso, para cada local de coleta, foi preparado um branco analítico, utilizado como controle de qualidade durante o procedimento. A Figura 8 apresenta uma representação esquemática do processo descrito:

Figura 8 - Etapas do processo de hidrólise enzimática.



Fonte: elaborada pela autora.

## 2.6 Análise cromatográfica

As determinações de parabenos foram realizadas em um cromatógrafo líquido de alta eficiência (HPLC) Agilent 1220 Infinity II com detector UV e acoplado a um detector de fluorescência (Agilent 1260 Infinity II). As separações cromatográficas foram conduzidas em uma coluna C18 (ZORBAX Eclipse XDB-C18, 4,6 mm d.i. × 150 mm × 5 µm), precedida por pré-coluna ACE Generix C18(2). A fase móvel consistiu de água Milli-Q acidificada com 1% de ácido acético (fase A) e metanol (fase B), empregando-se gradiente elucional de 60:40 (A:B) no tempo inicial, 30:70 (A:B) aos 5 min, e retorno a 60:40 (A:B) entre 6 e 11 min. As condições cromatográficas incluíram fluxo de 1,5 mL/min, volume de injeção de 20 µL, pressão operacional de 300 bar e temperatura controlada de 35 °C. A detecção por fluorescência foi realizada nos comprimentos de onda de excitação de 254 nm e emissão de 330 nm, dentro de uma faixa de trabalho de 5 a 100 ng/mL.

A quantificação dos compostos foi baseada em curvas analíticas obtidas a partir das equações lineares específicas para cada analito. O p-hidroxibenzoico (p-HBA), o metilparabeno e o etilparabeno apresentaram coeficientes de determinação ( $R^2$ ) de 0,98, 0,98

e 0,99, respectivamente, indicando excelente linearidade na faixa estudada. Os limites de detecção (LD) e quantificação (LQ) determinados foram de 0,04 e 9,47 ng/mL para p-HBA, 0,06 e 4,43 ng/mL para metilparabeno, e 0,89 e 0,13 ng/mL para etilparabeno, respectivamente. Esses parâmetros asseguram a sensibilidade e a confiabilidade do método para aplicação em matrizes ambientais e biológicas. As equações utilizadas, bem como os valores de R<sup>2</sup>, LD e LQ, estão presentes na Tabela 1.

Tabela 1 - Valores de equação, R<sup>2</sup>, LD e LQ dos compostos.

Composto	Equação	R <sup>2</sup>	LD	LQ
p-HBA	$y = 0,0065x - 0,0405$	0,98	70,04	9,47
Metilparabeno	$y = 0,003x - 0,0183$	0,98	0,06	4,43
Etilparabeno	$y = 0,0096x - 0,011$	0,99	0,89	0,13

Fonte: elaborada pela autora.

## 2.7 Avaliação de saúde dos caranguejos

Para avaliação da saúde dos caranguejos foi utilizado o Fator de Condição (K). Este fator é usado como indicador do estado nutricional e fisiológico dos indivíduos, permitindo inferir aspectos relacionados à qualidade alimentar e ao grau de adaptação ao ambiente, ou seja, referente à saúde dos indivíduos (Ricker, 1975; Carvalho-Souza *et al.*, 2023). Para crustáceos, como caranguejos, como a morfologia é diferente, não se utiliza o comprimento total do corpo. O índice de Fulton é adaptado, utilizando o largura da carapaça (SL) como medida linear principal.

Para utilizar o Fator de Condição para comparar os caranguejos entre os diferentes locais, deve-se observar alguns critérios importantes: ser da mesma espécie, coletados no mesmo período amostral, separar análises por sexo, excluir ou considerar estágio de ecdise e verificar se tamanhos são comparáveis (Pinheiro; Fiscarelli, 2001; Froese, 2006; Davanso *et al.*, 2013). Logo, todas as condições foram verificadas e assumimos que o índice pode ser utilizado neste estudo. Desta forma, o citado índice, foi usado para avaliar locais distintos, o que é o tipo de comparação para o qual o Fator de Condição (K) costuma ser aplicado em ecologia e ecotoxicologia.

A determinação do fator K seguiu os procedimentos utilizados por Pinheiro; Fiscarelli (2009) e Duarte *et al.* (2016).

$$K = TW / SL^3$$

Onde TW refere-se ao peso total de cada crustáceo (g) e SL representa a largura ou comprimento da carapaça (cm), conforme aplicável. Valores elevados de K refletem melhor condição fisiológica, enquanto valores reduzidos podem indicar estresse ambiental, deficiência nutricional ou possíveis enfermidades (Farrag; Alherbawi; Al-Shaer, 2025). Assim, o monitoramento desse parâmetro é fundamental para avaliar o bem-estar dos organismos e identificar potenciais impactos ambientais ou antrópicos da espécie estudada.

## 2.8 Risco a saúde humana

Para avaliar o impacto potencial da ingestão de contaminantes por meio do consumo de pescado na saúde humana, foi utilizado o Quociente de Risco (HQ), amplamente empregado em avaliações de risco não carcinogênico. O HQ foi determinado a partir da ingestão diária estimada (EDI), conforme metodologias propostas pela USEPA (1989). As concentrações dos compostos analisados foram inicialmente convertidas de  $\mu\text{g/L}$  para  $\text{mg/kg}$ , assumindo densidade aproximada de  $1 \text{ kg/L}$ . A EDI foi calculada segundo a equação:

$$\text{EDI} = C \times Q \times F/\text{BW}$$

Em que C representa a concentração do contaminante no pescado ( $\text{mg/kg}$ ), a taxa de consumo (Q) foi estimada com base no consumo médio de pescado no Brasil ( $0,0345 \text{ kg/dia}$ ), valores baseados em FAO (2012), uma vez que não existem dados específicos ou estudos que quantifiquem o consumo humano de urina e hemolinfa. Dessa forma, o consumo de pescado foi adotado como cenário de exposição conservador e representativo, amplamente empregado em avaliações de risco à saúde humana. A frequência de consumo (F) foi considerada diária ao longo do ano ( $365 \text{ dias/ano}$ ), e o peso corporal médio (BW) foi assumido como  $70 \text{ kg}$ .

A avaliação do risco não carcinogênico foi realizada por meio do cálculo do Quociente de Risco (HQ), obtido pela razão entre a EDI e o valor de referência toxicológica (RfDo), utilizando  $10 \text{ mg/kg}\cdot\text{dia}$  (EFSA, 2004), conforme a equação:

$$\text{HQ} = \text{EDI}/\text{RfDo}$$

Valores de HQ inferiores a 1 indicam ausência de risco não carcinogênico à saúde humana nas condições avaliadas (USEPA, 1989).

A avaliação do risco carcinogênico (USEPA, 2000), não foi realizada, uma vez que os coeficientes de carcinogenicidade (slope factor ou CSF) para os compostos avaliados ainda não foram definidos ou oficialmente estabelecidos pelas principais agências reguladoras internacionais, impossibilitando a aplicação de modelos quantitativos de risco carcinogênico.

## 2.9 Análise estatística

As análises estatísticas e a elaboração dos gráficos foram realizadas utilizando a linguagem de programação R (R Core Team, 2024), utilizando nível de significância de 5% ( $p < 0,05$ ). Inicialmente, os dados foram submetidos à análise descritiva e à verificação da normalidade pelo teste de Shapiro-Wilk.

Como os dados não atenderam aos pressupostos de normalidade, foram aplicados testes estatísticos não paramétricos. As comparações das concentrações dos analitos entre os diferentes estuários foram realizadas pelo teste de Kruskal-Wallis, seguido do teste post-hoc de Dunn, quando aplicável. A comparação entre as matrizes biológicas (urina e hemolinfa) foi feita pelo teste de Mann-Whitney, e a associação entre elas foi avaliada por meio da correlação de Spearman.

Os procedimentos multivariados foram conduzidos por meio de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) e PERMANOVA, utilizando a distância de Bray-Curtis, com o objetivo de avaliar o padrão de distribuição dos contaminantes entre os locais de estudo. Essas abordagens foram executadas com o pacote *vegan* (Oksanen *et al.*, 2022) e os gráficos gerados com o pacote *ggplot2* (Wickham, 2016).

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 Análise Descritiva e Comparativa dos dados amostrais

Os resultados desta pesquisa são pioneiros na investigação mundial sobre o uso integrado de urina e hemolinfa de *U. cordatus* para o biomonitoramento de parabenos e confirmam a presença ubíqua desses contaminantes emergentes em estuários da Margem Equatorial Brasileira. A detecção consistente de parabenos em organismos sentinela evidencia a ampla dispersão ambiental desses compostos, inclusive em áreas de menor influência antrópica.

A avaliação inicial dos dados concentrou-se na verificação dos pressupostos estatísticos necessários para a aplicação de testes paramétricos. O teste de Shapiro-Wilk foi utilizado para analisar a normalidade das distribuições dos analitos, revelando violação do pressuposto de normalidade para todas as variáveis, tanto na estratificação por matrizes (urina e hemolinfa) quanto entre os grupos avaliados (compostos) com  $p < 0,001$ . Esses resultados, apresentados na Tabela 2, indicam que as concentrações de p-hidroxibenzóico, metilparabeno e etilparabeno não seguem distribuição normal, justificando o uso de abordagens estatísticas não paramétricas nas análises subsequentes.

Tabela 2 - Teste à Normalidade (Shapiro-Wilk).

Composto	W	p
p-HBA	0.548	<0.001
Metilparabeno	0.723	<0.001
Etilparabeno	0.518	<0.001

Fonte: elaborada pela autora.

Além disso, o teste de Levene foi aplicado para verificar a homogeneidade das variâncias entre as matrizes. Observou-se heterogeneidade significativa para metilparabeno ( $F = 9,22$ ;  $p = 0,003$ ) e p-hidroxibenzóico ( $F = 4,05$ ;  $p = 0,047$ ), indicando que a variabilidade entre hemolinfa e urina difere de forma estatisticamente relevante. Apenas o etilparabeno apresentou p-valor marginal ( $p = 0,078$ ), não indicando heterogeneidade significativa ao nível de 5%. Esses resultados estão sintetizados na Tabela 3.

Tabela 3 - Teste à Homogeneidade de Variâncias (Levene).

