



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS MARINHAS TROPICAIS**

**BEATRIZ DINIZ LOPES**

**AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO E SEGURANÇA ALIMENTAR DOS  
PESCADOS NA COSTA DO CEARÁ (NORDESTE, BRASIL) POR  
HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS APÓS O EVENTO DE  
DERRAMAMENTO DE ÓLEO NA COSTA BRASILEIRA (2019-2020)**

**FORTALEZA  
2024**

BEATRIZ DINIZ LOPES

AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO E SEGURANÇA ALIMENTAR DOS PESCADOS  
NA COSTA DO CEARÁ (NORDESTE, BRASIL) POR HIDROCARBONETOS  
POLICÍCLICOS AROMÁTICOS APÓS O EVENTO DE DERRAMAMENTO DE ÓLEO  
NA COSTA BRASILEIRA (2019-2020)

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhais Tropicais da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências Marinhais Tropicais. Área de concentração: Ciência, tecnologia e gestão costeira e oceânica.

Orientador: Prof. Dr. Rivelino Martins Cavalcante.

FORTALEZA

2024

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)

---

L85a Lopes, Beatriz.

AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO E SEGURANÇA ALIMENTAR DOS PESCADOS NA COSTA DO CEARÁ (NORDESTE, BRASIL) POR HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS APÓS O EVENTO DE DERRAMAMENTO DE ÓLEO NA COSTA BRASILEIRA (2019-2020) / Beatriz Lopes. – 2024.

173 f. : il. color.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Fortaleza, 2024.

Orientação: Prof. Dr. Rivelino Martins Cavalcante.

1. Contaminação. 2. Pescado. 3. Segurança alimentar. 4. Petróleo. I. Título.

CDD 551.46

---

BEATRIZ DINIZ LOPES

AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO E SEGURANÇA ALIMENTAR DOS PESCADOS  
NA COSTA DO CEARÁ (NORDESTE, BRASIL) POR HIDROCARBONETOS  
POLICÍCLICOS AROMÁTICOS APÓS O EVENTO DE DERRAMAMENTO DE ÓLEO  
NA COSTA BRASILEIRA (2019-2020)

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhais Tropicais da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências Marinhais Tropicais. Área de concentração: Ciência, tecnologia e gestão costeira e oceânica

Aprovada em: \_\_\_\_/\_\_\_\_/\_\_\_\_.

BANCA EXAMINADORA

---

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

---

Prof. Dr. Tristan Charles Clitandre Rousseau  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Dra. Ana Paula Zapelini de Melo  
Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

A Deus, por sempre me direcionar.  
À minha família, por sempre apoiarem meus  
sonhos.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente à Deus, pois nos momentos em que pensei que não seria capaz ou que estivesse no caminho errado, Ele me lembra de que isso é o que realmente amo e que tenho capacidade, além de não estar sozinha.

Ao Prof. Dr. Rivelino Martins, pela excelente orientação e ensinamentos nesses 6 anos que tenho no laboratório (rumo a mais 4 anos).

Aos meus companheiros do LACOr, em especial ao Rafael Santos, me ajudando nos insights sobre como melhorar o trabalho, com a estatística e sempre com um ombro amigo nas horas em que eu mais precisei.

A minha família e amigos, por sempre vibrarem por mim nas minhas conquistas e me darem forças quando mais preciso, acreditando em mim mesmo quando eu duvido.

A Arlene Nossol, por toda a paciência, ensinamentos e por ter me recebido de forma tão especial em Uberlândia. E ao querido Benjamim, que me encantou com sua simpatia e inteligência, tornando a viagem ainda mais especial. Reflexo de uma família incrível que ele tem e com certeza vai ser um paleontólogo excelente!

Por último, mas não menos importante, ao Daniel Lucca e Drica, que nessa reta final foram essenciais para a construção e finalização desse trabalho, não só com apoio técnico, mas com a amizade e apoio emocional. Vocês fizeram a última semana ser mais leve e nunca vou esquecer disso.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

“No meu coração sempre  
Serei oceano  
Oceanarei  
Derramar-me-ei  
Em muitas águas  
[...]  
Nada será capaz de me  
represar  
Ninguém poderá segurar  
meu mar  
[...]  
Ainda que me façam sertão  
Serei mar.”

- Cristiane Sobral

## RESUMO

Nas últimas décadas, foram derramadas cerca de 5,8 milhões de toneladas de petróleo nos oceanos devido a causas diversas. Em agosto de 2019 ocorreu o derramamento de óleo mais extenso já registrado no Brasil. Desastres como esse podem impactar severamente a produção de pescados, principalmente em relação a segurança sanitária. Dessa forma, o presente trabalho tem como objetivo avaliar a contaminação por HPAs em peixes, moluscos (sururu e ostra) e crustáceos (caranguejo) da costa do Ceará (Nordeste, Brasil), além de analisar o risco alimentício associado a eles. As amostras foram adquiridas de pescadores artesanais da RESEX Praia do Canto Verde, Icapuí, Cumbuco e Jaguaribe em setembro de 2021. A metodologia precedeu-se da realização da biometria, retirada dos músculos e processamento das amostras. A análise dos HPAs parentais e alquilados foi feita pelo método QUECHERS e, para a identificação e quantificação, foi utilizado GC-MS. Para avaliar a segurança alimentar dos frutos do mar, foram usados os níveis de preocupação publicados pela ANVISA durante o período do derramamento. As análises estatísticas realizadas demonstraram que os dados para peixes não apresentaram distribuição normal e as concentrações de HPAs totais nos locais de estudo não apresentaram diferenças significativas. Já para os moluscos e crustáceos, as análises estatísticas demonstraram distribuição normal e diferença significativa entre os dois grupos. Sendo assim foi visto que a contaminação seguiu a ordem: moluscos ( $29,94 \pm 5,00$  ng/g; média  $\pm$  DP); crustáceos ( $12,58 \pm 5,85$  ng/g); e peixes ( $2,89 \pm 4,12$  ng/g). Para os peixes, houve a predominância de HPAs de Baixo Peso Molecular, principalmente do Naftaleno e a maior média foi vista no Jaguaribe (6,20 ng/g). Já para os moluscos e crustáceos, a maior contaminação se deu nos moluscos, com a média de 29,94 ng/g em comparação com os crustáceos, que apresentou a média de 12,58 ng/g em relação a concentração total de HPAs. No que consta a segurança alimentar, todos os grupos taxonômicos apresentaram valores abaixo do estabelecido pela ANVISA (peixes: 6 µg/kg BaPeq e moluscos e crustáceos 18 µg/kg de BaP eq), sendo estes: para peixes o TEQ = 0,509; Caranguejo, TEQ = 0,873; Ostra, TEQ = 8,46; e sururu, TEQ = 9,75. Em relação aos HPAs não-carcinogênicos, todas as amostras também apresentaram valores bem abaixo, demonstrando assim que os pescados dessas regiões estão próprios para consumo.

**Palavras-chave:** Contaminação; Pescado; Segurança alimentar; Petróleo.

## ABSTRACT

In recent decades, around 5.8 million tons of oil have been spilled into the oceans due to various causes. In August 2019, the most extensive oil spill ever recorded in Brazil occurred. Disasters like this can severely impact fish production, especially in terms of health safety. Therefore, this study aims to assess PAH contamination in fish, molluscs (sururu and oyster) and crustaceans (crab) from the coast of Ceará (Northeast, Brazil), in addition to analyzing the food risk associated with them. The samples were acquired from artisanal fishermen from RESEX Praia do Canto Verde, Icapuí, Cumbuco and Jaguaribe in September 2021. The methodology was preceded by biometrics, muscle removal and sample processing. Parental and alkylated PAHs were analyzed using the QUECHERS method and GC-MS was used for identification and quantification. To assess the food safety of the seafood, the levels of concern published by ANVISA during the period of the spill were used. The statistical analyses carried out showed that the data for fish did not show a normal distribution and the concentrations of total PAHs at the study sites did not show significant differences. As for molluscs and crustaceans, the statistical analyses showed a normal distribution and a significant difference between the two groups. Thus, the contamination followed the order: molluscs ( $29.94 \pm 5.00$  ng/g; mean  $\pm$  SD); crustaceans ( $12.58 \pm 5.85$  ng/g); and fish ( $2.89 \pm 4.12$  ng/g). For fish, there was a predominance of Low Molecular Weight PAHs, mainly Naphthalene and the highest average was seen in the Jaguaribe (6.20 ng/g). As for molluscs and crustaceans, the highest contamination was found in molluscs, with an average of 29.94 ng/g compared to crustaceans, which had an average of 12.58 ng/g in relation to the total concentration of PAHs. As far as food safety is concerned, all taxonomic groups had values below those established by ANVISA (fish: 6  $\mu$ g/kg BaPeq and molluscs and crustaceans 18  $\mu$ g/kg BaP eq), these being: for fish, TEQ = 0.509; crab, TEQ = 0.873; oyster, TEQ = 8.46; and sururu, TEQ = 9.75. In relation to non-carcinogenic PAHs, all the samples also showed values well below, thus demonstrating that the fish from these regions are suitable for consumption.

**Keywords:** Contamination; Seafood; Food safety; Oil.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1	– 16 HPAs prioritários (USEPA).....	28
Figura 2	– Área afetada pelo derramamento de óleo no Brasil em 2019.....	36
Figura 3	– Dinâmica de circulação das correntes oceânicas no Brasil.....	37
Figura 4	– Mapas sobre a extensão do impacto do derramamento de óleo nos habitats costeiros marinhos entre agosto e dezembro de 2019.....	38
Figura 5	– Municípios afetados pelo óleo (em vermelho) na costa do Ceará pelo derramamento de petróleo ocorrido no Brasil (2019/2020).....	40
Figura 6	– Mancha de petróleo encontrada em uma localidade não identificada no Ceará.....	42
Figura 7	– Barreira de Contenção instalada na foz do Rio Jaguaribe/Fortim colocada segundo indicação das cartas SAO (Sensibilidade Ambiental ao Óleo).....	43
Figura 8	– Moluscos contaminados pelo óleo em um manguezal do Ceará.....	44
Figura 9	– Mapa da localização da área de estudo na RESEX Prainha do Canto Verde.....	55
Figura 10	– Mapa da localização da área de estudo na região estuarina do Jaguaribe...	57
Figura 11	– Mapa da localização da área de estudo no Icapuí.....	59
Figura 12	– Mapa da localização da área de estudo na Praia do Cumbuco.....	60
Figura 13	– Vestígios de óleo encontrados na praia do Cumbuco em 2019.....	61
Figura 14	– Espécie <i>H. brasiliensis</i> , popularmente conhecido como Agulhinha-preta..	66
Figura 15	– Espécie <i>Acanthurus chirurgus</i> , popularmente conhecido como Peixe-Cirurgião.....	67
Figura 16	– Espécie <i>Lutjanus synagris</i> , popularmente conhecido como Ariacó.....	68
Figura 17	– Espécie <i>Opisthonema oglinum</i> , popularmente conhecido como Sardinha-Bandeira.....	70
Figura 18	– Espécie <i>Haemulon parra</i> , popularmente conhecido como Cambuba.....	71

Figura 19	– Espécie <i>Diapterus auratus</i> , popularmente conhecida como Cambuba.....	72
Figura 20	– Espécie <i>Bagre bagre</i> , popularmente conhecido como Bagre.....	73
Figura 21	– Espécie <i>Chloroscombrus chrysurus</i> , popularmente conhecido como Palombeta.....	74
Figura 22	– Espécie <i>Mugil curema</i> , popularmente conhecido como Tainha.....	75
Figura 23	– Espécie <i>Archosargus rhomboidalis</i> , popularmente conhecido como Salema.....	76
Figura 24	– Espécie <i>Amphiarius rugispinis</i> , popularmente conhecido como Bagre-Branco.....	77
Figura 25	– Espécie <i>Albula vulpes</i> , popularmente conhecido como Ubarana-fucinho-de-rato.....	78
Figura 26	– Espécie <i>Lutjanus analis</i> , popularmente conhecido como Cioba.....	79
Figura 27	– Espécie <i>Haemulon plumieri</i> , popularmente conhecido como Biquara.....	80
Figura 28	– Espécie <i>Cephalopholis fulva</i> , popularmente conhecido como Piraúna-Vermelha.....	81
Figura 29	– <i>Mytella charruana</i> (Sururu).....	82
Figura 30	– Espécie <i>Cassostrea rhizophorae</i> (Ostra-do-mangue).....	83
Figura 31	– <i>Ucides cordatus</i> (Caranguejo-Uçá).....	84
Figura 32	– Esquema de biometria da Ostra, segundo Galtsoff (1964).....	85
Figura 33	– Esquema de biometria do caranguejo.....	86
Figura 34	– Boxplot das concentrações por composto em todas as amostras de músculo de peixe.....	108
Figura 35	– Boxplot das concentrações por composto em músculos de peixes adquiridos na praia do Cumbuco.....	111
Figura 36	– Boxplot das concentrações por composto no músculo de peixes adquiridos em Icapuí.....	113
Figura 37	– Boxplot das concentrações por composto no músculo de peixes	

	adquiridos na APA do Rio Jaguaribe.....	115
Figura 38	– Boxplot das concentrações por composto no músculo de peixes adquiridos na RESEX Prainha do Canto Verde.....	117
Figura 39	– Boxplot com as concentrações totais de HPAs em músculo de caranguejo	131
Figura 40	– Boxplot das concentrações totais de HPAs em sururu.....	134
Figura 41	– Boxplot das concentrações totais de HPAs em ostras.....	137

## LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1	– Produção média anual de petróleo. ....	23
Gráfico 2	– Somatório das concentrações dos HPAs de Baixo Peso Molecular e de Alto Peso Molecular de todos os músculos de peixe analisados (n=83). ....	110
Gráfico 3	– Somatório das concentrações dos HPAs de Baixo Peso Molecular e de Alto Peso Molecular no músculo de peixes adquiridos na praia do Cumbuco.....	111
Gráfico 4	– Somatório das concentrações dos HPAs de Baixo Peso Molecular e de Alto Peso Molecular no músculo de peixes adquiridos em Icapuí.....	113
Gráfico 5	– Somatório das concentrações dos HPAs de Baixo Peso Molecular e de Alto Peso Molecular no músculo de peixes adquiridos no Jaguaribe.....	116
Gráfico 6	– Somatório das concentrações dos HPAs de Baixo Peso Molecular e de Alto Peso Molecular no músculo de peixes adquiridos na RESEX Prainha do Canto Verde.....	118
Gráfico 7	– Comparação das médias de HPAs Alquilados em músculo de peixe entre as quatro áreas de estudo.....	120
Gráfico 8	– Gráfico com a comparação das médias de HPAs Alquilados e HPAs Parentais entre os locais de estudo.....	124
Gráfico 9	– Comparação do $\sum$ HPAs de APM e $\sum$ HPAs de BPM em músculo de caranguejo.....	131
Gráfico 10	– Comparação entre as médias dos somatórios de HPAs parentais e alquilados em músculo de caranguejo.....	133
Gráfico 11	– Comparação do $\sum$ HPAs de APM e $\sum$ HPAs de BPM em sururu.....	135
Gráfico 12	– Comparação entre as médias de HPAs alquilados e parentais no sururu.	135
Gráfico 13	– Comparação do $\sum$ HPAs de APM e $\sum$ HPAs de BPM em ostra.....	138
Gráfico 14	– Comparação entre as médias de HPAs alquilados e parentais em ostra..	138
Gráfico 15	– Comparação das médias de HPAs de Baixo Peso Molecular e HPAs de Alto Peso Molecular entre os músculos de peixe, sururu, ostra e	



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1	– Propriedades físico-químicas dos 16 HPAs prioritários pela USEPA.....	29
Tabela 2	– Composição do petróleo.....	31
Tabela 3	– Os principais derramamentos de óleo nos oceanos em ordem cronológica e toneladas de óleo derramado.....	32
Tabela 4	– Quantidade em toneladas de resíduos coletados nos respectivos municípios cearenses.....	41
Tabela 5	– Risco de exposição ao petróleo por diferentes organismos marinhos...	47
Tabela 6	– Espécies, nomes populares e quantidade de peixes coletados na RESEX Praia do Canto Verde.....	62
Tabela 7	– Espécies, nomes populares e quantidade de peixes coletados no Jaguaribe.....	63
Tabela 8	– Espécies, nomes populares e quantidade de peixes coletados em Icapuí.....	63
Tabela 9	– Espécies, nomes populares e quantidade de peixes coletados em Cumbuco.....	64
Tabela 10	– Espécies, nomes populares e quantidade de moluscos e crustáceos coletados no Jaguaribe.....	65
Tabela 11	– Condições cromatográficas utilizadas para a determinação dos HPA e seus compostos alquilados.....	91
Tabela 12	– Compostos HPA e alquilados analisados através de SIM e suas respectivas m/z.....	93
Tabela 13	– Figuras analíticas de mérito e dados dos HPA estudados.....	95
Tabela 14	– Hidrocarbonetos para monitoramento do pescado das áreas atingidas.	99
Tabela 15	– Parâmetros para monitoramento do pescado das áreas atingidas.....	103
Tabela 16	– Nível de preocupação para os HPAs não carcinogênicos e não genotóxicos.....	104

Tabela 17	– Concentração total de compostos individuais encontrados em todos os músculos de peixe analisados e seus respectivos números de anéis.	108
Tabela 18	– Dados dos somatórios dos compostos HPAs nos músculos de peixe do Cumbuco.....	112
Tabela 19	– Dados dos somatórios dos compostos HPAs nos músculos de peixe no Icapuí.....	114
Tabela 20	– Dados dos somatórios dos compostos HPAs nos músculos de peixe no Jaguaribe.....	116
Tabela 21	– Dados dos somatórios dos compostos HPAs nos músculos de peixe na RESEX Praia do Canto Verde.....	118
Tabela 22	– Dados dos somatórios dos compostos HPAs Alquilados nos músculos de peixe do Cumbuco.....	120
Tabela 23	– Dados dos somatórios de HPAs Alquilados em músculos de peixe no Icapuí.....	121
Tabela 24	– Dados dos somatórios dos compostos HPAs nos músculos de peixe no Jaguaribe.....	122
Tabela 25	– Dados dos somatórios de HPAs alquilados em músculos de peixe na RESEX Praia do Canto Verde.....	123
Tabela 26	– Razões de diagnóstico utilizadas para avaliar a fonte de HPAs.....	126
Tabela 27	– Resultado das razões de diagnóstico encontradas para as áreas de estudo .....	126
Tabela 28	– Somatórios encontrados para as concentrações de HPAs Parentais e Alquilados em Caranguejo.....	132
Tabela 29	– Somatórios encontrados para as concentrações de HPAs Parentais e Alquilados em sururu.....	136
Tabela 30	– Somatórios encontrados para as concentrações de HPAs Parentais e Alquilados em ostra.....	139
Tabela 31	– Razões de diagnóstico encontradas para determinação de fontes de HPAs em moluscos e crustáceos.....	142

Tabela 32	– Compilação de dados para as concentrações totais de HPAs em peixes, moluscos e crustáceos no Brasil após o derramamento de óleo em 2019-2020.....	144
Tabela 33	– Resultados dos TEQs por local .....	146
Tabela 34	– Resultados dos TEQs por organismo.....	147
Tabela 35	– Níveis de preocupação (ng/g) para HPAs em pescados estabelecidos pelo Estados Unidos depois do derramamento de óleo do Deepwater Horizon e pelo Brasil após o derramamento de óleo em 2019/2020....	148
Tabela 36	– Faixa dos HPAs não carcinogênicos encontrados nas amostras em comparação com os níveis de preocupação estabelecidos pela ANVISA (2019) e EUA.....	149

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

HPAs	Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos
POPs	Poluentes Orgânicos Persistentes
BPM	Baixo Peso Molecular
APM	Alto Peso Molecular
USEPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
SEMA	Secretaria do Meio Ambiente do Ceará
HAs	Hidrocarbonetos Alifáticos
NOAA	Administração Nacional Oceânica e Atmosférica
FDA	Administração de Alimentos e Medicamentos
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento do Brasil
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
FAO	Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura
ZEE	Zona Econômica Exclusiva
TSM	Temperatura da Superfície do Mar
ZCIT	Zona de Convergência Intertropical
RESEX	Reserva Extrativista
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
REVIZEE	Programa de Avaliação do Potencial Sustentável dos Recursos Vivos da Zona Econômica Exclusiva
PT	Peso Total
CT	Comprimento Total
LC	Largura da Carapaça
CC	Comprimento da Carapaça
QUECHERS	<i>Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged, Safe</i>
QUASIMEME	<i>Quality Assurance of Information in Marine Environmental Monitoring</i>
D-SPE	Extração em Fase Sólida Dispersiva
MgSO <sub>4</sub>	Sulfato de Magnésio
CH <sub>3</sub> COONa	Acetato de Sódio

SIM	Monitoramento de Íon Selecionado
LD	Limite de Detecção
OMS	Organização Mundial de Saúde
SCF	Comitê Científico Europeu de Alimentos
IARC	Agência Internacional de Pesquisas sobre o Câncer
EFSA	Autoridade Europeia para Segurança dos Alimentos
LOC	<i>Level of Concern</i>
POF	Pesquisa de Orçamento Familiar
BaPeq	Benzo[a]pireno equivalente
TEF	Potência Relativa
TEQ	Quociente de Toxicidade Equivalente
JEFCA	<i>Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives</i>
MFO	Oxigenase de Função Mista
APA	Área de Proteção Ambiental
ONGs	Organização Não-Governamental

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>23</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>26</b>
<b>2.1</b>	<b>Objetivo geral .....</b>	<b>26</b>
<b>2.2</b>	<b>Objetivos específicos.....</b>	<b>26</b>
<b>3</b>	<b>REFERENCIAL TEÓRICO.....</b>	<b>27</b>
<b>3.1</b>	<b>HPAs e o petróleo.....</b>	<b>27</b>
<b>3.2</b>	<b>Derramamentos de petróleo em ambientes marinhos.....</b>	<b>32</b>
<b>3.2.1</b>	<b><i>Derramamento de óleo no Brasil</i></b>	
	<b><i>(2019) .....</i></b>	<b>35</b>
<b>3.2.1.1</b>	<b><i>Impactos do derramamento de óleo no Ceará.....</i></b>	<b>39</b>
<b>3.3</b>	<b>Segurança alimentar .....</b>	<b>44</b>
<b>3.4</b>	<b>Bioacumulação .....</b>	<b>47</b>
<b>3.5</b>	<b>Pesca e pescados no Brasil .....</b>	<b>50</b>
<b>4</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>52</b>
<b>4.1</b>	<b>Caracterização regional .....</b>	<b>52</b>
<b>4.1.1</b>	<b><i>Características climáticas e meteorológicas .....</i></b>	<b>52</b>
<b>4.2</b>	<b>Áreas de estudo .....</b>	<b>53</b>
<b>4.2.1</b>	<b><i>Reserva Extrativista (RESEX) Prainha do Canto Verde .....</i></b>	<b>53</b>
<b>4.2.2</b>	<b><i>Estuário do Rio Jaguaribe .....</i></b>	<b>55</b>
<b>4.2.3</b>	<b><i>Icapuí .....</i></b>	<b>57</b>
<b>4.2.4</b>	<b><i>Cumbuco .....</i></b>	<b>59</b>
<b>4.3</b>	<b>Amostragem .....</b>	<b>61</b>
<b>4.4</b>	<b>Descrição das espécies estudadas .....</b>	<b>65</b>
<b>4.4.1</b>	<b><i>Peixes .....</i></b>	<b>65</b>
<b>4.4.1.1</b>	<b><i>Agulinha-preta (<i>Hemiramphus brasiliensis</i>) .....</i></b>	<b>65</b>
<b>4.4.1.2</b>	<b><i>Peixe-Cirurgião (<i>Acanthurus chirurgus</i>) .....</i></b>	<b>66</b>
<b>4.4.1.3</b>	<b><i>Ariacó (<i>Lutjanus synagris</i>) .....</i></b>	<b>67</b>
<b>4.4.1.4</b>	<b><i>Sardinha-Bandeira (<i>Opisthonema oglinum</i>) .....</i></b>	<b>69</b>
<b>4.4.1.5</b>	<b><i>Cambuba (<i>Haemulon parra</i>) .....</i></b>	<b>70</b>
<b>4.4.1.6</b>	<b><i>Carapeba (<i>Diapterus auratus</i>) .....</i></b>	<b>71</b>
<b>4.4.1.7</b>	<b><i>Bagre (<i>Bagre bagre</i>) .....</i></b>	<b>72</b>

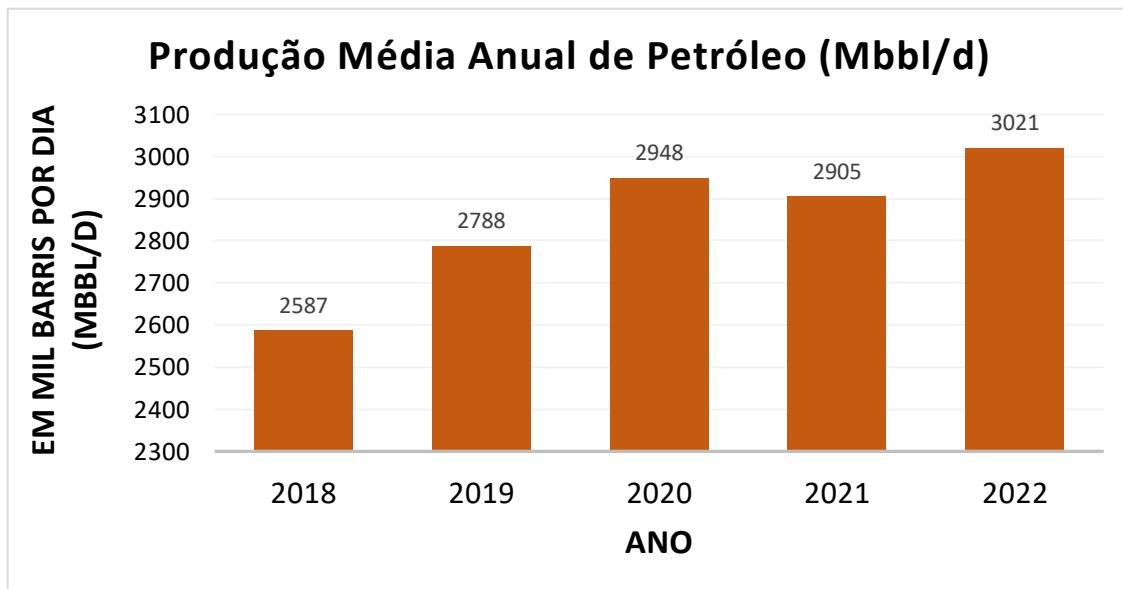
4.4.1.8	<i>Palombeta (Chloroscombrus chrysurus)</i> .....	73
4.4.1.9	<i>Tainha (Mugil curema)</i> .....	74
4.4.1.10	<i>Salema (Archosargus rhomboidalis)</i> .....	75
4.4.1.11	<i>Bagre-Branco (Amphiarius rugispinis)</i> .....	76
4.4.1.12	<i>Ubarana-fucinho-de-rato (Albula vulpes)</i> .....	77
4.4.1.13	<i>Cioba (Lutjanus analis)</i> .....	78
4.4.1.14	<i>Biquara (Haemulon plumieri)</i> .....	79
4.4.1.15	<i>Piraúna-Vermelha (Cephalophos fulva)</i> .....	80
<b>4.4.2</b>	<b>Moluscos e Crustáceos</b> .....	81
4.4.2.1	<i>Sururu (Mytella charruana)</i> .....	81
4.4.2.2	<i>Ostra (Crassostrea rhizophorae)</i> .....	82
4.4.2.3	<i>Caranguejo-Uçá (Ucides cordatus)</i> .....	83
<b>4.5</b>	<b>Biometria</b> .....	84
<b>4.5.1</b>	<b>Peixes</b> .....	84
<b>4.5.2</b>	<b>Ostra</b> .....	85
<b>4.5.3</b>	<b>Sururu</b> .....	86
<b>4.5.4</b>	<b>Caranguejo</b> .....	86
<b>4.6</b>	<b>Análise de HPAs</b> .....	87
<b>4.6.1</b>	<b>Processamento das amostras</b> .....	87
<b>4.6.2</b>	<b>Extração e clean up</b> .....	88
4.6.2.1	<i>Lavagem de vidrarias</i> .....	88
4.6.2.2	<i>Pesagem de amostras e fortificação</i> .....	89
4.6.2.3	<i>Extração</i> .....	89
4.6.2.4	<i>Partição e centrifugação</i> .....	89
4.6.2.5	<i>Limpeza (clean up)</i> .....	90
4.6.2.6	<i>Análise cromatográfica</i> .....	91
<b>4.7</b>	<b>Risco à saúde humana</b> .....	99
<b>4.8</b>	<b>Análises estatísticas</b> .....	106
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÕES</b> .....	107
<b>5.1</b>	<b>Peixes</b> .....	107
<b>5.1.1</b>	<b>Concentrações de HPAs nas amostras de músculo de peixe</b> .....	107
<b>5.1.2</b>	<b>Cumbuco</b> .....	110
<b>5.1.3</b>	<b>Icapuí</b> .....	112

5.1.4	<i>Jaguaribe</i> .....	114
5.1.5	<i>RESEX Prainha do Canto Verde</i> .....	117
5.1.6	<i>HPAs Alquilados</i> .....	119
5.1.7	<i>Discussão</i> .....	124
5.2	<b>Moluscos e crustáceos</b> .....	130
5.2.1	<i>Caranguejo</i> .....	130
5.2.2	<i>Sururu</i> .....	133
5.2.3	<i>Ostra</i> .....	137
5.2.4	<i>Discussão</i> .....	140
5.3	<b>Risco alimentar</b> .....	146
6	<b>CONCLUSÃO</b> .....	152
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	153

## 1 INTRODUÇÃO

A demanda mundial por energia e derivados de petróleo aumentou nas últimas décadas devido ao crescimento populacional e ao desenvolvimento econômico, especialmente nos países emergentes. Embora associada ao progresso, a exploração de recursos petrolíferos representa uma prática insustentável, aumentando assim os riscos de desastres ambientais (MELO et al., 2022). O Brasil é referência na exploração de petróleo provenientes de fontes marinhas e possui posições estratégicas para rotas de petroleiros e demais navios cargueiros (ZACHARIAS et al., 2021). Em 2022, a produção média de petróleo no país atingiu 3,021 milhões de barris por dia, enquanto o gás natural chegou a 138 milhões de metros cúbicos por dia, valor recorde em comparação aos anos anteriores (Gráfico 1) (AGÊNCIA NACIONAL DE PETRÓLEO, 2022).

Gráfico 1 – Produção média anual de petróleo.



Fonte: Adaptado de Agência Nacional de Petróleo (2022).

Apesar dos progressos significativos na redução dos derramamentos através de uma série de medidas de prevenção tecnológicas, regulamentares e de melhores práticas industriais,

o risco de eventos desse tipo ainda se mantém. Diariamente, é provável que ocorram centenas a milhares de acidentes de derramamentos nos oceanos. À vista disso, em agosto de 2019 ocorreu o derramamento de óleo mais grave e extenso já registrado no Brasil, chegando a atingir cerca de 4.000 km da costa nordeste e sudeste brasileira (SOARES et al., 2020a,b). As primeiras manchas apareceram no estado da Paraíba e, em poucos meses, o poluente identificado como óleo cru foi visto em uma vasta área da costa brasileira, atingindo 11 estados. Cerca de 130 municípios brasileiros foram afetados, totalizando 1.009 localidades (IBAMA, 2020). Voluntários da sociedade civil se reuniram com órgãos governamentais e removeram manualmente mais de 5.000 toneladas de resíduos de petróleo dos ecossistemas costeiros, como praias e manguezais.

Os habitats costeiros possuem maior risco aos derramamentos de óleo devido a possibilidade de serem atingidos diretamente pelo contaminante (BALOGUN et al., 2021). Consequentemente a isso, há uma contaminação massiva dos organismos marinhos, afetando não só a saúde desses animais, mas também a produção e o comércio de pescados, especialmente em relação a segurança alimentar e aos riscos químicos por Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) e contaminantes inorgânicos como arsênio, cádmio, chumbo, cromo e outros (BAAWAIN et al., 2019; COLVIN et al., 2020; ORISAKWE, 2021).

Os HPAs estão presentes entre 0,2% e 7% na composição do óleo e se destacam por sua ampla distribuição e pelas suas características mutagênicas, tóxicas e carcinogênicas. Isso pode acarretar desde a morte imediata de organismos marinhos, até efeitos crônicos em que impactos negativos são notados por um longo período após o derramamento (YAGHMOUR et al., 2022). À vista disso, a bioacumulação e bioconcentração desses contaminantes ocorrem em diferentes níveis da cadeia alimentar, desde organismos aquáticos filtrantes até os de alto nível trófico (EUZEBIO et al., 2019). Já a biomagnificação desse composto, pode afetar negativamente a saúde e a produtividade do ambiente costeiro e, por consequência, a saúde de quem consome esses organismos marinhos como alimento.

Os peixes, crustáceos e moluscos são considerados importantes fontes de proteínas e outros nutrientes essenciais, como o ômega 3, trazendo diversos benefícios para a saúde humana. Em relação ao consumo de pescados no Brasil, no ano de 2021 o consumo per capita atingiu 10,5 kg (SEAFOOD BRASIL, 2022), o que ressalta ainda mais a importância da segurança alimentar desses recursos. O perfil de contaminação dos pescados após acidente com derramamento de óleo é influenciado por uma série de fatores que compreendem o tipo e as

propriedades do óleo envolvido no evento, o tempo de exposição, e até a forma de metabolização dos contaminantes pelas espécies afetadas. Esses fatores também são determinantes para estimar a extensão que a contaminação pode durar. No entanto, mesmo que o consumo de alimentos contaminados por HPAs represente um risco para a saúde humana, poucos países apresentam programas de monitoramento e limites regulamentares para esses compostos (MELO et al., 2022).

A contaminação real e potencial dos mariscos afeta substancialmente a pesca comercial, recreativa e de subsistência, na qual a perda de confiança na segurança e na qualidade desses pescados pode resultar em graves consequências econômicas. Proteger os consumidores de mariscos intragáveis e inseguros é o principal objetivo dos órgãos de saúde pública após a ocorrência de um derramamento. À vista disso, é necessária a avaliação de recursos pesqueiros provenientes de locais afetados pelo derramamento, tendo em vista que é uma questão de saúde pública, não só da população local, mas de turistas também, além da importância da pesca na balança comercial do estado do Ceará.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivo geral**

Avaliar a contaminação por Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) em pescados da costa do Ceará (Nordeste, Brasil) e analisar o risco alimentar associado a eles.

### **2.2 Objetivos específicos**

1. Verificar os níveis de HPAs em músculos de peixes comercializados em praias do Ceará;
2. Examinar as concentrações de HPAs em crustáceos e moluscos (caranguejo, sururu e ostra);
3. Avaliar o risco alimentício de peixes, moluscos e crustáceos em relação aos HPAs.

### 3 REFERENCIAL TEÓRICO

#### 3.1 Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) e o petróleo

Os Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) são compostos formados por dois ou mais anéis benzênicos, constituídos exclusivamente de carbono e hidrogênio, sendo organizados sob forma linear, angular ou agrupada (NETTO et al., 2000). Apresentam de 2 a 6 anéis aromáticos fundidos entre si, chamados de HPAs parentais, ou podem conter ramificações de cadeias alifáticas ou heteroátomos, sendo estes denominados HPAs alquilados (YENDER et al., 2002). São integrantes do grupo de compostos conhecidos como Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs), os quais possuem características de maior persistência no ambiente, baixa biodegradabilidade e alta lipofilicidade, necessitando de maior atenção sob o ponto de vista ambiental e saúde pública (TANIGUCHI, 2001).

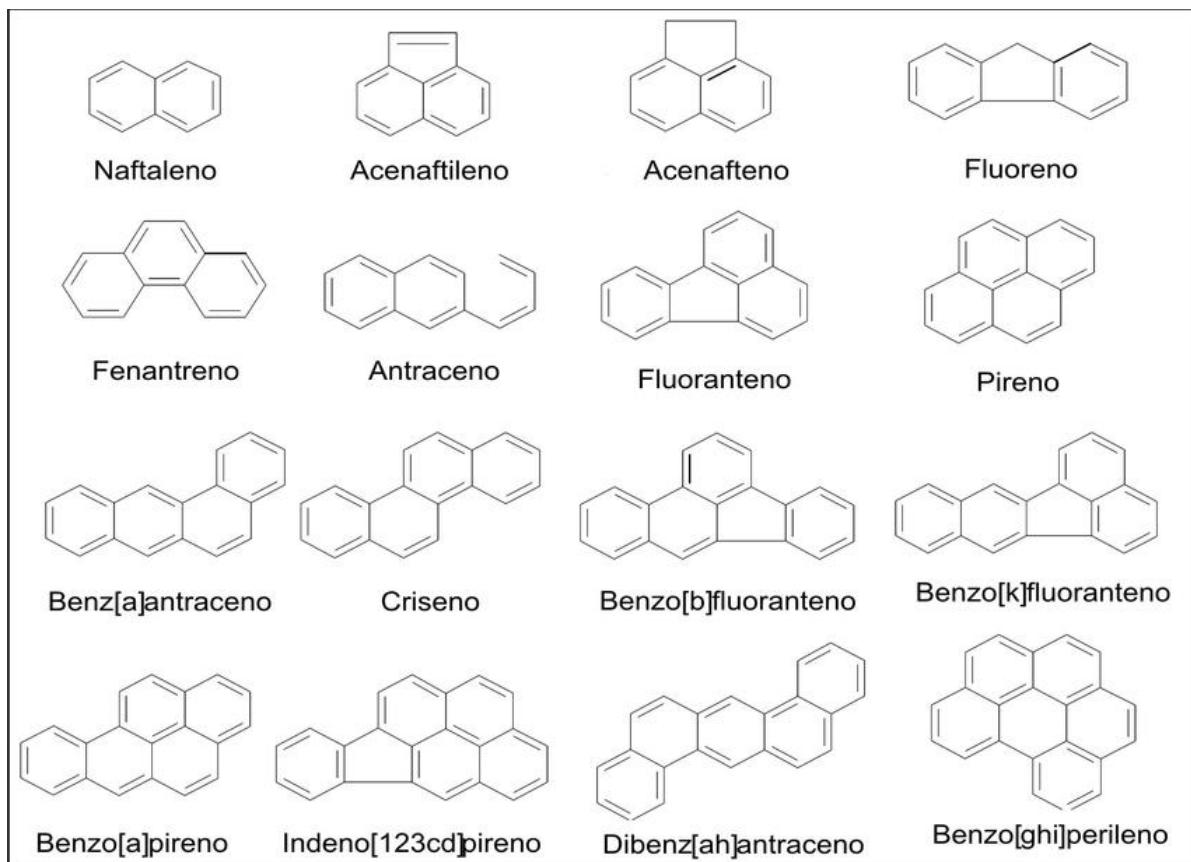
Esses compostos podem ser classificados em dois grupos, de acordo com suas características: os HPAs de Baixo Peso Molecular (BPM) e os de Alto Peso Molecular (APM). Os HPAs de BPM são os que possuem de 2 a 3 anéis aromáticos, são mais leves e mais voláteis que os demais e são altamente tóxicos, porém menos mutagênicos (USEPA, 1990; NETTO et al., 2000; IARC, 2009). Já os de APM, são aqueles com 4 ou mais anéis aromáticos, costumando se depositar próximos a sua fonte por serem mais pesados e, assim, menos voláteis. Diferentes dos compostos mais leves, estes não são toxicamente significativos, contudo, muitos apresentam caráter carcinogênico e mutagênico (DE WITT et al., 1992; MARTINS, 2005).

Os HPAs podem ocorrer no meio ambiente através de três possíveis fontes, sendo estas a pirolítica, petrogênica e diagênica (MEIRE et al., 2007). Nesse caso, os hidrocarbonetos de origem pirolítica resultam da combustão incompleta de matéria orgânica sob condições de elevada temperatura, baixa pressão e curto tempo de formação (MEIRE et al., 2007). Já os de origem petrogênica são formados por processos diagênicos, que remetem a condições de baixa temperatura relativa, sob escalas geológicas de tempo (MEIRE et al., 2007). Processos diagênicos também podem formar HPAs através de precursores biogênicos, como por exemplo, a formação de terpenos, derivados de material vegetal e que potencialmente geram hidrocarbonetos polinucleados como perilenos, retenos e crisenos, assim como em alguns compostos derivados de fenantreno (MEYER & ISHIWATARI, 1993; SILLIMAN et al., 1998).

As propriedades mutagênicas e carcinogênicas de alguns HPAs conferem a esses contaminantes a razão para a sua inclusão na maioria dos programas de monitoramento

ambiental e saúde humana em diferentes países do mundo. De acordo com a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), 16 HPAs são considerados particularmente prioritários no monitoramento ambiental de poluentes orgânicos, sendo eles: Acenafteno, Acenaftileno, Antraceno, Benzo[a]antraceno, Benzo[a]pireno, Benzo[b]fluoranteno, Benzo[ghi]perileno, Benzo[k]fluoranteno, Criseno, Dibenzo[a,h]antraceno, Fenantreno, Fluoranteno, Fluoreno, Indeno[1,2,3-cd]pireno, Naftaleno e Pireno (Figura 1) (MEIRE et al., 2007).

Figura 1 – 16 HPAs prioritários (USEPA).



Fonte: Adaptado de MEIRE et al., (2007).