Composto	F	gl	gl2	p
p-HBA	4.05	1	78	0.047
Metilparabeno	9.22	1	78	0.003
Etilparabeno	3.18	1	78	0.078

Fonte: elaborada pela autora.

A análise descritiva das concentrações dos analitos está apresentada na Tabela 4 e evidencia diferenças expressivas entre as matrizes. Para o p-hidroxibenzóico, as concentrações médias foram maiores na urina ( $87,73 \pm 172,71 \mu\text{g/L}$ ) em comparação à hemolinfa ( $42,75 \pm 61,50 \mu\text{g/L}$ ), o que também foi acompanhado por medianas superiores na urina, essa discrepância sugere maior excreção ou acúmulo do composto nesta matriz. No caso do metilparabeno, observou-se o comportamento inverso: a hemolinfa apresentou média superior ( $7,77 \pm 10,40 \mu\text{g/L}$ ) em relação à urina ( $2,72 \pm 3,21 \mu\text{g/L}$ ). A mediana igual a zero na urina indica que parte das amostras não apresentou detecção do analito, refletindo menor frequência ou concentração do composto nesta matriz. Para o etilparabeno, a urina novamente apresentou maiores valores médios ( $40,76 \pm 83,40 \mu\text{g/L}$ ) do que a hemolinfa ( $19,05 \pm 52,10 \mu\text{g/L}$ ). No entanto, a mediana igual a zero na hemolinfa sugere distribuição altamente assimétrica, caracterizada por poucos valores elevados influenciando a média.

Tabela 4 - Estatística descritiva dos analitos nas matrizes hemolinfa e urina, assumindo um grupo de dados de forma geral.

Composto	Matriz	Média $\pm$ DP ( $\mu\text{g/L}$ )	Mediana ( $\mu\text{g/L}$ )
p-HBA	Hemolinfa	$42.75 \pm 61.50$	16.20
	Urina	$87.73 \pm 172.71$	41.20
Metilparabeno	Hemolinfa	$7.77 \pm 10.40$	6.12
	Urina	$2.72 \pm 3.21$	0.00
Etilparabeno	Hemolinfa	$19.05 \pm 52.10$	0.00
	Urina	$40.76 \pm 83.40$	6.34

Fonte: elaborada pela autora.

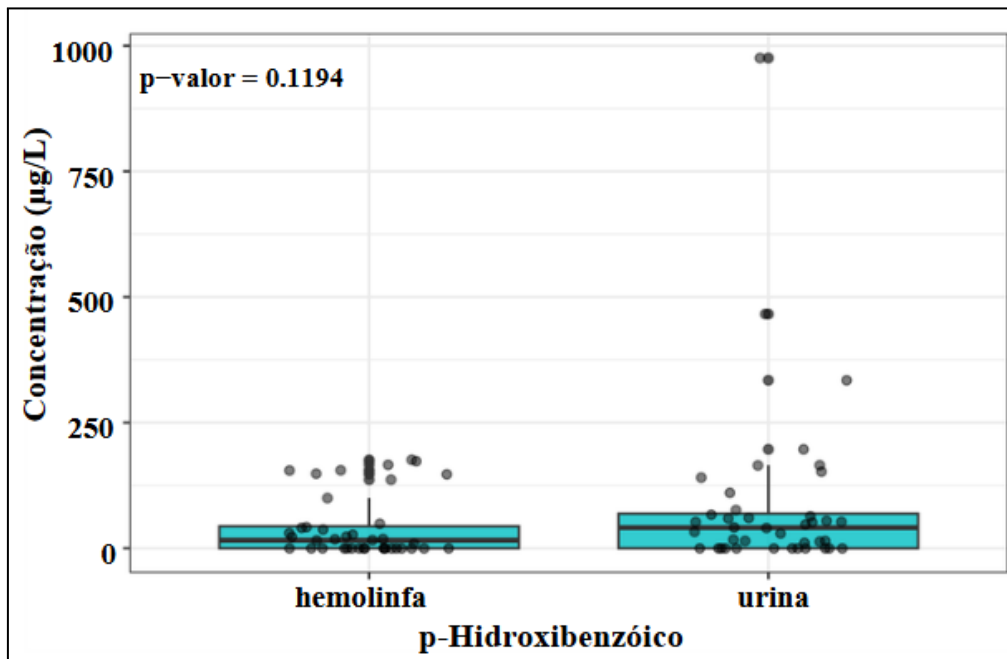
De forma geral, a combinação dos testes estatísticos e da análise descritiva indica que os analitos apresentam distribuições não paramétricas, com grande variabilidade intra e intermétrica, evidenciada pela ampla dispersão das concentrações dentro de cada matriz, dada a heterogeneidade das fontes de contaminação, vias de exposição e características fisiológicas do caranguejo uçá (Agarwal; Bhatt; Soni, 2025). As diferenças observadas entre hemolinfa e urina refletem processos fisiológicos distintos de metabolização, circulação e excreção, que impactam diretamente os níveis dos analitos nas matrizes biológicas avaliadas (Jesuthasan *et al.*, 2022).

### **3.2 Comparação entre Matrizes Biológicas**

A comparação foi avaliada por meio do teste não-paramétrico U de Mann-Whitney, entre as matrizes de hemolinfa e urina, das concentrações de p-hidroxibenzóico, metilparabeno e etilparabeno revelando padrões biológicos distintos, refletindo diferenças fisiológicas na absorção, metabolismo e eliminação desses compostos.

No teste apresenta as concentrações para o p-hidroxibenzóico (Figura 9), demonstra ausência de diferença estatisticamente significativa entre as duas matrizes ( $p = 0,119$ ), o que pode indicar que ainda haja variações individuais expressivas, como níveis de exposição ou processos metabólicos, essas flutuações não se traduzem em uma distinção estatística entre hemolinfa e urina. Em outra perspectiva, esses resultados podem indicar que o composto apresenta uma dinâmica metabólica relativamente equilibrada entre os processos de circulação e excreção. Isso possivelmente ocorre pelo fato de o p-hidroxibenzóico ser um metabólito comum, resultante da degradação de diversos parabenos, o que justifica a presença recorrente desse metabólito em diferentes fluidos biológicos (Haman *et al.*, 2015).

Figura 9 - Comparação das concentrações de p-hidroxibenzóico ( $\mu\text{g/L}$ ).

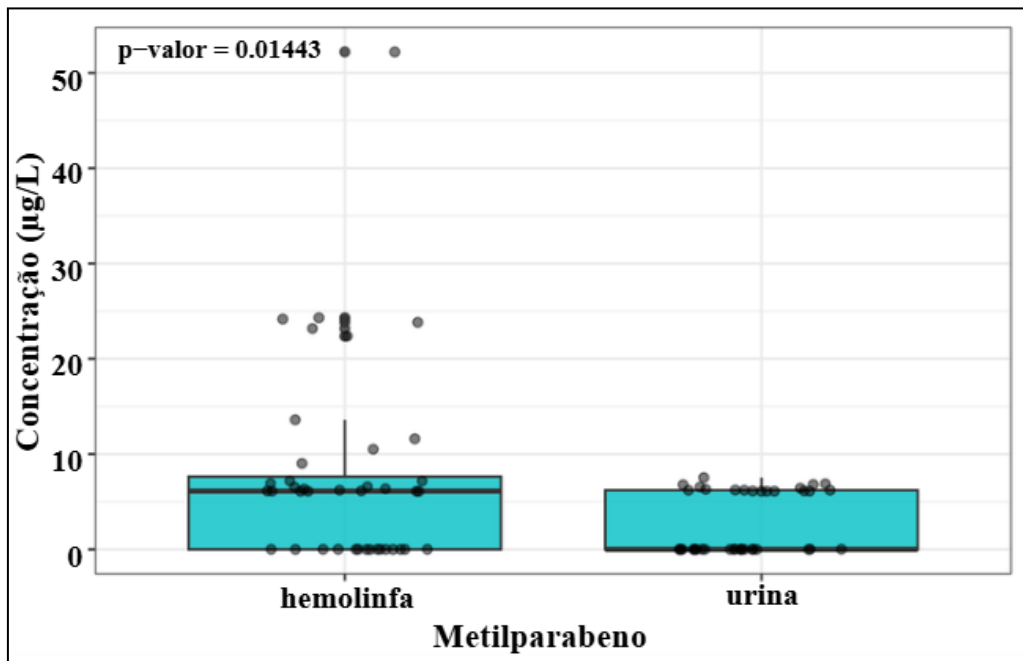


Fonte:elaborada pela autora.

No caso das concentrações de metilparabeno (Figura 10), observou-se diferença estatisticamente significativa entre as duas matrizes analisadas ( $p = 0,01443$ ). A hemolinfa apresentou valores mais elevados e maior dispersão, incluindo registros acima de  $20 \mu\text{g/L}$  e até aproximadamente  $50 \mu\text{g/L}$ , enquanto a urina exibiu concentrações mais homogêneas e distribuídas em faixa inferior. Esse comportamento é coerente com evidências farmacocinéticas clássicas, que demonstram que o metilparabeno, após absorção, tende a permanecer no compartimento circulante antes de sofrer metabolização (Soni *et al.*, 2002).

Estudos experimentais mostram que o MePB administrado oralmente é rapidamente absorvido no trato gastrointestinal (Matthews *et al.*, 1956), sendo que sua forma salina é absorvida ainda mais eficientemente. Demonstrando que a retenção sistêmica é maior do que sua eliminação urinária, que passa por uma rápida hidrólise por esterases a p-hidroxibenzóico e outros metabólitos conjugados (Derache; Gourdon, 1963), o que reforça sua eliminação predominantemente na forma metabolizada. Assim, a exposição crônica e repetida ao metilparabeno e seus metabólitos reativos, podendo prolongar o tempo de exposição interna efetiva e, conseqüentemente, elevar o risco de efeitos subletais, incluindo disfunção endócrina e alterações metabólicas (Hu *et al.*, 2023; Sun *et al.*, 2016).

Figura 10 - Comparação das concentrações de metilparabeno ( $\mu\text{g/L}$ ).

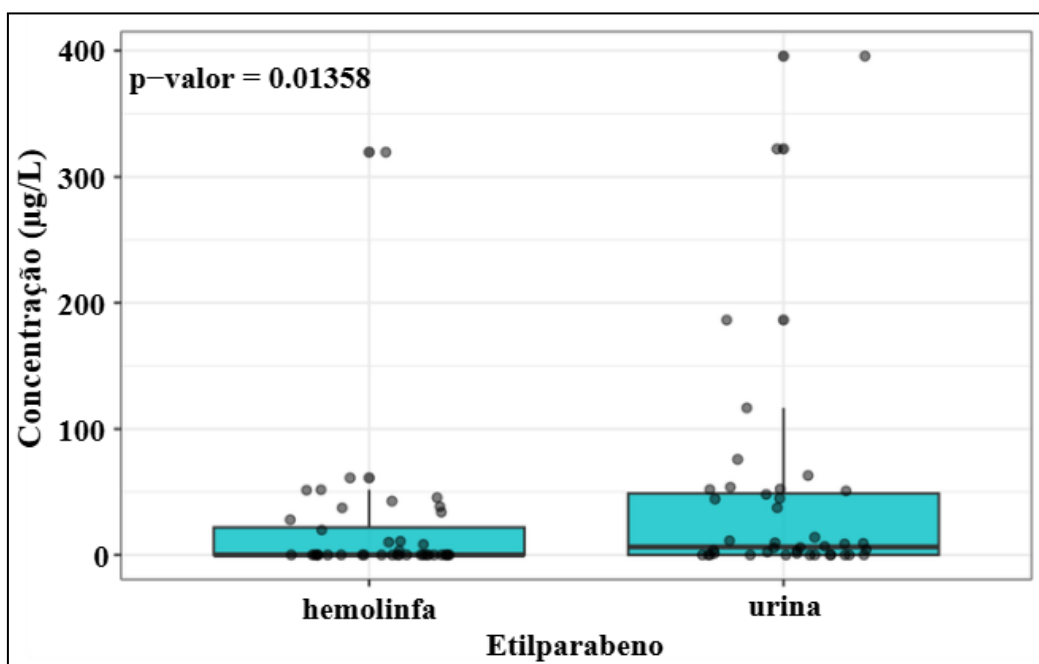


Fonte: elaborada pela autora.

Para o etilparabeno (Figura 11), observou-se diferença estatisticamente significativa entre as matrizes avaliadas ( $p = 0,013$ ), com concentrações mais elevadas e maior variabilidade na urina (Mediana =  $6,34 \mu\text{g/L}$ ) em comparação à hemolinfa, cuja mediana foi igual a zero. A urina apresentou valores que ultrapassaram  $300 \mu\text{g/L}$ , evidenciando ampla dispersão e ocorrência de picos elevados de concentração, enquanto a hemolinfa exibiu níveis mais baixos e distribuídos de forma homogênea.

Esse padrão indica que a urina desempenha papel central na eliminação do etilparabeno, funcionando como principal via de excreção do composto. A ampla variação de concentrações nesse fluido pode refletir diferenças individuais de exposição, metabolismo e depuração renal, resultando em um acúmulo apenas transitório (Shin *et al.*, 2023). Em contraste, as concentrações consistentemente mais baixas na hemolinfa sugerem que esse compartimento atua sobretudo como via de distribuição sistêmica, sem retenção prolongada do etilparabeno. Esse comportamento resulta em uma dinâmica biológica distinta dos demais analitos avaliados. No entanto, a literatura ainda é limitada no que diz respeito às concentrações desse composto em diferentes organismos, o que dificulta comparações mais amplas e interpretações mais desenvolvidas.

Figura 11 - Comparação das concentrações de etilparabeno ( $\mu\text{g/L}$ ).



Fonte:elaborada pela autora.

Na tabela 5 estão descritos os valores referentes à comparação de medianas pelo teste de Mann-Whitney e às correlações de Spearman entre as concentrações de parabenos em urina e hemolinfa. Sintetizando como cada composto se distribui entre as duas matrizes, permitindo identificar padrões distintos, metabolização para cada analito avaliado.

Tabela 5 - Comparação de medianas (Mann-Whitney) e correlação de Spearman entre as concentrações de parabenos em urina e hemolinfa.

Composto	Mediana Urina ( $\mu\text{g/L}$ )	Mediana Hemolinfa ( $\mu\text{g/L}$ )	Mann-Whitney (p)	Correlação Spearman ( $\rho$ )	P-valor
p-HBA	41.20	16.20	0.119	0.365	0.020
Metilparabeno	0.00	6.12	0.014	0.283	0.076
Etilparabeno	6.34	0.00	0.013	0.505	<0.001

Fonte:elaborada pela autora.

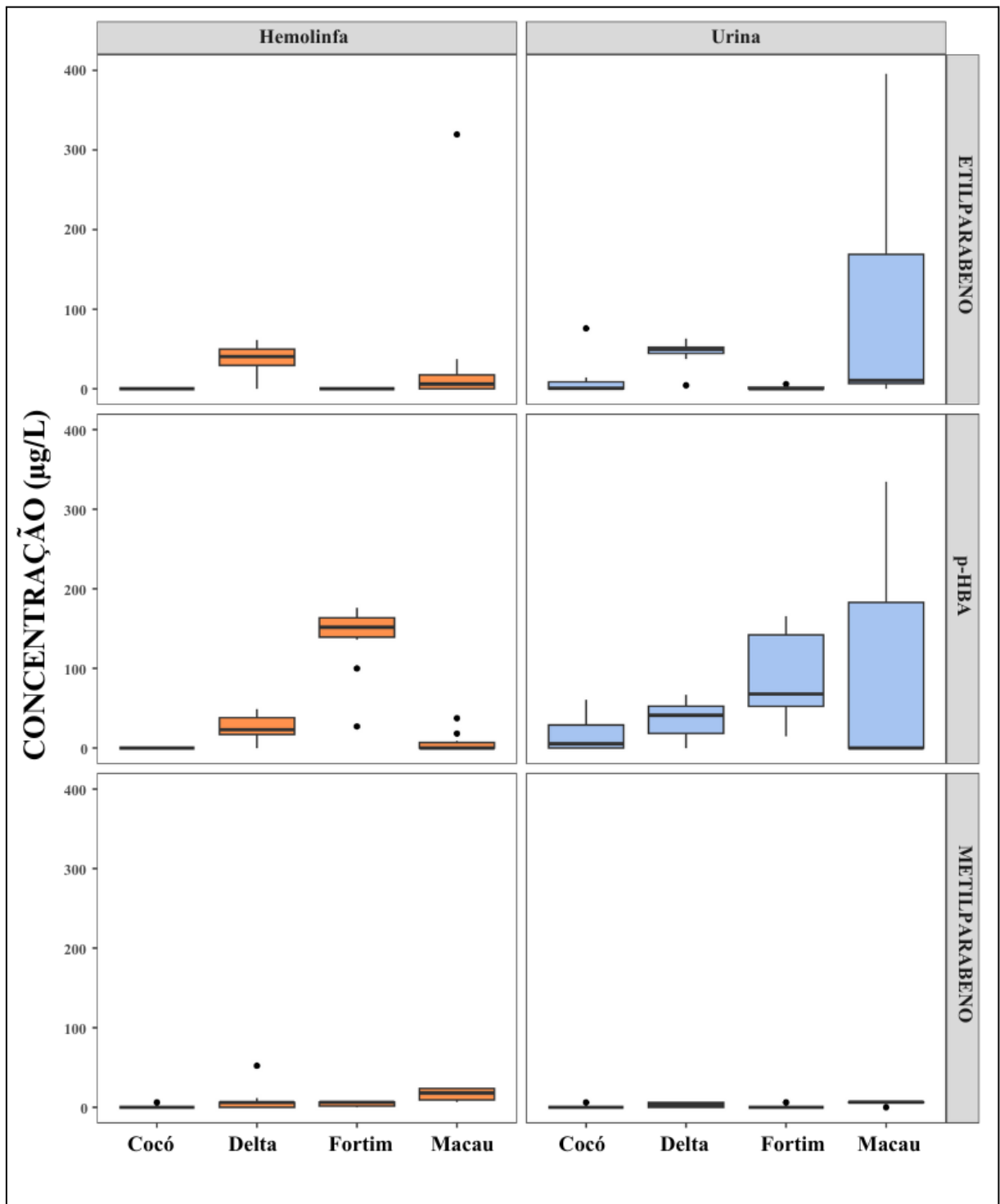
### 3.3 Perfil de contaminação por local de amostragem

A utilização do caranguejo uçá como organismo bioindicador permite compreender a presença e o comportamento dos parabenos nos diferentes ambientes estudados, evidenciando quais compostos tendem a se acumular ou aparecer com maior frequência em cada local.

Segundo estudos de Wei *et al.*, 2021, apesar das elevadas eficiências de remoção desses contaminantes em estação de tratamento de águas residuais, ainda assim são detectados em águas superficiais e em água potável com concentrações que variam de ng/L a µg/L. O que nos traz um alerta para a persistência desses compostos no ambiente aquático representando um risco potencial para organismos expostos, elevando preocupações para a saúde humana (Da Silveira *et al.*, 2024).

Diante desse pressuposto, os locais de estudo foram analisados quanto às suas concentrações médias e respectivos desvios-padrão, permitindo identificar padrões de distribuição e variabilidade dos parabenos entre os estuários. Esses resultados podem ser consultados em detalhe na estatística descritiva apresentada no Apêndice A e estão sintetizados visualmente na Figura 12, facilitando a compreensão comparativa entre os ambientes avaliados. Para permitir a visualização detalhada da distribuição da maioria dos dados, o eixo y dos gráficos foi limitado a 400 µg/L.

Figura 12 - Distribuição de concentrações dos compostos p-hidroxibenzóico, etilparabeno, metilparabeno, em  $\mu\text{g/L}$ , nos diferentes estuários estudados, nas matrizes urina e hemolinfa.



Fonte: elaborada pela autora.