A distribuição ambiental e a ação bioquímica dos hidrocarbonetos estão diretamente relacionadas às suas propriedades físico-químicas, tais como solubilidade em água, pressão de vapor, polaridade, constante de Henry, coeficiente de partição octanol-água (Kow) e constante de partição com carbono (Koc). Essas propriedades vão contribuir fortemente com o transporte,

bioacumulação e a toxicidade nos compartimentos ambientais (SCHWARZENBACH et al., 2017).

Sabe-se que a volatilidade dessas substâncias diminui com o aumento da sua massa molecular. Sendo assim, as moléculas de menor massa, além de mais voláteis, apresentam maiores valores de pressão de vapor e constante de Henry do que as de maior massa molecular. Estes geralmente se localizam na fração gasosa da atmosfera, enquanto os de maior massa molecular são adsorvidos ao material particulado atmosférico. No caso, a pressão de vapor e constante de Henry são as propriedades governantes do transporte e distribuição na atmosfera, sendo consideradas as responsáveis pelo fato destes se encontrarem em níveis consideráveis em regiões remotas e distantes dos centros urbanos e industriais (FERNANDEZ et al., 2003; MACDONALD et al., 2005). Já a constante de partição com carbono (Koc), consiste na razão entre a concentração da substância adsorvida ao carbono orgânico e a fase aquosa, indicando o potencial do composto de se ligar ao carbono orgânico presente em solos e sedimentos (SCHWARZENBACH et al., 2003). Os HPAs de BPM apresentam um potencial moderado na adsorção ao carbono orgânico dos sedimentos, e os HPAs de APM possuem uma maior tendência a adsorção no ambiente (LOPES & ANDRADE, 1996; NETTO et al., 2000). Em relação ao coeficiente de partição octanol-água (Kow), este representa a razão entre as concentrações de contaminantes orgânicos em octal e água, sendo um parâmetro bastante importante na avaliação da disponibilidade e bioacumulação desses compostos entre a biota e sua respectiva fração aquosa (LOPES & ANDRADE, 1996; SCHWARZENBACH et al., 2003). Sendo assim, quanto maior o Kow, mais lipossolúveis serão os contaminantes. Os HPAs de APM são mais lipofílicos, estáveis e menos solúveis em água do que os compostos de BPM (Tabela 1) (PINHO et al., 2023).

Tabela 1 – Propriedades físico-químicas dos 16 HPAs prioritários pela USEPA.

HPAs	Nº de anéis	Peso Molecular (g.mol <sup>-1</sup> )	Solubilidade (mg.L <sup>-1</sup> )	Pressão de vapor (Pa)	Constante de Henry (Pa m <sup>3</sup> .mol <sup>-1</sup> )	Coeficiente de partição (Kow)
<b>Naftaleno</b>	2	128	31	10,4	43,01	3,37
<b>Acenaftileno</b>	3	150	16,1	0,9	8,4	4,00

<b>Acenafteno</b>	3	154	3,8	0,3	12,17	3,92
<b>Fluoreno</b>	3	166	1,9	0,09	7,87	4,18
<b>Fenanreno</b>	3	178	1,1	0,02	3,24	4,57
<b>Antraceno</b>	3	178	0,045	0,001	3,96	4,54
<b>Fluoranteno</b>	4	202	0,26	0,00123	1,037	5,22
<b>Pireno</b>	4	202	0,132	0,0006	0,92	5,18
<b>Benzo[a]antraceno</b>	4	228	0,011	$2,80 \cdot 10^{-5}$	0,581	5,91
<b>Criseno</b>	4	228	Nd*	$5,70 \cdot 10^{-7}$	0,065	5,86
<b>Benzo[b]fluoranteno</b>	5	252	0,0015	Nd*	Nd*	5,80
<b>Benzo[k]fluoranteno</b>	5	252	0,0008	$5,20 \cdot 10^{-8}$	0,016	6,00
<b>Benzo[a]pireno</b>	5	252	0,0038	$7,00 \cdot 10^{-7}$	0,046	6,04
<b>Indeno[1,2,3-cd]pireno</b>	6	278	Nd*	Nd*	0,003	Nd*
<b>Dibenzo[a,h]antraceno</b>	5	278	0,0006	$3,70 \cdot 10^{-10}$	Nd*	6,75
<b>Benzo[g,h,i]perileno</b>	6	268	0,00026	Nd*	0,075	6,50

\*Nd - Não determinado.

Fonte: Adaptado de MEIRE et al., (2007).

A partir disso, o petróleo é uma mistura de hidrocarbonetos formados por átomos de carbono e hidrogênio, além de pequenas quantidades de heteroátomos (como enxofre, nitrogênio e oxigênio) em diversas proporções (Tabela 2) e concentrações de metais traço (como vanádio e níquel) (KOLESNIKOVAS et al., 2009).

Tabela 2 – Composição do petróleo.

Elemento	Concentração (%)
<b>Carbono</b>	81 – 88
<b>Hidrogênio</b>	10 – 14
<b>Oxigênio</b>	0,001 – 1,2
<b>Nitrogênio</b>	0,002 – 1,7
<b>Enxofre</b>	0,01 – 5

Fonte: Adaptado de KOLESNIKOVAS et al., (2009).

No que se refere aos HPAs provenientes do petróleo, como supracitado, estes podem representar de 0,2 a 7% da composição química dos óleos, na qual os compostos de BPM são encontrados em maiores quantidades do que os de APM (WANG; FINGAS; PAGE, 1999). Isso porque a maturação do petróleo nas rochas geradoras favorece a formação de HPAs de BPM e alquilados (C1-C4), enquanto os processos de combustão naturais e antropogênicos tendem a liberar homólogos de APM e não alquilados no meio ambiente (WANG et al., 1999). Devido às suas diferentes origens e distintos processos de refinaria a que são submetidos, é possível, através de estudos de geoquímica forense, caracterizar a assinatura molecular de hidrocarbonetos (“fingerprint”) em amostras de óleo em casos envolvendo derramamentos acidentais e não acidentais, identificando assim a sua origem (STOUT; WANG, 2016). Para isso, as distribuições das concentrações de HPAs são frequentemente utilizadas para comparar essas fontes, sendo os mais abundantes nos óleos brutos os parentais e seus homólogos alquilados: C0-C4 Naftaleno, C0-C4 Fenantreno, C0-C4 Fluoreno e C0-C4 Criseno. Os óleos mais leves são enriquecidos em Naftaleno, enquanto os mais pesados ou degradados, são ricos em HPAs de alto peso molecular (YENDER; LORD, 2002).

Os efeitos à saúde decorrentes da exposição crônica ou de longo prazo aos HPAs em humanos podem incluir diminuição da função imunológica, catarata, danos aos rins e ao fígado e problemas respiratórios (ABDEL-SHAFY; MANSOUR, 2015). Outra grande preocupação é a capacidade dos metabólitos reativos, como epóxidos e dihidrodióis de alguns HPAs, de se

ligarem a proteínas celulares e ao DNA. As perturbações bioquímicas e a ocorrência de danos celulares levam a mutações, malformações do desenvolvimento, tumores e câncer em humanos (ABDEL-SHAFY; MANSOUR, 2015).

### 3.2 Derramamentos de petróleo em ambientes marinhos

Nas últimas décadas, foram derramadas cerca de 5,8 milhões de toneladas de petróleo nos oceanos devido a diversas causas, como falhas de equipamentos, colisões de petroleiros, falha humana, entre outros (Tabela 3) (ITOPF, 2011). Apesar dos esforços para desenvolver novas abordagens para reduzir a frequência de eventos de derramamento, estima-se que mais de 10.000 toneladas de petróleo foram derramadas nos oceanos por acidentes com navios petroleiros em 2021 (ITOPF, 2022).

Tabela 3 – Os principais derramamentos de óleo nos oceanos em ordem cronológica e toneladas de óleo derramado.

Ano	Evento de derramamento	Localidade	Toneladas de óleo
1967	Torrey Canyon	Ilhas Scilly, Reino Unido	119.000
1978	Amoco Cadiz	Portsall, França	223.000
1979	Atlantic Empress	Mar do Caribe, Tobago	287.000
1983	Castillo de Bellver	Baía de Saldanha, África do Sul	252.000
1989	Exxon Valdez	Prince William Sound, Alasca	42.000
1991	Haven	Geoa, Itália	144.000
1991	Gulf War	Golfo Pérsico, Kuwait	800.000
1999	Erika	Malta, França	20.000

<b>2002</b>	Prestige	Galiza, Espanha	63.000
<b>2007</b>	Hebei Spirit	Porto Daesan, Coreia do Sul	11.000
<b>2010</b>	Deepwater Horizon	Golfo do México, Estados Unidos	700.000
<b>2018</b>	Sanchi	Shanghai, China	113.000
<b>2019</b>	Brasil	Nordeste e Sudeste do Brasil	>5.000
<b>2020</b>	MV Wakashio	Pointe d'Esny, Ilhas Maurício	4.000
<b>2022</b>	Peru	Lima, Peru	1.100
<b>2022</b>	X-Press Pearl	Colombo, Sri-Lanka	>300

Fonte: Adaptado de MELO et al., (2022).

O maior desastre já registrado ocorreu durante a Guerra do Golfo no Kuwait, em 1991. Devido a estratégias de guerra e conflitos armados, mais de 800.000 toneladas de petróleo foram propositalmente despejadas no Golfo Pérsico pelo exército iraquiano (FINGAS, 2016). A exposição humana aos inúmeros compostos tóxicos acarretou intoxicação, dores de cabeça, disfunção cognitiva, problemas respiratórios, gastrointestinais e de pele, entre outros, que ficaram conhecidos como “Síndrome da Guerra do Golfo” (MELO et al., 2022).

Outro derramamento histórico foi o do petroleiro Exxon Valdez que, em 1989, encalhou em um recife enquanto desviava de blocos de gelo em Prince William Sound, no Alasca. Cerca de 42.000 toneladas de petróleo foram derramadas no Ártico, cobrindo cerca de 2.000 km da costa do Alasca (MELO et al., 2022). O óleo causou a morte de inúmeros mamíferos, aves e peixes, afetando a subsistência dos habitantes da região que dependiam desses recursos (PETERSON et al., 2003). Nesse caso, a ausência de impactos antropogênicos no Ártico facilitou a identificação dos efeitos do desastre, porém prejudicou as medidas de remediação. Estudos posteriores comprovaram que, mesmo após 26 anos, o óleo ainda persistia nas áreas afetadas (LINDEBERG et al., 2018). Dessa forma, após esse desastre, o Congresso dos Estados Unidos promulgou a Lei de Poluição por Óleo de 1990, que estabelece requisitos para a prevenção, preparação e resposta a descargas de óleo (EUA, 1990). Essa lei forneceu

uma estrutura legal que ajudou as comunidades e os ecossistemas a se recuperarem de eventos subsequentes (MELO et al., 2022).

Onze anos após esse desastre, uma explosão acidental de uma plataforma de petróleo contaminou a costa dos Estados Unidos. O derramamento do Deepwater Horizon ocorreu no Golfo do México e derramou cerca de 700.000 toneladas de petróleo durante 87 dias (KUJAWINSK et al., 2020). O evento causou a morte de onze pessoas e afetou mais de 2.000 km da costa dos Estados Unidos (BEYER et al., 2016). Isso provocou imediatamente uma grande preocupação da população com a segurança do consumo de pescados provenientes das áreas do Golfo do México afetadas, e resultou no fechamento de uma vasta área de pesca comercial e recreativa. Após o desastre, foram perdidos de 4,0 a 8,3 bilhões de ostras e 2,0 a 5,0 trilhões de peixes (NOAA, 2017), levando perda de bilhões de dólares para o setor de pescados nos estados afetados, o que fez o governo federal declarar um desastre de pesca para os estados do Alabama, Mississippi, Louisiana e Flórida (XIA et al., 2012).

Em contraste com os grandes derramamentos de óleo, eventos de menor magnitude em termos de toneladas de óleo derramado (<7 toneladas), mas com maior frequência e consequências potencialmente graves, representam cerca de 80% dos desastres (ITOPF, 2021). Como exemplo, o graneleiro MV Wakashio, de bandeira panamenha, estava a caminho da China para o Brasil quando encalhou em um recife de coral e derramou 4.000 toneladas de óleo nas Ilhas Maurício, em julho de 2020 (MELO et al., 2022). O óleo atingiu áreas ambientalmente sensíveis, como recifes de coral e manguezais (MELO et al., 2022).

O Brasil possui posições estratégicas para rotas de petroleiros e demais navios cargueiros (ZACHARIAS et al., 2021). O atual aumento no tráfego marítimo contribuiu para o número de acidentes e derramamentos registrados com petroleiros na costa brasileira nos últimos 20 anos (MUSK, 2012), sendo o país um dos mais vulneráveis aos impactos socioeconômicos e ambientais da poluição por petróleo bruto em ambientes costeiros (MAGRIS; GIARRIZZO, 2020).

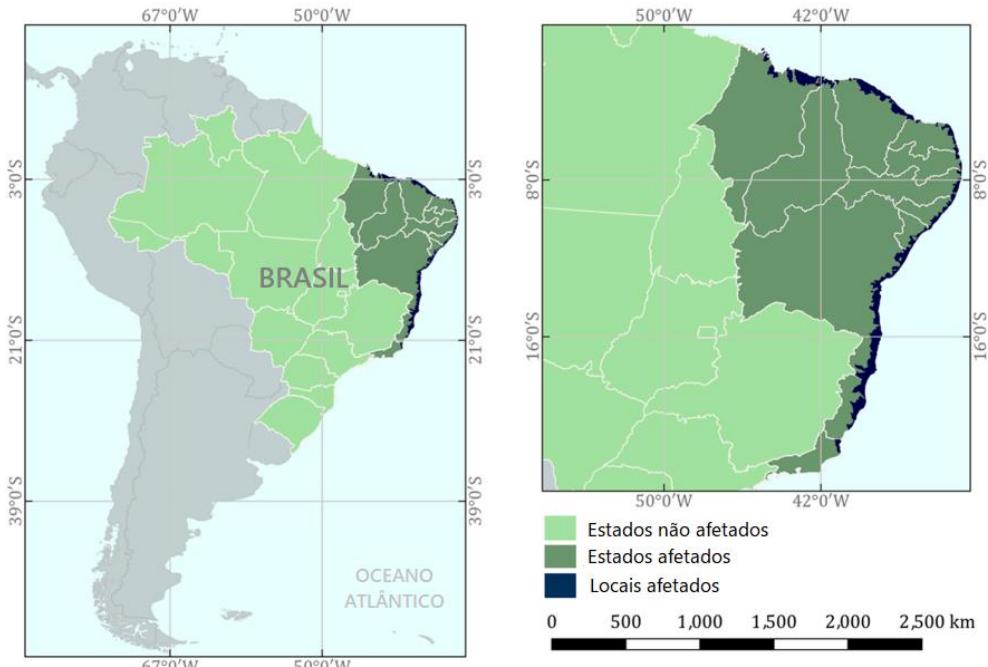
Em 2000, a Baía de Guanabara, no Rio de Janeiro, foi afetada pelo rompimento de um oleoduto, vazando aproximadamente 1.300 m<sup>3</sup> de combustível marítimo (MENICONI et al., 2001). Em 2004, no estado do Paraná, a explosão do navio chileno Vicuña causou o derramamento de milhões de litros de óleo combustível no Porto de Paranaguá, o que afetou quatro municípios e causou a paralisação da pesca por dois meses (NOERNBERG et al., 2008).

Em 2011, outra contaminação ambiental, causada pelo derramamento de 3.700 barris de petróleo, cobriu 182 km<sup>2</sup> de uma área da Baía de Campos (MATOS et al., 2019). No Pará, em 2015, um navio que transportava cerca de cinco mil bois naufragou e derramou cerca de 135 m<sup>3</sup> de óleo no rio Pará, na cidade Barcarena (O'BRIENS et al., 2016). Em outro acidente na região Nordeste, em 2015, o vazamento de um oleoduto que conectava navios de produção derramou 7.000 litros de óleo no mar, na Baía de Sergipe-Alagoas (BRASIL, 2017). Em 2016, no Estado de Sergipe, a Petrobras foi multada pelo derramamento de 1,8 toneladas de óleo, que se espalhou por 30 km em 3 dias (BRASIL, 2017). O Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) também registra vários acidentes com derramamento de óleo. Por exemplo, em fevereiro de 2019, o rompimento de uma mangueira durante a transferência de óleo da plataforma P-58 para o navio São Sebastião derramou óleo na costa do estado do Espírito Santo, que se espalhou por 2,4 km. Embora a mancha tenha sido rapidamente dispersa, o impacto ambiental ainda não foi medido (IBAMA, 2019).

### ***3.2.1 Derramamento de óleo no Brasil (2019)***

No final de agosto de 2019 a agosto de 2020, ocorreu o derramamento de óleo mais extenso e o mais grave desastre ambiental já registrado na história do Brasil, no Atlântico Sul e nas regiões costeiras tropicais do mundo (SOARES et al., 2020a,b). Este se espalhou rapidamente durante os meses desse período, chegando a atingir cerca de 4.000 km da costa nordeste e sudeste brasileira, com aproximadamente 1.000 relatos de áreas oleadas em cerca de 130 municípios (Figura 2) (IBAMA, 2020; MELO et al., 2022). Dentre os 11 estados afetados, 9 são da região Nordeste, a qual tem características demográficas únicas, como a maioria das capitais estarem localizadas no litoral, além da diversidade dos ecossistemas tropicais associados ao turismo e a pesca de subsistência (SOARES et al. 2020a).

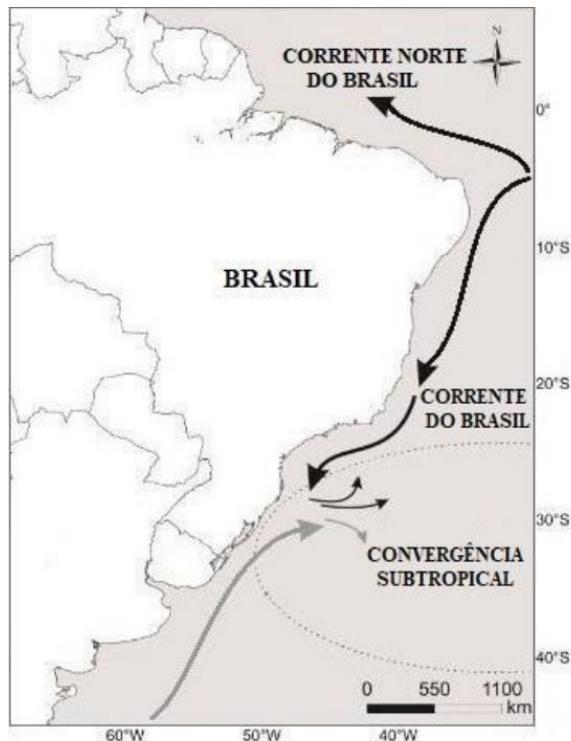
Figura 2 – Área afetada pelo derramamento de óleo no Brasil em 2019.



Fonte: Adaptado de MELO et al., (2022).

Esse óleo foi lançado provavelmente na Corrente Equatorial Sul ou próximo à sua bifurcação (SOARES et al. 2020a; LESSA et al., 2021). Em seguida, a Corrente Norte do Brasil (Figura 2) transportou o óleo para Norte e depois para Oeste de onde foi lançado até as águas do Maranhão, e a Corrente do Brasil (Figura 3) que flui para Sudoeste transportou o óleo para o Sul, ao longo da plataforma continental, alcançando o Rio de Janeiro (SOARES et al. 2020a; LESSA et al., 2021). A partir do talude, onde as correntes de contorno Oeste fluem, o óleo foi possivelmente transportado em direção à costa por correntes perpendiculares à mesma e depois levado para a praia por correntes de maré, ventos e ondas (SOARES et al. 2020a; LESSA et al., 2021).

Figura 3 - Dinâmica de circulação das correntes oceânicas no Brasil.



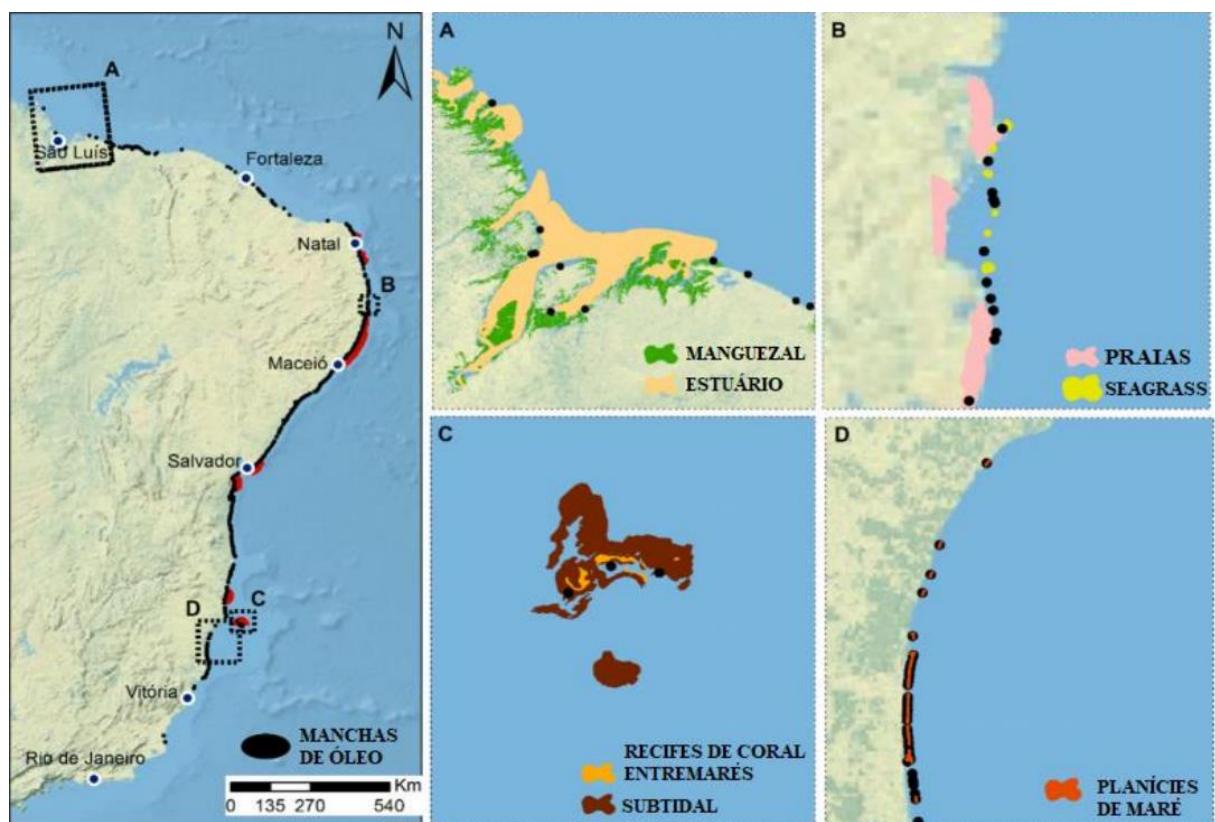
Fonte: MetSul Meteorologia (2019).

Órgãos governamentais e voluntários da sociedade civil se reuniram e removeram manualmente mais de 5.000 toneladas de resíduos de petróleo do litoral brasileiro (BRUM et al., 2020). Alguns estudos foram realizados para entender a origem desse óleo e há uma grande semelhança química entre o óleo que chegou à costa brasileira e o óleo da Bacia da Venezuela (REDDY et al., 2022). Em 2021, a Polícia Federal indiciou um navio petroleiro de bandeira grega como responsável pelo derramamento de óleo e a empresa responsável pelo petroleiro, o comandante do navio e o engenheiro-chefe foram acusados pelos crimes de poluição, danos as unidades de conservação e descumprimento de obrigações ambientais (MELO et al., 2022). O valor total do dano ambiental ainda está sendo avaliado, porém, o valor inicial e mínimo é de aproximadamente 35 milhões de dólares (MELO et al., 2022). A demora no indiciamento dos culpados dificultou a recuperação das áreas afetadas, especialmente devido à ausência de acordos bilaterais (BRASIL, 2021).

No ano do ocorrido, Magris e Giarrizzo (2020) avaliaram a sobreposição de manchas de óleo relatadas pelo IBAMA (2019) em mapas de distribuição de habitats costeiros marinhos (Figura 4). Nisso, foi constatado que diferentes tipos de habitats costeiros haviam sido expostos

aos resíduos do óleo, sendo estes: estuários ( $4.929,74 \text{ km}^2$ ), manguezais ( $489,83 \text{ km}^2$ ), seagrass beds ( $324,77 \text{ km}^2$ ), praias ( $185,3 \text{ km}^2$ ), planícies de maré ( $63,64 \text{ km}^2$ ) e recifes de coral entremarés ( $45,95 \text{ km}^2$ ) e subtidais ( $9,69 \text{ km}^2$ ). As diferenças nas extensões dos habitats frente a poluição se dão pela distribuição natural destes, bem como às diferenças nos movimentos de poluentes (MAGRIS; GIARRIZZO, 2020) e a alta ocorrência de manguezais e estuários em Pernambuco e Alagoas (que juntos receberam mais de 75% do óleo coletado). Vale ressaltar que esse derramamento causa impactos adicionais sobre ecossistemas que já são ameaçados por outros fatores de estresse como urbanização, lixo marinho, poluição urbana, entre outros (SOARES et al., 2017).

Figura 4 – Mapas sobre a extensão do impacto do derramamento de óleo nos habitats costeiros marinhos entre agosto e dezembro de 2019.



Fonte: Adaptado de Magris e Giarrizzo (2020).

Os relatórios estimaram que pelo menos 55 unidades de conservação de uso sustentável e proteção integral no Atlântico Sul Tropical foram afetadas por frações do óleo (SOARES et al., 2020a). As manchas atingiram importantes unidades de conservação que

protegem áreas de recifes de coral como a Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais e o Parque Nacional Marinho de Abrolhos, sendo estes abrigos para o maior complexo de recifes de coral do Atlântico Sudoeste, além de apresentarem riqueza significativa de moluscos prosobrânicos (BARROSO et al., 2016) e peixes recifais (PINHEIRO et al., 2018) (SOARES et al., 2020a). Essas unidades de conservação afetadas são de extrema importância para a biodiversidade, bem como para serviços ecossistêmicos, sendo estes: fornecimento de alimentos, manutenção da biodiversidade, ciclagem de nutrientes, áreas de reprodução e berçários, lazer e recreação (SOARES et al., 2020a).

Além de impactar a biodiversidade costeira, o derramamento de óleo afetou gravemente as comunidades pesqueiras tradicionais, visto que os recursos pesqueiros que constituem majoritariamente a sua renda e dieta não podiam ser vendidos ou consumidos (ARAÚJO et al., 2020). Estimativas iniciais indicavam que mais de 159.000 pescadores distribuídos ao longo da costa nordestina foram afetados, sendo que desde 2011 o Governo Federal não atualiza os dados sobre os mesmos (SOARES et al., 2020a). Isto indica que este número pode estar subestimado (SOARES et al., 2020a), podendo chegar a cerca de 503.692 pescadores gravemente afetados (MAGRIS; GIARRIZZO, 2020). Os pescadores receberam ajuda do governo através de uma decisão judicial efetivada por meio da Medida Provisória n. 908, de 28 de novembro de 2019 (BRASIL, 2019). Contudo, outros setores da economia continuaram sem apoio financeiro. A Bahia, o Pernambuco e o Ceará são as três maiores economias do Nordeste, tendo o turismo como uma de suas principais fontes de renda (CÂMARA et al., 2021). O turismo no Brasil faturou R\$ 20,3 bilhões até outubro de 2019, sendo o Nordeste responsável por 13% desse valor (CONFEDERAÇÃO NACIONAL DO COMÉRCIO DE BENS, SERVIÇOS E TURISMO [CNC], (2019); CÂMARA et al., 2021). Além disso, dos 10 destinos nacionais mais procurados no segundo semestre de 2019, seis foram cidades litorâneas da região Nordeste, tendo Fortaleza como o principal destino (MINISTÉRIO DO TURISMO, 2019; CÂMARA et al., 2021).

### *3.2.2.1 Impactos do derramamento de óleo no Ceará*

No total, foram recolhidas 39,75 toneladas de resíduos no litoral cearense, sendo o Ceará um dos estados que recebeu razoavelmente óleo (5º lugar entre 11 estados) (SOARES et

al., 2021). Dos 20 municípios situados na costa cearense, 19 apresentaram ocorrências de contaminação (Figura 5), sendo estes: Beberibe, Aquiraz, Paracuru, São Gonçalo do Amarante, Fortaleza, Jijoca de Jericoacoara, Fortim, Barroquinha, Paraipaba, Cascavel, Aracati, Icapuí, Caucaia, Itarema, Trairi, Amontada, Acaraú, Camocim e Itapipoca.

Figura 5 – Municípios afetados pelo óleo (em vermelho) na costa do Ceará pelo derramamento de petróleo ocorrido no Brasil (2019/2020).



Fonte: A autora (2021).

De acordo com os dados obtidos da Secretaria do Meio Ambiente do Ceará (SEMA), o local mais impactado foi a Caucaia, com 14,5 toneladas retiradas, seguido por São Gonçalo do Amarante, com 13,73 toneladas. Sendo assim, os dois municípios juntos correspondem a 70% do óleo encontrado no Ceará (Tabela 4 e figura 6). De acordo com os registros, o mês de novembro de 2019 foi o que mais chegou óleo a costa cearense, com cerca de 37,47 toneladas recolhidas apenas nesse período, na qual só no dia 08/11/2019 foi recolhido a maior quantidade de resíduos do período, sendo estas cerca de 8 toneladas oriundos da Caucaia e de São Gonçalo

do Amarante. Nos demais municípios, a quantidade de óleo não foi tão expressiva, mas ainda assim não deixam de causar impacto.

Tabela 4 – Quantidade em toneladas de resíduos coletados nos respectivos municípios cearenses.

MUNICÍPIO	QUANTIDADE DE PETRÓLEO/RESÍDUOS (TONELADAS)
<b>Caucaia</b>	14,5
<b>São Gonçalo do Amarante</b>	13,73
<b>Aracati</b>	5
<b>Fortim</b>	2,3
<b>Beberibe</b>	1,37
<b>Icapuí</b>	1,015
<b>Paracuru</b>	1
<b>Fortaleza</b>	0,6
<b>Camocim</b>	0,1
<b>Amontada</b>	0,08
<b>Itapipoca</b>	0,05
<b>Trairi</b>	0,01
<b>Cascavel</b>	0,0003
<b>TOTAL</b>	39,755

Fonte: Adaptado de SEMA (2019).

Figura 6 – Mancha de petróleo encontrada em uma localidade não identificada no Ceará.



Fonte: SEMA (2019).

De acordo com relatórios publicados pela SEMA, no Ceará houve a verificação da dispersão e ocorrência das manchas através de levantamentos aéreos, marítimos e terrestres desde o começo de setembro, quando foram observadas as primeiras manchas no Estado. Além disso, foram instaladas Barreiras de Contenção na foz do Rio Jaguaribe (Figura 7) em três pontos estratégicos, com 400 metros cada, por se tratar de um dos pontos suscetíveis ao aparecimento de óleo, tendo em vista as correntes marítimas bem como a proteção dos ecossistemas ali presentes e a segurança hídrica da região. Essas barreiras possuíam boias na superfície e malha de até 4 metros de profundidade a fim de conter as manchas que se deslocavam abaixo da superfície.

Figura 7 - Barreira de Contenção instalada na foz do Rio Jaguaribe/Fortim colocada segundo indicação das cartas SAO (Sensibilidade Ambiental ao Óleo).



Fonte: SEMA (2019).

Como supracitado, os efeitos dos HPAs vêm sendo relatados na literatura por serem altamente carcinogênicos e tóxicos, influenciando o comportamento dos organismos e alterando seu habitat. No litoral cearense foram encontradas 17 tartarugas marinhas mortas e 1 oleada viva, além de 1 ave oleada viva também. Vale ressaltar que além desses números, ainda existem os impactos causados à fauna bentônica, nectônica e planctônica cearense (Figura 8). Dessa forma, houve uma inovação na Resolução COEMA nº 08/2019, na qual dispõe sobre critérios e valores orientadores para o monitoramento de praias quanto à presença de substâncias químicas e micro-organismos, utilizando-se HPAS e Hidrocarbonetos Alifáticos (HAs) como parâmetros orgânicos. Isto foi um grande avanço para a política ambiental cearense, tendo em vista os perigos que a contaminação por esses compostos pode causar.

Figura 8 - Moluscos contaminados pelo óleo em um manguezal do Ceará.



Fonte: SEMA (2019).

### 3.3 Segurança alimentar

Várias consequências diferentes podem ser consideradas ao avaliar os riscos que o consumo de pescados contaminados representa para a saúde humana. Isso inclui efeitos carcinogênicos e não carcinogênicos para a população em geral, bem como para segmentos particularmente suscetíveis da população, como crianças, mulheres grávidas e consumidores de pescados para subsistência. Como supracitado, os HPAs são normalmente os mais preocupantes em relação aos efeitos sobre a saúde devido à sua relativa persistência e carcinogenicidade. Os HPAs considerados prováveis carcinogênicos para humanos incluem o Benzo[a]antraceno, Benzo[a]pireno, Benzo[b]fluoranteno, Benzo[k]fluoranteno, Criseno, Dibenzo[a,h]antraceno e Indeno[1,2,3-cd]pireno. A partir disso, o câncer geralmente é o principal ponto final considerado ao avaliar os possíveis riscos à saúde humana decorrentes do consumo de pescados provenientes de uma área de derramamento de óleo.

Embora o consumo de alimentos contaminados com HPAs represente um risco para a saúde, poucos países possuem programas oficiais de monitoramento e limites regulatórios estabelecidos para esses compostos. Em países que já obtiveram alguma experiência com desastres petrolíferos nos oceanos, como o Brasil e os Estados Unidos, foram estabelecidos níveis de preocupação para HPAs em caráter emergencial com o objetivo de medir os riscos à saúde humana associados ao consumo de pescados e, assim, avaliar a necessidade de interdição de áreas de cultivo e pesca. Esses acidentes desencadearam uma série de avanços científicos que permitiram a compreensão dos impactos no ambiente marinho e na produção pesqueira. Como exemplo, durante o desastre da Deepwater Horizon, a Administração Nacional Oceânica e Atmosférica (NOAA) e a Administração de Alimentos e Medicamentos (FDA) fecharam intermitentemente as áreas de pesca federais expostas ao óleo e, como dito anteriormente, foram estabelecidos níveis provisórios de preocupação para HPAs em frutos do mar entre 35 e 2.000 ng/g com base em abordagens de avaliação de risco (USEPA, 2010).

Em relação ao Brasil, devido a grave situação ocorrida no litoral, os órgãos governamentais proibiram as atividades de pesca por causa da contaminação por óleo (BRASIL, 2019a; BRUM et al., 2020). Porém, dias após a proibição, essa decisão foi revogada a fim de garantir a subsistência dos pescadores locais (BRASIL, 2019b). Levando em consideração a toxicidade dos contaminantes e os possíveis efeitos nocivos à saúde dos consumidores, o governo brasileiro estabeleceu seus próprios protocolos de investigação. Representantes do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento do Brasil (MAPA), órgão responsável pelo controle de resíduos e contaminantes em alimentos e que garantem o status sanitário, foram designados para atuar no monitoramento de HPAs e contaminantes inorgânicos (arsênio, cádmio, chumbo e mercúrio) em amostras de pescados das áreas afetadas. Em 2013, o Brasil já tinha definido limites regulatórios para contaminantes inorgânicos em frutos do mar, mas não para HPAs devido a insuficiência de dados oficiais para o monitoramento (BRASIL, 2013; BRASIL, 2019c).

Em vista ao risco iminente à saúde dos consumidores e a falta de diretrizes sanitárias para o monitoramento de HPAs nos recursos pesqueiros, a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) definiu, em caráter emergencial e com base em abordagens de avaliação de risco, níveis de preocupação para equivalentes de Benzo[a]pireno, na qual foi estabelecido 6 µg/kg para peixes e 18 µg/kg para moluscos e crustáceos (BRASIL, 2019), quase quatro vezes acima dos limites regulatórios estabelecidos pela Comunidade Europeia (5 µg/kg de Benzo[a]pireno para moluscos bivalves) (UE, 2011). A partir disso, centenas de amostras de

peixes, camarões, mexilhões, ostras, polvos e lagostas foram analisados. Os relatórios oficiais indicaram que os valores medidos para os contaminantes inorgânicos estavam abaixo dos limites regulatórios, enquanto para os HPAs, apenas duas amostras estavam acima dos níveis provisórios de preocupação estabelecidos pela ANVISA (BRASIL, 2019a). Com base nessas análises, o governo brasileiro ratificou a segurança dos frutos do mar das regiões afetadas. No entanto, as notícias divulgadas pela mídia resultaram em consumidores inseguros e, consequentemente, a venda e o consumo de pescado reduziram em mais de 50% nas regiões afetadas, impactando fortemente a subsistência de pescadores (OLIVEIRA et al., 2020).

Cinco meses após o desastre, em janeiro de 2020, os órgãos oficiais do governo brasileiro informaram à imprensa que a situação estava aparentemente caminhando para a normalidade, pois poucos locais ainda apresentavam vestígios de óleo. Dito isso, em março do mesmo ano, as equipes envolvidas no monitoramento foram desmobilizadas, dificultando a avaliação dos mariscos das áreas afetadas. Essa situação foi agravada pela pandemia da COVID-19, causada pelo vírus SARS-CoV-2, que mudou o foco dos órgãos governamentais e, posteriormente, reduziu as análises químicas de frutos do mar devido à quarentena.

Embora o petróleo e seus derivados apresentem alta capacidade poluidora, a gestão do desastre no Brasil foi caracterizada pela ausência ou ineficiência de um gabinete de crise no âmbito nacional, não cumprimento da legislação de controle e até mesmo inexistência ou não acionamento de um plano de contingência, que seria de responsabilidade nacional. Como resultado disso, houve um agravamento de injustiças ambientais históricas, uma vez que seus danos não são compartilhados de forma homogênea entre a sociedade, sendo os mais prejudicados as populações tradicionais, sobretudo pescadores e marisqueiros (SANTOS et al., 2023). As perdas econômicas e simbólicas de toda a produção pesqueira e do turismo, principalmente dos povos tradicionais por sua relação com o mar e o território, foram catalisadoras de adoecimento, com influência na saúde mental, no uso abusivo de álcool e outras drogas, sendo necessária a implementação de medidas de cuidado em saúde mental para os atingidos, algo que foi oferecido como estratégia de enfrentamento de desastres por petróleo apenas nos Estados Unidos (SANTOS et al., 2023).

Apesar de terem sido estabelecidos instrumentos legais para monitorar a contaminação de frutos do mar em áreas contaminadas por petróleo, a magnitude e a complexidade desses tipos de desastres reforçam a necessidade de revisar e harmonizar as

regulamentações para proteger efetivamente o meio ambiente e a saúde pública, evitando o fechamento de locais de pesca.

### 3.4 Bioacumulação

As diferentes localizações dos organismos na coluna d'água, suas dietas variadas e comportamentos, induzem a diversas rotas de exposição aos contaminantes presentes nos distintos compartimentos ambientais (Tabela 5) (BAUMARD et al., 1998). Os peixes e os crustáceos são predadores ou onívoros, sendo assim, estes são expostos ao petróleo por meio da ingestão de alimentos ou sedimentos contaminados, e da absorção de compostos solúveis em água pelas brânquias. Já em relação aos moluscos, os que se alimentam por filtração podem ingerir gotículas de óleo dispersas e absorver compostos de petróleo solúveis em água, à medida que filtram plâncton e detritos suspensos na coluna d'água; e os detritívoros podem ser expostos ao petróleo por meio de sedimentos contaminados ao se alimentarem de detritos bentônicos e ao absorverem compostos solúveis em água do meio intersticial dos sedimentos.

Tabela 5 – Risco de exposição ao petróleo por diferentes organismos marinhos.

Organismos marinhos	Capacidade Metabólica	Utilização do habitat	Estratégias alimentares	Risco de Exposição
<b>Peixes ósseos</b>				
<b>Peixes anádromos</b>	Alta	Desova em águas rasas e próximas à costa	Predatório	Moderada a alta em águas rasas/próximas à costa durante a desova
<b>Peixes pelágicos marinhos e peixes de fundo</b>	Alta	Altamente móvel, a maioria das espécies prefere profundidades de > 10 m	Predatório	Baixa

<b>Peixes recifais</b>	Alta	Águas relativamente profundas (10 – 200 m)	Predatório	Baixo a moderado; Maior risco em águas rasas
<b>Peixes estuarinos</b>	Alta	Desova em habitats intertidais ou subtidais; Migrações de inverno;	Predatório	Moderado a alta em águas rasas/próximas à costa durante a desova
<b>Crustáceos</b>				
<b>Lagosta, caranguejos, camarões</b>	Reduzida	Pode migrar sazonalmente; variedade de profundidades entre águas estuarinas e profundas	Predatórios, onívoros, necrófagos	Espécies bentônicas escavadoras, estuarinas/em águas rasas correm maior risco do que as espécies de águas mais profundas
<b>Moluscos</b>				
<b>Ostras, mexilhões</b>	Muito limitado	Regiões submarinas e intermarinas rasas, estuários; aderidas a substratos	Filtradores	Alta
<b>Moluscos, vieiras</b>	Muito limitado	Áreas entremarés e submarés rasas; bentônicas ou enterradas no sedimento; alguma mobilidade	Filtradores/Depósito	Alta
<b>Gastrópodes</b>	Muito limitado	Áreas entremarés e submarés rasas a profundas; epibêntico; alguma mobilidade	Pastadores e predadores	Moderado a alto

Fonte: Adaptado de NOAA (2002).