Ao observarmos o perfil dos quatro estuários, a maior concentração do p-hidroxibenzóico na urina, foi apresentada no estuário do Rio Piranhas-Açu (Macau), com concentrações de 113,849  $\mu\text{g/L}$ , seguido pelo estuário do rio Cocó (Cocó) com 109,742  $\mu\text{g/L}$

e estuário do rio Jaguaribe (Fortim) com 89,743  $\mu\text{g/L}$ , enquanto o estuário rio Parnaíba (Delta) mostrou valores substancialmente menores com 37,594  $\mu\text{g/L}$ . Esse padrão sugere que ambientes com maior influência antrópica, tendem a acumular mais metabólitos derivados de parabenos, possivelmente devido ao aporte contínuo de efluentes urbanos, resíduos industriais e águas servidas. Na hemolinfa, o comportamento foi oposto, o Cocó apresentou concentração nula, seguida por Macau com 6,48  $\mu\text{g/L}$ , enquanto Fortim registrou o maior valor (138,563  $\mu\text{g/L}$ ), seguido do Delta (25,937  $\mu\text{g/L}$ ). Esse fator pode sugerir que exista diferenças no metabolismo e retenção do p-HBA entre as populações, possivelmente moduladas por fatores ecológicos como salinidade, disponibilidade de alimento, estresse ambiental e qualidade da água. Essa alta concentração em Fortim pode indicar retenção no organismo, ou fontes distintas do metabólito.

O etilparabeno, apresentou diferenças acentuadas nos estuários, os valores para Macau foram elevados tanto para a urina (106,001  $\mu\text{g/L}$ ), quanto na hemolinfa (39,860  $\mu\text{g/L}$ ), evidenciando um forte aporte antrópico deste composto, possivelmente relacionado ao descarte de produtos de higiene pessoal, desinfetantes e efluentes domésticos, fontes conhecidas de etilparabeno (Ma *et al.*, 2016), a elevada carga registrada em Macau é compatível com o histórico de contaminação por esgoto e pressões urbanas que caracterizam o estuário, favorecendo a entrada contínua desses contaminantes no ambiente (Frena *et al.*, 2016). O Delta também apresentou concentrações altas com 45,07  $\mu\text{g/L}$  para urina e 36,24  $\mu\text{g/L}$  para hemolinfa, enquanto Cocó e principalmente Fortim registraram valores mais baixos, entre 0 a 10  $\mu\text{g/L}$ , indicando menor exposição local desse composto.

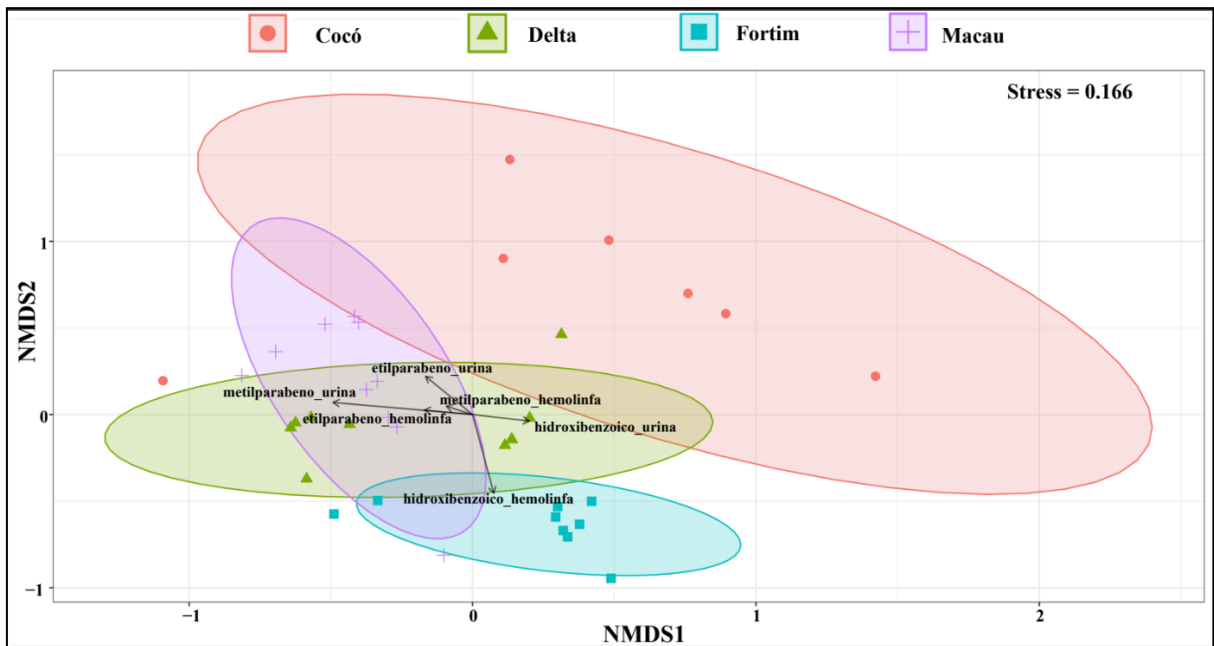
O metilparabeno apresentou comportamento distinto dos demais compostos, com valores mais elevados na hemolinfa do que na urina em todos os estuários. As maiores concentrações ocorreram em Macau (16,383  $\mu\text{g/L}$ ) e Delta (8,833  $\mu\text{g/L}$ ), evidenciando possível retenção sistêmica ou metabolização mais lenta, características já descritas para parabenos de cadeia curta, que podem permanecer por mais tempo em circulação antes de serem eliminados (Wei *et al.*, 2021). Os dois sistemas estuarinos apresentam atividades humanas intensivas, no Delta a água superficial é classificada entre mediana e boa, mas exibe condições mesotróficas a eutróficas, refletindo enriquecimento por nitrogênio e fósforo, resultado de escoamento agrícola e descargas de efluentes, o que indica aporte contínuo de contaminantes, incluindo compostos de uso doméstico ((Mello *et al.*, 2015). Na urina, os maiores valores também foram registrados em Macau (5,967  $\mu\text{g/L}$ ) e Delta (3,067  $\mu\text{g/L}$ ), reforçando o elevado aporte de contaminantes nesses ambientes. Cocó e Fortim apresentaram

as menores concentrações, indicando menor exposição direta a esse parabeno ou maior capacidade de depuração fisiológica nesses ambientes.

### 3.3.1 Análise Multivariada

A análise de ordenação por Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) complementou a interpretação espacial e ecológica dos dados ao evidenciar padrões distintos na composição dos compostos entre os quatro estuários, considerando simultaneamente as matrizes hemolinfa e urina (Figura 13). O NMDS é uma ferramenta para dados ambientais multivariados, pois não exige pressupostos de linearidade ou normalidade e preserva a estrutura de ordenação entre amostras, permitindo capturar gradientes ecológicos sutis (Tong, 1992). O valor de *stress* obtido (0,166) indica um ajuste aceitável do modelo, conferindo confiabilidade às relações de similaridade e dissimilaridade observadas.

Figura 13 - Variação espacial das concentrações de analitos nas matrizes biológicas, representadas por análise multivariada (NMDS) com vetores ajustados.



Fonte:elaborada pela autora.

O NMDS revelou diferenças claras entre os estuários e seu perfil químico dos compostos. As amostras do Cocó apresentaram maior dispersão, o que pode estar associado à maior complexidade ambiental da área, essa característica pode estar relacionada ao forte grau de antropização da área, típico de estuários urbanos do Nordeste brasileiro, onde a ocupação desordenada, a deficiência de saneamento básico e a entrada contínua de nutrientes, metais e

poluentes orgânicos persistentes (POPs) promovem eutrofização, enriquecimento de sedimentos contaminados e impactos prolongados sobre a biota local (Barlatta; Lima; Costa, 2019). Em contraste, as amostras de Fortim formaram um agrupamento mais compacto, indicando maior homogeneidade no perfil químico dos organismos analisados, esse resultado sugere condições ambientais mais uniformes e menor variabilidade na exposição aos contaminantes. Apesar disso, o estuário de Fortim é influenciado pelo uso de agrotóxicos na bacia hidrográfica e por alterações hidrológicas decorrentes de barragens, fatores que podem modificar a dinâmica local dos contaminantes (Oliveira *et al.*, 2016). Ainda assim, essas características podem resultar em menor presença ou variabilidade de parabenos quando comparado a estuários mais impactados por esgotos urbanos, como o Cocó.

O Delta apresentou um padrão intermediário, com sobreposição parcial em relação aos outros grupos, indicando similaridades no perfil de contaminação, mas também particularidades locais. Já as amostras de Macau mostraram-se parcialmente sobrepostas a outros agrupamentos, sugerindo compartilhamento de características ambientais, embora mantenham certa distinção no espaço multivariado.

Adicionalmente, a associação das variáveis químicas com as matrizes biológicas revelou que a urina apresentou maior contribuição para a separação das amostras no espaço de ordenação, destacando-se como uma matriz mais sensível para o biomonitoramento de parabenos, pois reflete de forma mais eficiente a exposição ambiental recente e a dinâmica metabólica desses compostos. Por outro lado, a hemolinfa apresentou um padrão mais restrito, sugerindo uma resposta fisiológica mais controlada, possivelmente relacionada a mecanismos de regulação interna dos organismos. Assim, a abordagem multivariada empregada reforça a importância de considerar a interação entre fatores espaciais e biológicos para a compreensão integrada dos processos de exposição e bioacumulação em ambientes estuarinos.

### **3.4 Avaliação de saúde dos caranguejos**

A interpretação do Fator de Condição de Fulton (K) em organismos aquáticos, especialmente crustáceos, deve ser realizada de forma comparativa, uma vez que não existem valores absolutos universalmente definidos como “altos” ou “baixos”. Assim, valores elevados de K são aqueles estatisticamente superiores à média da população analisada ou aos grupos de comparação (por sexo, classe de tamanho, estação ou área), refletindo melhor condição nutricional, maior acúmulo de reservas energéticas e estado fisiológico estável, geralmente associado ao período de intermuda e à preparação reprodutiva (Pinheiro;

Fiscarelli, 2001). Por outro lado, valores reduzidos de K representam condições inferiores à média populacional, indicando menor aporte energético, possível escassez alimentar, pós-muda, estresse ambiental, parasitismo ou exposição a fatores de degradação ambiental (Davanso *et al.*, 2013). Essa interpretação relativa é amplamente recomendada pela literatura devido à forte influência da morfologia, estágio de muda e condições ecológicas sobre a relação peso-comprimento, reforçando que o índice deve ser utilizado dentro da mesma espécie e contexto ecológico (Froese, 2006).

De acordo com os resultados expostos na Tabela 6, o Cocó destaca-se de forma extrema, indivíduos consistentemente mais pesados para o tamanho sugerem condições ambientais ou alimentares muito favoráveis, ou diferenças morfológicas/estruturais da população. Macau apresenta a segunda maior condição, com valores moderadamente superiores aos de Fortim e Delta, que podem indicar maior disponibilidade alimentar ou menos estresse. Enquanto, Delta e Fortim são os locais com menor CF, indicando populações mais esguias, possivelmente relacionadas à menor disponibilidade alimentar, maior competição, estresse ambiental ou características ambientais menos favoráveis.