Pode-se citar que os fatores que afetam os níveis de HPAs nos peixes incluem idade, tamanho, fontes de alimento em diferentes estações, teor de gordura, além da forma de cozimento para consumo (PIRSAHEB et al., 2018). Já em relação aos moluscos e crustáceos, especialmente os bivalves, estes são bastante suscetíveis aos poluentes presentes na água, pois são organismos sésseis com hábitos alimentares e metabolismo que favorecem o acúmulo de HPAs nos tecidos moles (STREHSE; MASER, 2020). Os níveis de lipídios influenciam diretamente na distribuição e no acúmulo de HPAs devido a sua característica lipofílica (HELLOU; UPSHALL, 1995). Porém, a composição do conteúdo lipídico e de ácidos graxos no pescado depende de vários fatores, como a variação de uma espécie para outra, e dentro de uma mesma espécie; da época do ano; do tipo e quantidade de alimento disponível; do estágio de maturação sexual; da idade; da parte do corpo analisada; dentre outros (VISENTAINER, 2000; LUZIA et al., 2003; DEVADASON; JAYASINGHE et al., 2017).

Dessa forma, os HPAs podem se acumular em diferentes grupos de animais por meio da biomagnificação (SZEWCZYK, 2006). A biomagnificação é geralmente definida como a transferência de uma substância química xenobiótica presente em um alimento para o organismo, resultando em uma concentração geralmente maior no organismo do que na fonte (CONNELL, 1989, 1990; RAND et al., 1995). No entanto, há dois outros mecanismos de absorção de contaminantes pela biota: a bioconcentração e a bioacumulação. Seguem as definições dadas por Rand et al. (1995), em que a bioconcentração é definida como a absorção de uma substância química por um organismo diretamente do ambiente abiótico, resultando em uma concentração mais alta dentro do organismo; e a bioacumulação é definida como a absorção de uma substância química por um organismo a partir do ambiente abiótico e/ou biótico (alimento), ou seja, de todas as fontes. Uma vez que os contaminantes estejam em um organismo, eles podem ser metabolizados e/ou excretados, de modo que a concentração seja um equilíbrio entre a ingestão, por qualquer meio, e a regulação (GRAY, 2002).

Devido à sua persistência no meio ambiente, estudos mostram que, mesmo meses e anos após um derramamento de óleo no mar, ainda é possível encontrar resíduos de HPAs em tecidos de animais, água e sedimento (SILVA et al., 2009, SOUZA-BASTOS & FREIRE, 2011). Há vários estudos que relatam uma exposição contínua e crônica a HPAs, como no caso do derramamento Exxon Valdez, em que pelo menos 6 anos após o acidente não houve uma redução significativa na concentração de hidrocarbonetos petrogênicos em sedimentos e mexilhões (CARLS et al., 2001). Além disso, no caso do acidente da Deepwater Horizon, as tendências temporais (2011-2017) mostraram uma diminuição inicial na exposição aos HPAs

seguida de um aumento, provavelmente devido a fenômenos de ressuspensão que ocorrem concomitantemente com a entrada de poluentes de origem antropogênica (PULSTER et al., 2020).

Analisar a capacidade metabólica dos organismos é crucial do ponto de vista da segurança alimentar. Isto porque alguns HPAs possuem potencial carcinogênico para os consumidores humanos devido aos produtos de oxidação altamente reativos quimicamente que se formam durante o primeiro estágio do metabolismo em vertebrados (ATSDR, 1995; HELLOU, 1996). Os consumidores humanos geralmente comem invertebrados em sua totalidade e, dessa forma, podem ingerir todos os hidrocarbonetos que se acumularam no organismo. Como os peixes ósseos, assim como outros vertebrados, metabolizam rápida e eficientemente os hidrocarbonetos de petróleo, eles geralmente representam pouco ou nenhum risco à saúde dos consumidores humanos. Exceções a isso podem ocorrer para consumidores para os quais a porção comestível de peixes inclui tecidos como fígado e vesícula biliar, que tendem a acumular níveis mais altos de HPAs do que o tecido muscular (YENDER & LORD, 2002).

### **3.5 Pesca e pescados no Brasil**

O valor nutricional dos pescados e a realização de estudos que divulgam as suas melhorias a saúde tem causado um aumento de interesse por esse tipo de alimento. Segundo Mohanty et al. (2017), nos países em desenvolvimento, a dependência por peixe como importante reserva proteíca na nutrição humana é ainda maior, tendo em vista que esse recurso ocorre em grande quantidade e variam significativamente em seu preço, sendo acessível a todos os grupos de pessoas.

Do ponto de vista nutricional, o peixe é considerado um importante alimento na dieta humana, apresentando as mesmas proporções de proteínas que as carnes bovinas, suínas e de aves, porém de qualidade superior e altamente digerível (VIANA et al., 2013). Estes, juntamente com os moluscos e crustáceos, são considerados uma fonte valiosa de cálcio e fósforo, apresentando ainda quantidades razoáveis de outros minerais como sódio, potássio, ferro, zinco, manganês, magnésio, cobre, cobalto e iodo (CONTRERAS-GUZMÁN, 1994;

BOGARD et al., 2015). Pode-se citar como exemplo, o consumo de ostra como uma importante fonte de zinco, que tem papel fundamental no funcionamento das células de defesa do corpo humano; e os peixes como principal fonte de ômega 3, que pode melhorar a capacidade de aprendizagem e ajudar a acelerar respostas cerebrais.

O Brasil é o maior importador de pescados da região da América Latina, importando US\$ 1,4 bilhão em 2018, enquanto a exportação no mesmo ano foi de US\$ 275 milhões (FAO, 2020). Além disso, foi estimado no relatório da Food and Agriculture Organization (2018), um crescimento de 46,6% na produção de pesca e aquicultura em 2030 para o Brasil, sendo o maior registrado na América Latina e Caribe, seguido do Chile (44,6%) e do México (15,1%) durante a próxima década (FAO, 2018).

Em geral, a pesca marinha é responsável por cerca de metade da produção brasileira registrada. A maior parte dessa captura consiste em peixes (75%), seguidos por crustáceos (20%) e moluscos (4%) (BOLETIM ESTATÍSTICO DA PESCA E AQUICULTURA, 2011). A região Nordeste é a maior em termos de volume de produção e receitas geradas pela pesca e aquicultura, seguida pela região Norte e pela região Sudeste. A pesca artesanal ou de pequena escala predomina nas regiões Norte, Nordeste e Centro-Oeste do Brasil, enquanto a pesca industrial é predominante nas regiões Sudeste e Sul.

Sucesso na exportação de pescados, o Ceará aparece como líder no ranking da categoria no Brasil, sendo responsável por 25,19% das exportações (MOURA, 2019). Em 2022, o estado ultrapassou US\$ 94.000.000 em exportações de pescado, segundo dados do Comexstat, do Ministério do Desenvolvimento, Indústria, Comércio e Serviço. Espécies como o ariacó (*Lutjanus synagris*), biquara (*Haemulon plumieri*), cavala (*Scomberomorus cavalla*), guaiúba (*Ocyurus chrysurus*), sardinha (*Opisthonema oglinum*) e serra (*Scomberomorus brasiliensis*) são consideradas as mais frequentes da costa cearense (MOURA, 2019). Porém, outras espécies de peixes que não possuíam elevado valor econômico, a exemplo das famílias Acanthuridae, Scaridae, Mullidae e Lutjanidae, passaram a ser alvo das pescarias, devido não só ao aumento da demanda por consumo de pescado, mas também a sobre-exploração dos estoques que eram comumente capturados na região nordeste (RIBEIRO, 2006; MARQUES; FERREIRA, 2010; IVO et al., 2010; CUNHA et al., 2012; CARVALHO et al., 2013).

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 Caracterização regional

O Nordeste é uma das cinco regiões políticas do Brasil e é composto por nove estados, com uma população de 57.071.564 habitantes e aproximadamente 2.800 km de litoral. A zona marinha se estende por 200 milhas náuticas a partir da costa, compreendendo a plataforma continental e a Zona Econômica Exclusiva Brasileira (ZEE) (IBGE, 2021). Essa região abriga uma enorme diversidade de ecossistemas, incluindo estuários, manguezais, prados de ervas marinhas, praias, planícies de maré, recifes de arenito, recifes de coral de águas rasas, leitos de rodolitos, dunas de areia e vegetação arbustiva em bancos de areia (FERNANDES et al., 2022).

O Ceará está localizado na região Nordeste do Brasil, apresentando um litoral com cerca de 573 km de extensão (CLAUDINO-SALES, 2014). A sua capital, Fortaleza, está situada nesta zona litorânea, sendo a quinta cidade mais populosa do Brasil, contando com uma população de 2,6 milhões de habitantes (IBGE, 2020). A zona costeira cearense consiste em praias arenosas que variam de 50 a 500 metros, geralmente apresentando baixa inclinação e irregularmente interrompidas por pontas litorâneas, falésias, beachrocks e estuários com manguezais. (CLAUDINO-SALES, 2014; HESP et al., 2009).

#### 4.1.1 Características climatológicas e meteorológicas

O clima predominante na região é o tropical semiárido, caracterizado por dois períodos bem definidos: um seco e longo, e outro úmido e curto; além de elevadas temperaturas (AZEVEDO; SILVA; RODRIGUES, 1998). Devido à proximidade da linha do Equador, as temperaturas médias mensais do ar variam de 21,8°C a 30,7°C (INMET, 2010), sendo o primeiro semestre o de clima mais ameno (MORAIS, 1980). A pluviosidade média anual é de 1440 mm, com maior concentração no primeiro semestre e vai diminuindo gradativamente no restante do ano até atingir os valores mínimos nos meses de setembro a novembro. (MAIA, 1998).

Em relação a temperatura da superfície do mar (TSM), as médias estão entre 27°C e 29°C, com os valores máximos ocorrendo entre os meses de março e junho, chegando a 28,9°C em março, e os valores mínimos, alcançados em setembro, por volta de 26,5°C (SOARES et al., 2019). O regime de marés na região pode ser caracterizado como de meso-marés, com periodicidade semi-diurna de 12,4 h (MAIA, 1998). As correntes marítimas no litoral cearense são resultantes da ação dos ventos, sendo estas orientadas na direção noroeste, com a velocidade sempre abaixo de 1 nó, dependendo da intensidade dos ventos e das marés (MORAIS, 1980). Próximo à linha de costa, o comportamento das correntes de deriva litorâneas é bastante sensível à incidência das ondas (CLAUDINO-SALES, 2014).

O principal sistema meteorológico que produz o padrão dos ventos da região é a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) (SILVA, 2006), o que acarreta numa sazonalidade na intensidade e direção dos ventos (FREITAS, 2015). A velocidade dos ventos no Ceará possui uma variação mensal entre 3,7 e 6,8 m/s, sendo os meses de fevereiro, março e abril os que apresentam os menores valores. Já nos meses de agosto a novembro, tanto os ventos alísios quanto as brisas marinhas se intensificam, havendo predomínio dos ventos alísios de leste com uma velocidade média de 6,8 m/s (MORAIS, 1980).

## 4.2 Áreas de estudo

Foram selecionadas quatro praias do estado do Ceará, sendo elas: Reserva Extrativista (RESEX) Prainha do Canto Verde, área estuarina do Rio Jaguaribe, Icapuí e o Cumbuco, sendo estas detalhadas a seguir.

### 4.2.1 *Reserva Extrativista (RESEX) Prainha do Canto Verde*

A Reserva Extrativista (RESEX) Prainha do Canto Verde está localizada no município de Beberibe, no litoral leste do Ceará (Figura 9). Possui 29.804,99 hectares de bioma costeiro marinho, de acordo com o decreto de 5 de junho de 2009, que prevê a criação da

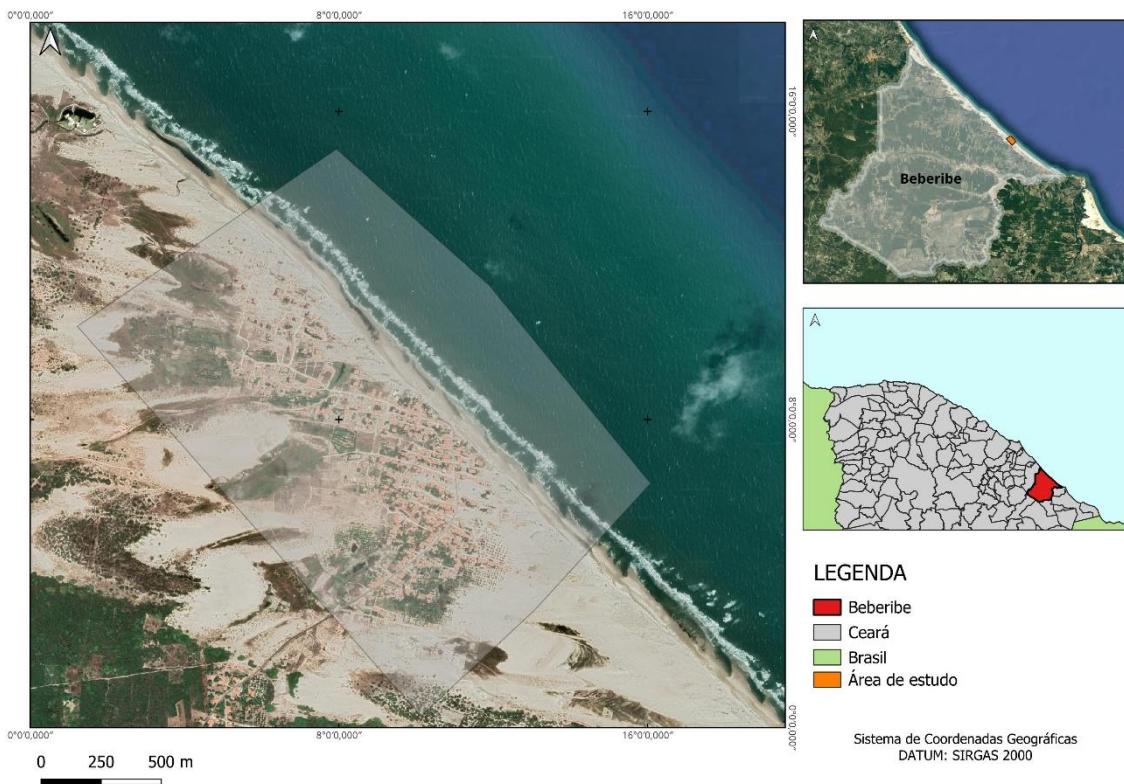
RESEX de caráter federal, sob a administração do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). Está situada em área de faixa litorânea de elevado valor econômico, entre alguns dos principais destinos turísticos do litoral cearense, como: Praia das Fontes, Morro Branco (Beberibe) e Canoa Quebrada (Aracati) (ALMEIDA, 2002).

Seu litoral possui 52 km de extensão linear e é delimitado pela planície fluviomarinha dos rios Choró, a oeste, e Pirangi, a leste (SANTOS et al., 2010). A RESEX se insere entre campo de dunas fixas e móveis, lagoas temporárias e planícies alagáveis, apresentando como principais atrativos paisagísticos: praia aberta com mar calmo, dunas, coqueiral, lagoas e como destaque a comunidade que tem na pesca artesanal, feita em jangadas, sua principal fonte de renda. É constituída por cerca de 1.100 habitantes que ocupam uma área de 749 hectares, com praia de aproximadamente 5 km de extensão, possuindo nos seus limites ao norte a comunidade de Ariós, e ao sul a Paraíso (MENDONÇA, 2012).

O objetivo da reserva é proteger os meios de subsistência, a cultura e garantir o uso e a conservação dos recursos naturais renováveis, tradicionalmente utilizados pela população extrativista da comunidade, sendo esta composta de 359 famílias, cujo origens remontam aos anos 1970. As principais atividades desenvolvidas são a pesca artesanal, agricultura de subsistência, criação de pequenos animais e artesanato.

A RESEX Prainha do Canto Verde foi uma das oito Unidades de Conservação atingidas pelo óleo no Ceará, sendo recolhidos, no total, cerca de 1,37 toneladas de petróleo no litoral do município em que está inserido (Tabela 4) (LOPES, 2021).

Figura 9 – Mapa da localização da área de estudo na RESEX Prainha do Canto Verde.



Fonte: A autora (2024).

#### 4.2.2 Estuário do Rio Jaguaribe

O Rio Jaguaribe localiza-se cartograficamente entre 4° 30' e 7° 45' de latitude sul e 37° 30' e 41° 00' de longitude oeste (Figura 10). Nasce no município de Tauá, sudoeste do Ceará, e deságua no Oceano Atlântico, no litoral leste do estado, entre os municípios de Aracati e Fortim. Percorre 610 km de extensão e sua bacia ocupa quase 76.000 km<sup>2</sup>, o que representa mais de 50% da área total cearense. É dividida em cinco sub-bacias (Alto/Médio/Baixo Jaguaribe, Rio Salgado e do Rio Banabuiú), e atende 80 municípios. Está inserido no bioma Caatinga, de relevo composto por planícies fluviais, depressão sertaneja e maciços residuais, com formações vegetais tipo savana-estepe e florestas estacionais. Devido à sua ampla extensão, comprehende várias áreas de transição climática e florística, ambientes mais úmidos e estratos herbáceos estacionais (GATTO, 1999; CEARÁ, 2009). A região do estuário é caracterizada como uma planície flúvio-marinha, onde predominam as florestas de manguezal, falésias e

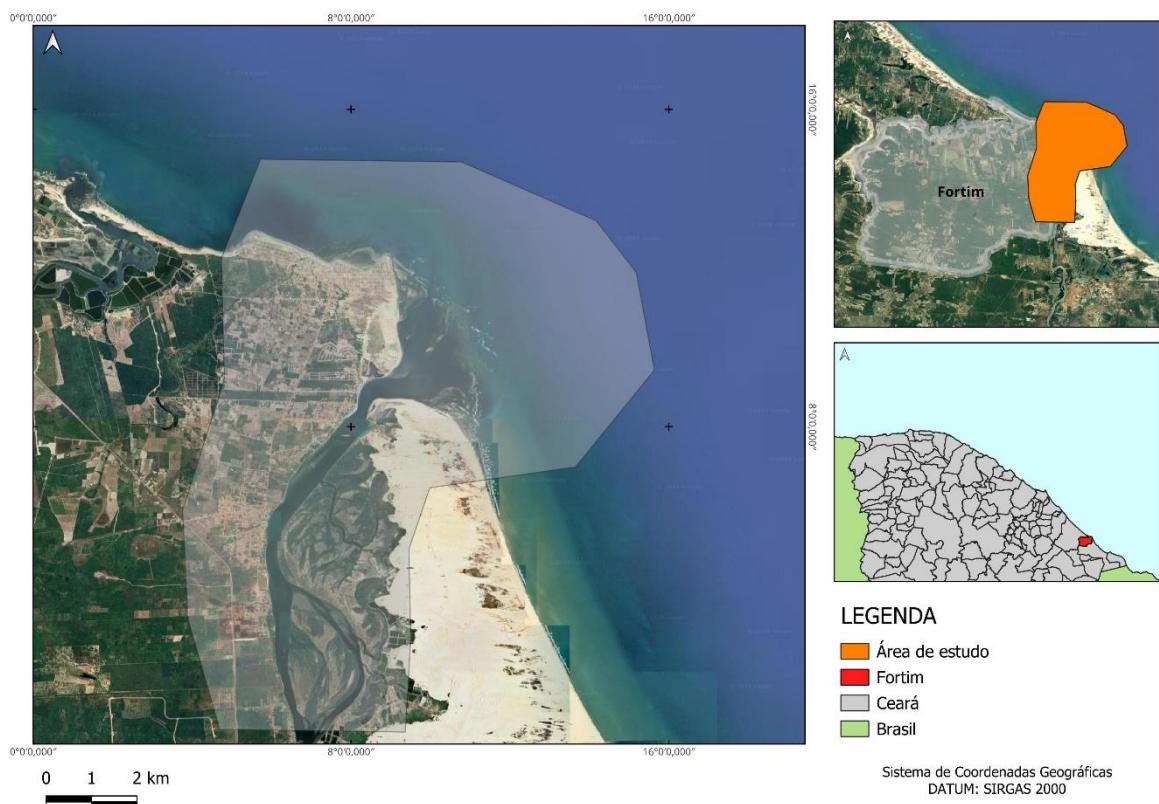
dunas, com clima tropical subúmido, classificado como parte do “litoral setentrional do Brasil” (AB’SABER, 2001).

Os recursos pesqueiros no Rio Jaguaribe incluem 130 espécies registradas, sendo 85 destas utilizadoras do local para berçário e abrigo (ALVES, 1998; SANTOS, 2018). Na região do estuário existem bancos de capim agulha, principal fonte de alimentação de peixes-boi, sendo esta uma espécie ameaçada de extinção (SILVA, 2011; CHOI-LIMA et al., 2017). Além disso, pode-se encontrar criadouros naturais de lagostas e fazendas de carcinicultura, que causam impactos pelo desmatamento e pelo descarte de efluentes no rio. Na região do Baixo Jaguaribe há a presença de contaminantes advindos da agricultura, como pesticidas e fertilizantes, de classe I (Extremamente tóxicos) e II (Altamente tóxicos) (GAMA et al., 2013).

A economia local possui grande dependência do setor turístico, recebendo cerca de 300 mil turistas anualmente (SOUZA NETO, 2015; SANTOS, 2018). A região possui diversos atrativos, como a recreação em praias, beleza cênica e a culinária local, que foram afetados pela chegada de óleo no ambiente. A pesca e a mariscagem, principais atividades realizadas na região, foram interrompidas, trazendo prejuízos econômicos para a população do local e para a alimentação destes (MELLO, 2023).

Fortim, o município em que está localizada a foz do rio Jaguaribe, recebeu cerca de 2,3 toneladas de óleo no período do derramamento (Tabela 4). É valido ressaltar que, como supracitado, foram colocadas barreiras de contenção na foz do rio, a fim de que se evitasse a contaminação do ambiente por óleo. Além disso, em 2019, pesquisadores da Fiocruz Ceará visitaram o município de Fortim (Litoral Leste) a fim de realizar uma roda de conversa com as pescadoras e marisqueiras que foram afetadas pelo derramamento de óleo. Segundo relatos, cerca de 500 famílias sobreviviam da pesca artesanal de mariscos no Rio Jaguaribe, sendo esta a principal fonte de renda dessa população através de gerações (FIOCRUZ CEARÁ, 2019). Contudo, após o derramamento, a venda de pescados despencou de forma bruta, chegando a menos de 50%, devido ao medo dos compradores do risco de contaminação (FIOCRUZ CEARÁ, 2019). A partir disso, essas famílias sofreram violentamente o impacto desse desastre, deixando a maioria dessa população muitas vezes sem ter o que comer por falta de renda.

Figura 10 - Mapa da localização da área de estudo na região estuarina do Jaguaribe.



Fonte: A autora (2024).

#### 4.2.3 Icapuí

O município de Icapuí situa-se na porção nordeste do estado do Ceará, limitando-se com o município de Aracati, o oceano Atlântico e com o estado do Rio Grande do Norte (Figura 11). Compreende uma área irregular de 406 km<sup>2</sup> e está inserido nos biomas Costeiro e Caatinga. A paisagem local é de campos de dunas móveis e fixas e de tabuleiros pré-litorâneos, com altitudes inferiores a 100 m. Sob o aspecto hidrográfico, o município faz parte da região do Baixo Rio Jaguaribe (VIEIRA et al., 1998).

O litoral de Icapuí possui 45 km de extensão, com sistemas ambientais caracterizados por praias, dunas, falésias, terraços marinhos, delta de maré, recifes de corais, manguezais e lagoas costeiras, que fazem parte do cenário de 16 comunidades pesqueiras (PINTO, 2012). As principais atividades econômicas em Icapuí são a pesca, o extrativismo do

coco, a coleta de algas e mariscos, a agricultura de subsistência, o artesanato, beneficiamento industrial da castanha do caju, carcinicultura e indústria salineira (SOMA, 2005).

Icapuí tem na pesca artesanal uma de suas mais tradicionais atividades, envolvendo 89% das famílias do município. Dentre as modalidades de pesca, destaca-se a pesca marítima da lagosta (*Panulirus* spp. e *Scyllarides* spp.), especialmente nas localidades de Redonda e Ponta Grossa, com forte importância socioeconômica para o município, visto que grande parte das famílias que trabalham com pesca estão vinculadas à cadeia produtiva da lagosta (LIMA, 2002; COSTA, 2003; NASCIMENTO, 2006). Além disso, inclui-se ainda grupos pesqueiros como camarões, peixes e moluscos.

No derramamento, foi recolhido cerca de 1,015 toneladas de petróleo dessa região (Tabela 4). Mesmo o valor não sendo tão expressivo quanto em outros municípios impactados no Ceará, é importante ressaltar que o Icapuí possui locais de ocorrência de peixes-bois marinhos (*Trichechus manatus manatus*), espécie vulnerável já impactada pelo desmatamento do manguezal para a construção de salinas (LOPES, 2021).

Figura 11 - Mapa da localização da área de estudo no Icapuí.



Fonte: A autora (2024).

#### 4.2.4 Cumbuco

A praia do Cumbuco está localizada no município de Caucaia, parte da Região Metropolitana de Fortaleza, e possui uma área de 1.228,506 km<sup>2</sup> (Figura 12). Localizado à oeste de Fortaleza, o litoral desse município inicia-se na foz do rio Ceará, na divisa com Fortaleza, indo até a zona portuária do Pecém. Tem como vegetação o Complexo Vegetacional da Zona Litorânea, Cerrado e Caatinga Arbustiva Densa (IPECE, 2015). Existe uma grande pressão antrópica em relação a ocupação destas áreas, na qual a porção leste próxima a faixa de praia está densamente edificada.

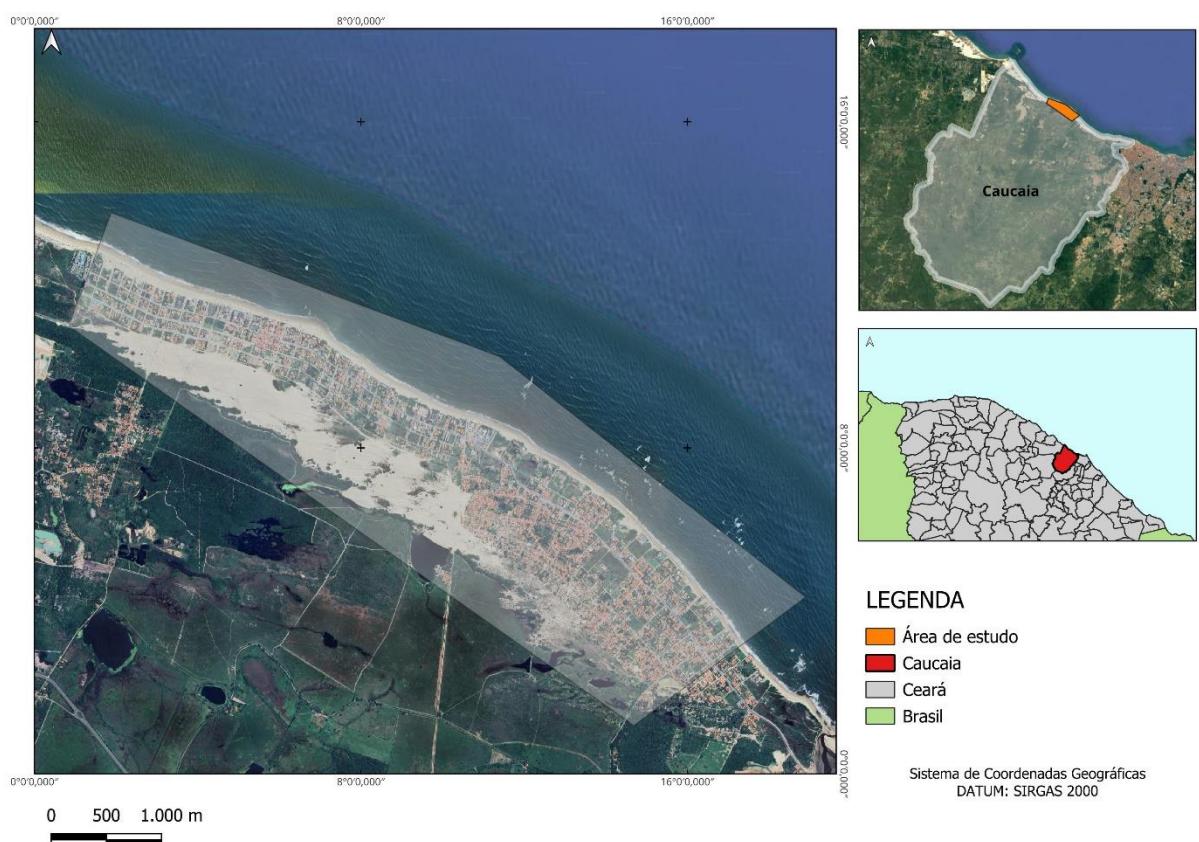
A paisagem do Cumbuco é composta por campos de dunas e coqueirais, apresentando trechos na faixa de pós-praia ocupados por casas de veraneio, pousadas, hotéis e

barracas. Além da praia, o lugar é conhecido pelo passeio de *buggy* pelas dunas e pelo local propício para práticas esportivas na água. Nesse território, convivem a atividade tradicional da pesca, tanto em jangadas quanto a pesca em rede, e nos últimos anos o turismo e atividades esportivas de *kitesurf* que fizeram proliferar escolas e pousadas para esse o público.

No período entre 2004 e 2011, o fluxo internacional de turistas para Caucaia aumentou de 32.493 para 79.576, na qual a renda gerada pelo turismo passou de R\$ 96,20 para R\$ 270,30 por turista/dia e a demanda hoteleira de 118.499 para 270.858 por ano. A oferta da rede hoteleira passou de 560 apartamentos para 1.429 em dezembro de 2004 (PREFEITURA MUNICIPAL DE CAUCAIA, 2018).

No entanto, de acordo com os dados obtidos da SEMA, o município em questão foi o mais impactado com o derramamento, com cerca de 14,5 toneladas retiradas, representando cerca de 36% do óleo encontrado no Ceará (Tabela 4 e Figura 13) (LOPES, 2021).

Figura 12 - Mapa da localização da área de estudo na Praia do Cumbuco.



Fonte: A autora (2024).

Figura 13 – Vestígios de óleo encontrados na praia do Cumbuco em 2019.



Fonte: SEMA (2019).

#### 4.3 Amostragem

Foram coletadas amostras de peixe, moluscos (sururu e ostra) e crustáceos (caranguejo) entre setembro e outubro de 2021. Os organismos foram adquiridos através de pescadores artesanais dos locais citados até um dia após a captura. Isso porque, devido a pandemia do COVID-19, o deslocamento para atividades de campo estava limitado. Consequentemente, também foi inviabilizado o conhecimento com precisão do local de amostragem, pois não era possível estar presente com os pescadores e marisqueiras no momento da coleta. Os carros de campo foram equipados com isopor e gelo, para o mantimento da viabilidade da amostra durante o transporte até a chegada no laboratório. Após isso, os organismos eram armazenados sob refrigeração até o processamento e análise. Foram coletados peixes das quatro áreas de estudo, porém os moluscos e crustáceos foram coletados apenas na área estuarina do Jaguaribe.

Um total de 83 amostras de peixes de espécies diversas foram coletadas para abranger uma ampla diversidade de espécies comercializadas (Tabela 6, 7, 8 e 9). Em relação

aos moluscos e crustáceos, obteve-se quantidades variadas de cada espécie, sendo posteriormente selecionado um “n” amostral para cada organismo (Tabela 10).

Tabela 6 – Espécies, nomes populares e quantidade de peixes coletados na RESEX Prainha do Canto Verde.

RESEX PRAINHA DO CANTO VERDE			
Espécie	Nome popular	Hábitos	Quantidade
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Agulinha-Preta	Pelágico / Carnívoro	14
<i>Acanthurus chirurgus</i>	Peixe-Cirurgião	Nectônico / Onívoro	2
<i>Lutjanus synagris</i>	Ariacó	Pelágico / Carnívoro	2
<i>Opisthonema oglinum</i>	Sardinha-Bandeira	Pelágico / Planctívoro	4
<i>Haemulon parra</i>	Cambuba	Demersal / Carnívoro	8
<i>Diapterus auratus</i>	Carapeba	Demersal / Carnívoro	4
<i>Bagre bagre</i>	Bagre	Demersal / Carnívoro	1
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	Palombeta	Pelágico / Carnívoro	1
	<b>TOTAL</b>		36

Fonte: A autora (2023).

Tabela 7 – Espécies, nomes populares e quantidade de peixes coletados no Jaguaribe.

JAGUARIBE			
Espécie	Nome Popular	Hábitos	Quantidade
<i>Mugil curema</i>	Tainha	Demersal / Onívoro	9
	<b>TOTAL</b>		9

Fonte: A autora (2023).

Tabela 8 – Espécies, nomes populares e quantidade de peixes coletados em Icapuí.

ICAPUÍ			
Espécie	Nome popular	Hábitos	Quantidade
<i>Archosargus rhomboidalis</i>	Salema	Demersal / Onívoro	3
<i>Amphiarius rugispinis</i>	Bagre Branco	Demersal	3
<i>Acanthurus chirurgus</i>	Cirurgião	Nectônico / Onívoro	3
<i>Albula vulpes</i>	Pescada/ Ubarana fucinho de rato	Demersal / Carnívoro	3
<i>Haemulon parra</i>	Cambuba	Demersal / Carnívoro	1
<i>Lutjanus analis</i>	Cioba	Demersal / Carnívoro	3

<i>Haemulon plumieri</i>	Biquara	Demersal / Carnívoro	3
<i>Diapterus auratus</i>	Carapeba	Demersal / Carnívoro	3
	<b>TOTAL</b>		21

Fonte: A autora (2023).

Tabela 9 – Espécies, nomes populares e quantidade de peixes coletados em Cumbuco.

CUMBUCO			
Espécie	Nome popular	Hábitos	Quantidade
<i>Opisthonema oglinum</i>	Sardinha-Bandeira	Pelágico / Carnívoro	4
<i>Haemulon parra</i>	Cambuba	Demersal / Carnívoro	4
<i>Lutjanus synagris</i>	Ariacó	Pelágico / Carnívoro	2
<i>Cephalophos fulva</i>	Piraúna Vermelha	Bentônico / Carnívoro	3
<i>Bagre bagre</i>	Bagre	Demersal / Carnívoro	3
	<b>TOTAL</b>		16

Fonte: A autora (2023).

Tabela 10 – Espécies, nomes populares e quantidade de moluscos e crustáceos coletados no Jaguaribe.

JAGUARIBE			
Espécie	Nome popular	Hábitos	Quantidade
<i>Mytella charruana</i>	Sururu	Bentônico / Filtrador	Variado
<i>Ucides cordatus</i>	Caranguejo-Uçá	Bentônico / Onívoro	Variado
<i>Crassostrea rhizophorae</i>	Ostra-do-mangue	Bentônico / Filtrador	Variado

Fonte: A autora (2023).

#### 4.4 Descrição das espécies estudadas

##### 4.4.1 Peixes

###### 4.4.1.1 Agulinha-preta (*Hemiramphus brasiliensis*)

Os peixes agulhas são pertencentes à família Hemiramphidae, encontrados em águas marinhas superficiais, estuarinas e dulcícolas nos oceanos Atlântico, Índico e Pacífico (HUGHES; STEWART, 2006). São peixes pelágicos de pequeno porte, com o comprimento máximo de 30 cm, apresentando importância para a pesca artesanal como fonte de renda, isca e alimentação (Figura 14) (MCBRIDE et al., 1996; LESSA; NOBREGA, 2000). Assim como os demais pequenos pelágicos de categorias tróficas basais, possuem um importante papel nos ecossistemas que habitam, sendo a principal presa de grandes predadores de alto valor comercial, como *Thunnus* sp., *Coryphaena hippurus* e *Isiophorus albicans* (PIRES, 1997). Possuem um ciclo de vida curto e uma alta taxa de crescimento, alimentando-se principalmente de matéria vegetal (SANTOS, 1970), e se reproduz durante todo o ano, mas com maior intensidade entre setembro e dezembro (MONTEIRO, 2003).

Dentre as espécies dessa família, *H. brasiliensis* e *H. unifasciatus* são as mais importantes comercialmente (LESSA; NOBREGA, 2000). No Brasil, a exploração comercial do Agulhinha-preta é realizada em seis estados da região Norderde, sendo estes: Ceará, Paraíba, Alagoas, Bahia, e principalmente nos estados do Rio Grande do Norte e Pernambuco (ESTATPESCA, 2008).

Figura 14 – Espécie *H. brasiliensis*, popularmente conhecido como Agulhinha-preta.



Fonte: Luke Ovgard (2021).

#### 4.4.1.2 Peixe-Cirurgião (*Acanthurus chirurgus*)

O Peixe-Cirurgião (Bloch, 1787) é pertencente a uma das ordens mais diversificadas, na qual engloba a maioria das espécies que colonizam os ambientes recifais ou áreas rochosas, sendo encontrado em profundidades que variam de 2 a 25 metros (FIGUEIREDO; MENEZES, 2000) (Figura 15). Alcançam até 39 cm de comprimento e, por serem essencialmente herbívoros, apresentam trato digestório longo, cuja dieta é composta principalmente por algas bentônicas filamentosas (RANDALL, 1956). Nadam próximos à areia

e às fanerógamas adjacentes aos recifes de corais, e possuem hábitos diurnos (RANDALL, 1956).

A espécie ocorre desde o oeste da África e no Atlântico Ocidental de Massachusetts e Bermudas, Bahamas, Índia Ocidental, Golfo do México, Panamá, Venezuela e Jamaica (RANDALL, 1956; CALDWELL, 1966; ROCHA, 2012). No Brasil, está distribuída em todos os habitats de recifes de coral, principalmente em regiões costeiras, desde a plataforma continental do Maranhão até o litoral de Santa Catarina, incluindo as ilhas oceânicas brasileiras (FEITOSA et al., 2002; FERREIRA et al., 2004). No litoral Nordeste, a espécie é abundante na ictiofauna dos recifes e frequentemente capturada pela frota artesanal do Ceará (FREITAS, 2001) e Rio Grande do Norte (FEITOSA et al., 2002).

Figura 15 – Espécie *Acanthurus chirurgus*, popularmente conhecido como Peixe-Cirurgião.



Fonte: Kevin Bryant (2023).

#### 4.4.1.3 Ariacó (*Lutjanus synagris*)

O Ariacó é um peixe da família Lutjanidae e pode medir até 40 cm de comprimento, com uma média de 25 cm (Figura 16) (MENEZES; FIGUEIREDO, 1980; ALMEIDA, 2000). Geralmente forma grandes cardumes, especialmente durante a época de reprodução. Possui

hábitos noturnos, alimentando-se de pequenos peixes, caranguejos, camarões, vermes, gastrópodes e cefalópodes. É uma espécie costeira e abundante em profundidades de até 30 metros, em que exemplares jovens são relativamente comuns em recifes de coral, áreas rochosas do litoral e nas regiões estuarinas (MENEZES; FIGUEIREDO, 1980; ALMEIDA, 2000). É encontrado no Atlântico Ocidental, especialmente nas Bermudas e Carolina do Norte (EUA), para o sudeste do Brasil, além do México e o mar do Caribe. Também é mais abundante em torno das Antilhas, no Banco Campeche, ao largo do Panamá e na costa norte da América do Sul (CERVIGÓN, 1993; LESSA; NÓBREGA, 2000; FISHBASE, 2018).

O gênero *Lutjanus* é o mais diversificado da família Lutjanidae e o mais importante sob o ponto de vista econômico, pois há muitas espécies distribuídas por todos os mares tropicais do mundo e a maior parte das espécies alcança tamanho comercial, sendo grandemente apreciadas pela excelente qualidade de sua carne (ACERO; GARZÓN, 1985). Eles constituem importantes recursos pesqueiros nos trópicos e subtrópicos, ocupando elevados níveis tróficos nos ecossistemas (DUARTE; GARCIA, 1999).

Segundo Acera e Garzón (1985), o *L. synagris* está, provavelmente, entre os lutjanídeos mais abundantes, constituindo um componente importante na pesca artesanal, e aparecendo com maior frequência que qualquer outra espécie da família nos mercados e peixarias. No Brasil, a espécie é relativamente abundante na costa Nordeste, onde tem grande importância comercial. As primeiras investigações sobre o Ariacó foram realizadas no Ceará, sendo estudados idade, crescimento (ALEGRIA; MENEZES, 1970) e fecundidade (GESTEIRA; ROCHA, 1976). Segundo Klippel e Perez, (2002) a espécie está entre as dez principais espécies capturadas na pesca de linha da costa central do Brasil.

Figura 16 – Espécie *Lutjanus synagris*, popularmente conhecido como Ariacó.



Fonte: FishCode (2023).

#### 4.4.1.4 Sardinha-Bandeira (*Opisthonema oglinum*)

A Sardinha-Bandeira (Figura 17) (Le Sueur, 1817) é a única representante do gênero *Opisthonema* na costa Atlântica das Américas. Possui uma ampla distribuição geográfica, apresentando preferência por regiões tropicais, ocorrendo no Atlântico Ocidental, especialmente no Golfo do Maine (EUA), Bermudas, todo o Golfo do México, Caribe e Antilhas em direção ao sul até Santa Catarina, Brasil. Também é encontrado no Uruguai e na Argentina (CERVIGON, 1966).