Tabela 6 - Resultado do Fator de Condição por local.

<b>Local</b>	<b>Mín/máx</b>	<b>Média</b>	<b>Caracterização</b>
<b>Cocó</b>	0,798 – 0,961	0,893	Apresentou o maior CF; indivíduos muito mais robustos.
<b>Macau</b>	0,444 – 0,592	0,538	CF moderado; ligeiramente superior a Delta e Fortim.
<b>Delta</b>	0,454 – 0,597	0,503	Estado corporal mediano e homogêneo.
<b>Fortim</b>	0,457 – 0,549	0,503	Semelhante ao Delta; indivíduos menos robustos que Macau e muito menos que Cocó.

Fonte:elaborada pela autora.

Os valores apresentados no Quadro 1 devem ser analisados com cautela, uma vez que não são diretamente comparáveis entre diferentes estudos quando há variações na fórmula

utilizada para o cálculo de K, na unidade de medida adotada para o comprimento da carapaça (CW em mm ou cm) ou no tipo de peso considerado (úmido ou seco). Dessa forma, a interpretação dos resultados deve ser realizada no contexto interno do próprio estudo. Dentro de uma mesma área ou conjunto amostral, valores relativamente mais elevados de K indicam melhor condição nutricional e maior reserva energética dos organismos, enquanto valores mais baixos podem refletir situações de estresse, menor aporte energético ou possíveis impactos ambientais, conforme descrito na literatura (Duarte *et al.*, 2016; Araújo; Castiglioni; Coelho, 2012; Pinheiro; Fiscarelli, 2009; Leite *et al.*, 2014).

Quadro 1. Comparação de valores de Fator de Condição (K) para *Ucides cordatus*, em diferentes locais.

<b>Estudo / Área</b>	<b>Contexto / Grupo</b>	<b>Cálculo de K</b>	<b>Valor aproximado</b>
Pinheiro; Fiscarelli 2009, Iguape (SP), manguezal subtropical	Médias sazonais por sexo (1998–2000)	Fator de condição de Fulton (WT/CW <sup>3</sup> )	Fêmeas ≈ 0,0018–0,0022; machos ≈ 0,0013–0,0017 (maior no outono–inverno)
Leite <i>et al.</i> 2014, estuário do Jaguaribe (CE)	Fases do ciclo de vida (“engorda”, “matumba”, “andada”), por sexo	Fator de condição (coeficiente da regressão WT–CW por fase)	Fêmeas geralmente > machos; pico para machos na fase de “maturação” (valores na ordem de 10 <sup>-3</sup> )
Araújo; Castiglioni; Coelho, 2012, rios Ariquindá e Mamucabas (PE)	Área preservada vs. impactada, ambos os sexos	Fator de condição (a da relação peso–largura)	a mais alto na área preservada; a mais baixo na área impactada (diferença significativa)
Duarte <i>et al.</i> 2016, costa central de SP	Seis manguezais com diferentes níveis de impacto	Fator de condição (K, WT/CW <sup>3</sup> )	K similar entre áreas (≈ 4,6–4,8×10 <sup>-4</sup> ), sem diferença significativa apesar do gradiente de impacto

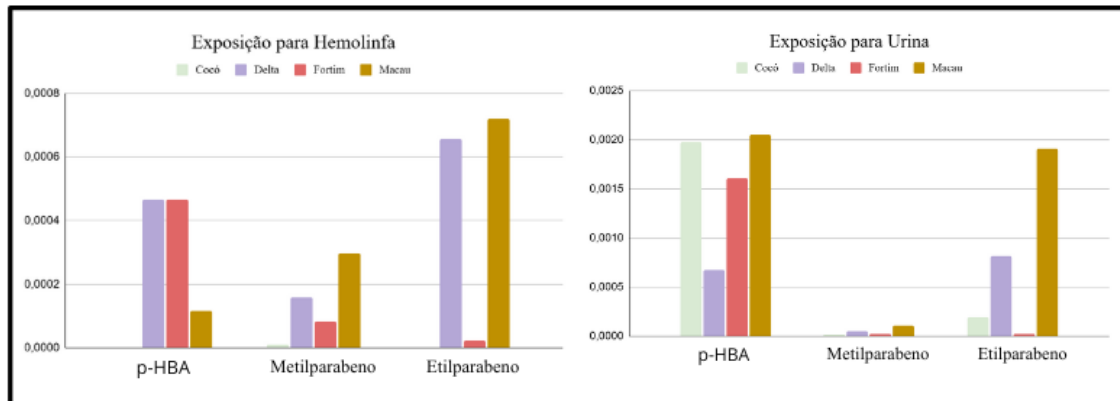
Pescinelli <i>et al.</i> 2021, Baía da Babitonga (SC)	Séries temporais 2016–2019, por sexo	Fator de condição médio por sexo	Fêmeas $\approx 0,0030 \pm 0,0013$ ; machos $\approx 0,0012 \pm 0,0005$ (fêmeas $\sim 3\times$ machos)
Carvalho-Souza <i>et al.</i> 2023, estuário do Paraguaçu (BA)	Machos vs. fêmeas, estações seca/chuvosa	Fator de condição de Fulton (K) a partir de largura e comprimento de carapaça	K maior em fêmeas; aumento na estação seca (período reprodutivo); valores indicam “boas condições” populacionais
Rocha; Lima, 2020, Maranhão (área impactada vs. referência)	Machos em dois manguezais (impactado x referência)	Fator de condição (derivado da relação peso–largura)	K/a maior e caranguejos maiores na área de referência, menor na área impactada
Duarte <i>et al.</i> 2016, SP (subletal/toxicologia)	Manguezais com diferentes níveis de impacto	K de Fulton ( $WT/CW^3$ ) aplicado junto a biomarcadores	K não variou entre áreas ( $\approx 4,6–4,8 \times 10^{-4}$ ), ao contrário de biomarcadores genotóxicos

Fonte:elaborada pela autora.

### 3.5 Níveis de risco à saúde humana

A avaliação do risco não carcinogênico à saúde humana, expressa por meio do Quociente de Risco (HQ), indicou que todos os valores obtidos foram inferiores a 1, tanto para urina quanto para hemolinfa, nos diferentes locais amostrados (Cocó, Delta, Fortim e Macau). Esses resultados sugerem ausência de risco não carcinogênico associado à exposição aos parabenos analisados nas condições avaliadas. Resultados podem ser conferidos na Figura 14.

Figura 14 - Valores de HQ, para cada local de estudo, com matrizes hemolinfa e urina.



Fonte:elaborada pela autora.

Esses achados estão de acordo com *Zhu et al. (2024)*, que também observaram valores baixos de ingestão diária estimada (EDI) para metilparabeno e etilparabeno por meio do consumo de pescado em crustáceos.

Entretanto, esse comportamento também pode estar influenciado por variáveis relacionadas ao consumo, uma vez que as estimativas de exposição dependem diretamente das taxas de ingestão adotadas. Assim, embora todos os valores de HQ permaneçam abaixo do limiar de preocupação, é fundamental contextualizar esses resultados à luz das tendências globais de exposição humana.

## 4 CONCLUSÃO

Este estudo apresentou uma abordagem metodologicamente inovadora ao investigar a ocorrência de parabenos em urina e hemolinfa do caranguejo-uçá (*U. cordatus*), consolidando essas matrizes como ferramentas não invasivas para o biomonitoramento de contaminantes emergentes em ecossistemas de manguezal. A aplicação conjunta dessas matrizes possibilita uma avaliação integrada dos processos de absorção, retenção e excreção destes compostos em organismos sentinela.

A quantificação de p-hidroxibenzóico, metilparabeno e etilparabeno em estuários da Margem Equatorial Brasileira, incluindo áreas de menor influência antrópica, evidencia a ampla dispersão ambiental dos parabenos. A análise do fator de condição (K) dos caranguejos mostrou-se uma ferramenta complementar relevante, fornecendo informações sobre o estado nutricional e a saúde geral dos organismos, além de contribuir para a interpretação de possíveis efeitos associados ao estresse ambiental.

A avaliação de risco à saúde humana indicou ausência de risco não carcinogênico significativo relacionado ao consumo de *U. cordatus* nas áreas avaliadas. No entanto, a presença recorrente de parabenos, reconhecidos como desreguladores endócrinos, reforça a importância de abordagens preventivas e de estudos de longo prazo voltados a efeitos subletais e exposições cumulativas.

Dessa forma, o trabalho demonstra o potencial de *U. cordatus* como bioindicador e a robustez da metodologia proposta, aplicável a programas de monitoramento ambiental e passível de adaptação para outros contaminantes emergentes e organismos estuarinos.