É uma espécie pelágica que habita portos e áreas costeiras rasas (1 – 50 m), formando cardumes. Sabe-se que os animais nectônicos são filtradores ou predadores, estando a alimentação por filtração muito difundida entre os animais pelágicos de pequeno porte. O aparelho filtrador destes peixes é constituído por raios espinhosos sustentados pelos arcos branquiais, que formam uma rede de filtração. A partir disso, o alimento consiste essencialmente de zooplâncton, porém algumas sardinhas de mares tropicais podem viver diretamente do fitoplâncton (PERES, 1966). Segundo Furtado-Ogawa (1970), seu regime trófico pode ser classificado da seguinte maneira: 1) alimentos básicos: crustáceos e moluscos; 2) alimentos secundários: algas microscópicas e ovos planctônicos; 3) alimentos ocasionais: rotíferos, peixes, anelídeos e insetos; e accidentalmente são ingeridas espículas de esponjas, esporos de fungos e grãos de areia.

No Sul e Sudeste do Brasil, as capturas desse recurso são feitas em escala industrial através de frotas de traineiras, tendo como espécie alvo a Sardinha-Verdadeira (*Sardinella Brasiliensis*). Já no Nordeste brasileiro, a pesca da sardinha ainda é predominantemente artesanal, tendo como espécie alvo a Sardinha-Bandeira, segundo Vieira et al. (2010). A espécie constitui uma fonte de alimento abundante e de baixo custo, possuindo alta quantidade de ácidos graxos poli-insaturados, boa fonte proteíca e quantidades significativas de vitaminas (CAPRISTANO et al., 2011).

Figura 17 – Espécie *Opisthonema oglinum*, popularmente conhecido como Sardinha-Bandeira.



Fonte: NCFishes (2023).

#### 4.4.1.5 Cambuba (*Haemulon parra*)

Da família Haemulidae, a Cambuba pode chegar ao comprimento máximo de 31 cm e médio de 24 cm (Figura 18). Alimenta-se à noite de invertebrados bentônicos, pequenos peixes e algas e geralmente está associada a fundos coralíneos, rochosos, próximo ao substrato arenoso ou cascalho, em até 35 metros de profundidade (CERVIGÓN, 1993; GARCIA JÚNIOR et al., 2010).

A Cambuba é uma espécie que ocorre no oceano Atlântico Ocidental, desde o Cabo Canaveral, costa leste da Flórida, até Santa Catarina, no sul do Brasil (HUMANN;

DELOACH, 2002), incluindo as ilhas oceânicas de Fernando de Noronha e Atol das Rocas. Abundante na região Nordeste, é encontrado com frequência no comércio, compondo as capturas artesanais, porém apresenta baixo valor econômico (CARVALHO et al., 2013).

Figura 18 – Espécie *Haemulon parra*, popularmente conhecido como Cambuba.



Fonte: ShoreFishes (2023).

#### 4.4.1.6 Carapeba (*Diapterus auratus*)

A Carapeba pode ser encontrada em regiões costeiras estuarinas e ao longo de praias e baías (LESSA; NÓBREGA, 2000). Pode chegar a 34 centímetros, sendo a média do comprimento total de 20 centímetros (Figura 119) (MENEZES; FIGUEIREDO, 1980). Essa espécie é encontrada no Oceano Atlântico ocidental, e sua distribuição se estende desde o sudeste dos EUA, ao longo da costa do Golfo do México, do oeste da Flórida até o Yucatan, através do Mar do Caribe, ao longo da costa da América Central e ao longo do norte leste das costas da América do Sul (FRASER; GILMORE, 2015).

É uma espécie demersal, que pode ser encontrada em águas costeiras rasas em profundidades de até 10 metros. Alimenta-se principalmente de invertebrados bentônicos, mas o Carapeba também se alimenta de detritos, algas e cianobactérias. Os peixes menores

(comprimento total inferior a 11,5 cm) alimentam-se principalmente de material vegetal, mas também comem nematóides, copópodes e ostracodes (FRASER; GILMORE, 2015).

Figura 19 – Espécie *Diapterus auratus*, popularmente conhecida como Cambuba.



Fonte: NCFishes (2024).

#### 4.4.1.7 Bagre (*Bagre bagre*)

O Bagre (Figura 20) é considerado uma espécie de peixe marinho que migra para estuários na época de reprodução (anádroma) (ABSOLON; ANDREATA, 2009), tendo seu comportamento bioecológico (crescimento, alimentação e reprodução) fortemente influenciado em alguns casos por mudanças na temperatura e salinidade (LARA-DOMINGUEZ et al., 1981). Esta espécie encontra-se largamente distribuída nas zonas litorâneas, fluviais e estuarinas tropicais e subtropicais, sendo geralmente abundantes em águas costeiras rasas com fundo lodoso ou arenoso, como estuários e baías (AZEVEDO et al., 1999; ABSOLON; ANDREATA, 2009).

São peixes bentônicos e onívoros, assim, alimentam-se dos recursos disponíveis, como poliquetas, oligoquetas, fragmentos de algas e platelmintos, mas são especialistas na prefação de decápodes (KRUMME et al., 2008; RIBEIRO et al., 2012).

O *Bagre bagre* costuma ocorrer ao longo da costa brasileira e apresenta grande importância nas pescarias artesanais, especialmente nas regiões norte e nordeste (SOUZA et al., 2013). É muito abundante, por exemplo, nas pescarias de curral no litoral paraense (TAVARES et al., 2005) e na ilha de São Luís (PIORSKI, 2009). Apesar de não apresentarem alto valor comercial, os bagres são uma importante fonte de proteínas, sendo consumidos pelas populações tradicionais para subsistência (QUEIROGA et al., 2012).

Figura 20 – Espécie *Bagre bagre*, popularmente conhecido como Bagre.



Fonte: AquaFish (2017).

#### 4.4.1.8 Palombeta (*Chloroscombrus chrysurus*)

A Palombeta é uma espécie de pequeno porte que habita águas litorâneas, preferencialmente baías e regiões estuarinas, principalmente quando jovens. Por ser uma espécie de hábitos pelágicos, normalmente é capturada por redes em áreas próximas à costa. Sua distribuição geográfica compreende os dois lados do Atlântico, de Massachusetts (USA) à Argentina (CERVIGÓN, 1960; FIGUEIREDO; MENEZES, 1980).

Em geral não ultrapassa 30 cm de comprimento e alimenta-se de organismos planctônicos, principalmente de crustáceos (Figura 21) (MENEZES; FIGUEIREDO, 1980; MENEZES et al., 2003). CUNHA et al. (2000) analisaram 51 estômagos de *C. chrysurus* da praia do Náutico (Fortaleza – Ceará), onde detectaram a ocorrência de algas, peixes, escamas, crustáceos, larvas de moluscos e moni-areia (matéria orgânica não identificada e areia).

Nos arrastos de praia efetuados por pescadores artesanais na praia do Náutico, a palombeta participa entre as cinco espécies mais abundantes nas capturas (CUNHA et al., 2000). Os indivíduos capturados são geralmente jovens, sendo comercializados através de um mercado informal que se realiza no próprio local de pesca. O pescado é utilizado principalmente por famílias de baixa renda ou é vendido como tira-gosto nas barracas de praia locais (CUNHA et al., 2000).

Figura 21 - Espécie *Chloroscombrus chrysurus*, popularmente conhecido como Palombeta.



Fonte: BioDiversity (2023).

#### 4.4.1.9 Tainha (*Mugil curema*)

As tainhas (Figura 22), peixes da família Mugilidae, ocorrem em águas tropicais e subtropicais de todo o globo, principalmente em águas costeiras e estuarinas (TORRES et al., 2008; FISHBASE, 2010) e, no Brasil, ao longo de toda a costa em águas relativamente rasas, formando cardumes sempre perto da superfície (CERVIGÓN et al., 1992). A espécie *Mugil*

*curema* é pelágica e ocorre em grande número em sistemas estuarino-lagunares, onde passa grande parte de seu ciclo de vida (MENEZES; FIGUEIREDO, 1985). Pesquisas anteriores demonstraram a ocorrência de sedimentos e organismos bentônicos no conteúdo estomacal de *M. curema*, sugerindo que seus hábitos alimentares são principalmente bentônicos (DEUS et al., 2007).

Das sete espécies do gênero *Mugil* que ocorrem nas águas brasileiras, três se apresentam em maior abundância na região Nordeste (*M. curema*, *M. curvidens* e *M. Incilis*), onde são capturadas pela pesca artesanal. Sua carne é considerada de boa qualidade e possui grande importância comercial. Além disso, suas ovas são muito apreciadas, sendo comercializadas também.

Figura 22 - Espécie *Mugil curema*, popularmente conhecido como Tainha.



Fonte: NCFishes (2023).

#### 4.4.1.10 Salema (*Archosargus rhomboidalis*)

A Salema é uma espécie bentônica encontrada em águas rasas, mais comumente sobre fundos de lama ou areia, nas proximidades de regiões estuarinas e ocasionalmente em regiões de coral e pedras (Figura 23). Alimenta-se de pequenos invertebrados bentônicos, como bivalves e crustáceos e de matéria vegetal. Apresenta ampla distribuição geográfica no

Atlântico Ocidental, sendo encontrados desde o Golfo do México até o sul do Brasil (MENEZES; FIGUEIREDO, 1980).

Figura 23 - Espécie *Archosargus rhomboidalis*, popularmente conhecido como Salema.



Fonte: Estapé Carlos & Allison (2023).

#### 4.4.1.11 Bagre-Branco (*Amphiarius rugispinus*)

Os Bagres da família Ariidae apresentam distribuição global, habitando regiões litorâneas, estuarinas e rios de regiões tropicais e temperadas. A maioria das espécies ocorrem em áreas costeiras rasas e em estuários, e as exclusivamente marinhas podem ser encontradas em profundidades superiores a 100m, enquanto outras ocorrem somente em água doce. Alimentam-se de poliquetas, anfípodes, caranguejos e outros crustáceos bentônicos (FISHBASE, 2023). Uma forte característica dos bagres marinhos é o hábito apresentado pelos machos de incubar os ovos, que são carregados na cavidade bucal até o final de seu desenvolvimento (MARCENIUK, 2005).

*Amphiarius rugispinus* (Figura 24) é conhecida popularmente como bagre-branco, e pode ser encontrada na América do Sul, da Guiana até o Maranhão (Brasil) (FISHBASE, 2023). Segundo dados estatísticos do IBAMA publicados em 2008, sua produção pesqueira

respondeu por 46,5 t de um total de 65.354 t desembarcadas nos portos do Pará, cujo valor comercial médio foi de R\$ 1,63/kg e mostrou uma tendência de aumento em relação a anos anteriores, com R\$1,43/kg (MPA, 2008).

Figura 24 - Espécie *Amphiarius rugispinis*, popularmente conhecido como Bagre-Branco.



Fonte: Adaptado de SANTANA et al., (2019).

#### 4.4.1.12 Ubarana-fucinho-de-rato (*Albula vulpes*)

Das 6 espécies existentes de Albulidae, duas são registradas para o Brasil, sendo estas a *A. vulpes* e *A. nemoptera*. Para o Brasil, *A. vulpes* (Figura 25) distribui-se em toda a costa e distingue-se facilmente de *A. nemoptera* por não possuir o último raio da nadadeira dorsal extremamente longo (FIGUEIREDO; MENEZES, 1978).

O Ubarana-fucinho-de-rato é predominantemente costeiro de águas rasas (<2 metros), comumente encontrados em estuários, áreas recifais e águas adjacentes mais profundas. Os habitats variam na composição de seu substrato, sendo estes areia, lama, algas ou fanerógamas marinhas e rochas. Formam agregações intraespecíficas para o forrageamento, com até 100 indivíduos (FROESE; PAULY, 2007). São peixes anfídromos, que realizam migrações regulares da água doce para salgadas, e vice-versa, sem intenções reprodutivas. Essas migrações são cíclicas e previsíveis, podendo passar de mais de 100 km (RIEDE, 2004).

Segundo Figueiredo e Menezes, (1978) alimentam-se de moluscos, crustáceos e outros invertebrados da superfície do fundo, como pequenos moluscos.

Figura 25 – Espécie *Albula vulpes*, popularmente conhecido como Ubarana-fucinho-de-rato.



Fonte: Johannes Pfleiderer (2016).

#### 4.4.1.13 Cioba (*Lutjanus analis*)

A Cioba é uma espécie encontrada em estuários, costões, parcéis, recifes e ilhas oceânicas, em profundidades de 2 a 50 metros (Figura 26) (FISHBASE, 2020). Normalmente, os exemplares menores são encontrados em regiões de canais e estuários, enquanto os maiores costumam ficar em regiões mais distantes da costa. Ocorre em quase todo o litoral brasileiro, distribuindo-se do Norte até Santa Catarina. Se alimentam de peixes, moluscos e crustáceos (CLARO; LINDEMAN, 2008).

Segundo Magalhães et al., (2003) as espécies *Lutjanus analis*, *L. jocu*, *L. vivanus* e *L. synagris* revelaram-se recursos pesqueiros importantes em desembarques na região Nordeste do Brasil. De acordo com estes autores, esses peixes são caracterizados por apresentarem crescimento lento e longevidade média alta (20 a 30 anos) o que torna estas espécies altamente vulneráveis à sobrepesca.

Figura 26 – Espécie *Lutjanus analis*, popularmente conhecido como Cioba.



Fonte: NCFishes (2023).

#### 4.4.1.14 Biquara (*Haemulon plumieri*)

A distribuição do biquara é circumtropical, ocorrendo na costa oeste do Oceano Atlântico, desde as Bermudas até a região Sudeste do Brasil. Pertencente à família Haemulidae, essa espécie utiliza os corais para se abrigarem, passando um longo tempo sem realizar migrações (LOWE; MCCONNEL, 1999). Os indivíduos juvenis, no entanto, costumam realizar migrações para áreas estuarinas, ambiente que utilizam para alimentação e refúgio até a maturação gonadal, quando retornam ao mar (CHAVES; CORREA, 2000). Segundo Odgen e Ehrlich (1997), os juvenis de *H. plumieri* alimentam-se durante o dia, do plâncton presente na coluna d'água. Já os adultos são carnívoros, alimentando-se de uma grande variedade de invertebrados, como poliquetas, caranguejos e camarões, além de vertebrados, como peixes menores. Além disso, diferentemente dos jovens, os adultos possuem hábito alimentar principalmente noturno, migrando, durante a noite, dos recifes para áreas com forragens de grama marinha para se alimentarem (DAVIS, 1967; MANOOCH, 1976).

Segundo Palazón-Fernández (2007) a espécie *H. plumieri* (Figura 27) é um importante recurso pesqueiro para o Atlântico Central. No nordeste brasileiro, ela está entre as

mais importantes para atividade de pesca (REVIZEE, 2006) por apresentar grande representatividade nos desembarques pesqueiros.

Figura 27 – Espécie *Haemulon plumieri*, popularmente conhecido como Biquara.



Fonte: Reef Life Survey (2019)

#### 4.4.1.15 Piraúna-Vermelha (*Cephalophos fulva*)

A Piraúna-Vermelha (Figura 28) é um pequeno serranídeo que habita o Atlântico Ocidental, distribuindo-se da Carolina do Sul (EUA) até São Paulo no Brasil. É comumente encontrada próxima à costa, em ambientes com fundos rochosos e coralíneos, em profundidades variando de 1 a 40 metros (NÓBREGA; LESSA; SANTANA, 2009). Alimenta-se principalmente de peixes, complementando sua dieta com crustáceos, moluscos e outros invertebrados (ARAÚJO; MARTINS, 2009).

Na região central da costa brasileira, *C. fulva* constitui uma das 16 espécies consideradas recurso alvo da frota de linheiros (SANTOS; COSTA; BRAGA, 2007), sendo a terceira espécie mais capturada na zona costeira entre Salvador (BA) e Cabo de São Tomé (RJ) (KLIPPEL et al., 2005). A espécie é encontrada no Nordeste brasileiro, sobretudo próxima à costa dos Estados do Ceará, Rio Grande do Norte, Pernambuco e Bahia. O monitoramento da atividade pesqueira marítima do Brasil contabiliza o desembarque da mesma nas categorias

“garoupa” ou “caíco”, dependendo do local de desembarque, não sendo possível identificar a participação individual desta espécie na produção (NÓBREGA; LESSA; SANTANA, 2009). Entretanto, o Programa de Avaliação do Potencial Sustentável dos Recursos Vivos da Zona Econômica Exclusiva (REVIZEE), verificou que a categoria “garoupa” era representada por três espécies, *Epinephelus niveatus*, *Epinephelus morio* e *Cephalopholis fulva*, com a Piraúna-Vermelha representando 30,0% da produção desembarcada (FERREIRA; CORRÊA; FERRAZ, 1998).

Figura 28 – Espécie *Cephalopholis fulva*, popularmente conhecido como Piraúna-Vermelha.



Fonte: NCFishes (2023).

#### 4.4.2 Moluscos e Crustáceos

##### 4.4.2.1 Sururu (*Mytella charruana*)

A espécie *Mytella charruana* (Figura 29) é um molusco que apresenta distribuição nas regiões costeiras da América Central e América do Sul. Vivem na faixa entre-marés de praias lodosas e areno-lodosas, enterrados desde a superfície até cerca de 10 cm de profundidade. Geralmente, mas não sempre, a borda posterior está voltada para cima e os exemplares maiores tendem a viver enterrados menos profundamente. Frequentemente reúnem-se em grupos de 3 a 4 indivíduos, com os bissos emaranhados e presos às partículas de lodo, areia e pedaços de conchas, sem formar ninhos no substrato. A média de comprimento das conchas é de 3 a 5 cm. Os sururus são espécies consideradas eurialinas, uma vez que podem ser encontrados nos ambientes estuarinos, com variação de salinidade, porém não estão presentes

em águas estritamente doces (PUYANA et al., 2012), e possuírem uma menor tolerância em ambientes com baixa temperatura (MAIOLI et al., 2010).

Os bivalves são organismos de alta relevância ambiental, na qual muitos são utilizados como espécies sentinelas em monitoramentos, uma vez que o hábito alimentar de filtração configura uma via de potencial contaminação por xenobióticos, além do seu papel dentro na cadeia trófica, possibilitando estudos de biomagnificação (NASCI et al., 2002; VIARENGO et al., 2007).

O sururu tem importância econômica para dezenas de famílias ribeirinhas em diferentes estados brasileiros, pois são utilizados não só como forma de subsistência, mas também para comercialização do produto. O sururu é amplamente consumido no Nordeste brasileiro e é considerado o mais importante molusco do ponto de vista econômico (SANTOS et al., 2014).

Figura 29 - *Mytella charruana* (Sururu).



Fonte: Thehinu (2020).

#### 4.4.2.2 Ostra (*Crassostrea rhizophorae*)

A ostra-do-mangue é um molusco naturalmente encontrado em ambientes estuarinos tropicais da costa brasileira, fixadas em substratos (Figura 30) (NASCIMENTO,

1982). Segundo Rios (1994), a espécie se distribui do Caribe ao Uruguai, e seus principais habitats são as raízes aéreas do *Rhizophorae mangle* e os substratos duros, como rochas no médio litoral na região entremarés. As espécies do gênero *Crassostrea* são consideradas eurialinas e euritérmicas (GALTSTOFF, 1964; QUAYLE, 1988), e alimentam-se filtrando partículas em suspensão presentes na água do mar (fitoplâncton, zooplâncton e detritos), chegando a filtrar até quatro litros de água por hora (OSTINI; POLI, 1990).

Figura 30 – Espécie *Cassostrea rhizophorae* (Ostra-do-mangue).



Fonte: Museu Nacional (2023).

#### 4.4.2.3 Caranguejo-Uçá (*Ucides cordatus*)

*Ucides cordatus* (Figura 31) é um crustáceo semiterrestre exclusivo de áreas de manguezal, com distribuição no Atlântico Ocidental, da Flórida (EUA) até Laguna, Santa Catarina (Brasil) (MELO, 1996). Pertence à ordem Decapoda e infraordem Brachyura, ocorrendo na região intertidal, ou seja, entre os níveis de maré baixa e alta, em ambientes estuarinos associado a manguezais (PINHEIRO; FISCARELLI, 2001). É uma espécie herbívora e se alimenta principalmente de folhas que caem no chão do mangue. Em

determinadas regiões, estes caranguejos são responsáveis pelo consumo de até 81% de folhas e propágulos, principalmente de *Rhizophora mangle*.

Possui expressiva importância econômica no litoral brasileiro (FAUSTO-FILHO, 1968; JANKOWSKY et al., 2006), servindo como fonte de alimento e renda para diversas comunidades que dependem da extração e comércio dessa espécie (IBAMA, 1994; GLASER & DIELE, 2004; PASSOS & DI BENEDITTO, 2005). Além disso, desempenha também importante papel ecológico no ecossistema manguezal, atuando no processamento da serrapilheira (NORDHAUS et al., 2006), no fluxo energético (CONDE et al., 2000; WOLF et al., 2000), na bioturbação do sedimento (AMOUROUX; TAVARES, 2005) e na ciclagem do carbono e da matéria orgânica (GUEST et al., 2006).

Figura 31 – *Ucides cordatus* (Caranguejo-Uçá).



Fonte: GIA (2016).

## 4.5 Biometria

### 4.5.1 Peixes

Antes de todos os processos, foram feitas medidas de Peso Total (PT) e Comprimento Total (CT), utilizando-se balança analítica e fita métrica. Após o registro desses primeiros dados biométricos, foi realizada a filetagem do peixe para a retirada do músculo. Para

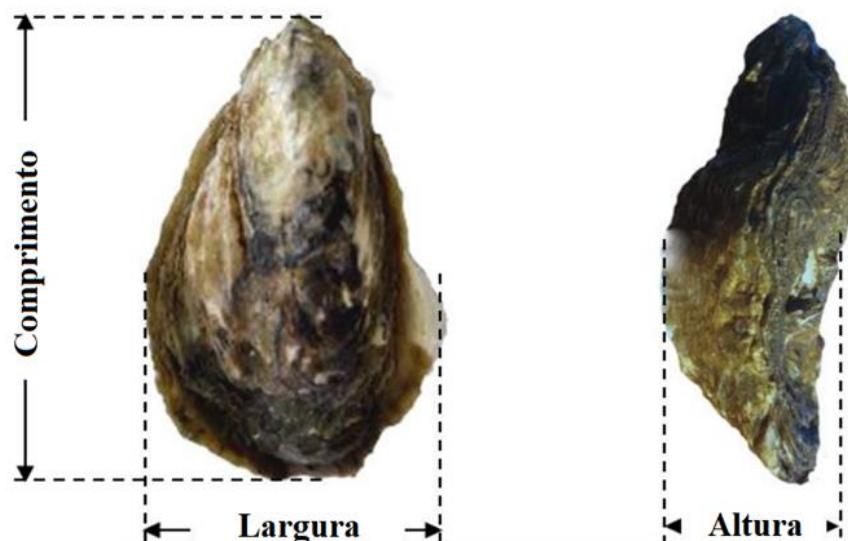
peixes que possuem escamas, é preciso que primeiramente ocorra a retirada delas com o auxílio de uma colher limpa com solvente acetona. Posteriormente, é feito com a lâmina de bisturi um corte urorretal na região abdominal do peixe, seguida da evisceração total do animal para a retirada do músculo. Cada músculo foi pesado separadamente em uma balança analítica, identificados e armazenados em um recipiente de alumínio sob refrigeração até a análise.

#### 4.5.2 *Ostra*

Foi seguido a metodologia de Gervis e Sims (1992), na qual as ostras foram previamente lavadas em água destilada para a remoção de sedimentos. Para a retirada de organismos incrustantes, como cracas e algas, foi utilizada uma espátula para a realização cuidadosa de uma raspagem, a fim de não danificar a concha.

Os parâmetros morfométricos observados na biometria compreendem o comprimento, a largura e a altura da concha, medidos com o auxílio de um paquímetro de precisão de 0,01 mm, de acordo com Galtsoff (1964) (Figura 32).

Figura 32 – Esquema de biometria da Ostra, segundo Galtsoff (1964).



Fonte: Adaptado de Santana e Medeiros (2020).

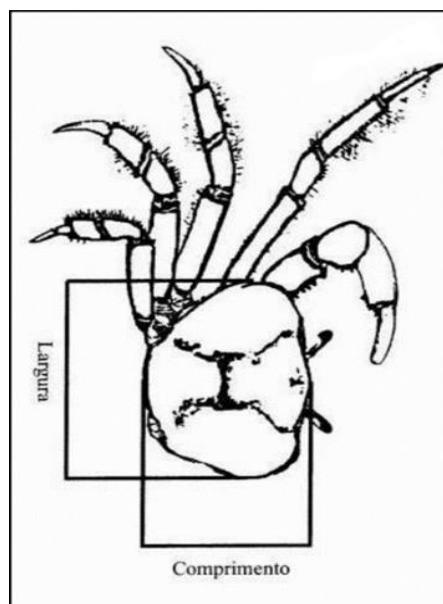
#### 4.5.3 *Sururu*

De início, foi realizada uma lavagem dos organismos com água destilada para a retirada de sedimentos. A medição dos dados biométricos (altura, comprimento e largura) sucedeu-se com o mesmo esquema biométrico das ostras (Figura 32), feita com o auxílio de um paquímetro de precisão de 0,01 mm.

#### 4.5.4 *Caranguejo*

Com auxílio de um paquímetro de precisão 0,01 mm foram tomadas as medidas da largura da carapaça (LC) e comprimento da carapaça (CC) de cada exemplar. A LC é medida ao nível do primeiro pereiópodo, correspondendo a maior dimensão da carapaça; e o CC é medido no plano de simetria sobre o dorso, da margem anterior da fronte até a margem posterior da carapaça (Figura 33) (PINHEIRO; FISCARELLI, 2001).

Figura 33 – Esquema de biometria do caranguejo.



Fonte: Pinheiro e Fiscarelli (2001).

## 4.6 Análise de HPAs

### 4.6.1 Processamento das amostras

Antes de serem iniciadas as análises de cada grupo de organismos, foi realizado o processamento das amostras. Para os peixes, as amostras de músculo foram preparadas retirando-se a pele com o auxílio de uma lâmina de bisturi previamente higienizada com acetona. Devido ao seu tamanho e característica fibrosa, os músculos foram levados ao processador até que estivessem completamente homogeneizados. As análises se deram por indivíduo e não por amostragem composta.

Em relação aos moluscos e crustáceos, por serem animais relativamente pequenos e de peso úmido bastante reduzido, foi necessário que houvesse uma amostragem composta, formando-se 6 pools com uma determinada quantidade de organismos a fim de se obter peso suficiente para a análise química (5 gramas).

Os sururus e as ostras foram abertos inserindo-se uma faca de lâmina curta (sendo esta higienizada a cada pool) entre suas valvas, para a separação das mesmas e retirada da parte visceral por meio da raspagem. No caso das ostras, estas foram divididas em três grupos de 10 organismos. Já os sururus foram divididos em seis grupos de 20 indivíduos baseados em seu tamanho, de forma que o menor indivíduo do grupo não fosse menor que 75% do comprimento do maior indivíduo. A partir disso, o Grupo 1 é formado por espécimes na faixa de 2,0 a 2,3 centímetros; o Grupo 2 formado por espécimes variando de 2,4 a 2,7 centímetros; e o Grupo 3 por espécimes de 2,8 a 3,2 centímetros. Todos os tecidos moles de cada grupo foram reunidos em um mesmo recipiente de alumínio limpo e pesado em uma balança analítica para se obter o peso total úmido de cada grupo de amostragem. Posteriormente, cada amostra é levada ao processador até que esteja homogênea.

Em relação aos caranguejos, os grupos foram formados por 3 espécimes. A parte utilizada para análise química do caranguejo foi a sua musculatura, presente em suas patas, retirado com o auxílio de um martelo pequeno previamente higienizado com acetona, para quebrar a estrutura rígida. Posteriormente, este também foi levado ao processamento para homogeneização.

#### **4.6.2 Extração e clean up**

Para a análise dos HPAs parentais e alquilados, foi utilizada a metodologia QuEChERS (*Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged, Safe*) com adaptações feitas pelo próprio laboratório, na qual passou por processos avaliativos da comunidade europeia (QUASIMEME). O QUASIMEME (*Quality Assurance of Information in Marine Environmental Monitoring*) é um organizador credenciado para testes de proficiência laboratorial no ambiente marinho, como em água do mar, sedimento marinho, biota e toxinas de moluscos. O teste de proficiência determina o desempenho de laboratórios para testes ou medições específicas, na qual fornecem a base da garantia de qualidade externa para institutos que fazem medições químicas regulares no ambiente marinho. A maioria dos estudos de teste de proficiência que o QUASIMEME oferece tem duas rodadas por ano, com um mínimo de dois materiais de teste contendo os analitos em diferentes concentrações. O resultado desses estudos é revisado anualmente pelo Conselho Consultivo Científico do QUASIMEME, que é composto por especialistas em cada uma das principais áreas dos estudos de desempenho laboratorial. O método adaptado do QUECHERS proposto obteve resultados bastante satisfatórios, sendo assim, seguro para as análises realizadas.

Em relação ao QUECHERES, Anastassiades et al. (2003), desenvolveu o método baseado nas seguintes etapas: extração com acetonitrila seguida da partição, e uma posterior limpeza em Extração em Fase Sólida Dispersiva (*Dispersive Solid Phase Extraction*, D-SPE), sendo estas descritas a seguir.

##### **4.6.2.1 Lavagem de vidrarias**

Primeiramente, todas as vidrarias foram lavadas com detergente Dinamicatec em concentração de 3%. Após o enxague em água corrente, os utensílios foram lavados com uma solução básica de hidróxido de potássio a 10% e enxaguados novamente até a remoção total da solução. Posteriormente, as vidrarias foram banhadas em solução de ácido acético a 10%, sendo retirado com água corrente. Após a remoção do ácido, é realizado um último enxágue das vidrarias com água destilada e colocados na estufa a 150°C para a secagem.

#### 4.6.2.2 Pesagem de amostra e fortificação

Pesou-se com o auxílio de uma balança analítica, 5 gramas de cada amostra em um tubo Falcon de vidro de 50 ml. Para o controle de qualidade, foram feitos também 2 brancos para cada dia de análise. Após a pesagem, as amostras foram fortificadas com padrão *surrogate*, sendo este responsável por indicar a eficiência do método de extração através do estudo de recuperação dele. Cada amostra foi dopada com 50uL de padrão *surrogate* a uma concentração de 10 ppm, a fim de se obter uma concentração de 50 $\mu$ g.L<sup>-1</sup> em 10 mL de solvente da extração.

Em seguida, cada tubo contendo a amostra e o padrão foi agitado no Vórtex por 2 minutos, e logo após deixado em repouso por 30 minutos, no intuito de aumentar a interação entre eles.

#### 4.6.2.3 Extração

Após o tempo de repouso, foi adicionado 10 mL de Acetonitrila ao tubo contendo a amostra e agita-se novamente no Vórtex por 2 minutos. A utilização de acetonitrila como solvente possibilita a extração de uma menor quantidade de co-extrativos lipofílicos provenientes da amostra, como gorduras e pigmentos, que podem interferir posteriormente nos resultados (LEHOTAY et al., 2001).

#### 4.6.2.4 Partição e centrifugação

A partir disso, foi adicionado ao tubo de análise 4 gramas de Sulfato de Magnésio (MgSO<sub>4</sub>) e 1 grama de Acetato de Sódio (CH<sub>3</sub>COONa). O MgSO<sub>4</sub> possui grande capacidade de remover água quando comparado a outros sais, ademais, sua hidratação é uma reação exotérmica que irá favorecer a extração, especialmente dos compostos apolares (PANG et al., 2006). Já em relação ao CH<sub>3</sub>COONa, algumas aplicações do método registraram problemas de

estabilidade e recuperação de certos compostos de acordo com o pH da matriz (ANGIONI et al., 2003; LEHOTAY et al., 2005; KRUVE et al., 2008). Desta forma, a utilização de tampões (pH 5) promove recuperações satisfatórias para compostos dependentes do pH independente da matriz utilizada, sendo o efeito tamponante promovido pelo acetato de sódio (LEHOTAY et al., 2005). Na extração com acetonitrila, a adição de sais possui grande vantagem, uma vez que promove o efeito *salting out*, isto é, a adição de sais que irá diminuir a solubilidade dos compostos na fase aquosa bem como a quantidade de água na fase orgânica, além de não diluir o extrato da amostra (SCHENCK et al., 2008).

Após a adição desses dois sais, os tubos foram levados para agitação em vórtex por 2 minutos e posteriormente centrifugados por 8 minutos à 2000 rpm. Depois da centrifugação, uma alíquota de 1 mL do sobrenadante de cada extrato (fase orgânica) foi coletada e transferida para um tubo de vidro de 10 ml, onde será realizada a etapa de limpeza. A utilização de um extrato pré-concentrado se dá pelo fato de que, por serem matrizes biológicas, a quantidade de gordura nas amostras são altas. Dessa forma, a pré-concentração evita a contaminação do *line* do equipamento cromatográfico.

#### 4.6.2.5 Limpeza (clean up)

A limpeza foi realizada em um tubo de vidro de 10 ml, contendo 150 mg de MgSO<sub>4</sub> e 150 mg de PSA. O MgSO<sub>4</sub>, como já citado anteriormente, irá promover a redução de água residual. Em relação ao PSA, este irá reter as interferências da matriz, através do efeito quelante da sua estrutura bidentada, devido à presença da amina primária e secundária (PRESTES et al., 2009). Após a adição da alíquota de 1mL do extrato, o tubo foi agitado no vórtex por 2 minutos e posteriormente, a mistura contendo o extrato foi levada a centrífuga por 10 minutos à 2000 rpm. O volume total de extrato limpo foi coletado com o auxílio de uma pipeta analítica e transferido para um vial, que posteriormente foi fechado, lacrado com parafilm e acondicionado na geladeira para posterior injeção no cromatógrafo.

#### 4.6.2.6 Análise cromatográfica

As análises para determinação de HPAs foram realizadas em um instrumento da Agilent Technologies modelo 7890B GC System/5977B GC/MSD, com uma coluna cromatográfica capilar Agilent 19091S-433 HP-5ms (30 m x 250  $\mu$ m x 0.25  $\mu$ m). As condições cromatográficas empregadas foram: temperatura do injetor à 290 °C; e o gás de arraste era hélio de alta pureza a uma taxa de fluxo constante de 1,0 mL min<sup>-1</sup>. Foram feitas injeções de 1  $\mu$ L. O modo *Scan* (MS) foi varrido de m/z 35–550, com uma contagem de 150 limiar e atraso de solvente de 1 min. O quadrupolo foi mantido a 150 °C com a fonte de íons a 240 °C.

Os padrões certificados utilizados foram obtidos pela Sigma Aldrich (EPA 8310 PAH Mix, 2000  $\mu$ g mL<sup>-1</sup> em benzeno:diclorometano (50:50); EPA 8270 Semivolatile Internal Standart Mix, 2000  $\mu$ g mL<sup>-1</sup> em cloreto de metileno; EPA 8270 Padrão Surrogate, 4000  $\mu$ g mL<sup>-1</sup> em diclorometano). As curvas analíticas para os HPAs compreenderam a faixa de 10 a 2000 ppm, enquanto os padrões surrogates ficaram entre 100 a 600 ppm e o padrão interno (p-terfenil-d14) na concentração de 500 ppb. Todos os experimentos utilizaram reagentes e solventes grau cromatográfico e água Milli-Q.

A metodologia de análise utilizada para a GC/MS foi o de monitoramento *Scan* (todos os íons presentes) e o modo de monitoramento de íon selecionado (SIM), onde os íons são selecionados pelo operador para cada composto de acordo com o tempo de retenção. Esses dois métodos em conjunto são fundamentais para a identificação, gerando dados de detecção e quantificação mais precisos.

A Tabela 11 abaixo, reúne todas as condições e parâmetros utilizados na identificação e quantificação de todos os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos.

Tabela 11 - Condições cromatográficas utilizadas para a determinação dos HPA e seus compostos alquilados.

Parâmetros	Condições
Coluna	Agilent 19091S-433 HP-5ms 30 m x 250 $\mu$ m x 0.25 $\mu$ m

<b>Gás de arraste</b>	Hélio com vazão de 1,0 mL min <sup>-1</sup>			
<b>Modo de injeção</b>	Splitless			
<b>Temperatura de injeção</b>	290 °C			
<b>Volume de injeção</b>	1 µL			
<b>Modo de aquisição</b>	Scan 35 – 550			
	SIM Selected íons, m/z			
<b>Tempo total de corrida</b>	61,583 min			
<b>Programa de temperatura do forno</b>	<b>Taxa (°C/min)</b>	<b>Taxa (°C/min)</b>	<b>Valor (°C)</b>	<b>Tempo de espera (min)</b>
Inicial		95	4	4
Rampa 1	4	180	0	25.25
Rampa 2	6	220	0	31.917
Rampa 3	3	300	3	61.583
<b>Espectroscopia de massas</b>	Modo de massa e alcance			
	Scan mode, solvent delay 1.0 min			
	SIM time segments			
	TS1: 1,0 – 15,0 min			
	TS2: 15 – 27,0 min			
	TS3: 27 – 40,0 min			
	TS4: 40 – 61,6 min			
Temperatura do quad MS	150 °C			
Temperatura da fonte MS	240 °C			

Fonte: A autora (2024).

Todos os compostos analisados e os compostos alquilados estão listados na Tabela 12, assim como suas respectivas m/z dos íons de identificação e íons de confirmação.

Tabela 12 – Compostos HPA e alquilados analisados através de SIM e suas respectivas m/z.

Composto	Íon identificação	Íon confirmação
1,4-Dichlorobenze-d4 (PS)	150	115
Naphthalene-d8 (PS)	136	134
Naftaleno	128	127
2-Metilnaftaleno	142,2	
1-Metilnaftaleno	142,2	
Acenaftileno	152,2	151
Acenaphthalene-d10 (PS)	162,2	
Acenafteno	153,2	
Fluoreno	166,2	165
Dibenzotiofeno	184	152
Phenanthrene-d10 (PS)	188	184
Fenantreno	178	176
Antraceno	178	176
Fluoranteno	202	101
Pireno	202	101
p-Terphenyl-d14 (PI)	244	243
Benzo[a]antraceno	228	226
Chrysene-d12 (PS)	240	236
Criseno	228	226

Benzo[b]fluoranteno	252	253
Benzo[k]fluoranteno	252	253
Benzo[e]pireno (BeP)	252	253
Benzo[a]pireno	252	253
Perylene-d12 (PS)	264	260
Perileno	252	253
Indeno[1,2,3-c,d]pireno	276	277
Dibenz[a,h]antraceno	278	279
Benzo[g,h,i]perileno	276	277

Fonte: A autora (2023).

O limite de detecção (LD) foi calculado a partir da média de 7 vezes das áreas relativas do ruído do branco e seus desvios padrões ( $LD = 7 \times DP$ ) e o de quantificação sendo como  $3 \times LD$ .

Os resultados obtidos para a validação da técnica de GC-MS para a HPAs, HPAs deuterados e padrões surrogates incluindo a equação da curva analítica, coeficiente de determinação, limite de detecção e de quantificação podem ser conferidos na Tabela 13.

Todos os compostos apresentaram um excelente valor de coeficiente de correlação superior a 0,98 com limites de detecção variando de 0,09 a 8,53 mg L<sup>-1</sup> para o naftaleno-d8 e limites de quantificação variando entre 0,27 e 25,86 mg L<sup>-1</sup> para o perileno.

Tabela 13 – Figuras analíticas de mérito e dados dos HPA estudados.

Compostos	Linearidade			Precisão (n=7)					
	Equação de regreção linear	Faixa de calibração	Coeficiente de correlação (R)	175	500	600	LD	LQ	tR
		( $\mu\text{g L}^{-1}$ )			( $\mu\text{g L}^{-1}$ )		( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	min
<b>1,4-Dichlorobenzene-d4</b>	$y = 39,0955x + 1203,1374$	100-600	0,9911	1,93	1,62	1,81	0,12	0,37	3,891
<b>Naphthalene-d8</b>	$y = 78,3085x + 855,7639$	100-600	0,9918	1,14	1,58	1,30	0,09	0,27	7,780
<b>Acenaphthalene-d10</b>	$y = 35,9329x + 102,6718$	100-600	0,9915	1,67	1,55	0,447	0,14	0,43	16,600
<b>Phenanthrene-d10</b>	$y = 56,3728x - 982,4338$	100-600	0,9916	1,46	2,05	1,01	0,21	0,62	24,874
<b>p-Terphenyl-d14</b>	<i>Padrão Interno</i>	-	-	ND	ND	ND	ND	ND	33,217
<b>Chrysene-d12</b>	$y = 12,4558x - 124,7379$	100-600	0,9899	3,22	2,37	2,66	0,44	1,33	38,239

Perylene-d12	$y = 10,253Ix - 5,7523$	100-600	0,9934	2,37	2,77	2,27	0,52	1,58	46,559	
				<b>25</b>	<b>100</b>	<b>500</b>	<b>1500</b>			
(µg L <sup>-1</sup> )										
Naftaleno	$y = 8,2025x - 0,1043$	25-2000	0,9996	2,31	1,06	0,919	1,23	1,98	6,00	7,850
2-Metilnaftaleno	$y = 4,9178x - 0,1570$	25-2000	0,9991	1,52	1,37	0,793	1,23	2,37	7,18	11,043
1-Metilnaftaleno	$y = 4,9060x - 0,1558$	10-2000	0,9981	1,48	1,33	0,744	1,16	2,23	6,76	11,575
Acenaftileno	$y = 5,7808x - 0,2185$	10-2000	0,9989	1,77	1,82	0,854	0,815	2,27	6,87	15,705
Acenafteno	$y = 4,3810x - 0,1525$	10-2000	0,9989	1,91	0,842	0,718	1,36	2,71	8,22	16,777
Fluoreno	$y = 4,4233x - 0,3727$	50-2000	0,9978	1,69	0,675	0,936	1,03	8,03	24,33	19,622

<b>Dibenzotiofeno</b>	$y = 4,0904x - 0,3692$	10-2000	0,9958	1,60	1,73	1,52	0,786	1,81	5,48	24,310
<b>Antraceno</b>	$y = 4,3287x - 0,5424$	25-2000	0,9923	8,97	0,888	1,42	1,62	6,16	18,67	25,234
<b>C1-antraceno</b>	<b>Fenantreno-</b> $y = 6,0121x - 0,4235$	10-2000	0,9973	2,43	1,41	1,39	1,22	2,79	8,45	24,985
<b>Fluoranteno</b>	$y = 4,2848x - 0,5962$	50-2000	0,9933	2,91	1,87	2,75	2,02	6,05	18,35	31,030
<b>Pireno</b>	$y = 4,7759x - 0,6599$	25-2000	0,9909	4,79	3,21	2,46	2,58	6,10	18,48	31,945
<b>Benzo[a]antraceno</b>	$y = 1,2539x - 0,0297$	25-2000	0,9986	4,47	1,78	2,90	1,93	5,14	15,56	38,160
<b>Criseno</b>	$y = 2,0086x - 0,2720$	25-2000	0,9851	14,2	2,90	2,84	2,73	7,75	23,48	38,368
<b>Benzo[k]fluoranteno</b>	$y = 1,0735x - 0,0088$	10-2000	0,9972	7,52	1,81	2,50	1,72	6,88	20,84	44,430

<b>Benzo[b]fluoranteno</b>	$y = 11,3217x - 0,0751$	10-2000	0,9923	11,1	3,86	4,80	5,95	2,25	6,81	44,598
<b>Benzo[e]pireno</b>	$y = 0,9197x - 0,0226$	25-2000	0,9980	2,72	6,22	1,52	1,63	6,57	19,92	45,983
<b>Benzo[a]pireno</b>	$y = 1,1747x - 0,0478$	10-2000	0,9953	3,45	3,60	2,11	1,81	5,13	15,54	46,195
<b>Perileno</b>	$y = 0,8004x - 0,0141$	25-2000	0,9958	3,96	3,16	1,95	2,28	8,53	25,86	46,686
<b>Indeno[1,2,3-cd]pireno</b>	$y = 0,9716x + 0,0111$	25-2000	0,9974	2,89	3,62	1,37	1,35	5,98	18,12	52,400
<b>Dibenzo[a,h]antraceno</b>	$y = 0,9290x + 0,0078$	25-2000	0,9977	6,75	1,59	2,28	1,54	4,45	13,49	52,726
<b>Benzo[ghi]perileno</b>	$y = 1,1461x + 0,0027$	25-2000	0,9973	3,27	2,92	0,965	1,87	7,02	21,29	53,617

Fonte: A autora (2023).

#### 4.7 Risco à saúde humana

O efeito da intensidade dos HPAs na saúde humana depende de sua concentração, do tempo de contato, da rota de exposição e da resposta humana à entrada desses compostos, que será influenciada pela idade, sexo, estado nutricional e situação de saúde (NWAICHI; NTORGBO, 2016). As exposições humanas aos HPAs causam efeitos agudos e crônicos, e vale observar que a exposição a esses compostos ocorre em uma composição mista e não uniforme, e nenhum composto isolado é responsável pelo risco à saúde (SINGH et al., 2016). As capacidades carcinogênicas, mutagênicas e bioacumulativa dos HPAs foram relatadas pela Organização Mundial da Saúde (OMS), pela Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO), pelo Comitê Científico Europeu de Alimentos (SCF), pela Agência Internacional de Pesquisas sobre o Câncer (IARC), pela Autoridade Europeia para Segurança dos Alimentos (EFSA) e pela USEPA (LEDESMA et al., 2016).

Os HPAs APM, embora estejam presentes em menor proporção e tenham menor solubilidade em relação aos compostos de BPM, são considerados os principais contaminantes sob ponto de vista da avaliação do impacto à saúde humana. Isso porque os organismos com baixa capacidade de metabolizar HPAs, como bivalves, têm maior tendência de acumular os HPAs de APM em tecidos, fazendo com que o risco persista por mais tempo (YENDER, 2002). Dessa forma, os HPAs de APM são definidos como prioritários para o monitoramento de áreas atingidas (Tabela 14).

Tabela 14 - Hidrocarbonetos para monitoramento do pescado das áreas atingidas.

HPA	FORMAS SUBSTITUÍDAS
<b>Benzo[a]antraceno</b>	NA
<b>Criseno</b>	C1 e C2
<b>Benzo[b]fluoranteno</b>	NA

<b>Benzo[k]fluoranteno</b>	NA
<b>Benzo[a]pireno</b>	NA
<b>Dibenzo[a,h]antraceno</b>	NA
<b>Indeno[1,2,3-cd]pireno</b>	NA
<b>Benzo[g,h,i]perileno</b>	NA
<b>Naftaleno</b>	C1, C2, C3 e C4
<b>Fluoreno</b>	C1, C2 e C3
<b>Acenafteno</b>	NA
<b>Antraceno</b>	
<b>Fenantreno</b>	C1, C2, C3 e C4 fenantreno + antraceno
<b>Fluoranteno</b>	NA
<b>Pireno</b>	NA

NA – Parâmetros para os quais não foram definidas formas substituídas.

Fonte: ANVISA (2019).

Após a definição dos HPAs prioritários, a ANVISA (2019) (NOTA TÉCNICA Nº 27/2019/SEI/GGALI/DIRE2/ANVISA) estabeleceu o nível de preocupação (LOC – *Level of Concern*) que como referência para a avaliação dos riscos à saúde decorrente do consumo dos pescados das regiões afetadas. Para a definição desses valores, os HPAs foram divididos em duas categorias levando em consideração os seus danos à saúde: os carcinogênicos genotóxicos e não carcinogênicos genotóxicos. A primeira categoria possui um alto potencial de dano, devido aos seus mecanismos de ação mutagênica e possuindo valores menores de nível de preocupação, quando comparados aos não carcinogênicos. Já em relação a segunda categoria,

estes são geralmente formados por HPAs de BPM, compreendendo danos à saúde humana no sistema respiratório, neurológico ou imune (WICKLIFFE, 2014; ANVISA, 2019).

Quando considerado o câncer como efeito principal para a saúde, os níveis de preocupação foram calculados pela ANVISA conforme a equação (1) a seguir:

$$(1) \quad LOC = \frac{(NRA \times PC \times TMV \times FC)}{(FIC \times DE \times TC)}$$

Onde:

**NRA:** nível de risco aceitável; que corresponde ao máximo nível aceitável de risco carcinogênico durante toda a vida. Para câncer, usa-se geralmente  $1 \times 10^{-5}$ ;

**PC:** peso corporal (60 kg);

**TMV:** tempo médio de vida, geralmente considerado como 70 anos;

**FC:** fator de conversão de unidades ( $10^6 \mu\text{g/kg}$ );

**FIC:** fator de inclinação de câncer, derivado de dados de dose-resposta obtidos por estudos humanos epidemiológicos e estudos toxicológicos em animais. Órgãos de proteção ambiental dos Estados Unidos da América usaram em casos de vazamento de óleo valores de 7,3 ( $\text{mg/kg PC} \times \text{dia})^{-1}$  para benzo[a]pireno (BaP);

**DE:** duração de exposição: período que um indivíduo estará exposto a um contaminante. No caso de vazamento de óleo, a duração da exposição é equivalente ao intervalo de tempo em que um indivíduo consome pescado contaminado das áreas afetadas. A duração da exposição varia dependendo das condições do vazamento. As concentrações de HPAs em peixe e crustáceos diminui com o tempo e os níveis de exposição diminuem, eventualmente caindo a concentrações de base, sendo assim o Brasil considerou uma exposição de 5 anos, de acordo com o tipo de derramamento ocorrido no litoral.

**TC:** taxa de consumo de pescado. Geralmente são calculados dados de consumo médio e alto de consumidores que podem consumir diariamente o alimento. Sendo assim, foi estipulado valores distintos para peixes, moluscos e crustáceos. No caso de peixe, considerou-se o consumo de 180 gramas/dia, que corresponde à média do consumo, considerando os dados de consumo daqueles que ingerem regularmente peixe definidos na Pesquisa de Orçamento

Familiar (POF). No caso de crustáceos e moluscos, estabeleceu-se um consumo diário de 60 gramas, que também tem esse caráter conservador. Essa abordagem tem como princípio proteger os indivíduos que são considerados alto consumidores.

A partir desse cálculo e considerando os valores definidos, o nível de preocupação para peixes seria de 6 µg/kg BaP equivalentes, e no caso de moluscos e crustáceos, o nível de preocupação seria de 18 µg/kg de BaP equivalentes.

Para fazer a comparação entre os resultados analíticos e o nível de preocupação descrito acima, é necessário calcular as concentrações de carcinogênicos expressos em Benzo[a]pireno equivalente (BaPeq). Dentre os HPAs carcinogênicos, o Benzo[a]pireno é o composto de referência por sua alta toxicidade, sendo classificado pela IARC como grupo 1 de substância comprovadamente carcinogênica para humanos (YENDER, 2002; JECFA, 2006).

Para os demais HPAs considerados carcinogênico genotóxicos, os dados toxicológicos são limitados e, por isso, o risco carcinogênico tem sido avaliado considerando a potência relativa (TEF) de cada substância em relação ao Benzo[a]pireno. Essa potência relativa é aplicada ao valor do HPA quantificado, através da multiplicação das concentrações pelo respectivo valor de potência relativa (Tabela 15) (Equação 2). A partir disso, assume-se que a exposição de vários HPAs carcinogênicos em uma mistura terá o mesmo efeito carcinogênico do que cada composto teria separadamente na mesma dose (ANVISA, 2019).

$$(2) B[a]P_{eq} = C_i \times TEF_i$$

Logo após o cálculo do B[a]Peq, foi calculado o Quociente de Toxicidade Equivalente (TEQ) para cada local, a partir da média das amostras. O TEQ expressa em um único número a potência tóxica dos HPAs relativamente ao benzo[a]pireno, sendo obtido pelo somatório do B[a]Peq de cada HPA individual (Equação 3). Em uma mistura de HPAs, o TEQ total (Equação 4) pode ser relacionado com o aumento potencial do risco de câncer (SILVA et al., 2010). O valor do B[a]Peq calculado é o que será comparado ao nível de preocupação estabelecido pelo órgão ambiental supracitado.

$$(3) TEQ = \sum B[a]P_{eq}$$

$$(4) \sum TEQ = \sum C_i \times TEF_i$$

Tabela 15 - Parâmetros para monitoramento do pescado das áreas atingidas.

HPA	Potência relativa1	Número CAS	Classificação IARC*	Avaliação JECFA*
Benzo[a]antraceno	0,145	000056-55-3	2B	Carcinogênico genotóxico
Criseno	0,0044	000218-01-9	2B	Carcinogênico genotóxico
Benzo[b]fluoranteno	0,140	000205-99-2	2B	Carcinogênico genotóxico
Benzo[k]fluoranteno	0,066	000207-08-9	2B	Carcinogênico genotóxico
Benzo[a]pireno	1,0	00050-32-08	1	Carcinogênico genotóxico
Dibenzo[a,h]antraceno	1,11	000053-70-3	2A	Carcinogênico genotóxico
Indeno[1,2,3- cd]pireno	0,232	000193-39-5	2B	Carcinogênico genotóxico
Benzo[g,h,i]períleno	0,022	000191-24-2	3	Genotóxico

\*Grupo 1: carcinogênico para humano; Grupo 2A: provavelmente carcinogênico para humanos; Grupo 2B: possivelmente carcinogênico para humanos; Grupo 3: não é classificado pela sua carcinogenicidade em humanos; Grupo 4: provavelmente não carcinogênico para humanos.

\*JEFCA – (*Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives*) é um comitê internacional de especialistas científicos administrados conjuntamente pela Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO) e pela Organização Mundial da Saúde (WHO).

Fonte: ANVISA (2019).

Já para os níveis de preocupação para compostos não carcinogênicos e não genotóxicos, os níveis de preocupação foram calculados de acordo com a equação (5) a seguir:

$$(5) \text{ LOC} = \frac{\text{DR} \times \text{PC} \times \text{FC}}{\text{TC}}$$

Onde:

**DR:** Dose de referência; sendo esta a estimativa da dose diária de exposição considerada segura, ou seja, sem risco significativo de efeitos adversos ao longo da vida.

**PC:** peso corporal (60 kg);

**FC:** fator de conversão de unidades ( $10^6 \mu\text{g/kg}$ );

**TC:** taxa de consumo de pescado;

Segundo a ANVISA (2019), foram assumidos os mesmos valores citados na equação (1) relacionados a consumo e taxa de consumo de pescado. Para os HPAs não carcinogênicos e não genotóxicos, os níveis de preocupação são estabelecidos para cada um dos compostos listados na tabela 16. Para os HPAs alquilados, assume-se o nível de preocupação do composto parental.

Tabela 16 - Nível de preocupação para os HPAs não carcinogênicos e não genotóxicos.

HPA	Dose de referência (mg/kg PC x dia) <sup>1</sup>	Número CAS	Classificação IARC	Avaliação JECFA	Nível de preocupação (ug/g ou mg/kg)
Naftaleno	0,02 (NOAEL* = 71 mg/kg PC x dia, FS 3000, peso corporal terminal reduzido em machos)	000091- 20-3	2B	Não genotóxico	Peixe: 6,67 Moluscos e crustáceos: 20

<b>Fluoreno</b>	0,04 (NOAEL = 125 mg/kg PC x dia, FS 3000, redução de contagens de células vermelhas sanguíneas, hematocrito e hemoglobina)	000086- 73-7	3	Não carcinogênico	Peixe: 13,33 Moluscos e crustáceos: 40
<b>Acenafteno</b>	0,06 (NOAEL = 175 mg/kg PC x dia, FS = 3000, hepatotoxicidade)	000083- 32-9	3	Não carcinogênico	Peixe: 20 Moluscos e crustáceos: 60
<b>Antraceno</b>	0,30 (NOEL = 1000 mg/kg PC x dia, FS 3000)	000120- 12-7	3	Não genotóxico	Peixe: 100 Moluscos e crustáceos: 300
<b>Fenantreno</b>	Não disponível	000085- 01-8	3	Não carcinogênico	-
<b>Fluoranteno</b>	0,04 (NOAEL = 125 mg/kg PC x dia, FS 3000)	000206- 44-0	3	Não genotóxico	Peixe: 13,33 Moluscos e crustáceos: 40
<b>Pireno</b>	0,03 (NOAEL = 75 mg/kg PC x dia, FS = 3000, efeitos renais - patologia tubular renal, aumento peso rins)	000129- 00-0	3	Não genotóxico	Peixe: 10 Moluscos e crustáceos: 30

\*NOAEL = *No Observed Adverse Effect Level* (Nível de efeito adverso não observado).

<sup>1</sup> Dose de referência para risco não câncer, retirado do baco de dados do Serviço de Informação de Risco Integrado da Agência Norte Americana de Proteção Ambiental (*EPA Integrated Risk Information Service (IRIS) database*). Foram considerados os dados de referência orais. FS = fator de segurança. Não disponível: não foi realizado avaliação de risco pela exposição oral para esta substância pelo EPA.

Fonte: Adaptado de ANVISA (2019).

#### 4.8 Análises estatísticas

As análises estatísticas das amostras foram realizadas no Software R. Para as amostras abaixo do Limite de Detecção (LD), foi considerado o valor 0 para o cálculo. A normalidade dos dados de HPAs foi avaliada, com as concentrações em peso úmido, por meio de teste de Kolmogorov-Smirnov. Como não foi observada uma distribuição normal para os dados de peixe, foi utilizado teste não paramétrico Kruskal-Wallis para detectar diferenças significativas entre os locais de coleta e foi obtido um  $p$ -valor = 0,38, o que significa que não há diferenças significativas entre os grupos.

Em relação aos moluscos e crustáceos, também foi aplicado o teste Kolmogorov-Smirnov para verificar a normalidade dos dados. Foi encontrado um  $p$ -valor = 0,767, indicando que há uma distribuição normal para os dados. Posteriormente, foi feito o teste ANOVA seguido do teste Tukey para realizar uma comparação par-a-par dos grupos estudados. Foi visto um  $p$ -valor menor que 0,05 na comparação das médias OST-CAR ( $p$ -valor = 0,0014) e SUR-CAR ( $p$ -valor = 0,0003), o que dá confiança estatística para afirmar que há uma diferença entre média entre os grupos, exceto para SUR-OST, na qual o  $p$ -valor = 0,9832, não havendo diferença, isto é, não há diferença entre as médias dos grupos de moluscos estudados.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

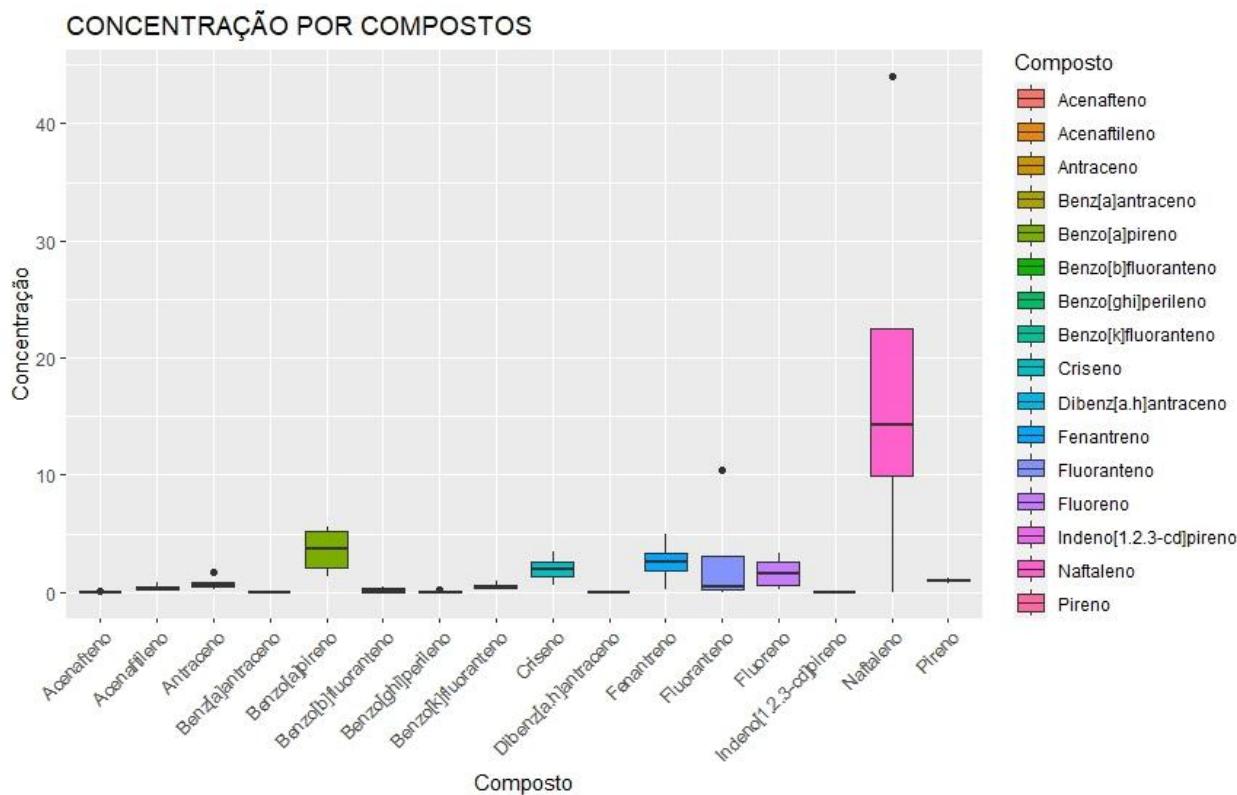
A fim de melhor relacionar as concentrações obtidas e as espécies com comportamentos semelhantes, a apresentação e a discussão dos resultados foram divididas de acordo com a classificação taxonômica das espécies, ou seja, peixes, moluscos e crustáceos.

### 5.1 Peixes

#### 5.1.1 Concentrações de HPAs nas amostras de músculo de peixe

As concentrações do  $\Sigma$ 16HPAs em músculos de peixe variaram de 0,0 a 9,1 ng/g, sendo a maior concentração encontrada em uma espécie de Cioba (*Lutjanus analis*) no Icapuí. Houve a predominância do Naftaleno (72,04 ng/g) e do Benzo[a]pireno (14,3 ng/g) (Figura 34 e Tabela 17). Apesar de não ser o local com mais indivíduos analisados, o local que mais contribuiu para o alto valor do Naftaleno foi o Icapuí, apresentando uma concentração total de 44,06 ng/g em 22 indivíduos. Já em relação ao Benzo[a]pireno, houve dois locais que apresentaram maior contribuição para esse valor, sendo o também o Icapuí, com 5,12 ng/g, e a RESEX Prainha do Canto Verde, com 5,52 ng/g.

Figura 34 – Boxplot das concentrações por composto em todas as amostras de músculo de peixe.



Fonte: A autora (2024).

Tabela 17 – Concentração total de compostos individuais encontrados em todos os músculos de peixe analisados e seus respectivos números de anéis.

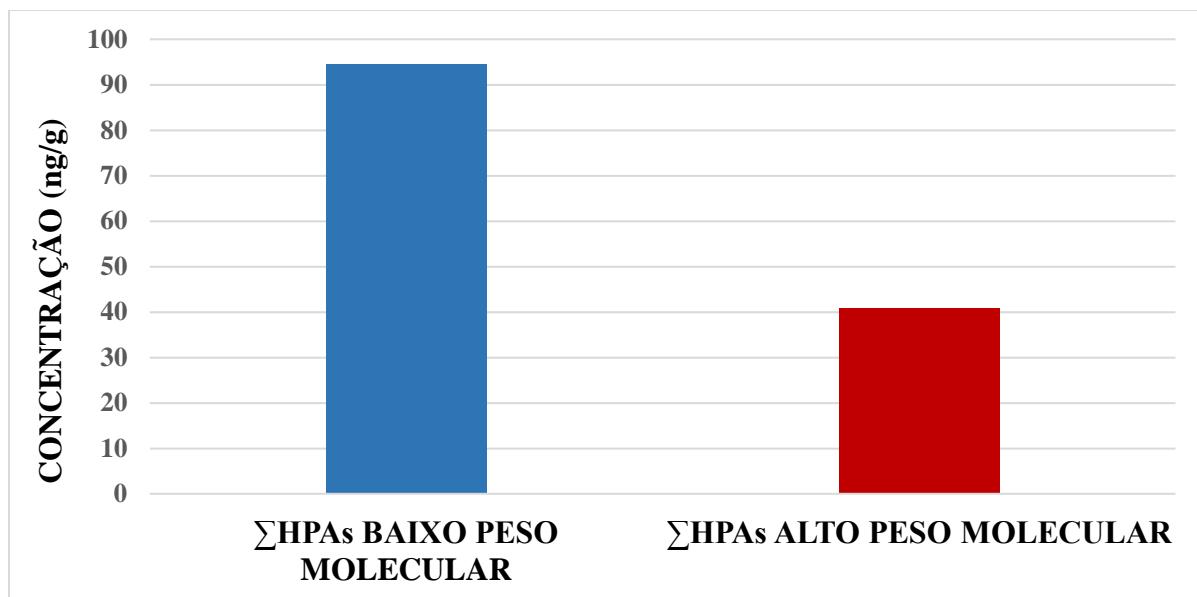
COMPOSTO	CONCENTRAÇÃO TOTAL (ng/g)	Nº DE ANÉIS
<b>Naftaleno</b>	72,64	2
<b>Acenaftileno</b>	1,51	3
<b>Acenafteno</b>	0,14	3
<b>Fluoreno</b>	6,62	3
<b>Fenantreno</b>	10,46	3
<b>Antraceno</b>	3,08	3
<b>Fluoranteno</b>	11,39	4

<b>Pireno</b>	4,03	4
<b>Benzo[a]antraceno</b>	0	4
<b>Criseno</b>	7,98	4
<b>Benzo[b]fluoranteno</b>	0,72	5
<b>Benzo[k]fluoranteno</b>	2,21	5
<b>Benzo[a]pireno</b>	14,3	5
<b>Indeno[1,2,3-cd]pireno</b>	0	6
<b>Dibenzo[a,h]antraceno</b>	0	5
<b>Benzo[g,h,i]perileno</b>	0,21	6

Fonte: A autora (2024).

Como o Naftaleno apresentou um valor discrepante de todos os outros compostos e tendo como característica ser um HPA leve, houve a predominância de HPAs de BPM (94,45 ng/g) sobre os de APM (40,84 ng/g) (Gráfico 2), sendo os maiores contribuintes para isso o Naftaleno, Fluoreno e Fenantreno (Tabela 17). Já no caso dos HPAs de APM, os que apresentaram maiores parcelas foram o Benzo[a]pireno, Fluoranteno e Criseno, respectivamente (Tabela 17).

Gráfico 2 - Somatório das concentrações dos HPAs de Baixo Peso Molecular e de Alto Peso Molecular de todos os músculos de peixe analisados (n=83).

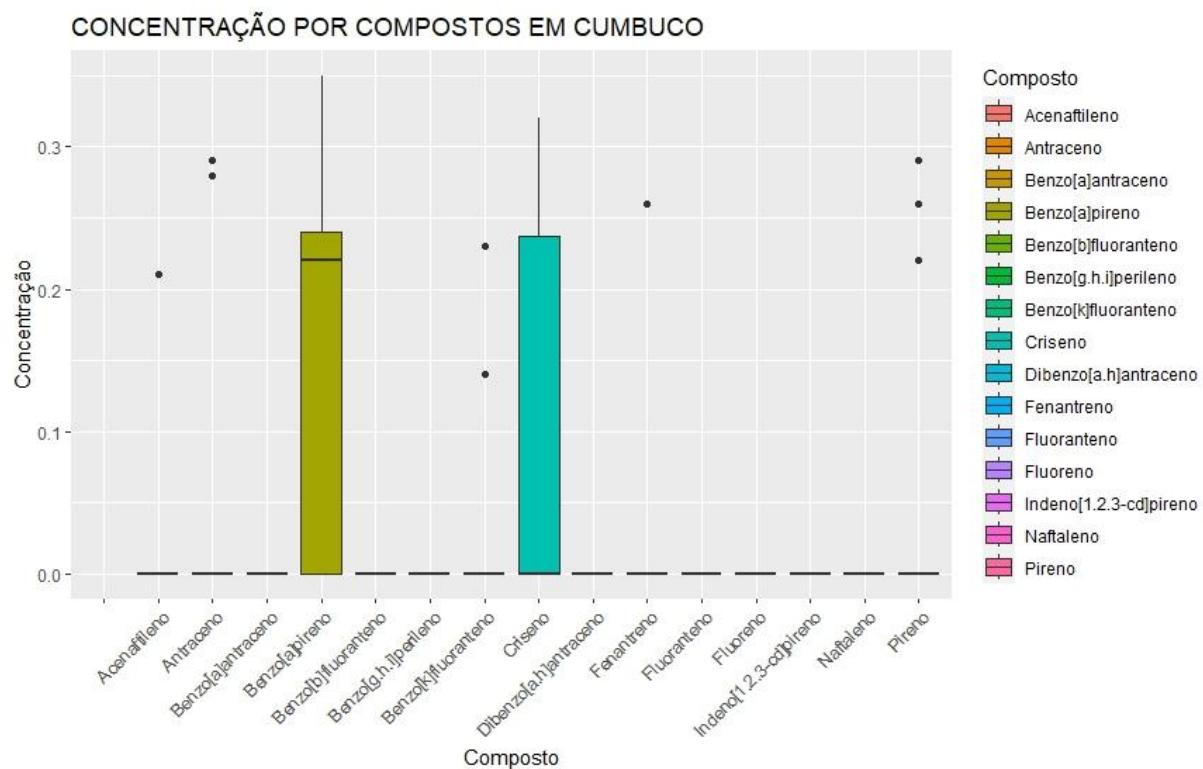


Fonte: A autora (2024).

### 5.1.2 Cumbuco

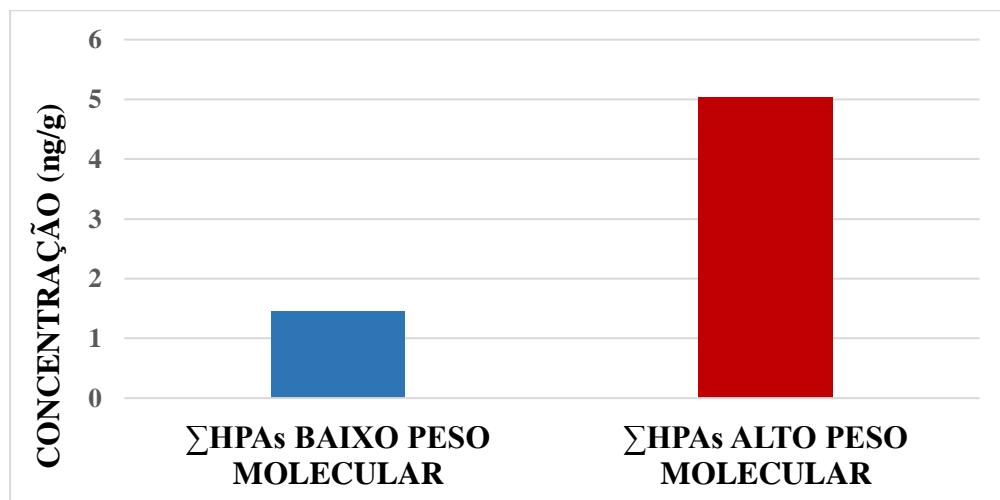
No Cumbuco, o  $\sum$ 16 HPAs foi de 6,48 ng/g, com a média de 0,40 ng/g. As concentrações do somatório variaram de 0 a 1,20 ng/g, sendo a maior concentração encontrada no Cambuba (Tabela 18). Os compostos mais predominantes foram o Criseno (1,63 ng/g) e o Benzo[a]pireno (2,26 ng/g), ambos compostos de alto peso molecular (4 – 5 anéis) (Figura 35). Sendo assim, o  $\sum$ HPAs de APM (5,03 ng/g) prevaleceu sobre o  $\sum$ HPAs BPM (1,45 ng/g) (Gráfico 3). A média do  $\sum$ HPAs de APM foi de 0,31 ng/g e do  $\sum$ HPAs de BPM foi de 0,09 ng/g.

Figura 35 - Boxplot das concentrações por composto em músculos de peixes adquiridos na praia do Cumbuco.



Fonte: A autora (2024).

Gráfico 3 - Somatório das concentrações dos HPAs de Baixo Peso Molecular e de Alto Peso Molecular no músculo de peixes adquiridos na praia do Cumbuco.



Fonte: A autora (2024).

Dos 16 indivíduos analisados nessa área de estudo, somente 2 apresentaram concentrações totais acima de 1 ng/g, sendo estes valores encontrados em uma espécie de Cambuba (1,2 ng/g) e um Ariacó (1,16 ng/g) (Tabela 18).

Tabela 18 – Dados dos somatórios dos compostos HPAs nos músculos de peixe do Cumbuco.

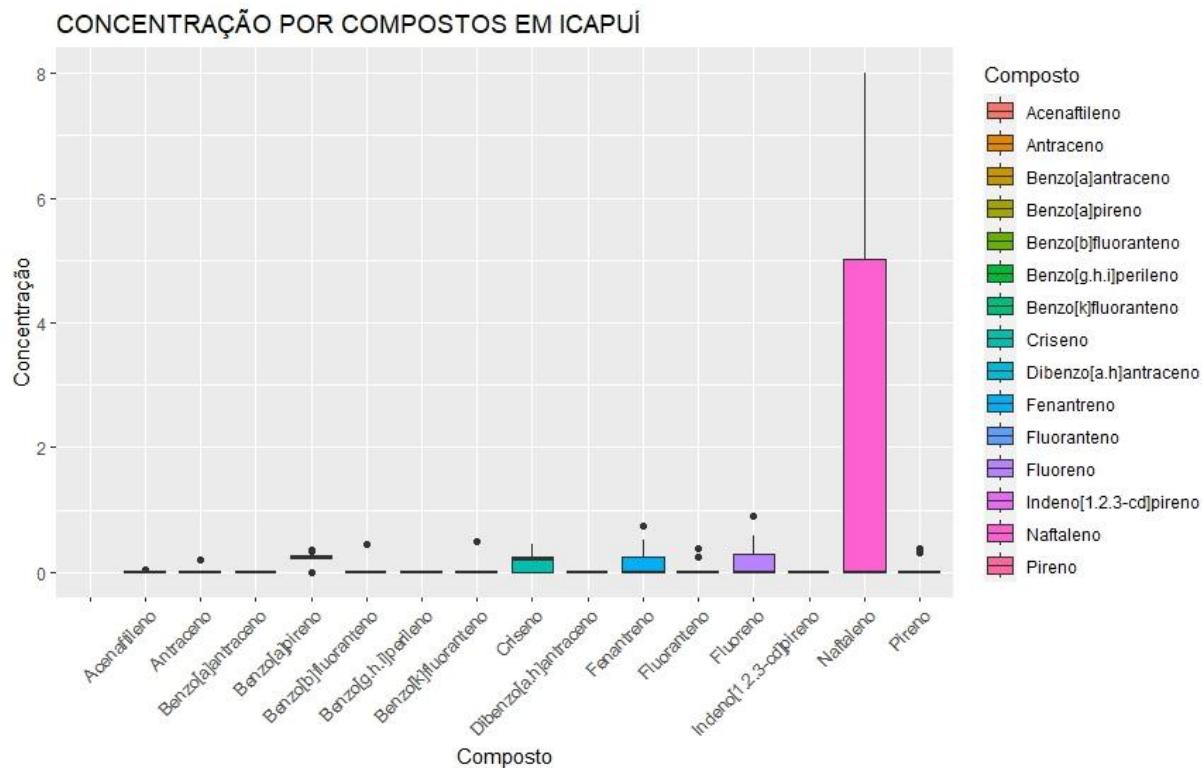
Espécie	Nome Popular	$\Sigma$ 16 HPAS (ng/g)	$\Sigma$ BPM (ng/g)	$\Sigma$ APM (ng/g)
<i>Opisthonema oglinum</i>	Sardinha	0	0	0
<i>Opisthonema oglinum</i>	Sardinha	0,31	0	0,31
<i>Opisthonema oglinum</i>	Sardinha	0,26	0	0,26
<i>Opisthonema oglinum</i>	Sardinha	0,23	0	0,23
<i>Haemulon parra</i>	Cambuba	1,20	0,49	0,71
<i>Haemulon parra</i>	Cambuba	0	0	0
<i>Haemulon parra</i>	Cambuba	0,22	0	0,22
<i>Haemulon parra</i>	Cambuba	0,88	0	0,88
<i>Lutjanus synagris</i>	Ariacó	1,16	0,29	0,87
<i>Lutjanus synagris</i>	Ariacó	0,26	0,26	0
<i>Cephalophos fulva</i>	Piraúna Vermelha	0,85	0,21	0,64
<i>Cephalophos fulva</i>	Piraúna Vermelha	0,46	0	0,46
<i>Cephalophos fulva</i>	Piraúna Vermelha	0,42	0,2	0,22
<i>Bagre bagre</i>	Bagre	0,23	0	0,23
<i>Bagre bagre</i>	Bagre	0	0	0
<i>Bagre bagre</i>	Bagre	0	0	0

Fonte: A autora (2024).

### 5.1.3 Icapuí

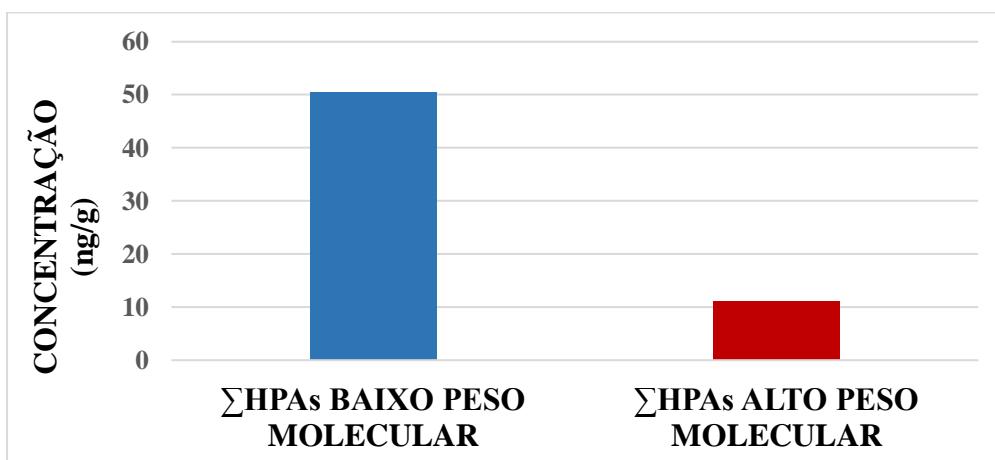
No Icapuí, o  $\Sigma$ 16 HPAs foi de 61,66 ng/g, com a média de 2,80 ng/g. As concentrações do somatório variaram de 0 ng/g a 9,1 ng/g, com a maior concentração encontrada na Cioba (Tabela 19). Os compostos de maior concentração foram o Naftaleno (44,06 ng/g) e o Benzo[a]pireno (5,12 ng/g) (Figura 36). Houve a predominância de HPAs de BPM, com o somatório de 50,51 ng/g, devido ao alto teor de Naftaleno encontrado nas espécies. O  $\Sigma$ HPAs de APM foi de 11,15 ng/g, com a média de 0,50 ng/g, com a forte influência do Benzo[a]pireno (Gráfico 4).

Figura 36 - Boxplot das concentrações por composto no músculo de peixes adquiridos em Icapuí.



Fonte: A autora (2024).

Gráfico 4 - Somatório das concentrações dos HPAs de Baixo Peso Molecular e de Alto Peso Molecular no músculo de peixes adquiridos em Icapuí.



Fonte: A autora (2023).

Metade da quantidade analisada de peixes apresentaram o  $\sum 16$  HPAs maior que 1 ng/g, isto é, 12 indivíduos, mas não necessariamente da mesma espécie. As maiores concentrações variaram de 1,03 a 9,1 ng/g. Foram encontrados altos valores para as espécies de Salema, Bagre Branco, Cirurgião, Uburana-fucinho-de-rato, Cioba e Carapeba (Tabela 19).

Tabela 19 - Dados dos somatórios dos compostos HPAs nos músculos de peixe no Icapuí.

Espécie	Nome Popular	$\Sigma 16$ HPAS (ng/g)	$\Sigma$ BPM (ng/g)	$\Sigma$ APM (ng/g)
<i>Archosargus rhomboidalis</i>	Salema	0,7	0,22	0,48
<i>Archosargus rhomboidalis</i>	Salema	3,72	3,5	0,22
<i>Archosargus rhomboidalis</i>	Salema	1,03	0,56	0,47
<i>Amphiaricus rugispinis</i>	Bagre Branco	5,15	4,71	0,44
<i>Amphiaricus rugispinis</i>	Bagre Branco	0,22	0	0,22
<i>Amphiaricus rugispinis</i>	Bagre Branco	5,78	5,29	0,49
<i>Acanthurus chirurgus</i>	Cirurgião	0	0	0
<i>Acanthurus chirurgus</i>	Cirurgião	7,14	5,75	1,39
<i>Acanthurus chirurgus</i>	Cirurgião	0,2	0	0,2
<i>Albula vulpes</i>	Pescada/ Ubarana fucinho de rato	7,78	6,9	0,88
<i>Albula vulpes</i>	Pescada/ Ubarana fucinho de rato	1,12	0,66	0,46
<i>Albula vulpes</i>	Pescada/ Ubarana fucinho de rato	6,12	5,9	0,22
<i>Haemulon parra</i>	Cambuba	0,5	0	0,5
<i>Lutjanus analis</i>	Cioba	9,1	7,6	1,5
<i>Lutjanus analis</i>	Cioba	0,23	0	0,23
<i>Lutjanus analis</i>	Cioba	8,51	8,01	0,5
<i>Haemulon plumieri</i>	Biquara	0,23	0	0,23
<i>Haemulon plumieri</i>	Biquara	0,28	0,05	0,23
<i>Haemulon plumieri</i>	Biquara	0,22	0	0,22
<i>Dipterus auratus</i>	Carapeba	0,46	0	0,46
<i>Dipterus auratus</i>	Carapeba	1,6	0,72	0,88
<i>Dipterus auratus</i>	Carapeba	1,57	0,64	0,93

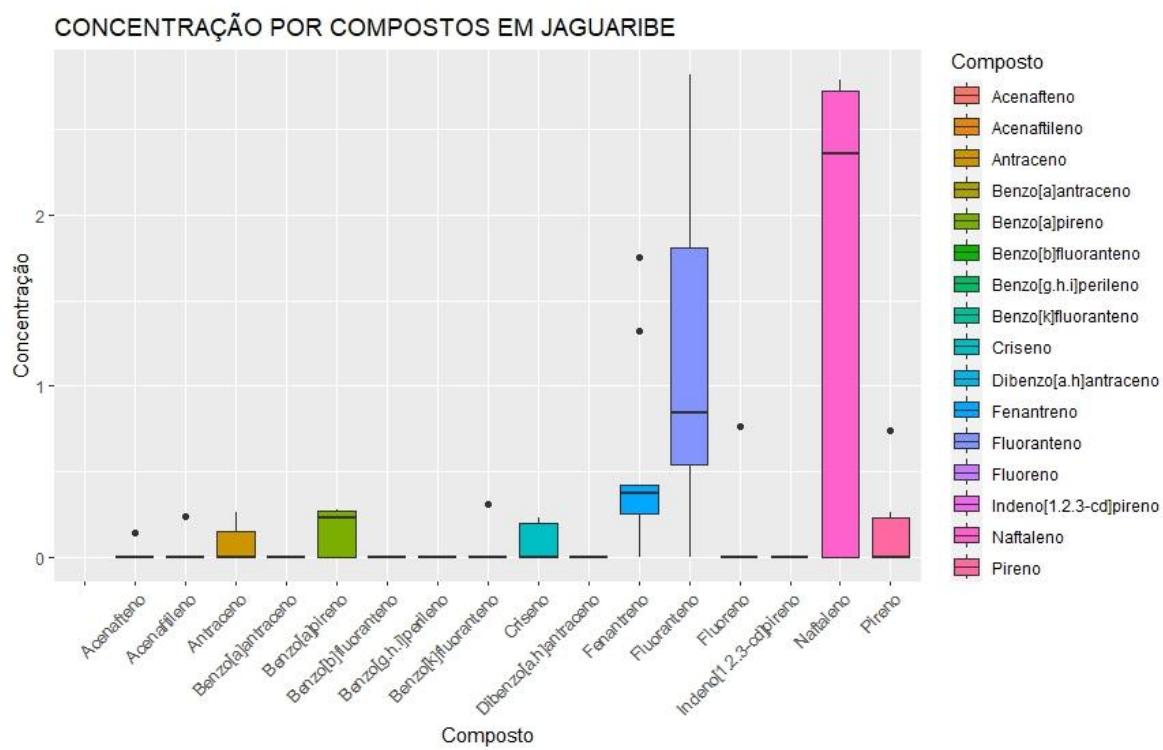
Fonte: A autora (2024).