## REFERÊNCIAS

- ABBAS, S. *et al.* Metabolism of Parabens (4-Hydroxybenzoic Acid Esters) by Hepatic Esterases and UDP-Glucuronosyltransferases in Man. **Drug Metabolism and Pharmacokinetics**, [S. l.], v. 25, n. 6, p. 1347-4367, 2010. DOI: <https://doi.org/10.2133/dmpk.DMPK-10-RG-013>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1347436715300707>.
- AGARWAL, D.; BHATT, U.; SONI, V. Ecotoxicological impacts of parabens on flora and fauna. **Emerging Contaminants**, [S. l.], v. 1, n.12, out. 2025. DOI: <https://doi.org/10.1038/s44454-025-00012-2>.
- ALENCAR, C. F. *et al.* Assessing the environmental health of urbanized mangroves on the Brazilian equatorial margin using widely consumed bioindicators (Ceará coast, Brazil). **Marine Environmental Research**, [S. l.], v. 210, p. 107332, set. 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2025.107332>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0141113625003897?via%3Dihub>.
- ANDRADE, A. D. C. *et al.* Concentrations, sources and risks of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from the Parnaíba Delta basin, Northeast Brazil. **Chemosphere**, [S. l.], v. 349, p. 140889, fev. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140889>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653523031594?via%3Dihub>.
- ARAÚJO, K. C.; GUZZI, A.; ÁVILLA, R. Influence of habitat heterogeneity on anuran diversity in Restinga landscapes of the Parnaíba River delta, northeastern Brazil. **ZooKeys**, [S. l.], v. 757, p. 1313-2989, mai. 2018. DOI: <https://doi.org/10.3897/zookeys.757.21900>. Disponível em: <https://doi.org/10.3897/zookeys.757.21900>.
- ARAÚJO, M.; CASTIGLIONI, D.; COELHO, P. Width-weight relationship and condition factor of *Ucides cordatus* (Crustacea, Decapoda, Ucididae) at tropical mangroves of Northeast Brazil. **Iheringia Serie Zoologia**, 102, 277-284. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/s0073-47212012000300005>
- AUBERT, N.; AMELLER, T.; LEGRAND, J. J. Systemic exposure to parabens: Pharmacokinetics, tissue distribution, excretion balance and plasma metabolites of [14C]-methyl-, propyl- and butylparaben in rats after oral, topical or subcutaneous administration. **Food and Chemical Toxicology**, [S. l.], v. 50, n. 3, p. 445-454, abr. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fct.2011.12.045>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0278691512000099>.
- BARLATTA, M.; LIMA, A. R. A.; COSTA, F. C. Distribution, sources and consequences of nutrients, persistent organic pollutants, metals and microplastics in South American estuaries. **Science of The Total Environment**, [S. l.], v. 651, p. 1199-1218, fev. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.276>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718337264>.
- BATISTA, F. F.; RODRIGUES D. T.; SANTOS E SILVA, C. M. Analysis of climatic extremes in the Parnaíba River Basin, Northeast Brazil, using GPM IMERG-V6 products. **Weather and Climate Extremes**, [S. l.], v. 43, p. 100646, mar. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wace.2024.100646>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2212094724000070>.

BRASIL. Decreto de 28 de agosto de 1996. Criação da Área de Proteção Ambiental Delta do Parnaíba. **Executivo**: Brasília, DF, ago. 1996.

BUNGENSTOCK, F. *et al.* Change of sediment transport direction within the Rio Jaguaribe estuary, NE Brazil, by means of clay mineralogical analyses. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [S. l.], v. 287, p. 108323, jun. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2023.108323>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0272771423001130>.

CARVALHO-SOUZA, G. F. *et al.* Width/length–weight relationships and condition factor of seven decapod crustaceans in a Brazilian tropical estuary. **Regional Studies in Marine Science**, Cádiz, Espanha, v. 60, p. 102880, 2023. DOI: [10.1016/j.rsma.2023.102880](https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.102880). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352485523000695#b53>.

CASTRO, A. *et al.* Expedição científica ao alto curso do Rio Jaguaribe (Ceará): identificação da nascente do possível maior rio temporário do mundo. **Caderno de Geografia**, [S. l.], v. 30, n. 63, out. 2020. DOI: [10.5752/p.2318-2962.2020](https://doi.org/10.5752/p.2318-2962.2020). Disponível em: <https://periodicos.pucminas.br/geografia/article/view/22990/17249>.

COSTA, A. *et al.* Expedição científica ao alto curso do Rio Jaguaribe, Estado do Ceará: identificação da exata nascente do possivelmente maior rio efêmero do mundo. **Caderno de Geografia**, [S. l.], v. 30, n. 63, p. 956-978, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.5752/P.2318-2962.2020v30n63p956>.

CHATTERJEE, S. *et al.* Parabens as the double-edged sword: Understanding the benefits and potential health risks. **Science of The Total Environment**, [S. l.], v. 954, p. 176547, dez. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176547>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969724067032>.

CHIELLE, R. S. A. *et al.* Seasonal and spatial variability of CO<sub>2</sub> emissions in a large tropical mangrove-dominated delta. **Limnol Oceanogr**, [S. l.], v. 69, n. 2, p. 246-261, fev. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1002/lno.12471>. Disponível em: <https://aslopubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/lno.12471#>.

CUNHA, M. E. *et al.* Influence of Land Use and Occupancy on Water Quality in a Stretch of the Piranhas-Açu Semiarid River Basin in Brazil. **SSRN**, 2022. DOI: <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4029372>. Disponível em: [https://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract\\_id=4029372](https://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=4029372).

DAVANSO, R. C. S. *et al.* Population dynamics of the shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Decapoda: Penaeidae) in a tropical region of southeastern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Research**, v. 41, n. 3, p. 479–489, 2013.

DA SILVEIRA, F. F. C. L. *et al.* Bioaccumulation and ecotoxicity of parabens in aquatic organisms: Current status and trends. **Environmental Pollution**, [S. l.], v. 363, n. 2, p. 125213, dez. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.125213>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749124019304>.

DERACHE, R.; GOURDON, J. Metabolisme d'un conservateur alimentaire: L'acide parahydroxybenzoïque et ses esters. **Food and Cosmetics Toxicology**, [S. l.], v. 1, p. 189-195, 1963. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0015-6264\(63\)80686-0](https://doi.org/10.1016/S0015-6264(63)80686-0). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0015626463806860>.

DUARTE, L. *et al.* 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*, 133, 176-87. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.07.018>

EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY (EFSA). **EFSA advises on safety of paraben usage in food**. Parma: EFSA, 2024. Disponível em: [www.efsa.europa.eu](http://www.efsa.europa.eu).  
**Evaluation Manual Part A**, Interim Final, 1, Washington, DC: USEPA, 1989. EPA/540/1-

FARRAG, E.; ALHERBAWI, M.; AL-SHAER, M. Length-weight relationships and condition factor of commercial species from South Arabian Gulf of the United Arab Emirates. **International Journal of Fauna and Biological Studies**, Emirados Árabes, v. 12, p. 23, 2025. DOI: 10.22271/23940522.2025.v12.i3a.1097. Disponível em: <https://www.faunajournal.com/archives/2025.v12.i3.A.1097/length-weight-relationships-and-condition-factor-of-commercial-species-from-south-arabian-gulf-of-the-united-arab-emirates>.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). **The State of World Fisheries and Aquaculture 2012**. Rome: FAO, 2012. 209 p. Disponível em: <https://www.fao.org/4/i2727e/i2727e.pdf>.

FREIRES, E. V. *et al.* Análise socioambiental do entorno do estuário do Rio Cocó – Fortaleza / Ceará. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 18, dez. 2014. DOI:10.5902/2236117015245. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/286033856\\_Analise\\_socioambiental\\_do\\_entorno\\_do\\_o\\_estuario\\_do\\_Rio\\_Coco\\_-\\_Fortaleza\\_Ceara](https://www.researchgate.net/publication/286033856_Analise_socioambiental_do_entorno_do_o_estuario_do_Rio_Coco_-_Fortaleza_Ceara).

FREITAS, P. P.; MENEZES, M. O. B.; SCHETTINI, C. A. F. Hydrodynamics and suspended particulate matter transport in a shallow and highly urbanized estuary: the coco estuary, Fortaleza, Brazil. **Revista Brasileira de Geofísica**, Rio de Janeiro, v. 33, n. 4, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.22564/rbgf.v33i4.754><http://dx.doi.org/10.22564/rbgf.v33i4.754>. Disponível em: [https://www.researchgate.net/profile/Pedro-Freitas-31/publication/315302950\\_Hydrodynamic\\_s\\_and\\_particulate\\_suspended\\_matter\\_transport\\_in\\_a\\_shallow\\_and\\_highly\\_urbanized\\_estuary\\_The\\_coco\\_estuary\\_Fortaleza\\_Brazil/links/5d670a6992851c70c4c5f85f/Hydrodynamics-and-particulate-suspended-matter-transport-in-a-shallow-and-highly-urbanized-estuary-The-coco-estuary-Fortaleza-Brazil.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Pedro-Freitas-31/publication/315302950_Hydrodynamic_s_and_particulate_suspended_matter_transport_in_a_shallow_and_highly_urbanized_estuary_The_coco_estuary_Fortaleza_Brazil/links/5d670a6992851c70c4c5f85f/Hydrodynamics-and-particulate-suspended-matter-transport-in-a-shallow-and-highly-urbanized-estuary-The-coco-estuary-Fortaleza-Brazil.pdf).

FRENA, M. *et al.* Assessment of anthropogenic contamination with sterol markers in surface sediments of a tropical estuary (Itajaí-Açu, Brazil). **Science of The Total Environment**, [S. l.], v. 544, p. 432-438, fev. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.137>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969715310901>.

FROESE, R. Cube law, condition factor and weight–length relationships: history, meta-analysis and recommendations. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 22, n. 4, p. 241–253, 2006. DOI: 10.1111/j.1439-0426.2006.00805.x.

GAMEIRO, S. *et al.* Análise espacial multitemporal das mudanças de uso e cobertura da terra

na sub-bacia hidrográfica do baixo Jaguaribe, Ceará, Nordeste do Brasil. **Land**, [S. l.], v. 11, n. 1, jan. 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/land11010103>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-445X/11/1/103>.

GANDARA, G. S. **Rio Parnaíba... Um cadinho de mim e a história ambiental**. Vol. 17, nº 1, Goiás: Textos de história, 2009.

HAMAN; C. *et al.* Occurrence, fate and behavior of parabens in aquatic environments: A review. **Water Research**, [S. l.], v. 68, p. 1-11, jan. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.09.030>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135414006605?via%3Dihub>.

HAMZA-CHAFFAI, A. Usefulness of Bioindicators and Biomarkers in Pollution Biomonitoring. **International Journal of Biotechnology for Wellness Industries**, [S. l.], v. 3, n. 1, p. 19-26, abr. 2014. DOI: 10.6000/1927-3037.2014.03.01.4. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/269808065\\_Usefulness\\_of\\_Bioindicators\\_and\\_Biomarkers\\_in\\_Pollution\\_Biomonitoring](https://www.researchgate.net/publication/269808065_Usefulness_of_Bioindicators_and_Biomarkers_in_Pollution_Biomonitoring).

HU, C. *et al.* Endocrine disruption and reproductive impairment of methylparaben in adult zebrafish. **Food and Chemical Toxicology**, [S. l.], v. 171, p. 113545, jan. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fct.2022.113545>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0278691522007438>.

IMPELLITTERI, F. *et al.* Hemocytes: A Useful Tool for Assessing the Toxicity of Microplastics, Heavy Metals, and Pesticides on Aquatic Invertebrates. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, [S. l.], v. 19, n. 24, dez. 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph192416830>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1660-4601/19/24/16830>.

INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E MEIO AMBIENTE (Rio Grande do Norte). **Rede Compartilhada de Monitoramento de Qualidade da Água**: Programa Água Azul. Natal: IDEMA, 2009. Disponível em: <http://www.programaaguaazul.com.br/relatorios.php>.

ITSUKUSHIMA, R., OHTSUKI, K. AND SATO, T. Drivers of rising monthly water temperature in river estuaries. **Limnology and Oceanography**, [S. l.], v. 69, n. 3, p. 589-603, jan. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1002/lno.12507>. Disponível em: <https://aslopubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/lno.12507>.

JESUS, W. B. *et al.* A protocol for assessing histological changes and biometry in *Ucides cordatus* (Crustacea, Decapoda, Ocypodidae) using linear indices. **Journal of Invertebrate Pathology**, [S. l.], v. 212, p. 108386, set. 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jip.2025.108386>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S002220112500120X>.

JESUS, W. B. *et al.* Biological responses in gills and hepatopancreas of *Ucides cordatus* (Crustacea, Decapoda, Ocypodidae) as indicative of environmental contamination in mangrove areas in Maranhão State, Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Research**, Maranhão, Brasil, v. 48, n. 2, p. 226-236, 2020. DOI: 10.3856/vol 48-issue 2-fulltext-2374. Disponível em: [https://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0718-560X2020000200226#aff1](https://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0718-560X2020000200226#aff1).

JESUTHASAN, A. *et al.* Assessment of changes in physiological markers in different body fluids at rest and after exercise. **Nutrients**, Auckland, Nova Zelândia, v 14, n. 21, p. 4685, 2022. DOI: 10.3390/nu14214685. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-6643/14/21/4685>.

JÚNIOR, G. R. C.; LIMA, A. D. F.; CAVALCANTE, R. M. Crab urine as biomonitoring tools for pollution: A state-of-the-art review of methods, organic contaminant levels, and comparisons between spilled and unspilled areas. **Marine Pollution Bulletin**, [S. l.], v. 211, p. 117443, fev. 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.117443>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X24014206>.

LEITE, M. *et al.* Temporal variation in the weight-size relationship of the mangrove crab *Ucides cordatus* L. (Decapoda: Ucididae) in relation to its life cycle phases. **Animal Biology**, 64, 333-342. 2014. <https://doi.org/10.1163/15707563-00002451>

LESSA, G. C. *et al.* Brazilian Estuaries: A Geomorphologic and Oceanographic Perspective. **Springer International Publishing**, p. 1-37, jul. 2018. DOI: 10.1007/978-3-319-77779-5\_1. Disponível em: [https://doi.org/10.1007/978-3-319-77779-5\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-319-77779-5_1).

LIAO, C.; CHEN, L.; KANNAN, K. Occurrence of parabens in foodstuffs from China and its implications for human dietary exposure. **Environment international**, EUA, p. 68-74, jul. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.04.001>. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/23685225/>.

LIMA, A. D. F. *et al.* Unraveling the differences between pyrolytic and petrogenic sources in oiled areas of the South Atlantic: An analytical method for biliary PAHs. **Marine Environmental Research**, Ceará, Brasil, v. 205, p. 106979, 2025. DOI: 10.1016/j.marenvres.2025.106979. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0141113625000364>.

LIMA, F. G. F.; MEDEIROS, W. E.; SÁ, E. F. J. Geophysically-BASED structural framework and tectonic evolution of the Brazilian equatorial margin. **Tectonophysics**, v. 896, p. 230604, fev. 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tecto.2024.230604>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0040195124004062>.

LINEU, C. **Systema Naturae per regna tria naturae, secundum classes, ordines, genera, species, cum characteribus, differentiis, synonymis, locis**. 10 ed. v. 1: 335, 630, 1763.

LIONETTO, M. G.; CARICATO, R.; GIORDANO, M. E. Pollution Biomarkers in Environmental and Human Biomonitoring. **The Open Biomarkers Journal**, Italia, v. 9, p. 1-9, jan. 2019. DOI: 10.2174/1875318301909010001. Disponível em: <https://openbiomarkerjournal.com/VOLUME/9/PAGE/1>.

MA, W. *et al.* A survey of parabens in commercial pharmaceuticals from China and its implications for human exposure. *Environment International*, [S. l.], v. 95, p. 30-35, out. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.07.013>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412016302719>.

MATTHEWS, C. *et al.* p-Hydroxybenzoic Acid Esters as Preservatives II.: Acute and Chronic Toxicity in Dogs, Rats, and Mice. **Journal of the American Pharmaceutical Association (Scientific ed.)**, [S. l.], v. 45, n. 4, p. 260-267, abr. 1956. DOI: <https://doi.org/10.1002/jps.3030450420>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0095955315338622>.

MATWIEJCZUK N.; GALICKA A.; BRZÓSKA M.M. Review of the safety of application of cosmetic products containing parabens. **Journal of Applied Toxicology**, [S. l.], v. 40, n. 1, p. 176-210, jan. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1002/jat.3917>. Disponível em: <https://analyticalsciencejournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/jat.3917>.

MELLO, L. C. *et al.* Concentrações, fontes e riscos de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos em sedimentos da bacia do Delta do Parnaíba, Nordeste do Brasil. *Chemosphere*, [S. l.], v. 1, p. 140889, fev. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140889>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653523031594#abs0020>.

MEIRA NETO, A. A. *et al.* Evolução da mitigação da seca e da segurança hídrica ao longo de 100 anos de expansão de reservatórios no Brasil semiárido. **Water Resources Research**, [S. l.], v. 60, n. 9, ago. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1029/2023WR036411>. Disponível em: <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/2023WR036411>.

MOURA, E. M.; RIGHETTO, A. M.; LIMA, R. R. M. Avaliação da Disponibilidade Hídrica e da Demanda Hídrica no Trecho do Rio Piranhas-Açu entre os Açudes Coremas-Mãe D'água e Armando Ribeiro Gonçalves. **Brazilian Journal of Water Resources**, [S. l.], v. 16, dez. 2011. DOI: <http://dx.doi.org/10.21168/rbrh.v16n4.p7-19>. Disponível em: <https://revistas.abrhidro.org.br/article.php?Article=13>.

MOURA, V. L.; LACERDA, L. D. Mercury Sources, Emissions, Distribution and Bioavailability along an Estuarine Gradient under Semiarid Conditions in Northeast Brazil. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, [S. l.], v. 19, n. 24, dez. 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph192417092>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1660-4601/19/24/17092>.

MPCE. Decreto Nº 32.248 de 07 de junho de 2017. Criação da unidade de conservação estadual do grupo de proteção integral denominada parque estadual do cocó. **Diário Oficial do Estado**: Fortaleza, CE, jun. 2017.

MUTTI, P. R. *et al.* A detailed framework for the characterization of rainfall climatology in semiarid watersheds. **Theoretical and Applied Climatology**, [S. l.], v. 139, p. 109-125, ago. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00704-019-02963-0>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00704-019-02963-0>.

OKSANEN, Jari *et al.* **vegan**: Community Ecology Package. Version 2.6-4. 2022. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. Acesso em: 7 jan. 2026.

OLIVEIRA, A. H. B. *et al.* The legacy of organochlorine pesticide usage in a tropical semi-arid region (Jaguaribe River, Ceará, Brazil): Implications of the influence of sediment parameters on occurrence, distribution and fate. **Science of The Total Environment**, [S. l.], v. 542, p. 254-263, jan. 2016. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.10.058. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969715308615>.

PESCINELLI, R. *et al.* Assessment of population biology, size-weight relationship, condition factor, and spatial distribution of the mangrove crab *Ucides cordatus* (Crustacea: Ocypodidae) in southern Brazil. **Acta Zoologica**. 2021. <https://doi.org/10.1111/azo.12412>

PICAPEDRA P. H. S; FERNANDES C.; LANSAC-TÔHA F. A. Zooplankton community in the Upper Parnaíba River (Northeastern, Brazil). **Brasilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 77, n. 2, p. 402-412, jun. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.20215>. Disponível

em: <https://www.scielo.br/j/bjb/a/KWvCfKSFsMwtRwMwdjXDqBp/?lang=en>.

PINHEIRO, M.; FISCARELLI, A. Length-weight relationship and condition factor of the mangrove crab *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Brachyura, Ucididae). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 52, 397-406. 2009. DOI: <https://doi.org/10.1590/s1516-89132009000200017>.

**R**: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2024. Disponível em: <https://www.R-project.org/>.

RICKER, W. E. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. **Fish. Res. Board Can. Bull.**, v. 191, p. 1-382. Disponível em: [https://cir.nii.ac.jp/crid/1573950400225789696#citations\\_container](https://cir.nii.ac.jp/crid/1573950400225789696#citations_container).

ROCHA JUNIOR, J. M. **Avaliação ecológico-econômica do manguezal de Macau/RN e a importância da aplicação de práticas preservacionistas pela indústria petrolífera local**. 2011. 116 f. Dissertação (Mestrado em Pesquisa e Desenvolvimento em Ciência e Engenharia de Petróleo) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2011. Disponível em: <https://repositorio.ufrn.br/items/81cb9ca6-f109-46d7-84cd-dd3473745b19>.

ROCHA, C., LIMA, T. Biometric differences in *Ucides cordatus* (LINNAEUS, 1763) (Crustacea; Brachyura; Ocypodidae) as an indicative of environmental stress. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**. 2020. DOI: <https://doi.org/10.6008/cbpc2179-6858.2020.002.0024>

ROSÁRIO FILHO, N. Parabens for allergists. **Arquivos de Asmas, Alergia e Imunologia, [S. l.]**, v. 7, n. 4, p. 433-435, jan. 2023. DOI: 10.5935/2526-5393.20230066-en. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/379853349\\_Parabens\\_for\\_allergists](https://www.researchgate.net/publication/379853349_Parabens_for_allergists).

SÁ, A. C. D. S.; PINHEIRO, L. The Influence of Environmental Variables on the Distribution of Mangroves in Northeast Brazil. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 37, jan. 2025. DOI: 10.14393/SN. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/sociedadennatureza/article/view/72756/40651>.