#### 5.1.4 Jaguaribe

No Jaguaribe, o  $\sum 16$  HPAs foi de 34,13 ng/g, com a média de 3,79 ng/g. As concentrações do somatório variaram de 1,55 ng/g a 5,66 ng/g. Os compostos mais

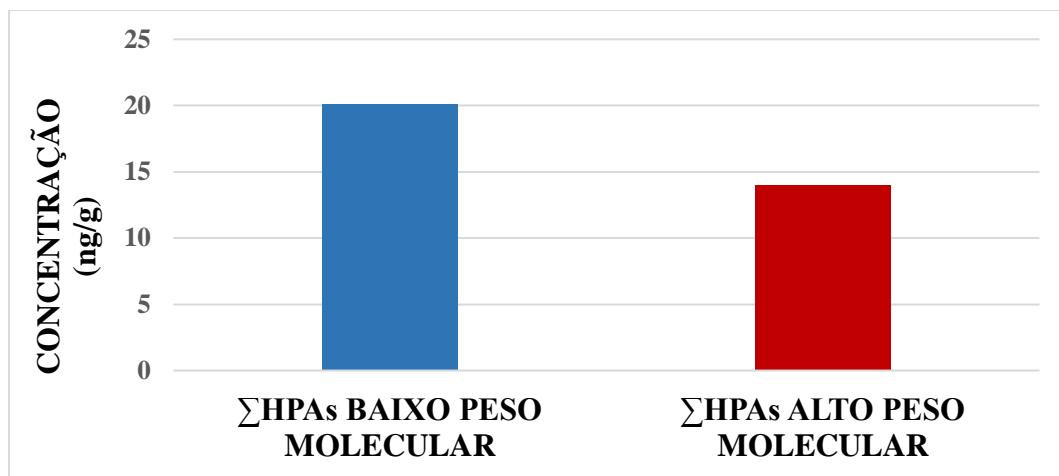
predominantes foram o Naftaleno (13,34 ng/g) e o Fluoranteno (10,43 ng/g), sendo o primeiro de APM, e o segundo de BPM (Figura 37). No entanto, os compostos de BPM prevaleceram, sendo o seu somatório igual a 20,11 ng/g, com a média de 2,23 ng/g, e o  $\sum$ APM igual a 14,02 ng/g, com a média de 1,55 ng/g (Gráfico 5).

Figura 37 - Boxplot das concentrações por composto no músculo de peixes adquiridos na APA do Rio Jaguaribe.



Fonte: A autora (2024).

Gráfico 5 - Somatório das concentrações dos HPAs de Baixo Peso Molecular e de Alto Peso Molecular no músculo de peixes adquiridos no Jaguaribe.



Fonte: A autora (2023).

No Jaguaribe foi analisada apenas uma espécie de peixe, sendo o “n” amostral composto por 10 indivíduos de Tainha. No caso, todos os músculos apresentaram concentrações do  $\sum 16$  HPAs acima de 1 ng/g (Tabela 20).

Tabela 20 - Dados dos somatórios dos compostos HPAs nos músculos de peixe no Jaguaribe.

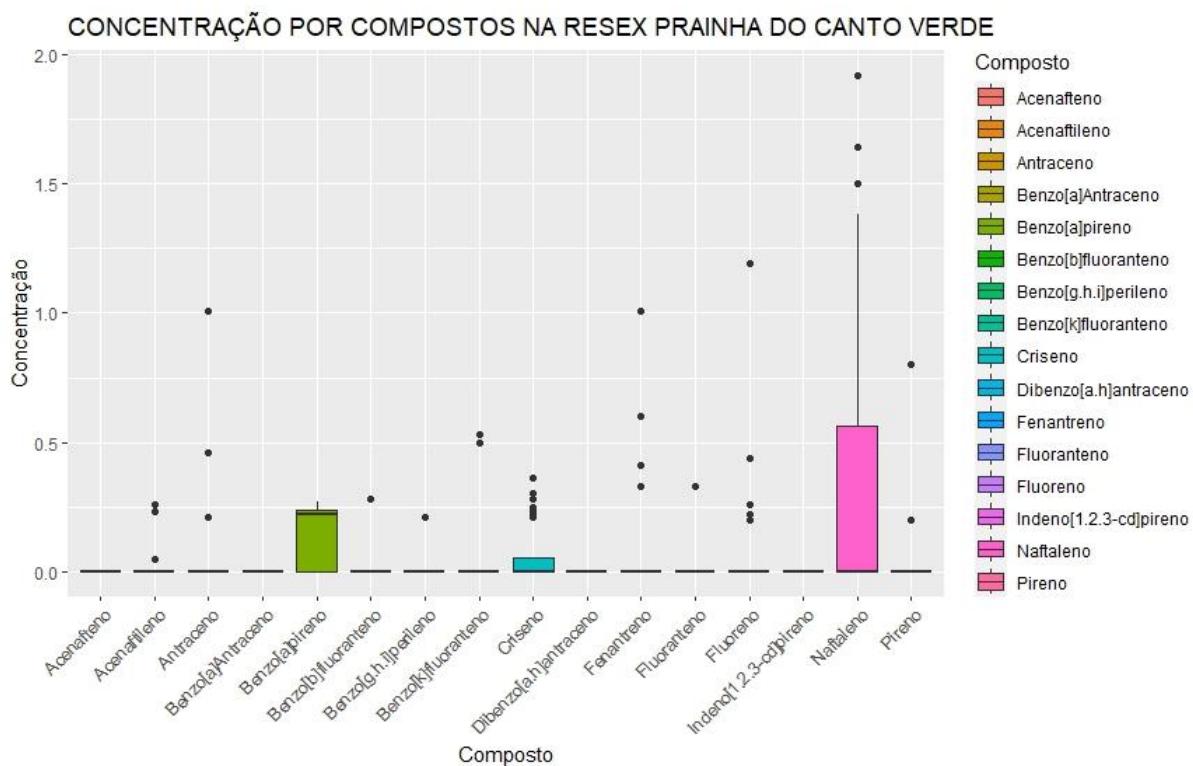
Espécie	Nome Popular	$\Sigma 16$ HPAS (ng/g)	$\Sigma$ BPM (ng/g)	$\Sigma$ APM (ng/g)
<i>Mugil Curema</i>	Tainha	5,66	2,1	3,56
<i>Mugil Curema</i>	Tainha	4,58	2,78	1,8
<i>Mugil Curema</i>	Tainha	2,65	0,41	2,24
<i>Mugil Curema</i>	Tainha	3,31	2,91	0,4
<i>Mugil Curema</i>	Tainha	1,59	0,37	1,22
<i>Mugil Curema</i>	Tainha	3,22	2,98	0,24
<i>Mugil Curema</i>	Tainha	4,17	3,05	1,12
<i>Mugil Curema</i>	Tainha	1,55	0,25	1,3
<i>Mugil Curema</i>	Tainha	7,4	5,26	2,14

Fonte: A autora (2024).

### 5.1.5 RESEX Prainha do Canto Verde

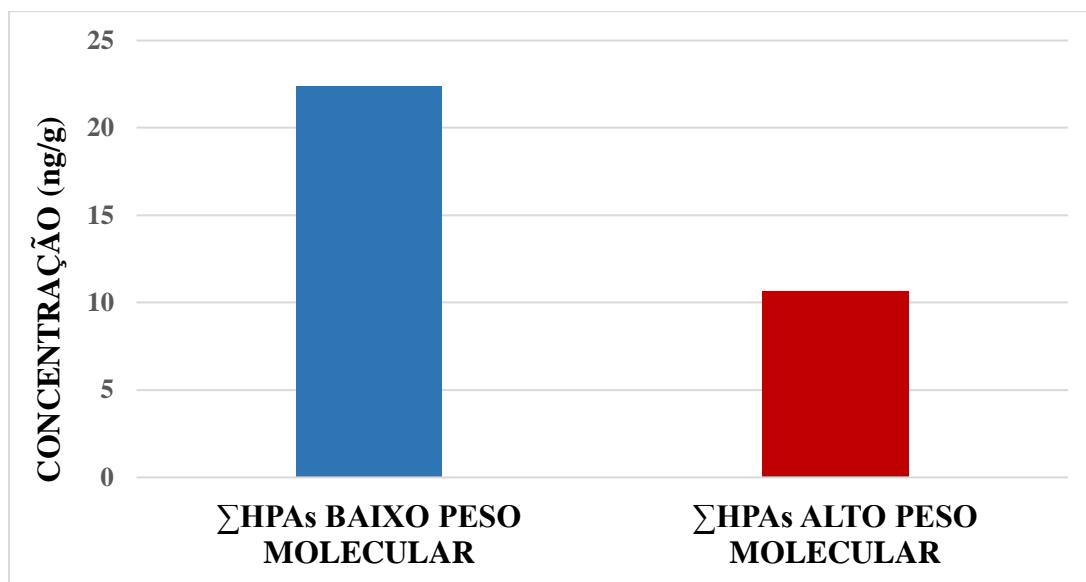
Na RESEX Prainha do Canto Verde o  $\sum$ 16 HPAs foi de 33,02 ng/g, com a média de 0,92 ng/g. Houve a predominância dos compostos Naftaleno (15,24 ng/g) e Benzo[a]pireno (5,52 ng/g) (Figura 38). Houve também predominância dos HPAs de Baixo Peso Molecular, com o somatório de 22,38 ng/g, e a média de 0,62 ng/g, enquanto os HPAs de Alto Peso Molecular apresentaram o somatório com concentrações de 10,64 ng/g e a média de 0,29 ng/g (Gráfico 6).

Figura 38 - Boxplot das concentrações por composto no músculo de peixes adquiridos na RESEX Prainha do Canto Verde.



Fonte: A autora (2024).

Gráfico 6 - Somatório das concentrações dos HPAs de Baixo Peso Molecular e de Alto Peso Molecular no músculo de peixes adquiridos na RESEX Prainha do Canto Verde.



Fonte: A autora (2024).

Dos 36 indivíduos analisados, 13 apresentaram o  $\Sigma 16$ HPAs maior que 1 ng/g, variando estes de 1,2 ng/g a 3,95 ng/g. A maior concentração apareceu na espécie Cirurgião. As concentrações mais altas foram observadas nos peixes Agulhinha Preta, Cirurgião, Ariacó, Cambuba e Palombeta. No restante dos indivíduos não foram observadas concentrações significativamente altas ou até mesmo abaixo do LD (Tabela 21).

Tabela 21 - Dados dos somatórios dos compostos HPAs nos músculos de peixe na RESEX Prainha do Canto Verde.

Espécie	Nome Popular	$\Sigma 16$ HPAs (ng/g)	$\Sigma$ BPM (ng/g)	$\Sigma$ APM (ng/g)
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Agulhinha Preta	0,25	0	0,25
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Agulhinha Preta	0,24	0	0,24
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Agulhinha Preta	0,21	0	0,21
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Agulhinha Preta	0,49	0,49	0
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Agulhinha Preta	0,22	0,22	0
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Agulhinha Preta	0,2	0,2	0
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Agulhinha Preta	0,67	0,46	0,21
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Agulhinha Preta	2,03	1,29	0,74

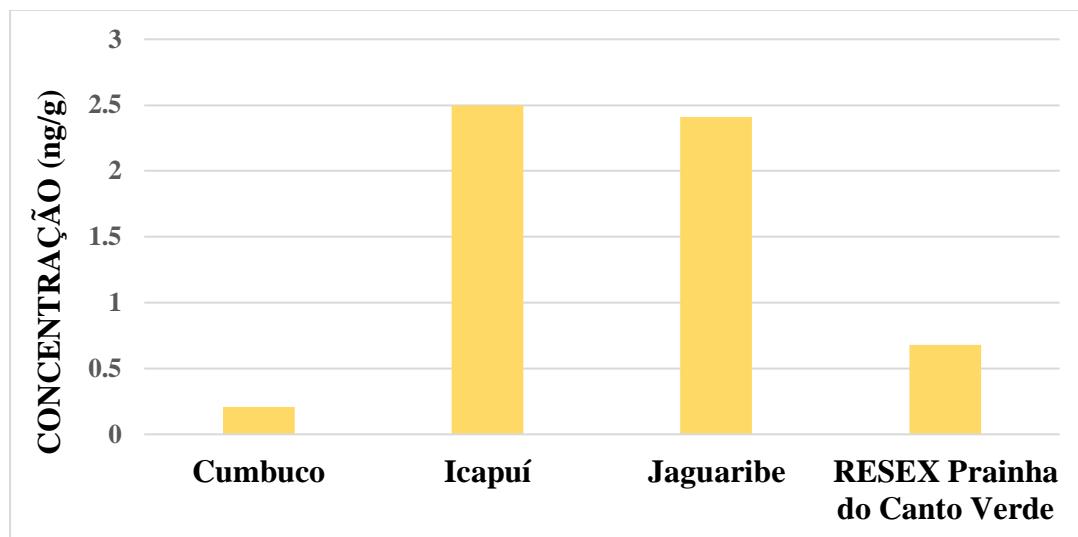
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Agulinha Preta	0	0	0
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Agulinha Preta	0,61	0,61	0
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Agulinha Preta	1,87	0,81	1,06
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Agulinha Preta	0,43	0,43	0
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Agulinha Preta	0	0	0
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Agulinha Preta	1,55	0,86	0,69
<i>Acanthurus chirurgus</i>	Cirurgião	3,95	2,46	1,49
<i>Acanthurus chirurgus</i>	Cirurgião	0,76	0,55	0,21
<i>Lutjanus synagris</i>	Ariacó	0,23	0	0,23
<i>Lutjanus synagris</i>	Ariacó	2,09	1,67	0,42
<i>Opisthonema oglinum</i>	Sardinha	0,22	0	0,22
<i>Opisthonema oglinum</i>	Sardinha	0,79	0,58	0,21
<i>Opisthonema oglinum</i>	Sardinha	0,24	0	0,24
<i>Opisthonema oglinum</i>	Sardinha	1,2	0,97	0,23
<i>Haemulon parra</i>	Cambuba	0,22	0	0,22
<i>Haemulon parra</i>	Cambuba	1,37	1,15	0,22
<i>Haemulon parra</i>	Cambuba	0,45	0	0,45
<i>Haemulon parra</i>	Cambuba	1,48	1,22	0,26
<i>Haemulon parra</i>	Cambuba	0,24	0	0,24
<i>Haemulon parra</i>	Cambuba	1,62	1,38	0,24
<i>Haemulon parra</i>	Cambuba	0,2	0	0,2
<i>Haemulon parra</i>	Cambuba	1,71	1,5	0,21
<i>Diapterus auratus</i>	Carapeba	0,22	0	0,22
<i>Diapterus auratus</i>	Carapeba	1,86	1,64	0,22
<i>Diapterus auratus</i>	Carapeba	0,24	0	0,24
<i>Diapterus auratus</i>	Carapeba	2,49	1,97	0,52
<i>Bagre bagre</i>	Bagre	0,23	0	0,23
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	Palombeta	2,44	1,92	0,52

Fonte: A autora (2024).

### 5.1.6 HPAs Alquilados

Ao comparar as médias, Icapuí e Jaguaribe foram os locais que apresentaram maior concentração, com 2,5 ng/g e 2,41 ng/g, respectivamente. Em seguida, tem-se a RESEX Prainha do Canto verde com a média de 0,68 ng/g, e por último o Cumbuco, com 0,21 ng/g de média (Gráfico 7). No total, as concentrações variaram de 0,0 a 8,4 ng/g, com a maior concentração vista no Icapuí, em uma espécie de Cioba.

Gráfico 7 – Comparação das médias de HPAs Alquilados em músculo de peixe entre as quatro áreas de estudo.



Fonte: A autora (2024).

Em relação as concentrações totais e seus respectivos somatórios, no Cumbuco as concentrações totais de alquilados variaram de 0,0 ng/g a 0,8 ng/g, na qual o somatório total correspondeu a 3,5 ng/g. O valor mais alto de HPAs alquilados foi encontrada na espécie Cambuba (Tabela 22).

Tabela 22 – Dados dos somatórios dos compostos HPAs Alquilados nos músculos de peixe do Cumbuco.

Espécie	Nome Popular	$\Sigma 5\text{HPAs}$ Alquil (ng/g)
<i>Opisthonema oglinum</i>	Sardinha	0
<i>Opisthonema oglinum</i>	Sardinha	0,3
<i>Opisthonema oglinum</i>	Sardinha	0
<i>Opisthonema oglinum</i>	Sardinha	0
<i>Haemulon parra</i>	Cambuba	0,8
<i>Haemulon parra</i>	Cambuba	0
<i>Haemulon parra</i>	Cambuba	0,2
<i>Haemulon parra</i>	Cambuba	0,6
<i>Lutjanus synagris</i>	Ariacó	0,6
<i>Lutjanus synagris</i>	Ariacó	0,3
<i>Cephalophos fulva</i>	Piraúna Vermelha	0,3
<i>Cephalophos fulva</i>	Piraúna Vermelha	0,2
<i>Cephalophos fulva</i>	Piraúna Vermelha	0,2
<i>Bagre bagre</i>	Bagre	0

<i>Bagre bagre</i>	Bagre	0
<i>Bagre bagre</i>	Bagre	0
	<b>ΣTOTAL</b>	3,5

Fonte: A autora (2024).

O Icapuí foi o local onde os peixes apresentaram maiores concentrações de HPAs alquilados, variando de 0,0 ng/g a 8,4 ng/g. O somatório total foi de 55 ng/g. De 22 indivíduos analisados, 10 apresentaram concentrações acima de 1 ng/g, na qual 6 indivíduos apresentaram concentrações altas (Tabela 23).

Tabela 23 - Dados dos somatórios de HPAs Alquilados em músculos de peixe no Icapuí.

Espécie	Nome Popular	Σ 5HPAS Alquil (ng/g)
<i>Archosargus rhomboidalis</i>	Salema	0,4
<i>Archosargus rhomboidalis</i>	Salema	3,5
<i>Archosargus rhomboidalis</i>	Salema	0,8
<i>Amphiarrius rugispinis</i>	Bagre Branco	4,9
<i>Amphiarrius rugispinis</i>	Bagre Branco	0
<i>Amphiarrius rugispinis</i>	Bagre Branco	5,5
<i>Acanthurus chirurgus</i>	Cirurgião	0
<i>Acanthurus chirurgus</i>	Cirurgião	6,2
<i>Acanthurus chirurgus</i>	Cirurgião	0
<i>Albula vulpes</i>	Pescada/ Ubarana fucinho de rato	7,2
<i>Albula vulpes</i>	Pescada/ Ubarana fucinho de rato	0,9
<i>Albula vulpes</i>	Pescada/ Ubarana fucinho de rato	5,9
<i>Haemulon parra</i>	Cambuba	0,3
<i>Lutjanus analis</i>	Cioba	8,4
<i>Lutjanus analis</i>	Cioba	0
<i>Lutjanus analis</i>	Cioba	8,3
<i>Haemulon plumieri</i>	Biquara	0
<i>Haemulon plumieri</i>	Biquara	0
<i>Haemulon plumieri</i>	Biquara	0
<i>Diapterus auratus</i>	Carapeba	0,2
<i>Diapterus auratus</i>	Carapeba	1,3
<i>Diapterus auratus</i>	Carapeba	1,2
	<b>ΣTOTAL</b>	55

Fonte: A autora (2024).

Já no Jaguaribe, as concentrações variaram de 0,5 ng/g a 5,3 ng/g. Mesmo sendo o local com menor “n” amostral, os peixes apresentaram concentrações relativamente altas para o somatório total de alquilados, sendo este de 21,7 ng/g. Dos 9 indivíduos de Tainha analisados, 6 apresentaram concentrações acima de 1 ng/g (Tabela 24).

Tabela 24 - Dados dos somatórios dos compostos HPAs nos músculos de peixe no Jaguaribe.

Espécie	Nome Popular	$\Sigma$ 5HPAs Alquil (ng/g)
<i>Mugil Curema</i>	Tainha	2,7
<i>Mugil Curema</i>	Tainha	2,8
<i>Mugil Curema</i>	Tainha	0,8.
<i>Mugil Curema</i>	Tainha	2,9
<i>Mugil Curema</i>	Tainha	0,6
<i>Mugil Curema</i>	Tainha	3,0
<i>Mugil Curema</i>	Tainha	3,1
<i>Mugil Curema</i>	Tainha	0,5
<i>Mugil Curema</i>	Tainha	5,3
<b><math>\Sigma</math>TOTAL</b>		21,7

Fonte: A autora (2024).

Na RESEX Praia do Canto Verde, as concentrações do somatório de alquilados variaram de 0,0 ng/g a 3,4 ng/g, com a maior concentração sendo vista no peixe Cirurgião, assim como nos HPAs parentais. A concentração do somatório total correspondeu a 24,7 ng/g, porém as concentrações encontradas foram relativamente baixas, na qual, de 36 espécies analisadas, apenas 12 apresentaram valores acima de 1 ng/g (Tabela 25).

Tabela 25 - Dados dos somatórios de HPAs alquilados em músculos de peixe na RESEX Prainha do Canto Verde.

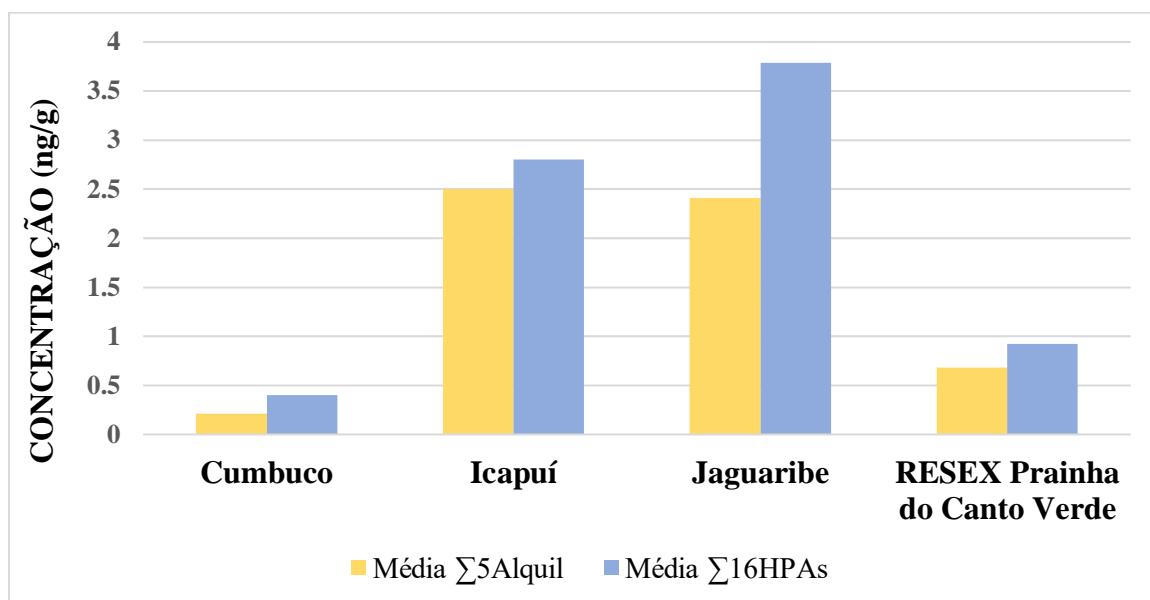
Espécie	Nome Popular	$\Sigma$ 5HPAs Alquil (ng/g)
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Agulinha Preta	0,0
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Agulinha Preta	0,0
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Agulinha Preta	0,0
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Agulinha Preta	0,1
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Agulinha Preta	0,2
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Agulinha Preta	0,1
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Agulinha Preta	0,7
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Agulinha Preta	1,3
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Agulinha Preta	0
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Agulinha Preta	0,6
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Agulinha Preta	1,1
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Agulinha Preta	0,4
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Agulinha Preta	0
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Agulinha Preta	1,1
<i>Acanthurus chirurgus</i>	Cirurgião	3,4
<i>Acanthurus chirurgus</i>	Cirurgião	0,8
<i>Lutjanus synagris</i>	Ariacó	0,0
<i>Lutjanus synagris</i>	Ariacó	0,6
<i>Opisthonema oglinum</i>	Sardinha	0,0
<i>Opisthonema oglinum</i>	Sardinha	1,0
<i>Opisthonema oglinum</i>	Sardinha	0,0
<i>Opisthonema oglinum</i>	Sardinha	1,2
<i>Haemulon parra</i>	Cambuba	0,2
<i>Haemulon parra</i>	Cambuba	1,2
<i>Haemulon parra</i>	Cambuba	0,0
<i>Haemulon parra</i>	Cambuba	1,4
<i>Haemulon parra</i>	Cambuba	0,0
<i>Haemulon parra</i>	Cambuba	1,5
<i>Haemulon parra</i>	Cambuba	0,0
<i>Haemulon parra</i>	Cambuba	1,6
<i>Diapterus auratus</i>	Carapeba	0,0
<i>Diapterus auratus</i>	Carapeba	2,2
<i>Diapterus auratus</i>	Carapeba	0,0
<i>Diapterus auratus</i>	Carapeba	2,2
<i>Bagre bagre</i>	Bagre	0,23
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	Palombeta	2,44
	<b><math>\Sigma</math> TOTAL</b>	24,7

Fonte: A autora (2023).

Em todas as localidades, as concentrações de HPAs parentais prevaleceram sobre

as concentrações de HPAs alquilados, na qual todas as médias do  $\sum 16$ HPAs foram maiores que as médias do  $\sum 5$ Alquil (Gráfico 8).

Gráfico 8 – Gráfico com a comparação das médias de HPAs Alquilados e HPAs Parentais entre os locais de estudo.



Fonte: A autora (2023).

### 5.1.7 Discussão

Do total de 83 músculos de peixes analisados, apenas 36 apresentaram quantidades relativamente altas do  $\sum 16$ HPAs, sendo a quantidade individual de cada composto majoritariamente abaixo do LD. Isso corresponde a cerca de 43,9% de músculos de peixe com concentração total acima de 1 ng/g. No entanto, apesar disso, os valores encontrados ainda são considerados baixos. Além disso, foi observado valores mais expressivos para HPAs de Baixo Peso Molecular do que para os de Alto Peso Molecular, exceto para o Cumbuco. Como supracitado, os principais compostos encontrados nos músculos de peixe foram Naftaleno e o Benzo[a]Pireno, na qual o Naftaleno, composto de baixo peso molecular, apresentou uma concentração extremamente mais alta (72,04 ng/g) em comparação com o Benzo[a]pireno (14,3 ng/g), composto de alto peso molecular.

A maturação do petróleo nas rochas geradoras favorece a formação de HPAs de baixo peso molecular (2-4 anéis) e alquilados (C1-C4), enquanto processos naturais e antropogênicos tendem a liberar homólogos de alto peso molecular (4-6 anéis) e não alquilados no meio ambiente (PATIN, 1999; WANG et al., 1999). Normalmente, no petróleo, os HPAs alquilados são mais abundantes que os HPAs parentais. Dessa forma, a presença de compostos alquilados e compostos mais leves em grandes quantidades poderia ser um indício de contaminação proveniente de fonte petrogênica, visto que o Naftaleno foi o composto mais abundante em três das quatro áreas estudadas, sendo estas Icapuí, Jaguaribe e RESEX Prainha do Canto Verde, além de que foi detectada concentrações consideráveis de compostos alquilados nas amostras, especialmente no Icapuí.

O Naftaleno é um intermediário na produção de corantes e na formulação de solventes, lubrificantes e combustíveis para motores, sendo classificado pela IARC como possível carcinogênico para humanos (Grupo 2B) (IARC, 2002). As duas principais fontes desse composto no ambiente marinho são os efluentes industriais e os derramamentos de óleo (USEPA, 1980). No entanto, devido as suas características físico-químicas de baixo peso molecular, alta volatilidade e considerável solubilidade, o Naftaleno se decompõe rapidamente no ambiente e, portanto, somente liberações muito grandes, como derramamentos de óleo, fazem com que eles sejam detectados em grades quantidades no ambiente (CONTE et al., 2016).

Para confirmação da origem das fontes dessa contaminação (petrogênica ou pirolítica), foram utilizados índices moleculares baseados em razões das concentrações de HPAs selecionados (Tabela 26) (CAVALCANTE et al., 2020). Entre os HPAs parentais, a predominância dos HPAs de APM sobre os de BPM nos processos pirolíticos são mais evidentes. Sendo assim, a razão entre o somatório de compostos de BPM e os de APM é utilizada para investigar se as fontes são petrogênicas ou pirolíticas (STOGIANNIDIS; LAANE, 2015). Outras razões diagnósticas são frequentemente utilizadas como indicadores de possíveis fontes, tais como: entre o Antraceno e Fenantreno ( $An/(An + Fen)$ ), na qual o Fenantreno é termodinamicamente mais estável do que o Antraceno e a sua prevalência caracteriza origem petrogênica; e Fluoranteno e Pireno ( $Fluor/(Fluor + Pir)$ ), onde essa razão tem correlação com a temperatura de formação dos compostos, na qual o Pireno é mais favorecido do que o Fluoranteno na formação de combustíveis fósseis (YUNKER et al., 2002; CAVALCANTE et al., 2020).

Tabela 26 – Razões de diagnóstico utilizadas para avaliar a fonte de HPAs.

Razão	Faixa limítrofe	Aporte	Referências
$\sum \text{BPM} / \sum \text{APM}$	>1 <1	Petrogênico Pirolítico	Stogiannidis e Laane (2015).
$\text{Ant}/(\text{Ant}+\text{Fen})$	<0,1 >0,1	Petrogênico Pirolítico	Yunker et al., (2002)
$\text{Fluor}/(\text{Fluor}+\text{Pir})$	<0,4 0,4 – 0,5 >0,5	Petrogênico Mistura de fontes Pirolítico	Yunker et al., (2002)

Fonte: Adaptado de CAVALCANTE et al., (2020).

A partir disso, foi observado que houve a predominância de fontes petrogênicas na RESEX Prainha do Canto Verde, onde duas das três razões calculadas apontaram para esse indicativo, e no Icapuí, na qual todas as razões indicaram fontes petrogênicas. Já para o Cumbuco e Jaguaribe duas das três razões indicaram fontes de origem pirolíticas (Tabela 27).

Tabela 27 – Resultado das razões de diagnóstico encontradas para as áreas de estudo.

	$\sum \text{BPM} / \sum \text{APM}$	FONTE	$\text{Ant}/(\text{Ant}+\text{Fen})$	FONTE	$\text{Fluor}/(\text{Fluor}+\text{Pir})$	FONTE
<b>RESEX</b>	2,1	PETROGÊNICO	0,41	PIROLÍTICO	0,24	PETROGÊNICO

JAGUARIBE	1,43	PETROGÊNICO	0,11	PIROLÍTICO	0,89	PIROLÍTICO
ICAPUÍ	4,53	PETROGÊNICO	0,06	PETROGÊNICO	0,37	PETROGÊNICO
CUMBUCO	0,28	PIROLÍTICO	0,26	PIROLÍTICO	0	PETROGÊNICO

Fonte: A autora (2024).

Devido ao fato de que o Cumbuco foi o local mais impactado do Ceará pelo derramamento de óleo em 2019-2020, era esperada uma maior contaminação nas espécies dessa região. No entanto, os níveis foram bastante baixos para o local, tanto para HPAs parentais quanto para HPAs alquilados, com as médias de 0,61 ng/g e 0,21 ng/g, respectivamente. No caso, o Jaguaribe foi o local que apresentou maior média do  $\sum$ 16HPAs, com 3,71 ng/g e a média para HPAs Alquilados sendo de 2,41 ng/g. De acordo com Andrade et al., (2019), os níveis de HPAs no Rio Jaguaribe é um dos maiores da região Nordeste, sendo atribuídos a uma mistura de fontes, como emissões veiculares, queima de biomassa, pequenos derramamentos de óleo e grandes áreas de criação de camarão, sendo esta última a principal atividade econômica da região e uma fonte potencial de HPAs (TSAPAKIS et al., 2010; WANG et al., 2010; NASCIMENTO et al., 2017). Isso corrobora com o resultado encontrado para a determinação das fontes de HPAs nessa região, na qual houve a predominância de origem pirolítica.

O Icapuí apresentou a segunda maior média para o  $\sum$ HPAs parentais e  $\sum$ 5Alquil, sendo estas de 2,80 ng/g e 2,50 ng/g, respectivamente. Isso pode ser explicado pela presença de atividades de exploração de petróleo na região, principalmente na Fazenda Belém que se localiza na Bacia Potiguar e abrange campos no Rio Grande do Norte e no Ceará. Sendo assim, pequenos vazamentos provenientes da extração e processamento realizados com o petróleo podem impactar o ambiente marinho, contaminando a biota da região. Como supracitado, de acordo com as razões diagnósticos calculadas, foi vista que todas as razões apontaram para contaminação de origem petrogênica. Além disso, resquícios de óleo podem ter permanecido presos nos sedimentos marinhos, recifes de coral, ou até nos manguezais, fazendo com que a contaminação desse local seja maior.

Apesar de serem mais biodisponíveis, a acumulação preferencial de compostos mais leves não pode ser explicada apenas por esse fator, mas também por uma biotransformação

de xenobióticos. No caso dos peixes, essa biotransformação de HPAs é realizada através de uma série de reações de oxidação, redução, hidrólise e conjugação feitas principalmente no fígado, realizadas por enzimas do sistema de monooxigenases de função mista da superfamília dos Citocromos P450 (KLAASSEN et al., 1996). Esta possui como objetivo fazer com que um determinado metabólito seja mais hidrofílico que o seu precursor, facilitando assim a excreção desses compostos através de fluidos corporais (MEIRE et al., 2007). A partir disso, alguns estudos já observaram que HPAs de APM são possivelmente biotransformados em taxas mais altas do que compostos de peso molecular mais baixo, fazendo com que esses compostos sejam excretados mais facilmente (BAUMARD et al., 1998). Além disso, outro fator que pode explicar a predominância de HPAs mais leves é ter ocorrido uma acumulação diferente destas duas classes de compostos pelas várias presas das espécies de peixes, sendo os compostos mais solúveis em água acumulados em maior extensão do que os HPAs mais hidrofóbicos nas presas (BAUMARD et al., 1998).

Diversos fatores químicos, bioquímicos, fisiológicos e ambientais podem afetar as taxas de ingestão, metabolização e excreção de HPAs em organismos marinhos. Os principais fatores que afetam a disposição dos HPAs em diferentes espécies de peixes são a sua habilidade de metabolizá-los e o percentual de lipídios em seus tecidos musculares devido as características lipofílicas dos compostos, o que resulta em maiores riscos de consumo. No entanto, Akhbarizadeh et al., (2019) investigou a relação entre a concentração de HPAs, conteúdo de lipídios e o tamanho dos peixes, mas não foi observada nenhuma tendência clara entre os HPAs detectados e o conteúdo lipídico em diferentes espécies, indicando assim que o teor de lipídios não é um fator essencial para determinar o acúmulo de HPAs (DEVIER et al., 2005; FRANCIONI et al., 2007; BARHOUMI et al., 2016).

Várias espécies expostas ao petróleo apresentaram anormalidades fisiológicas associadas a altas concentrações desses compostos em seus tecidos. Chang et al., (1998) observou que espécimes de Linguado (*Pleuronectes americanus*) apresentaram lesões inflamatórias, como colangite, hepatite e hiperplasia, associadas positivamente a vários produtos petrolíferos, como naftaleno, 1-metilnaftaleno, 2-metilnaftaleno, 2,6-dimetilnaftaleno, Acenafteno, Fenantreno, Bifenil, Fluoreno, Antraceno e 1-metilfenantreno na Baía de Quincy, Massachusetts (EUA). Além disso, pesquisadores constataram que a presença de HPAs no ambiente causa necropsia nos tecidos hepáticos dos peixes, alterações histológicas nas células branquiais, com consequências negativas para as trocas gasosas e a osmorregulação, redução

do crescimento, entre outros impactos (SILVA et al., 2009). Por exemplo, o bagre marinho (*Genidens genidens*) coletado na Baía de Guanabara – Rio de Janeiro, apresentou alterações sanguíneas, danos genotóxicos e fisiológicos (FREIRE et al., 2020). Caranguejos do mangue, usados como bioindicadores de saúde ambiental em uma região portuária e de mangue no Nordeste do Brasil, apresentaram lesões branquiais quando coletados perto da região portuária, associadas à má qualidade da água e à presença de HPAs (NETA et al., 2019).

É importante considerar também que a fisiologia dos organismos marinhos está diretamente ligada a fatores abióticos, como a temperatura. Sabe-se que as taxas de absorção e eliminação tendem a aumentar com o aumento da temperatura, na qual a taxa de reação de processos químicos e biológicos aumentam de 2 a 4 vezes para um aumento de 10°C na temperatura (MEADOR et al., 1995). No Ceará, as médias de temperatura da superfície do mar (TSM) estão entre 27°C e 29°C, com os valores máximos ocorrendo entre os meses de março e junho, chegando a 28,9°C em março, e os valores mínimos, alcançados em setembro, por volta de 26,5°C (SOARES et al., 2019). Ronda et al., 2019 constatou que os níveis de fluoranteno, pireno, benzo[b]fluoranteno e benzo[a]pireno no músculo de *Ramnogaster arcuata* eram mais altos em águas com temperaturas mais elevadas, o que pode estar relacionado com o aumento da absorção pelos peixes, já que altas temperaturas acelera as taxas metabólicas, tendo como consequência uma maior absorção de HPAs. Ademais, a temperatura do ambiente pode afetar a permanência de HPAs de baixo peso molecular na água devido a diminuição da biodegradação e volatilização desses compostos, aumentando a sua disponibilidade e consequentemente sua concentração nos tecidos dos peixes a eles expostos (BAUMARD et al., 1998).

Como supracitado, as concentrações do  $\sum 16$ HPAs nos 83 músculos de peixes variaram de 0,0 ng/g a 9,1 ng/g. Esses valores são inferiores aos encontrados por Soares et al., (2021) em Alagoas e Sergipe entre 2019 e 2020, na qual o  $\sum 16$ HPAs variaram de 14,28 a 32,06 ng/g. Massoni et al., (2021) avaliaram a carga corporal de HPAs no músculo de sardinhas (*Sardinella brasiliensis*) capturadas durante 2018 e 2019 nas plataformas do sul e sudeste do Brasil. Ao analisar o  $\sum 37$ HPAs, a concentração variou de 6,02 a 4074 ng/g, caracterizadas pela predominância de Fluoranteno e Pireno (4 anéis). Esse achado já foi relatado por vários autores, na qual foram encontradas concentrações mais altas de HPAs com 3 ou 4 anéis (MASSONI et al., 2021), no entanto esse resultado difere do encontrado nesta pesquisa, provavelmente pelo fato de que a amostragem do estudo de Massoni et al., (2021) se deu nos anos anteriores ao derramamento, sendo a contaminação nessas regiões provenientes majoritariamente de fontes

antrópicas (pirolíticas). Hamacher et al., (2022) analisou diversas espécies de peixe em Canavieiras – Bahia, encontrando valores de  $\sum 16\text{HPAs} < 0,34$  a 21,60 ng/g, sendo superiores também as concentrações encontradas nesta pesquisa. Magalhães et al., (2022) analisou um total de 143 peixes variados da costa Norte, Central e Sul de Pernambuco, entre novembro e janeiro de 2019-2020, para  $\sum 37\text{HPAs}$ . O total foi de 43,2 a 73,3 ng/g em novembro; 51,6 a 52,2 ng/g em dezembro; 36,1 a 17,7 ng/g em janeiro. Valores que também excederam os encontrados para o Ceará. Mello (2023) observou a bioacumulação de HPAs para Bagres (*Sciades herzbergii*) na APA de Canoa Quebrada e na RESEX Marinha do Delta do Parnaíba, ambas no Ceará, e encontrou diferenças significativas entre as amostras coletadas na APA da Canoa Quebrada e RESEX Marinha do Delta do Parnaíba, em que o Delta do Parnaíba se mostrou mais contaminado, na qual a média total de  $\sum 21\text{HPAs}$  para as amostras do Delta do Parnaíba foi de 1,228 ng/g, por outro lado as amostras de Canoa Quebrada indicaram 0,602ng/g.

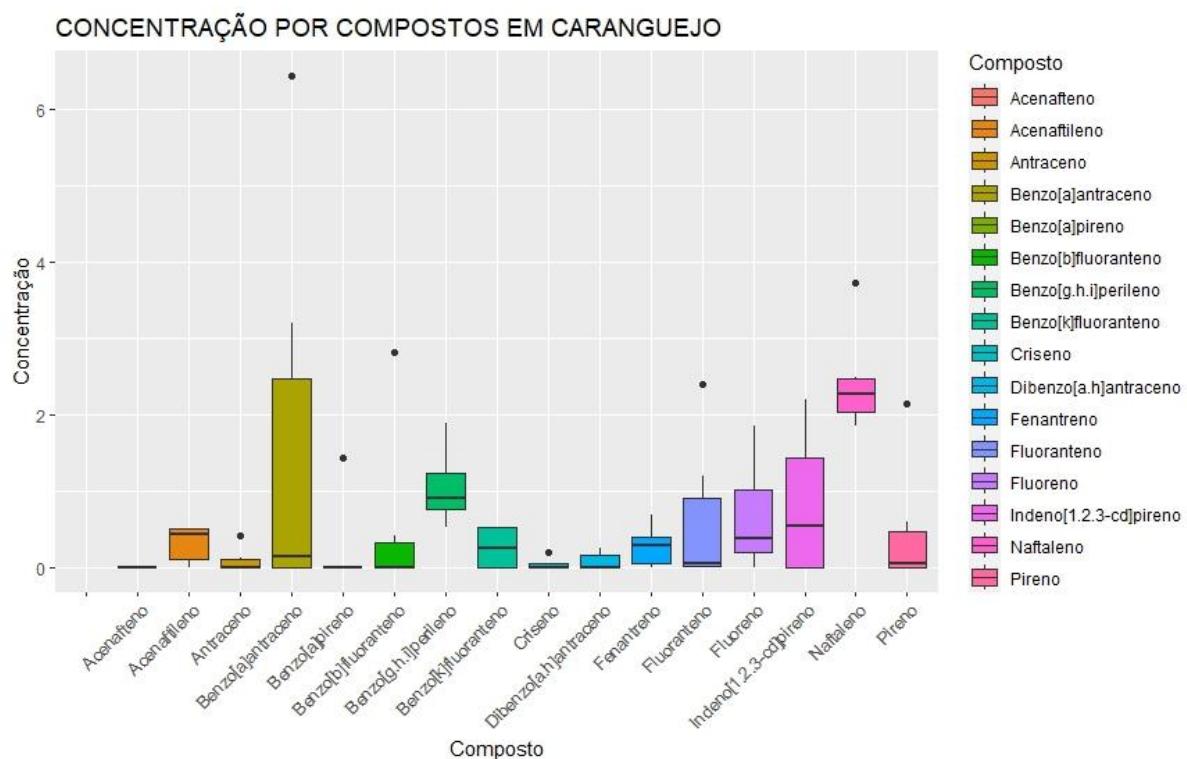
## 5.2 Moluscos e Crustáceos

Como supracitado, foram analisadas amostras compostas de sururu, caranguejo e ostra, sendo no total 6 amostras para caranguejo e sururu, e 3 amostras para a ostra.

### 5.2.1 Caranguejo

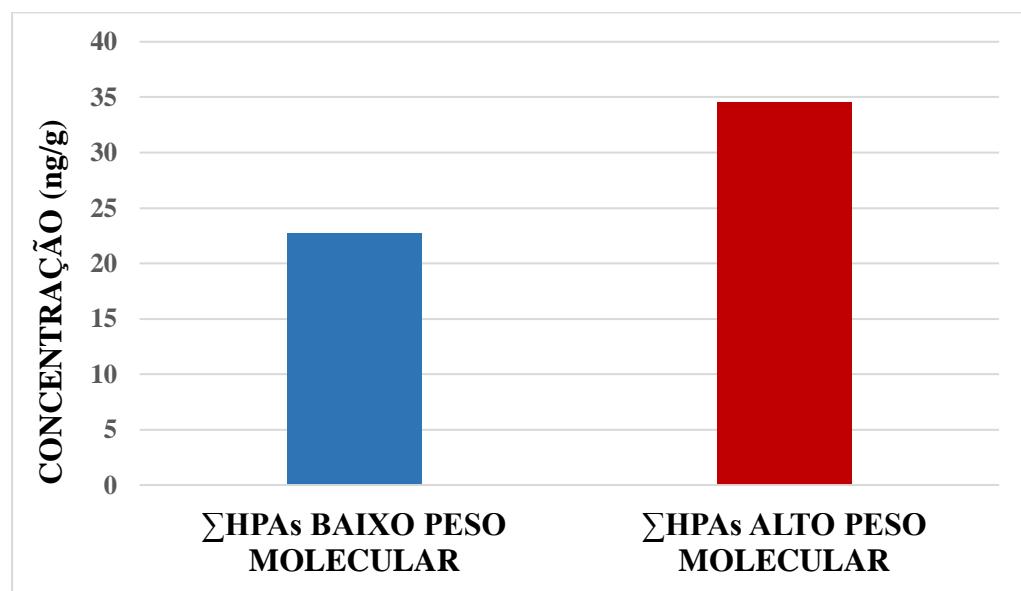
As amostras de caranguejo apresentaram o  $\sum 16\text{HPAs}$  de 57,22 ng/g, variando de 3,07 ng/g a 20,93 ng/g, com uma média de 9,53 ng/g. Houve a predominância de HPAs de Alto Peso Molecular, na qual o somatório foi de 34,56 ng/g, com a média de 5,76 ng/g (Gráfico 9). Em relação aos HPAs de Baixo Peso Molecular, o somatório total foi de 22,67 ng/g, com a média de 3,77 ng/g (Gráfico 9). Os compostos mais encontrados nos caranguejos foram o Naftaleno, com um somatório total de 14,62 ng/g, e o Benzo[g,h,i]períleno, com o somatório de 6,28 ng/g (Figura 39).

Figura 39 – Boxplot com as concentrações totais de HPAs em músculo de caranguejo.



Fonte: A autora (2024).

Gráfico 9 – Comparação do  $\sum$ HPAs de APM e  $\sum$ HPAs de BPM em músculo de caranguejo.



Fonte: A autora (2024).

Em relação aos HPAs Alquilados, os caranguejos apresentaram para o  $\Sigma$ 5HPAs Alquil uma concentração de 18,27 ng/g, com a média de 3,04 ng/g, valor abaixo do encontrado para os HPAs Parentais (Tabela 28 e Gráfico 10).

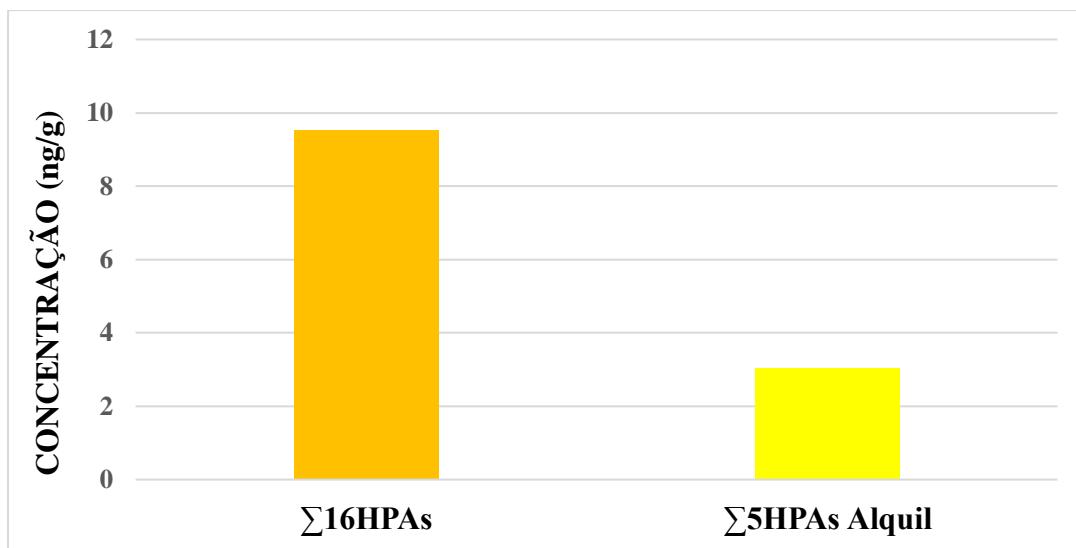
Tabela 28 – Somatórios encontrados para as concentrações de HPAs Parentais e Alquilados em Caranguejo.

COMPOSTO	AMOSTRAS					
	CAR 1C 1	CAR 1C 2	CAR 1C 3	CAR 2C 1	CAR 2C 2	CAR 2C 3
<b>Naftaleno</b>	2,48	1,85	2,41	2,14	3,73	2,01
<b>Acenaftileno</b>	0,4	0,51	0,48	0,51	0	0
<b>Acenafteno</b>	0	0	0	0	0	0
<b>Fluoreno</b>	0,48	0,16	1,85	1,2	0,28	0
<b>Fenantreno</b>	0,38	0,68	0,4	0,18	0	0
<b>Antraceno</b>	0	0,41	0,13	0	0	0
<b>Fluoranteno</b>	0,03	2,39	1,19	0,08	0	0
<b>Pireno</b>	0,11	2,14	0,59	0	0	0
<b>Benzo[a]antraceno</b>	0	6,44	3,2	0,3	0	0
<b>Criseno</b>	0,06	0,2	0	0	0	0
<b>Benzo[b]fluoranteno</b>	0	2,82	0,42	0	0	0
<b>Benzo[k]fluoranteno</b>	0,5	0	0	0	0,52	0,53
<b>Benzo[a]pireno</b>	0	1,44	0	0	0	0
<b>Dibenzo[a,h]antraceno</b>	0	0	0,26	0,22	0	0
<b>Indeno[1,2,3-cd]pireno</b>	0	0	1,55	2,19	1,1	0
<b>Benzo[g,h,i]perileno</b>	0,97	1,89	0,86	1,31	0,72	0,53

<b><math>\Sigma</math>5ALQUIL</b>	3,40	1,78	2,62	3,63	2,91	3,90
<b><math>\Sigma</math>16HPAs</b>	<b>57,23</b>					
<b><math>\Sigma</math>HPAs BPM</b>	<b>22,67</b>					
<b><math>\Sigma</math>HPAs APM</b>	<b>34,56</b>					
<b><math>\Sigma</math>HPAs ALQUIL</b>	<b>18,27</b>					

Fonte: A autora (2024).

Gráfico 10 – Comparação entre as médias dos somatórios de HPAs parentais e alquilados em músculo de caranguejo.



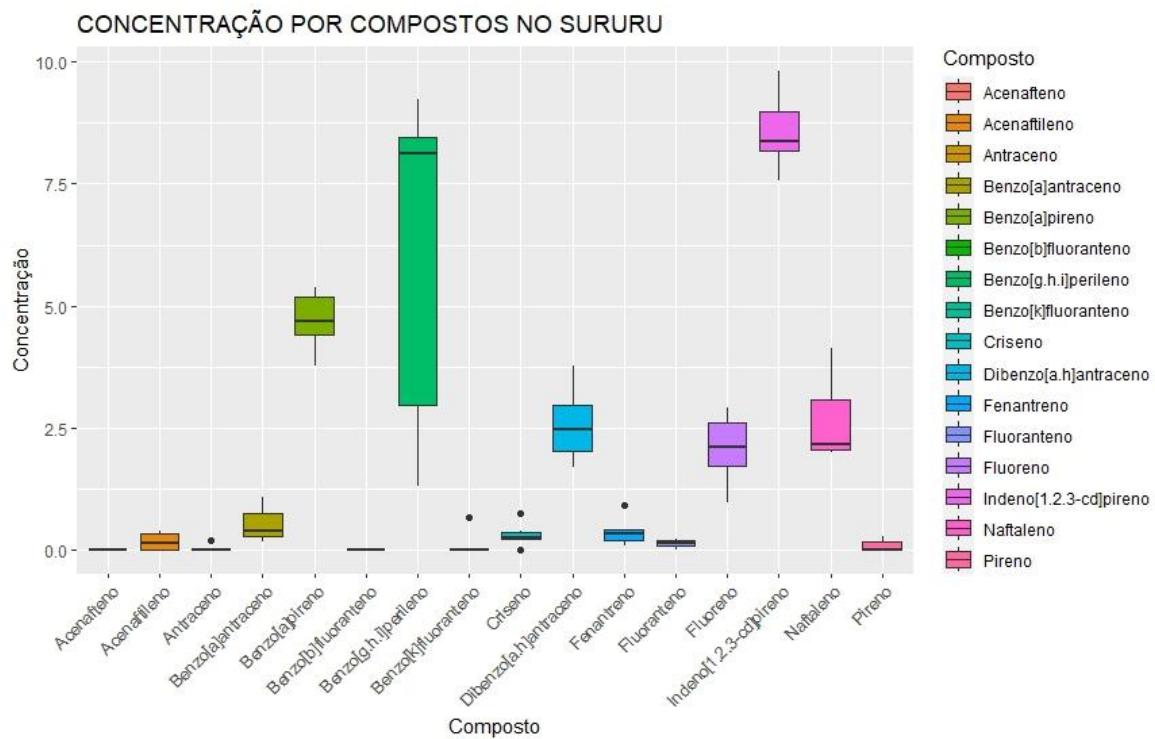
Fonte: A autora (2024).

### 5.2.2 Sururu

Em relação ao sururu, as amostras apresentaram o  $\Sigma$ 16HPAs na concentração de 170,04 ng/g, variando de 21,33 ng/g a 32,60 ng/g, com uma média de 28,34 ng/g. Houve, assim como nos caranguejos, a predominância de HPAs de Alto Peso Molecular, na qual o somatório foi de 138,39 ng/g, com a média de 23,06 ng/g (Gráfico 11). Em relação aos HPAs de Baixo Peso Molecular, o somatório total foi de 31,65 ng/g, com a média de 5,27 ng/g (Gráfico 11).

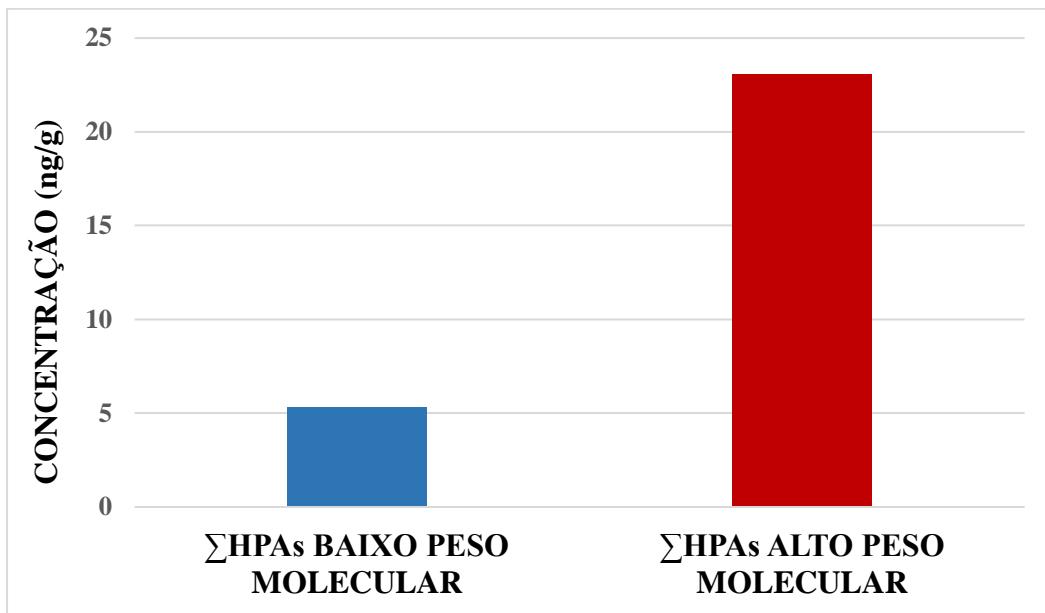
Os compostos mais predominantes foram os que mais contribuíram para a alta concentração de HPAs de APM, sendo estes o Indeno[1,2,3-cd]pireno (51,4 ng/g) e o Benzo[g,h,i]perileno (25,84 ng/g) (Figura 40).

Figura 40 – Boxplot das concentrações totais de HPAs em sururu.



Fonte: A autora (2024).

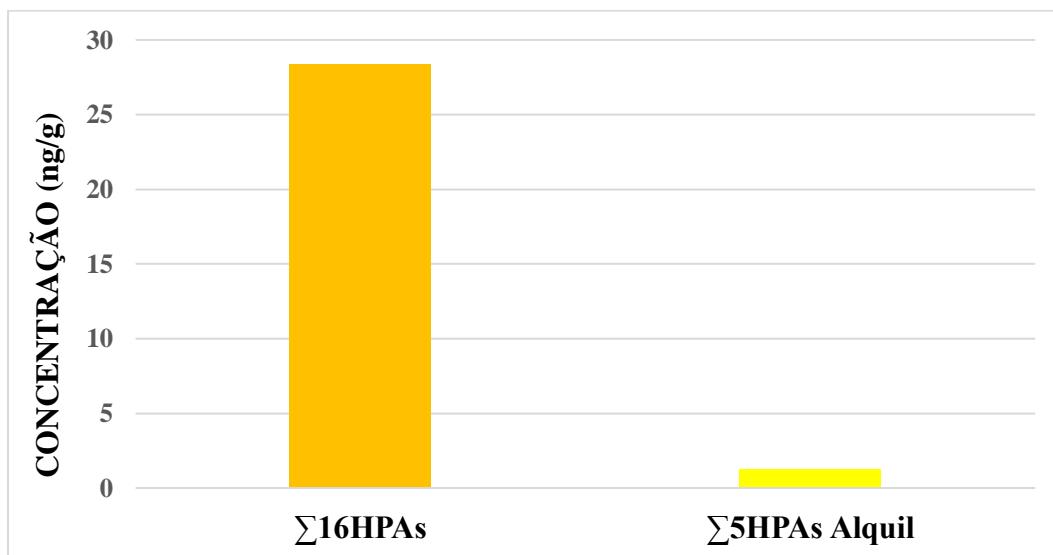
Gráfico 11 - Comparação do  $\sum$ HPAs de APM e  $\sum$ HPAs de BPM em sururu.



Fonte: A autora (2024).

Em relação aos HPAs Alquilados, o  $\sum$ 5HPAsAlquil foi de 7,56 ng/g, com a média de 1,26 ng/g, ficando abaixo da média do  $\sum$ 16HPAs também (Gráfico 12 e Tabela 29).

Gráfico 12 – Comparação entre as médias de HPAs alquilados e parentais no sururu.



Fonte: A autora (2024).

Tabela 29 – Somatórios encontrados para as concentrações de HPAs Parentais e Alquilados em sururu.

COMPOSTO	AMOSTRAS					
	SUR 1C 1	SUR 1C 2	SUR 1C 3	SUR 2C 1	SUR 2C 2	SUR 2C 3
<b>Naftaleno</b>	2,03	2,23	3,36	4,12	2,08	1,98
<b>Acenaftileno</b>	0,27	0,38	0	0,34	0	0
<b>Acenafteno</b>	0	0	0	0	0	0
<b>Fluoreno</b>	2,15	2,91	2,77	1,59	2,06	0,96
<b>Fenanreno</b>	0,38	0,41	0,09	0,91	0,16	0,29
<b>Antraceno</b>	0	0	0,18	0	0	0
<b>Fluoranteno</b>	0,07	0,16	0,11	0	0,19	0,23
<b>Pireno</b>	0	0	0	0,23	0	0,28
<b>Benzo[a]antraceno</b>	0,45	0,25	1,09	0,83	0,31	0,17
<b>Criseno</b>	0	0,25	0,74	0,37	0,26	0,2
<b>Benzo[b]fluoranteno</b>	0	0	0	0	0	0
<b>Benzo[k]fluoranteno</b>	0	0	0	0,67	0	0
<b>Benzo[a]pireno</b>	4,6	5,32	4,33	3,78	5,37	4,77
<b>Dibenzo[a,h]antraceno</b>	1,69	3,1	2,37	1,89	3,78	2,55
<b>Indeno[1,2,3-cd]pireno</b>	8,4	9,82	8,1	8,36	9,16	7,56
<b>Benzo[g,h,i]perileno</b>	1,29	1,33	8,37	8,48	9,23	7,88
<b>Σ5ALQUIL</b>	1,48	1,08	1,67	1,12	1,09	0,12
<b>Σ16HPAs</b>	<b>170,04</b>					
<b>ΣHPAs BPM</b>	<b>31,65</b>					

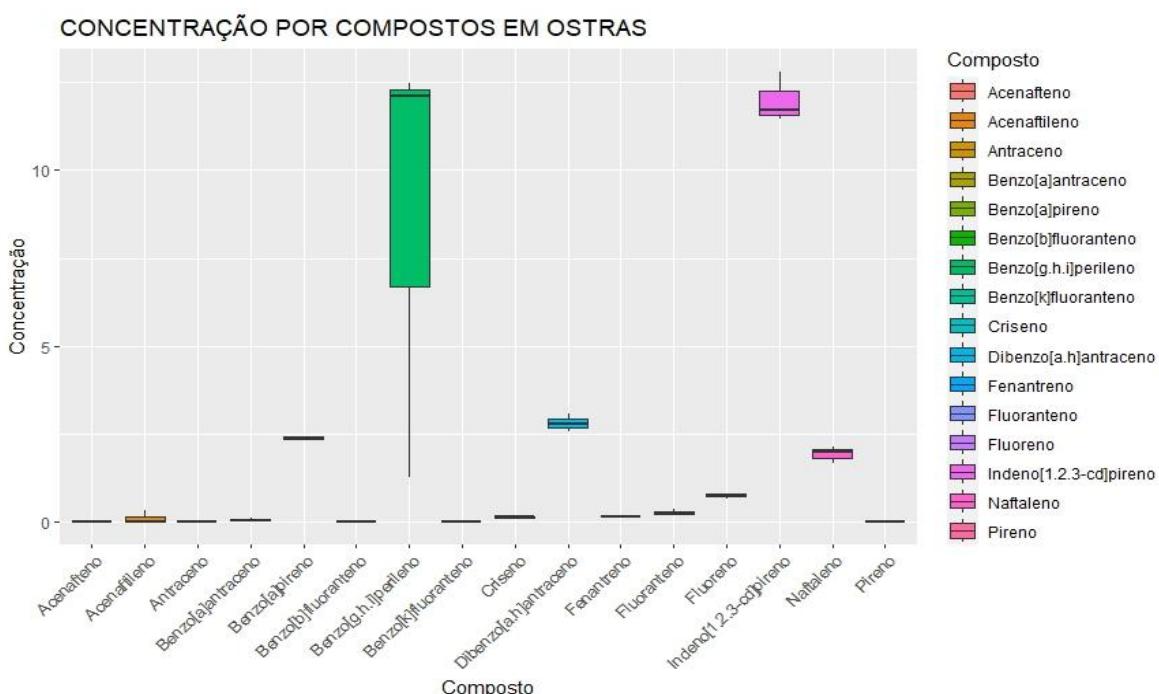
<b>ΣHPAs APM</b>	<b>138,39</b>				
<b>ΣHPAs ALQUIL</b>	<b>7,56</b>				

Fonte: A autora (2024).

### 5.2.3 Ostra

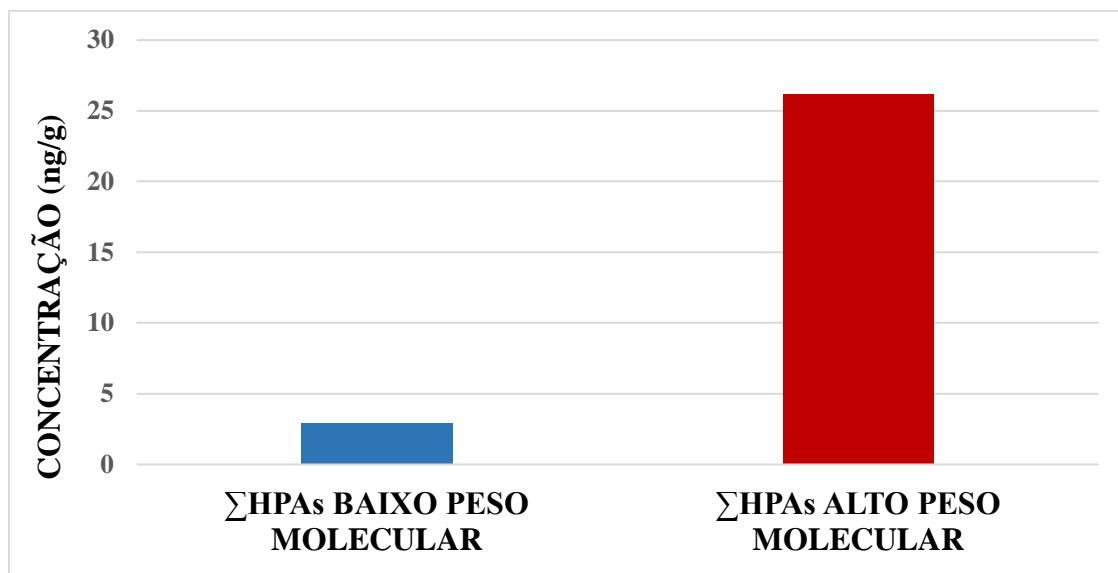
As amostras de ostra apresentaram o  $\Sigma$ 16HPAs na concentração de 87,22 ng/g, variando de 20,6 ng/g a 34,47 ng/g, com uma média de 29,07 ng/g. Houve a predominância de HPAs de Alto Peso Molecular, na qual o somatório foi de 78,55 ng/g, com a média de 26,18 ng/g (Gráfico 13). Em relação aos HPAs de Baixo Peso Molecular, o somatório total foi de 8,67 ng/g, com a média de 2,89 ng/g (Gráfico 13). Os compostos mais predominantes foram o Indeno[1,2,3-cd]pireno (35,97 ng/g) e o Benzo[g,h,i]perileno (25,84 ng/g), assim como nos sururus (Figura 41).

Figura 41 – Boxplot das concentrações totais de HPAs em ostras.



Fonte: A autora (2024).

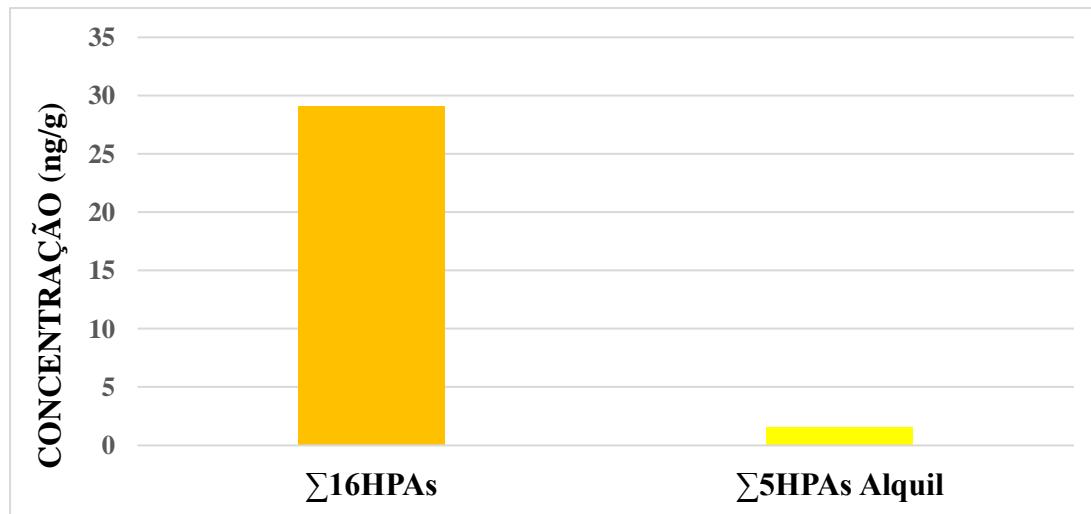
Gráfico 13 – Comparação do  $\sum$ HPAs de APM e  $\sum$ HPAs de BPM em ostra.



Fonte: A autora (2024).

Em relação aos HPAs Alquilados, a concentração do somatório total foi de 4,65 ng/g, com a média de 1,55 ng/g, ficando abaixo da média dos HPAs parentais (Gráfico 14 e Tabela 30).

Gráfico 14 - Comparação entre as médias de HPAs alquilados e parentais em ostra.



Fonte: A autora (2024).

Tabela 30 – Somatórios encontrados para as concentrações de HPAs Parentais e Alquilados em ostra.

COMPOSTO	AMOSTRAS		
	OST 2C 1	OST 2C 2	OST 2C 3
<b>Naftaleno</b>	1,65	2,11	1,97
<b>Acenaftileno</b>	0	0,31	0
<b>Acenafteno</b>	0	0	0
<b>Fluoreno</b>	0,77	0,79	0,65
<b>Fenanreno</b>	0,15	0,16	0,11
<b>Antraceno</b>	0	0	0
<b>Fluoranteno</b>	0,17	0,34	0,25
<b>Pireno</b>	0	0	0
<b>Benzo[a]antraceno</b>	0,09	0	0,03
<b>Criseno</b>	0,12	0,1	0,12
<b>Benzo[b]fluoranteno</b>	0	0	0
<b>Benzo[k]fluoranteno</b>	0	0	0
<b>Benzo[a]pireno</b>	2,38	2,3	2,42
<b>Dibenzo[a,h]antraceno</b>	2,57	3,06	2,79
<b>Indeno[1,2,3-cd]pireno</b>	11,45	12,81	11,71
<b>Benzo[g,h,i]perileno</b>	1,25	12,49	12,1
<b>Σ5ALQUIL</b>	1,76	1,4	1,49
<b>Σ16HPAs</b>	<b>87,22</b>		
<b>ΣHPAs BPM</b>	<b>8,27</b>		

<b>ΣHPAs APM</b>	<b>78,55</b>		
<b>ΣHPAs ALQUIL</b>	<b>4,65</b>		

Fonte: A autora (2024).

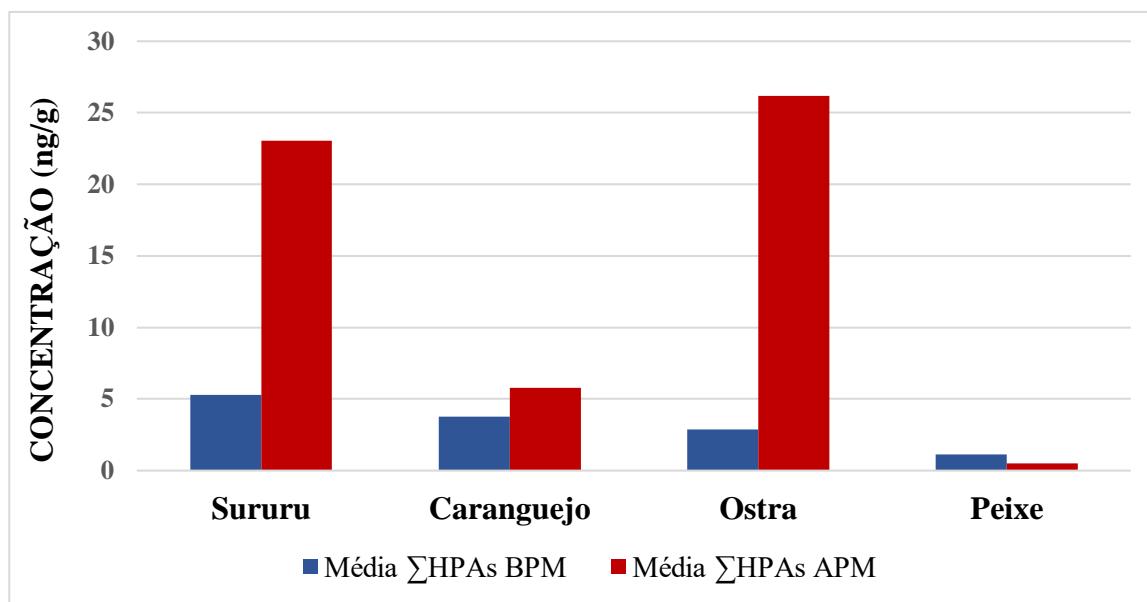
#### 5.2.4 Discussão

Como observado, as médias do  $\Sigma$ 16HPAs variaram de 9,53 ng/g a 29,07 ng/g, na qual a ostra apresentou a maior média (29,07 ng/g), seguido do sururu (28,34 ng/g) e do caranguejo (22,67 ng/g). Tanto vertebrados quanto invertebrados possuem sistemas enzimáticos de oxigenase de função mista (MFO) que permitem metabolizar substâncias petrolíferas (MEADOR et al., 1995). No entanto, essa atividade enzimática é mais baixa nos invertebrados em comparação com os vertebrados, metabolizando os compostos de forma lenta e ineficiente. Sendo assim, é esperado encontrar níveis mais altos de contaminação nos invertebrados, como os organismos analisados (MARSH et al., 1992).

Os compostos predominantes nos moluscos foram, principalmente, o Indeno[1,2,3-cd]pireno e o Benzo[g,h,i]períleno. Um possível motivo é o log Kow desses HPAs serem superiores a 6, pois compostos orgânicos com log Kow entre 5 e 7 possuem um potencial maior de biomagnificação do que os outros compostos mais leves. A partir disso, devido à essas características e à matriz gordurosa dos tecidos dos moluscos, esses compostos são mais facilmente acumulados. No caso dos caranguejos, os compostos predominantes foram o Naftaleno e, assim como nos moluscos, o Benzo[g,h,i]períleno.

Diferentemente dos peixes, os moluscos e crustáceos apresentaram maiores concentrações para o  $\Sigma$ HPAs de APM em comparação aos de BPM (Gráfico 15). Essa descoberta corrobora com o fato supracitado de que os moluscos e crustáceos não apresentam uma eficiência metabólica tão alta como a dos peixes, fazendo com que os compostos de APM sejam biotransformados e excretados em taxas mais lentas. Esses dados também são consistentes com a observação de que os animais com pouca ou nenhuma mobilidade são mais afetados pelo derramamento de óleo do que os que possuem alta mobilidade, como os peixes, que podem escapar das áreas contaminadas (GRAY et al., 2002; CLARKE et al., 2014).

Gráfico 15 – Comparação das médias de HPAs de Baixo Peso Molecular e HPAs de Alto Peso Molecular entre os músculos de peixe, sururu, ostra e caranguejo.



Fonte: A autora (2024).

Devido as baixas concentrações encontradas de HPAs alquilados e compostos de BPM, é provável que a contaminação encontrada nesses organismos seja proveniente majoritariamente de fontes pirolíticas. Segundo Andrade (2012), a zona estuarina do Rio Jaguaribe possui maior concentração de HPAs, justificadas por influências antrópicas e fortes indícios de fontes pirogênicas, sendo esta considerada uma área mais urbanizada, com maior frota de veículos terrestre e influência de *runoff* urbano. Uma considerável frota náutica e atividades nesse setor (abastecimento, oficinas, entre outras), se somam também na contribuição de processos pirogênicos, fazendo com que, dessa forma, haja um maior aporte de HPAs de Alto Peso Molecular nessa região. É válido ressaltar que o Benzo[g,h,i]períleno, um dos compostos mais encontrados nos moluscos e crustáceos, é característico de emissões veiculares de motores de gasolina. Ademais, a razão entre os HPAs individuais Benzo[g,h,i]períleno \ Indeno[1,2,3,cd]pireno (ambos os compostos mais predominantes nos moluscos e crustáceos) é geralmente utilizado para estimar o aumento da exaustão motora, isto é, a contribuição emitida pelo tráfego automotivo (ANDRADE et al., 2002).

As razões de diagnóstico também foram utilizadas para determinar com maior veracidade as fontes de contaminação desses organismos, na qual foi observado a predominância de fontes pirolíticas, o que confirma os compostos de maior predominância

nesses animais (Tabela 31).

Tabela 31 – Razões de diagnóstico encontradas para determinação de fontes de HPAs em moluscos e crustáceos.

	$\Sigma$ BPM/ $\Sigma$ APM	FONTE	Ant/(Ant+ Fen)	FONTE	Fluor/(Fluor +Pir)	FONTE
<b>CARANGUEJO</b>	0,65	PIROLÍTICO	0,24	PIROLÍTICO	0,56	PIROLÍTICO
<b>SURURU</b>	0,22	PIROLÍTICO	0,07	PETROGÊNICO	0,59	PIROLÍTICO
<b>OSTRA</b>	0,11	PIROLÍTICO	0	PETROGÊNICO	1	PIROLÍTICO

Fonte: A autora (2024).

Ao comparar os dados analisados para todos os grupos, os resultados encontrados estão de acordo com a capacidade metabólica de biotransformação dos HPAs, que segue a ordem peixes > crustáceos > moluscos (XIA et al., 2012). É importante citar que as diferenças observadas nas distribuições teciduais de HPAs entre as espécies podem resultar também de diferentes níveis tróficos e, portanto, de diferentes dietas e capacidades de biotransformação, além de uma biodisponibilidade diferente dos compostos. Esta pesquisa seguiu a mesma ordem, sendo esta: moluscos ( $29,94 \pm 5,00$  ng/g; média  $\pm$  DP); crustáceos ( $12,58 \pm 5,85$  ng/g); e peixes ( $2,89 \pm 4,12$  ng/g).

Magalhães et al., (2022) observou a mesma tendência para amostras de peixes, moluscos e crustáceos da costa de Pernambuco após o derramamento, na qual houve uma clara tendência na redução nos níveis totais de HPAs entre os grupos taxonômicos ( $\Sigma$ 37HPAs, incluindo alquilados), sendo estes: moluscos ( $134$  ng/g  $\pm$   $81,4$  ng/g; média  $\pm$  DP), seguido de crustáceos ( $73,9 \pm 95,8$  ng/g) e peixes ( $45,3 \pm 59,0$  ng/g). Porém, no caso de Pernambuco, os compostos de Baixo Peso Molecular foram predominantes, especialmente o Naftaleno, sendo este detectado em todas as amostras. Isso difere do encontrado nesta pesquisa, na qual houve a predominância de HPAs de Alto Peso Molecular.

Outra pesquisa realizada por Soares et al., (2021) (também após o derramamento no Brasil) em Sergipe e Alagoas, constatou que os HPAs de BPM foram os principais compostos presentes em peixes e moluscos, na qual para as amostras do bivalve Massinim, as concentrações totais de HPAs ( $\Sigma 16$ HPAs) variaram de 29,88 ng/g a 114,63 ng/g (Tabela X), sendo os principais contribuintes o Naftaleno, Fenantreno, Fluoranteno e Pireno.

MELLO (2023) analisou as mesmas espécies de moluscos e crustáceos do presente estudo (*Mytella charruana* e *Ucides Cordatus*, respectivamente) após o derramamento de óleo em duas unidades de conservação do Ceará, sendo estas a RESEX Marinha do Delta do Parnaíba e a APA de Canoa Quebrada. No caso do sururu, MELLO (2023) observou uma média de 20,11 ng/g para as amostras do Delta e 7,68 ng/g para as amostras em Canoa Quebrada, ambas menores que a média encontrada nesse estudo, sendo esta de 28,34 ng/g encontrada na região do Jaguaribe. Para os caranguejos, as amostras de Canoa Quebrada indicaram uma concentração média de 2,33 ng/g, enquanto as amostras do Delta apresentaram uma média de 0,518 ng/g, valores abaixo do encontrado nesse estudo, sendo de 12,58 ng/g.

Hamacher et al., (2022) analisou 72 amostras de biota da região de Canavieiras - Bahia, incluindo peixes, moluscos e crustáceos. Também foi observada a mesma tendência de capacidade metabólica deste estudo e de outros, seguindo a ordem de peixes > crustáceos > moluscos (XIA et al., 2012; SOARES et al., 2021; MAGALHÃES et al., 2022). Em relação aos moluscos, especialmente em comparação com o sururu, as amostras do Jaguaribe apresentaram concentrações maiores para o  $\Sigma 16$ HPAs do que Hamacher et al., (2022) encontraram na Bahia e por Costa et al., (2023) na Costa Norte de Pernambuco (Tabela 32). Porém, em relação ao somatório dos 16 HPAs + Alquilados, mesmo com um menor total de compostos analisados ( $\Sigma 35$  HPAs), o Jaguaribe apresentou concentrações mais altas que a Costa Sul de Pernambuco, que analisou  $\Sigma 37$  HPAs (COSTA et al., 2023). Entre as espécies de ostras, o Jaguaribe também apresentou concentrações maiores do que a Bahia e o Pernambuco, até mesmo para a concentração do  $\Sigma 35$  HPAs. Sobre o Caranguejo, a área de estudo apresentou concentrações maiores que a Bahia, mas não maiores que as encontradas por Magalhães et al., (2022) em Pernambuco. Para os peixes, os locais estudados apresentaram os menores valores em comparação aos estudos citados, na qual Pernambuco apresentou o maior grau de contaminação (Tabela 32).

Tabela 32 – Compilação de dados para as concentrações totais de HPAs em peixes, moluscos e crustáceos no Brasil após o derramamento de óleo em 2019-2020.