SANTOS, J.; DE SOUZA, M. J. N.. Abordagem geoambiental aplicada à análise da vulnerabilidade e dos riscos em ambientes urbanos. **Boletim Goiano de Geografia**, Goiânia, Brasil, v. 34, n. 2, p. 215-232, 2014. DOI: 10.5216/bgg.v34i2.31730. Disponível em: <https://revistas.ufg.br/bgg/article/view/31730>.

SCHETTINI, C. A. F.; LEVINSON, A. V. L.; TRUCCOLO E. C. Circulation and transport in short, low-inflow estuaries under anthropogenic stresses. **Regional Studies in Marine Science, [S. l.]**, v. 10, p. 52-64, fev. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2017.01.004>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352485516301049>.

SEMACE. Secretaria do Meio Ambiente e Mudança do Clima. **Área de Proteção Ambiental de Canoa Quebrada. Governo do Estado do Ceará**, 2010. Disponível em: <https://www.semace.ce.gov.br/2010/12/09/area-de-protecao-ambiental-de-canoa-quebrada/>.

SHIMIZU, Y. *et al.* Relationship between the Use of Parabens and Allergic Diseases in Japanese Adults—A Cross-Sectional Study. **J, [S. l.]**, v. 1, n. 1, p. 148-158, nov. 2018. DOI: <https://doi.org/10.3390/j1010014>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2571-8800/1/1/14>.

SHIN, M. *et al.* Pharmacokinetics of transdermal methyl-, ethyl-, and propylparaben in humans following single dermal administration. **Chemosphere**, [S. l.], v. 310, p. 136689, jan. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136689>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653522031824>.

SIGMA-ALDRICH. **Ethylparaben**: produtos. [S. l.], 2026. Disponível em: [www.sigmaaldrich.com](http://www.sigmaaldrich.com).

SILVA, M. R. *et al.* Use of the gonadal structures of the mangrove crab *Ucides cordatus* as a biomarker for environmental contamination by metals. **Marine Pollution Bulletin**, [S. l.], v. 198, p. 115862, jan. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115862>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X23012973>.

SOARES, C. H. C. **Análise hidrodinâmica e morfológica do complexo estuarino do Rio Piranhas-Açu/RN, Nordeste do Brasil**. 2012. 129 f. Dissertação (Mestrado em Geodinâmica e Geofísica) – Centro de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2012.

SOARES, M. O. *et al.* Challenges and perspectives for the Brazilian semi-arid coast under global environmental changes. **Perspectives in Ecology and Conservation**, [S. l.], v. 19, n. 3, p. 267-278, set. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.06.001>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2530064421000523>.

SONI, M. G. *et al.* Evaluation of the health aspects of methyl paraben: a review of the published literature. **Food and Chemical Toxicology**, [S. l.], v. 40, n. 10, p. 1335-1373, out. 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0278-6915\(02\)00107-2](https://doi.org/10.1016/S0278-6915(02)00107-2). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0278691502001072>.

SOUZA FILHO, F. A. *et al.* Integrated proactive drought management in hydrosystems and cities: building a nine-step participatory planning methodology. **Natural Hazards**, [S. l.], v. 115, p. 2179–2204, nov. 2022. DOI: [10.1007/s11069-022-05633-z](https://doi.org/10.1007/s11069-022-05633-z). Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11069-022-05633-z>.

SUN, L. *et al.* The estrogenicity of methylparaben and ethylparaben at doses close to the acceptable daily intake in immature Sprague-Dawley rats. **Scientific Reports**, [S. l.], v. 6, abr. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1038/srep25173>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/srep25173#citeas>.

SURTHERLAND, D. L.; RALPH, P. J. Microalgal bioremediation of emerging contaminants - Opportunities and challenges. **Water Research**, [S. l.], v. 164, nov. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.114921>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135419306955?via%3Dihub>.

TONG, S. T. Y. The use of non-metric multidimensional scaling as an ordination technique in resource survey and evaluation: a case study from southeast Spain. **Applied Geography**, [S. l.], v. 12, n. 3, p. 0143-6228, jul. 1992. DOI: [https://doi.org/10.1016/0143-6228\(92\)90042-L](https://doi.org/10.1016/0143-6228(92)90042-L). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/014362289290042L>.

ULMER, C. Z. *et al.* Optimization of Folch, Bligh-Dyer, and Matyash sample-to-extraction solvent ratios for human plasma-based lipidomics studies. **Analytical Metabolomics**, [S. l.], v. 1037, p. 351-357, dez. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aca.2018.08.004>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0003267018309413>.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories**, Volume 1: Fish Sampling and Analysis, third ed. United States Environmental Protection Agency, Office of Water (4305): Washington, DC: USEPA, 2000. p. 484. 823-B-00-007.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Human Health Evaluation Manual Part A**, Interim Final, 1, Washington, DC: USEPA, 1989. EPA/540/1-89/002.

VEDANA, J. .; ALVES, T. .; BEAUMORD, A. Quem emergirá? o País ou os contaminantes: um estudo sobre a presença de parabenos em ambientes lacustres costeiros. **Metodologias e Aprendizado**, [S. l.], v. 2, p. 63–71, 2019. DOI: 10.21166/metapre.v2i0.1319. Disponível em: <https://publicacoes.ifc.edu.br/index.php/metapre/article/view/1319>.

WATSON, G. M. *et al.* Rapid assessment of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) exposure in decapod crustaceans by fluorimetric analysis of urine and haemolymph. **Aquatic Toxicology**, [S. l.], v. 67, n. 2. p. 127-142, abr. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2003.11.006>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0166445X03002303>.

WEI, F. *et al.* Endocrine disrupting effects of parabens in zebrafish (*Danio rerio*): New insights from transcriptomics, metabolomics, and molecular dynamics simulation. **Chemosphere**, [S. l.], v. 354, p.141682, abr. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.141682>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653524005757?via%3Dihub>.

WEI, F. *et al.* Parabens as chemicals of emerging concern in the environment and humans: A review. *Science of The Total Environment*, [S. l.], v. 778, p. 146150, jul. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146150>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969721012171>.

WICKHAM, Hadley. **ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis**. New York: Springer-Verlag, 2016.

XUE, J.; KANNAN, K. Accumulation profiles of parabens and their metabolites in fish, black bear, and birds, including bald eagles and albatrosses. **Environment International**, [S. l.], v. 98, p. 546-553, set. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.06.015>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412016302331?via%3Dihub>.

ZANELLA, M. E. *et al.* Vulnerability socioenvironmental of down progress of Cocó River's watershed, Fortaleza-CE (Brazil). **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 25, n. 2, ago. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1982-45132013000200009>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/sn/a/3cfvBdtdv8yKCHH4bszHhhL/?lang=pt>.

ZHU, R. *et al.* Parabens and their metabolite in a marine benthic-dominated food web from the Beibu gulf, South China Sea: Occurrence, trophic transfer and health risk assessment. **Water Research**, [S. l.], v. 248, jan. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120841>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135423012812>.

**APÊNDICE A – ESTATÍSTICA DESCRITIVA (MÉDIA E DESVIO-PADRÃO) DOS  
ANALITOS ESTRATIFICADOS POR GRUPO EXPERIMENTAL (LOCAL).**

<b>Composto</b>	<b>Grupo</b>	<b>Média (µg/L)</b>	<b>Desvio-padrão (µg/L)</b>	<b>Erro-padrão</b>
Hidroxibenzóico	Cocó	54,87	217,26	48,58
	Delta	31,77	19,55	4,37
	Fortim	114,90	56,14	12,88
	Macau	62,07	126,25	27,55
Metilparabeno	Cocó	0,92	2,24	0,50
	Delta	5,95	11,45	2,56
	Fortim	2,76	3,33	0,77
	Macau	10,95	7,62	1,66
Etilparabeno	Cocó	5,36	17,02	3,81
	Delta	40,71	17,61	3,94
	Fortim	0,65	1,53	0,35
	Macau	69,46	124,86	27,25

ANEXO A – DADOS BIOMÉTRICOS DO *UCIDES CORDATUS*.

Local	Amostra	Peso (g)	Larg. (cm)	Comp. (cm)
Delta	1	197	7.3	5.7
	2	235	7.8	5.9
	3	196	6.9	5.7
	4	231	7.8	5.8
	5	230	7.7	6.0
	6	224	7.9	5.9
	7	219	7.5	5.7
	8	203	7.3	5.7
	9	224	7.7	5.8
	10	229	7.9	5.8
Macau	11	153	6.7	5.2
	12	152	6.5	5.0
	13	145	6.5	4.9
	14	173	6.8	5.1
	15	149	6.5	5.0
	16	146	6.9	5.3
	17	141	6.2	4.8
	18	168	6.8	5.3
	19	152	6.5	5.0
	20	145	6.3	5.0
Cocó	21	128	5.34	6.85
	22	144	5.42	7.12
	23	85	4.48	5.69
	24	121	5.07	6.39
	25	120	5.08	6.55
	26	88	4.65	6.01
	27	109	4.84	6.37
	28	101	5.02	6.41
	29	103	4.99	6.37
	30	99	4.73	6.0

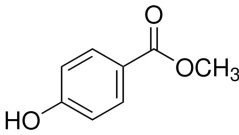
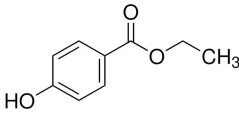
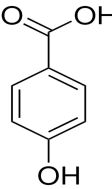
---

	31	130	5.0	6.3
	32	141	5.3	6.4
	33	150	4.8	6.9
	34	175	5.4	7.1
Fortim	35	130	4.3	6.5
	36	127	5.03	6.4
	37	124	4.5	6.2
	38	124	4.5	6.2
	39	150	4.6	6.8
	40	144	4.7	6.4

---

Fonte: LACOr - UFC (2025).

## ANEXO B – INFORMAÇÕES REFERENTES AOS COMPOSTOS ESTUDADOS

Composto	Estrutura química	Fórmula linear	CAS	Peso molecular
Metilparabeno/ Éster metílico de ácido p-hidroxibenzoico		$\text{HOC}_6\text{H}_4\text{CO}_2\text{CH}_3$	99-76-3	152.15
Etilparabeno/ Ethylparaben		$\text{HOC}_6\text{H}_4\text{CO}_2\text{C}_2\text{H}_5$	120-47-8	166.17
p-Hidroxibenzóico		$\text{HOC}_6\text{H}_4\text{CO}_2\text{H}$	99-96-7	138.12

Fonte: Sigma-Aldrich, 2025.