Grupo	Organismo	Local	Concentração (ng/g)	Nº de compostos	Referência
Peixe	Variados	Icapuí	0,0 – 9,1	16	Presente estudo
			0,0 – 17,5	35	
		RESEX Prainha do Canto Verde	0,0 – 3,95	16	
			0,0 – 4,69	35	
		Cumbuco	0,0 – 1,20	16	
			0,0 – 1,76	35	
		Jaguaribe	1,55 – 7,4	16	
			2,05 – 12,7	35	
	<i>Diapterus rhombeus</i>	Sergipe	14,28 – 32,06	16	Soares et al., (2021)
	<i>Sardinella brasiliensis</i>	Sudeste do Brasil	6,02 – 4074	37	Massone et al., (2021)
	<i>Thunnus</i> spp.	Não especificado*	<L.D – 98,7	8	Melo et al., (2022)
	<i>Pangasius</i> spp.				
	Espécies Variadas	Pernambuco	1,96 – 365,36	16	Magalhães et al., (2022)
			8,71 – 417,54	37	
Caranguejo	<i>Ucides cordatus</i>	Jaguaribe	3,07 – 20,93	16	Presente Estudo
			6,97 – 22,71	35	
	<i>Goniopsis cruentata</i>	Canavieiras, Bahia	0,47 – 18,05	16	Hamacher et al., (2022)
			6,80 – 52,80	38	
	<i>Ucides cordatus</i>		12.49 – 17.18	16	
			47.55 – 136.34	38	
	<i>Callinectes exasperatus</i>		0.95 – 12.16	16	
			6.53 – 45.03	38	
	<i>Callinectes danae</i>		3.47 – 12.79	16	
			10.53 – 59.45	38	
	Espécies Variadas	Pernambuco	3,74 – 132,67	16	Magalhães et al., (2022)
			18,29 – 342,56	37	

Ostra Sururu	<i>Crassostrea rhizophorae</i>	Jaguaribe	20,6 – 34,47 22,36 – 35,87	16 35	Presente Estudo
	<i>Crassostrea</i> sp.	Canavieiras, Bahia	0,58 – 30,74 3,53 – 54,21	16 38	Hamacher et al., (2022)
	<i>Crassostrea gigas</i>	*Não especificado	<LD – 4,60	8	Melo et al., (2022)
	<i>Crassostrea rhizophorae</i>	Costa Sul de Pernambuco	12,03	16	Costa et al., (2023)
		Costa Norte de Pernambuco	14,53 11,77 14,27	37 16 37	
	<i>Mytella charruana</i>	Jaguaribe	21,33 – 32,6 22,81 – 31,69	16 35	Presente Estudo
	<i>Lucina pectinata</i>	Canavieiras, Bahia	4,33 – 6,18 34,89 – 49,07	16 38	Hamacher et al., (2022)
	<i>Anomalocardia brasiliensis</i>		2,20 – 11,94 26,86 – 54,63	16 38	
	<i>Mytella</i> sp.		3,20 – 11,94 12,73 – 72,66	16 38	
	<i>Anomalocardia brasiliiana</i>	Alagoas	33,4 – 114,63	16	Soares et al., (2021)
	<i>Perna perna</i>	*Não especificado	<L.D. – 12,9	8	Melo et al., (2022)
	<i>Anomalocardia brasiliiana</i>	Costa Sul de Pernambuco	8,94	16	Costa et al., (2023)
		Costa Norte de Pernambuco	9,96 25,33 40,48	37 16 37	
	Espécies Variadas	Pernambuco	7,13 – 65,33 18,06 - 325,48	16 37	Magalhães et al., (2022)

\*O autor não especificou o local de coleta, apenas que a amostragem foi realizada após o derramamento de óleo no Brasil (2019/2020).

Fonte: A autora (2024).

### 5.3 Risco alimentar

Todos os níveis de concentração de HPAs foram convertidos em equivalentes de B[a]P para avaliar o risco carcinogênico proveniente do consumo de pescados das áreas de estudo. Usando os valores de TEF (ANVISA, 2019), o TEQ foi determinado para cada área de estudo e grupo taxonômico.

A partir disso, de acordo com os valores encontrados para os músculos de peixe, o consumo dos mesmos não representa um risco para a população. Isso porque, considerando o valor definido pela ANVISA (2019) para o nível de preocupação de peixes, que é de 6 ng/g BaPeq, os peixes de todos os locais analisados apresentaram valores de TEQ abaixo de 1 ng/g. Analisando os resultados individuais, pode-se observar que a maior contribuição para o valor total do TEQ veio do Jaguaribe, onde apresentou a maior concentração de HPAs de Alto Peso Molecular (Tabela 33).

Tabela 33 - Resultados dos TEQs por local.

Analito	TEF	Grupo Carcinogênico	B[a]P por local			
			Cumbuco	Jaguaribe	Icapuí	RESEX Prainha do Canto Verde
<b>Benzo[a]antraceno</b>	0,145	2B	0,00	0,0	0,00	0,00
<b>Criseno</b>	0,044	2B	0,0686	0,003168	0,00686	0,000277
<b>Benzo[b]fluoranteno</b>	0,140	2B	0,0028	0,00	0,0028	0,00108
<b>Benzo[k]fluoranteno</b>	0,066	2B	0,001452	0,002244	0,001452	0,001848
<b>Benzo[a]pireno</b>	1,0	1	0,033742	0,1555	0,033742	0,1533

<b>Dibenzo[a,h]antraceno</b>	1,11	2A	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>Indeno[1,2,3-cd]pireno</b>	0,232	3	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>Benzo[ghi]perileno</b>	0,022	2B	0,00	0,00	0,00	0,000128
<b>TEQ (ng/g)</b>			<b>0,1471</b>	<b>0,160912</b>	<b>0,0448</b>	<b>0,156641</b>
<b>TEQ TOTAL (ng/g)</b>		<b>~0,509</b>				

Fonte: A autora (2023).

Em relação aos moluscos e crustáceos, os valores encontrados foram mais altos do que os encontrados para os músculos de peixe, variando de 0,873 a 9,75 ng/g B[a]Peq (Tabela 34). Porém, o nível de preocupação estabelecido pela ANVISA (2019) para estes organismos é de 18 ng/g BaPeq. Sendo assim, apesar dos altos valores encontrados, os moluscos e crustáceos da região do Jaguaribe também estão próprios para consumo.

Tabela 34 - Resultados dos TEQs por grupo organismo.

<b>Analito</b>	<b>TEF</b>	<b>Grupo Carcinogênico</b>	<b>B[a]P por grupo taxonômico</b>		
			Caranguejo	Ostra	Sururu
<b>Benzo[a]antraceno</b>	0,145	2B	0,2402	0,0058	0,074
<b>Criseno</b>	0,044	2B	0,001	0,0049	0,013
<b>Benzo[b]fluoranteno</b>	0,140	2B	0,075	0,00	0,00
<b>Benzo[k]fluoranteno</b>	0,066	2B	0,017	0,00	0,007
<b>Benzo[a]pireno</b>	1,0	1	0,24	2,366	4,695
<b>Dibenzo[a,h]antraceno</b>	1,11	2A	0,088	3,115	2,8453
<b>Indeno[1,2,3-cd]pireno</b>	0,232	3	0,187	2,7816	1,9874

<b>Benzo[ghi]perileno</b>	0,022	2B	0,023	0,1894	0,1341
<b>TEQ (ng/g)</b>			<b>0,873</b>	<b>8,4640</b>	<b>9,7575</b>

Fonte: A autora (2023).

Considerando individualmente todas as amostras analisadas, o nível recomendado de preocupação não foi excedido em nenhum dos grupos taxonômicos. Magalhães et al., (2022), que também analisaram peixes, moluscos e crustáceos de Pernambuco, relataram que das 194 amostras analisadas, o limite foi excedido em apenas 5 peixes. Relacionando com outras regulamentações, em 2012 uma regulamentação conjunta emitida pela NOAA e pela FDA especificamente para o derramamento de óleo do Deepwater Horizon, no Golfo do México, estabeleceu níveis de preocupação para o B[a]Peq de 35 ng/g para peixes, 132 ng/g para crustáceos e 143 ng/g para moluscos (Tabela 35) (NOAA; FDA, 2010). Com relação às amostras aqui analisadas, nenhum desses limites foram ultrapassados e nem os encontrados em Pernambuco (MAGALHÃES et al., 2022). Vale ressaltar que a ANVISA estabeleceu níveis mais conservadores para o acidente brasileiro, no intuito de fornecer níveis seguros para os pescadores artesanais locais que consomem pescados acima da média nacional (ANVISA, 2019; MAGALHÃES et al., 2022).

Tabela 35 – Níveis de preocupação (ng/g) para HPAs em pescados estabelecidos pelo Estados Unidos depois do derramamento de óleo do Deepwater Horizon e pelo Brasil após o derramamento de óleo em 2019/2020.

<b>HPAs (ng/g)</b>	<b>Estados Unidos<sup>a</sup></b>		
	<b>Crustáceos</b>	<b>Moluscos</b>	<b>Peixes</b>
Naftaleno	123,000	13,3000	32,700
Fluoreno	246,000	267,000	65,300
Antraceno e Fenantreno	1,846,000	2,000,000	490,000
Pireno	185,000	200,000	49,000
Fluoranteno	246,000	267,000	65,300
Criseno	132,000	143,000	35,000
Benzo[ <i>k</i> ]fluoranteno	13,200	14,300	3,500

Benzo[ <i>b</i> ]fluoranteno	1,320	1,430	350
Benzo[ <i>a</i> ]antraceno	1,320	1,430	350
Indeno[1,2,3- <i>cd</i> ]pireno	1,320	1,430	350
Dibenzo[ <i>a,h</i> ]antraceno	132	143	35
Benzo[ <i>a</i> ]pireno	132	143	35
<b>HPAs (ng/g)</b>	<b>Brasil<sup>b</sup></b>		
	<b>Moluscos e Crustáceos</b>		<b>Peixes</b>
Benzo[ <i>a</i> ]pireno	18.0		6.0

<sup>a</sup>: (US EPA, 2010). <sup>b</sup>: (BRASIL, 2019e).

Fonte: Adaptado de MELO et al., (2022).

Em relação aos HPAs não carcinogênicos e fazendo uma comparação com a legislação dos EUA, as amostras ficaram extremamente abaixo dos níveis de preocupação estabelecidos pela ANVISA (2019) e pelos níveis estabelecidos pelos EUA após o derramamento do Deepwater Horizon (Tabela 36).

Tabela 36 – Faixa dos HPAs não carcinogênicos encontrados nas amostras em comparação com os níveis de preocupação estabelecidos pela ANVISA (2019) e EUA.

HPAs	Peixe			Crustáceo			Molusco		
	Faixa	LOC (Brasil)	LOC (EUA)	Faixa	LOC (Brasil)	LOC (EUA)	Faixa	LOC (Brasil)	LOC (EUA)
<b>Naftaleno</b>	0,0 – 8,01	6670	32.700	1,85 – 3,73	20.000	123.000	1,65 – 4,12	20.000	133.000
<b>Acenafteno</b>	0,0 – 0,14	20.000		0,0 – 0,0	60.000		0,0 – 0,0	60.000	
<b>Fluoreno</b>	0,0 – 1,19	13.330	65.300	0,0 – 1,85	40.000	246.000	0,65 – 2,91	40.000	267.000
<b>Antraceno</b>	0,0 – 1,01	100.000	490.000	0,0 – 0,41	300.000	1.846.000	0,0 – 0,18	300.000	2.000.000
<b>Fenanreno</b>	0,0 – 1,75		490.000	0,0 – 0,68		1.846.000	0,09 – 0,91		2.000.000
<b>Fluoranteno</b>	0,0 – 2,82	13.300	65.300	0,0 – 2,39	40.000	246.000	0,0 – 0,34	40.000	267.000

<b>Pireno</b>	0,0 – 0,80	10.000	49.000	0,0 – 2,14	30.000	185.000	0,0 – 0,28	30.000	200.000
---------------	------------	--------	--------	------------	--------	---------	------------	--------	---------

Fonte: A autora (2024).

Os efeitos à saúde decorrentes da exposição crônica ou de longo prazo aos HPAs em humanos podem incluir diminuição da função imunológica, catarata, danos aos rins e ao fígado e problemas respiratórios (ABDEL-SHAFY; MANSOUR, 2015). Outra grande preocupação é a capacidade dos metabólitos reativos, como epóxidos e dihidrodióis de alguns HPAs, de se ligarem a proteínas celulares e ao DNA. As perturbações bioquímicas e a ocorrência de danos celulares levam a mutações, malformações do desenvolvimento, tumores e câncer em humanos (ABDEL-SHAFY; MANSOUR, 2015).

Massoni et al., (2021) pesquisou sobre os níveis de alguns HPAs com potencial carcinogênico em músculos de sardinha do sudeste brasileiro. Os autores afirmaram os B[a]Peqs foram superiores ao limite estabelecido pela ANVISA em 4% de suas amostras, demonstrando que não há risco para o consumo desse peixe. Além disso, Mello (2023) também analisou os riscos alimentícios de pescados do Ceará, na qual bagres e caranguejos apresentaram maior risco nas amostras coletadas na APA de Canoa Quebrada, enquanto para os sururus, os organismos coletados na RESEX Marinha do Delta do Parnaíba tiveram maiores concentrações de compostos, principalmente carcinogênicos, uma vez que os valores indicaram possível risco à saúde.

A quantidade de peixes, moluscos e crustáceos consumidos no Brasil varia de acordo com a região, sendo o Norte e o Nordeste os principais consumidores desse recurso (IBGE, 2011). Esta taxa aumenta quando analisada para populações tradicionais costeiras ou ribeirinhas, que possuem a pesca e a mariscagem como uma das principais atividades de subsistência (MELLO, 2023). Araújo et al., (2020) realizaram uma pesquisa de campo com pescadores, marisqueiros e comerciantes artesanais de Pernambuco logo após o derramamento, na qual estes relataram que a venda de produtos pesqueiros havia despencado entre 80% e 100% no litoral desse estado. Dessa forma, observou-se que a busca queda dessas vendas teve efeitos severos como a falta de renda para essa população, além de que os produtos da pesca ficaram restritos à alimentação das próprias famílias locais. Quando perguntado se deixariam de consumir o pescado caso fosse decretada uma moratória na atividade pesqueira em todo litoral, a resposta entre as comunidades foi unanime, na qual não deixariam pela falta de dinheiro para

compra de outras fontes de alimento, assim como pelo fato de fazer parte da sua identidade cultural.

Silva (2021) também relatou, a partir de entrevistas com a população residente na APA de Canoa Quebrada, que houve a ingestão de recursos pesqueiros por eles coletados durante os meses de agosto a dezembro de 2019. Dentre os organismos consumidos foram relatados peixes de água doce do rio Jaguaribe, peixes de água salgada, caranguejo, sururu, ostra e camarão. Mello (2023) ressalta que todos os organismos analisados para essa região apresentaram concentrações de HPAs que podem provocar risco a saúde.

A partir disso, as consequências socioeconômicas do derramamento de óleo são enormes, o que pode agravar ainda mais as desigualdades no Nordeste (MAGALHÃES et al., 2020; RIBEIRO et al., 2020). Durante o derramamento, as pessoas mais afetadas pela crise foram as que fizeram o máximo para resolver o problema. As comunidades locais criaram rapidamente uma rede de colaboração para limpar o óleo utilizando todos os recursos que tinham, além de pressionar os governos locais e nacionais por assistência. Os voluntários da sociedade civil e Organizações Não-Governamentais (ONGs) foram responsáveis pela maior parte da remoção dos resíduos de óleo, mesmo sem nenhuma ação governamental para monitorar a saúde dos voluntários (LOURENÇO et al., 2020). Em Pernambuco, segundo o relatório da Secretaria Executiva de Vigilância Sanitária do Estado de Pernambuco (2019), houve 149 casos de intoxicação por petróleo, com sintomas neurológicos, cutâneos, respiratórios e digestivos (ARAÚJO et al., 2020). O Ceará tem sua economia majoritariamente baseada no turismo, além de grande parte das comunidades tradicionais dos municípios litorâneos sobreviverem da pesca e mariscagem. Consequentemente, estes sofreram de forma mais abrupta os danos que o óleo causou. Há relatos de os próprios residentes das regiões afetadas recolhendo e até mesmo escondendo o óleo encontrado na praia, numa tentativa desesperada de minimizar os impactos do derramamento na sua economia, já afetada pela crise sanitária do COVID-19.

Por fim, os resultados de todas as amostras analisadas não apresentaram risco ao consumo humano. Porém, novas manchas de óleo apareceram ao longo da costa brasileira após a data de amostragem desse presente estudo (AZEVEDO et al., 2022). Portanto, é recomendado outras avaliações com foco no monitoramento sistemático de espécies filtrantes e bentônicas, a fim de monitorar a evolução da contaminação por HPAs na região e o risco alimentício associado a isso.

## 6 CONCLUSÃO

Apesar do Ceará ter sido um dos cinco estados mais impactados pelo derramamento de óleo no Brasil em 2019, a contaminação por HPAs parentais e alquilados detectada nos peixes, moluscos e crustáceos foram consideradas baixas. Não houve diferenças significativas em relação aos peixes coletados nas áreas de estudo, na qual estes apresentaram concentrações abaixo de 9,1 ng/g e maior concentração de HPAs de Baixo Peso Molecular, principalmente do Naftaleno.

Já em relação aos moluscos e crustáceos, estes apresentaram maiores concentrações que os peixes, devido a sua baixa capacidade de biotransformação de xenobióticos, além das suas características de locomoção reduzida, serem filtradores e apresentarem mais gordura na sua matriz muscular. Sendo assim, o nível de contaminação está de acordo com a capacidade metabólica, que segue a ordem: peixes > crustáceos > molusco. Ao contrário dos peixes, houve a predominância de HPAs de Alto Peso Molecular, sendo os mais encontrados o Indeno[1,2,3-cd]pireno e o Benzo[g,h,i]períleno, característicos de contaminação proveniente de fontes pirolíticas, além de valores menores para HPAs Alquilados. Isso porque a zona estuarina do Rio Jaguaribe possui forte influência antrópica com altos indícios de fontes pirolíticas, sendo esta considerada uma área mais urbanizada, com maior frota de veículos terrestre e influência de *runoff* urbano.

Nenhuma das amostras de peixes, moluscos ou crustáceos das áreas analisadas apresentaram riscos ao consumo humano, pois as concentrações de HPAs estavam abaixo dos limites de segurança alimentar estabelecidos pelas agências nacionais e internacionais, tanto para HPAs carcinogênicos quanto para os não-carcinogênicos. Sendo assim, o presente trabalho permite compreender como os organismos marinhos foram impactados pelo óleo, sendo estes avaliados como fonte de alimentação também, de forma a elucidar a segurança alimentícia deles. No entanto, futuros estudos devem ser realizados no intuito de prosseguir com o monitoramento de regiões afetadas no Nordeste, tendo em vista que houve o aparecimento de novas manchas no litoral em 2022, além de investigar a contaminação a médio e longo prazo dos organismos marinhos.

## REFERÊNCIAS

ABSOLON, B.A.; ANDREATA J.V. Variação espacial dos bagres (Siluriformes, Ariidae) coletados na baía da Ribeira, Angra dos Reis, Rio de Janeiro e prováveis influências da temperatura e da salinidade. **Revista em Agronegócios e Meio Ambiente**, v. 2, n. 2, p. 155-165, 2009. . 11 Nov. 2016.

ABDEL-SHAFY, Hussein I.; MANSOUR, Mona S.M.. A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: source, environmental impact, effect on human health and remediation. **Egyptian Journal Of Petroleum**, [S.L.], v. 25, n. 1, p. 107-123, mar. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejpe.2015.03.011>.

ACERO, P.; GARZÓN, F. J. Los Pargos (Pisces: Perciformes: Lutjanidae) del Caribe Colombiano. **Actual. Bio.**, v. 14, n. 53, p. 89-99, 1985.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. **NOTA TÉCNICA 27/2019/SEI/GGALI/DIRE2/ANVISA**: Riscos à saúde humana decorrentes do consumo de pescados oriundos das praias contaminadas por óleo cru na região Nordeste do Brasil. Brasília, 2019. 5 p.

ATSDR. **Toxicological Profile for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs)**. Atlanta: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 1995.

AKHBARIZADEH, Razegheh; MOORE, Farid; KESHAVARZI, Behnam. Polycyclic aromatic hydrocarbons and potentially toxic elements in seafood from the Persian Gulf: presence, trophic transfer, and chronic intake risk assessment. **Environmental Geochemistry And Health**, [S.L.], v. 41, n. 6, p. 2803-2820, 8 jun. 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10653-019-00343-1>.

ALBERGARIA-BARBOSA, Ana Cecília Rizzato de; PATIRE, Vinicius Faria; TANIGUCHI, Satie; FERNANDEZ, Wellington Silva; DIAS, June Ferraz; BÍCEGO, Márcia Caruso. Mugil curema as a PAH bioavailability monitor for Atlantic west sub-tropical estuaries. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 114, n. 1, p. 609-614, jan. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.039>.

ALEGRIA, J. R. C.; MENEZES, M. F. Edad y crecimiento del ariacó, *Lutjanus synagris* (Linnaeus), en el nordeste del Brasil. **Arq. Ciênc. Mar.** v. 10, n. 1, p. 65-68. 1970.

ALMEIDA, F. B. C. **Aspectos da dinâmica reprodutiva do ariocó *Lutjanus synagris* (Pisces:Lutjanidae) no litoral de Salvador e adjacências**. Monografia de bacharelado em Ciências Biológicas apresentada ao Depto. de Zoologia /IB/UFBA. 65 p. 2000.

ALMEIDA, Henrique Luís de Paula e Silva de. **Indicadores de Qualidade de Vida, instrumento para o Monitoramento Participativo da Qualidade de Vida de Comunidades Costeiras Tradicionais**: O caso da Prainha do Canto Verde, Beberibe/CE. 2002. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2002.

ANASTASSIADES, Michelangelo; LEHOTAY, Steven J; ITAJNBAHER, Darinka; SCHENCK, Frank J. Fast and Easy Multiresidue Method Employing Acetonitrile Extraction/Partitioning and “Dispersive Solid-Phase Extraction” for the Determination of Pesticide Residues in Produce. **Journal Of Aoac International**, [S.L.], v. 86, n. 2, p. 412-431, 1 mar. 2003. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1093/jaoac/86.2.412>.

ANDRADE, Márcia Vanessa Felix de. **AVALIAÇÃO DO IMPACTO DE ATIVIDADES ANTRÓPICAS NO RIO JAGUARIBE – O USO DE HIDROCARBONETOS AROMÁTICOS COMO MARCADORES DE FONTES**. 2012. 103 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2012.

ARAÚJO, Liliane Pequeno de. **AVALIAÇÃO DE EXPOSIÇÃO DE PESCADOS A HIDROCARBONETOS PLICÍCLICOS AROMÁTICOS NA BAÍA DE GUANABARA - RIO DE JANEIRO - BRASIL**. 2010. 104 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2010.

ARAUJO, Maria Elisabeth de; RAMALHO, Cristiano Wellington Noberto; MELO, Paulo Wanderley de. Artisanal fishers, consumers and the environment: immediate consequences of the oil spill in pernambuco, northeast brazil. **Cadernos de Saúde Pública**, [S.L.], v. 36, n. 1, p. 1-6, jan. 2020. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/0102-311x00230319>.

AZEVEDO, P. H. V. de; SILVA, B. B. da; RODRIGUES, M. F. G. Previsão estatística das chuvas de outono no estado do Ceará. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 13, n. 1, p. 19 – 30, 1998

AZEVEDO, Rufino N.A.; BEZERRA, Kamylla M.M.; NASCIMENTO, Ronaldo F.; NELSON, Robert K.; REDDY, Christopher M.; NASCIMENTO, Adriana P.; OLIVEIRA, André H.B.; MARTINS, Laercio L.; CAVALCANTE, Rivelino M.. Is there a similarity between the 2019 and 2022 oil spills that occurred on the coast of Ceará (Northeast Brazil)? An analysis based on forensic environmental geochemistry. **Environmental Pollution**, [S.L.], v. 314, p. 120283, dez. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120283>.

BAAWAIN, Mahad S.; AL-SABAHI, Jamal N.; AL-WARDY, Malik M.; SANA, Ahmed; CHITRAKAR, Prerana; AL-YAQOOB, Abdullah H.. Oil and Chemical Spills. **Encyclopedia Of Environmental Health**, [S.L.], p. 750-757, 2019. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-12-409548-9.11190-x>.

BALOGUN, Abdul-Lateef; YEKEEN, Shamsudeen Temitope; PRADHAN, Biswajeet; YUSOF, Khamaruzaman B. Wan. Oil spill trajectory modelling and environmental vulnerability mapping using GNOME model and GIS. **Environmental Pollution**, [S.L.], v. 268, p. 115812, jan. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115812>.

BARHOUMI, Badreddine; MEGDICHE, Yassine El; CLÉRANDEAU, Christelle; AMEUR, Walid Ben; MEKNI, Sabrine; BOUABDALLAH, Sondes; DEROUCHE, Abdelkader; TOUIL, Soufiane; CACHOT, Jérôme; DRISS, Mohamed Ridha. Occurrence of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in mussel (*Mytilus galloprovincialis*) and eel (*Anguilla anguilla*) from Bizerte lagoon, Tunisia, and associated human health risk assessment. **Continental Shelf Research**, [S.L.], v. 124, p. 104-116, ago. 2016. Elsevier BV.

[http://dx.doi.org/10.1016/j.csr.2016.05.012.](http://dx.doi.org/10.1016/j.csr.2016.05.012)

**BARROSO, Hileia dos Santos. HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS (HPAs) EM ORGANISMOS MARINHOS DA BAÍA DO ALMIRANTADO, PENÍNSULA ANTÁRTICA.** 2010. 160 f. Tese (Doutorado) - Curso de Oceanografia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

**BARROSO, Cristiane Xerez; LOTUFO, Tito Monteiro da Cruz; MATTHEWS-CASCON, Helena.** Biogeography of Brazilian prosobranch gastropods and their Atlantic relationships. **Journal Of Biogeography**, [S.L.], v. 43, n. 12, p. 2477-2488, 7 jul. 2016. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/jbi.12821>.

**BAUMARD, P.; BUDZINSKI, H.; GARRIGUES, P.; SORBE, J.C.; BURGEOT, T.; BELLOCQ, J..** Concentrations of PAHs (polycyclic aromatic hydrocarbons) in various marine organisms in relation to those in sediments and to trophic level. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 36, n. 12, p. 951-960, dez. 1998. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0025-326x\(98\)00088-5](http://dx.doi.org/10.1016/s0025-326x(98)00088-5).

**BEYER, Jonny; TRANNUM, Hilde C.; BAKKE, Torgeir; HODSON, Peter V.; COLLIER, Tracy K..** Environmental effects of the Deepwater Horizon oil spill: a review. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 110, n. 1, p. 28-51, set. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.027>.

**BOGARD, J. R.; THILSTED, S. H.; MARKS, G. C.; WAHAB, MD. A.; HOSSAIN, M. A. R.; JETTE, J.; STANGOULIS, J.** Nutrient composition of important fish species in Bangladesh and potential contribution to recommended nutrient intakes. **Journal of Food Composition and Analysis**, v. 42, p. 120–133, september, 2015.

**BRASIL. INMET - INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. . Normais Climatológicas (1981-2010).** 2010. Disponível em: [https://clima.inmet.gov.br/NormaisClimatologicas/1981-2010/temperatura\\_media](https://clima.inmet.gov.br/NormaisClimatologicas/1981-2010/temperatura_media). Acesso em: 10 out 2023.

**BRASIL. Decreto nº 8.127, de 22 de outubro de 2013.** Institui o Plano Nacional de Contingência para Incidentes de Poluição por Óleo em Águas sob Jurisdição Nacional, altera o Decreto nº 4.871, de 6 de novembro de 2003, e o Decreto nº 4.136, de 20 de fevereiro de 2002, e dá outras providências. Brasília, 22 out. 2013.

**BRASIL. Ibama multa Petrobras em R\$ 2,5 milhões por derramamento de óleo no litoral de SE.** 2017. Disponível em: [https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/noticias/copy\\_of\\_noticias/noticias-2016/ibama-multa-petrobras-em-r-2-5-milhoes-por-derramamento-de-oleo-no-litoral-de-se](https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/noticias/copy_of_noticias/noticias-2016/ibama-multa-petrobras-em-r-2-5-milhoes-por-derramamento-de-oleo-no-litoral-de-se). Acesso em: 25 nov. 2023.

**BRASIL. Medida Provisória nº 908, de 28 de novembro de 2019.** Institui o Auxílio Emergencial Pecuniário para os pescadores profissionais artesanais inscritos e ativos no Registro Geral da Atividade Pesqueira, domiciliados nos Municípios afetados pelas manchas de óleo. Brasília, 28 nov. 2019.

**BRASIL. MINISTÉRIO DO TURISMO. SONDAÇÃO EMPRESARIAL - AGÊNCIAS.** 2019. Disponível em:

<http://dadosefatos.turismo.gov.br/component/k2/itemlist/category/17.html>. Acesso em: 24 out 2023.

**BRASIL. Polícia Federal conclui investigações ~ sobre a origem das manchas de óleo ~ que atingiram o litoral brasileiro entre 2019 e 2020.** 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/pf/pt-br/assuntos/noticias/2021/12/pf-conclui-investigacoes-sobre-a-origem-das-manchas-de-oleo-que-atingiram-o-litoral-brasileiro-entre-2019-e-2020>. Acesso em: 8 nov. 2023.

**BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE PETRÓLEO. . Boletim da Produção de Petróleo e Gás Natural.** 160. ed. [S.L.]: Sdp, 2023.

BRUM, H. D.; CAMPOS-SILVA, J. V.; OLIVEIRA, E. G.. Brazil oil spill response: government inaction. **Science**, [S.L.], v. 367, n. 6474, p. 155.3-156, 9 jan. 2020. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.aba0369>.

CALDWELL, D.K. 1966. Marine and freshwater fishes of Jamaica. **Bull. Institute Jamaica Science**, 17. 120 p.

CÂMARA, Samuel Façanha; PINTO, Francisco Roberto; SILVA, Felipe Roberto da; SOARES, Marcelo de Oliveira; PAULA, Thiago Matheus de. Socioeconomic vulnerability of communities on the Brazilian coast to the largest oil spill (2019–2020) in tropical oceans. **Ocean & Coastal Management**, [S.L.], v. 202, p. 105506, mar. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105506>.

CANEDO-LOPEZ, Yunuen; RUIZ-MARIN, Alejandro; BARRETO-CASTRO, Maria del Rocio. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Surface Sediments and Fish Tissues Collected from a Protected Lagoon Region. **Bulletin Of Environmental Contamination And Toxicology**, [S.L.], v. 104, n. 2, p. 185-192, 7 jan. 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00128-019-02775-y>.

CAPRISTANO-SOBRINHO, D; CAETANO-PEREIRA, A.C.S.; PRADO, J.P.S.; MOTTA, A.L.V.; BOELTER, J.F.; CAVALHEIRO, J.M.O. Composição química e avaliação do processo de liofilização do filé de sardinha-laje (*Opisthonema oglinum*). **Rev. Biol. Farm.**, João Pessoa, v.5, n.2, 2011.

CARLS, M.G; BABCOCK, M.M; HARRIS, P.M; IRVINE, G.V; CUSICK, J.A; RICE, S.D. Persistence of oiling in mussel beds after the Exxon Valdez oil spill. **Marine Environmental Research**, [S.L.], v. 51, n. 2, p. 167-190, mar. 2001. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0141-1136\(00\)00103-3](http://dx.doi.org/10.1016/s0141-1136(00)00103-3).

CAVALCANTE, Rivelino Martins (org.). **Contaminantes orgânicos em ambientes aquáticos**. Fortaleza: Imprensa Universitária da Universidade Federal do Ceará (Ufc), 2020. 366 p.

CEARÁ, 2009. Assembleia Legislativa. **Caderno regional da sub-bacia do Médio Jaguaribe**. Conselho de Altos Estudos e Assuntos Estratégicos, Assembleia Legislativa do Estado do Ceará; Eudoro Walter de Santana (Coordenador), Fortaleza: INESP, v. 6, 102 p., 2009.

CERVIGÓN, F. **Los peces marinos de Venezuela**. Fundación Científica Los Roques, Caracas. 498 pp. 1993.

CHANG, S. Associations between liver lesions in winter flounder (*Pleuronectes americanus*) and sediment chemical contaminants from north-east United States estuaries. **Ices Journal Of Marine Science**, [S.L.], v. 55, n. 5, p. 954-969, out. 1998. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1006/jmsc.1998.0354>.

CHOI-LIMA, K. F., CAMPOS, T. M., MEIRELES, A. C., SILVA, C. P. N., COSTA, T. E. B., ABESSA, D. M. S. (2017). Using traditional ecological knowledge to prospect the distribution of the Antillean manatee *Trichechus manatus manatus* (Sirenia: Trichechidae) in the states of Ceará and Rio Grande do Norte, Brazil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 12(3), 234-247.

CLARKE, K. Robert; WARWICK, R. M. Change in marine communities. **An approach to statistical analysis and interpretation**, v. 2, p. 1-168, 2001.

CLAUDINO-SALES, Vanda; CARVALHO, Alexandre Medeiros de. DINÂMICA COSTEIRA CONTROLADA POR PROMONTÓRIOS NO ESTADO DO CEARÁ, NORDESTE DO BRASIL. **Geociências**, São Paulo, v. 23, n. 4, p. 579-595, set. 2014.

COCHIERI, Renata Amodio; ARNESE, Antonio; MINICUCCI, Anna Maria. Polycyclic aromatic hydrocarbons in marine organisms from Italian central Mediterranean coasts. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 21, n. 1, p. 15-18, jan. 1990. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0025-326x\(90\)90146-y](http://dx.doi.org/10.1016/0025-326x(90)90146-y).

COLVIN, Katherine A.; LEWIS, Ceri; GALLOWAY, Tamara S.. Current issues confounding the rapid toxicological assessment of oil spills. **Chemosphere**, [S.L.], v. 245, p. 125585, abr. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125585>.

CONFEDERAÇÃO NACIONAL DO COMÉRCIO DE BENS, SERVIÇOS E TURISMO. **CNC Aponta Novo Crescimento No Faturamento Do Turismo Em Outubro**. 2019. Disponível em: <http://stage.cnc.org.br/editorias/turismo/noticias/cnc-aponta-novocrescimento-no-faturamento-do-turismo-em-outubro>. Acesso em: 21 abr. 2021

CONNELL, Des W. Biomagnification by aquatic organisms — A proposal. **Chemosphere**, [S.L.], v. 19, n. 10-11, p. 1573-1584, 1989. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0045-6535\(89\)90501-8](http://dx.doi.org/10.1016/0045-6535(89)90501-8).

CONNELL, Des W.. Environmental Routes Leading to the Bioaccumulation of Lipophilic Chemicals. **Bioaccumulation Of Xenobiotic Compounds**, [S.L.], p. 59-74, 18 jan. 2018. CRC Press. <http://dx.doi.org/10.1201/9781351070126-4>.

CONTE, Francesca; COPAT, Chiara; LONGO, Sabrina; CONTI, Gea Oliveri; GRASSO, Alfina; ARENA, Giovanni; DIMARTINO, Angela; BRUNDO, Maria Violetta; FERRANTE, Margherita. Polycyclic aromatic hydrocarbons in *Haliotis tuberculata* (Linnaeus, 1758) (Mollusca, Gastropoda): considerations on food safety and source investigation.. **Food And Chemical Toxicology**, [S.L.], v. 94, p. 57-63, ago. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fct.2016.05.016>.

CONTRERAS-GUZMÁN E. S. **Bioquímica de pescado e derivados**. Jaboticabal: FUNEP, 1994, 409 p.

COSTA, J. R. **Sustentabilidade ambiental local: o caso da comunidade pesqueira de Ponta Grossa – Icapuí – Ceará – Brasil**. 2003. 95 f. : Dissertação (mestrado) – Universidade Federam do Ceará, Centro de Ciências, Departamento de Geografia, Fortaleza – CE, 2003.

COSTA, Nátane Oliveira da. **CARTOGRAFIA SOCIAL: INSTRUMENTO DE LUTA E RESISTÊNCIA NO ENFRENTAMENTO DOS PROBLEMAS SOCIOAMBIENTAIS NA RESERVA EXTRATIVISTA MARINHA DA PRAINHA DO CANTO VERDE, BEBERIBE- CEARÁ**. 2016. 159 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016.

COSTA, Gisely Karla de Almeida; SILVA, Scarlatt Paloma Alves da; TRINDADE, Maria Raissa Coelho Marchetti; SANTOS, Fernando Leandro dos; CARREIRA, Renato S.; MASSONE, Carlos G.; SANT'ANA, Otoniel D.; SILVA, Suzianny Maria Bezerra Cabral da. Concentration of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and histological changes in Anomalocardia brasiliiana and Crassostrea rhizophorae from Pernambuco, Brazil after the 2019 oil spill. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 192, p. 115066, jul. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115066>.

CUNHA, Francisca Edna de Andrade; FREITAS, João Eduardo Pereira de; FEITOSA, Caroline Vieira; MONTEIRO NETO, Cassiano. Biologia e biometria da Palombeta, *Chloroscombrus chrysurus* (Linnaeus, 1766) (Teleostei: Carangidae), da cidade de Fortaleza Estado do Ceará , Brasil. Arquivo de Ciências do Mar. Fortaleza, v. 33. n. 1-2, p.143-148. 2000.

DEVADASON, C.; JAYASINGHE, C. Effects of feeding habits and nutrition status of freshwater fishes on muscle with lipid fatty acid composition and tocopherol contentes. **International Journal of Fisheries and Aquatic Studies**, v. 5, n. 2, p. 492-497, 2017.

DEVIER, Marie-HeleNe; AUGAGNEUR, Sylvie; BUDZINSKI, HeLeNe; MENACH, Karyn Le; MORA, Pascal; NARBONNE, Jean-FrançOis; GARRIGUES, Philippe. One-year monitoring survey of organic compounds (PAHs, PCBs, TBT), heavy metals and biomarkers in blue mussels from the Arcachon Bay, France. **Journal Of Environmental Monitoring**, [S.L.], v. 7, n. 3, p. 224, 2005. Royal Society of Chemistry (RSC). <http://dx.doi.org/10.1039/b409577d>.

DUARTE, L. O.; GARCIA, C. B. Diet of the Lane Snapper, *Lutjanus synagris* (Lutjanidae), in the Gulf of Salamanca, Colombia. **Caribb. J. Sci.**, v. 35, n. 1-2, p. 54- 69, 1999.

ESTATPESCA (Boletim Estatístico da Pesca Marítima e Estuarina - 2006). **Monitoramento da atividade pesqueira no Litoral Nordestino**, PROJETO ESTATPESCA, SEAP/IBAMA/PROZEE, Tamandaré, 2008. 44p.

EUA. (1990). **Oil Pollution Act of 1990 - Public Law 101-380**, August 18, 1990. 484–575

EUZEBIO, Camilla Szerman; RANGEL, Giovanna da Silveira; MARQUES, Rejane Côrrea.

DERRAMAMENTO DE PETRÓLEO E SEUS IMPACTOS NO AMBIENTE E NA SAÚDE HUMANA. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)**, [S.L.], n. 52, p. 79-98, 2 nov. 2019. Zeppelini Editorial e Comunicacao. <http://dx.doi.org/10.5327/z2176-947820190472>.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. **El estado mundial de la pesca y la acuicultura**. Roma: 2018.

FEITOSA, Caroline Vieira; PIMENTA, Daniel Alexandre Sampaio; ARAÚJO, Maria Elisabeth de. Ictiofauna recifal dos Parrachos de Maracajaú (RN) na área dos flutuantes: inventário e estrutura da comunidade. **Arquivo de Ciências do Mar**. Fortaleza, v. 35. n. 1-2, p.39-50. 2002.

FERNANDES, Gabrielle M.; MARTINS, Davi A.; SANTOS, Rafael P. dos; SANTIAGO, Ithala S. de; NASCIMENTO, Lorena S.; OLIVEIRA, André H.B.; YAMAMOTO, Flávia Y.; CAVALCANTE, Rivelino M.. Levels, source appointment, and ecological risk of petroleum hydrocarbons in tropical coastal ecosystems (northeast Brazil): baseline for future monitoring programmes of an oil spill area. **Environmental Pollution**, [S.L.], v. 296, p. 118709, mar. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118709>.

FERREIRA, C. E. L.; FLOETER, S. R.; GASPARINI, J. L.; FERREIRA, B. P.; JOYEUX, J. C.. Trophic structure patterns of Brazilian reef fishes: a latitudinal comparison. **Journal Of Biogeography**, [S.L.], v. 31, n. 7, p. 1093-1106, 7 jun. 2004. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2699.2004.01044.x>.

FERREIRA, Maíra Silva Navarro; DUARTE, Michelle Rezende; SILVA, Edson Pereira da. Recursos Pesqueiros de Mariscagem: uma revisão da literatura sobre iphigenia brasiliensis. **Ensaios e Ciência: C. Biológicas, Agrárias e da Saúde**, [S.L.], v. 23, n. 1, p. 24, 19 jun. 2019. Editora e Distribuidora Educacional. <http://dx.doi.org/10.17921/1415-6938.2019v23n1p24-34>.

FIGUEIREDO, J. L.; MENEZES, Naércio A. **Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5)**. São Paulo: Museu de Zoologia, USP, 2000. Acesso em: 05 jan. 2024.

FIGUEIREDO, Marcelo Gonçalves; ALVAREZ, Denise; ROTENBERG, Lúcia; ADAMS, Ricardo Nunes. O acidente da plataforma de petróleo Deepwater Horizon após 12 anos: análise com foco na dimensão coletiva do trabalho e nos fatores organizacionais. **Cadernos de Saúde Pública**, [S.L.], v. 38, n. 12, p. 2-17, 2022. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/0102-311xpt222621>.

FINGAS, Merv. Oil Spills and Response. **Springer Handbook Of Ocean Engineering**, [S.L.], p. 1067-1094, 2016. Springer International Publishing. [http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-16649-0\\_43](http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-16649-0_43).

FIOCRUZ CEARÁ (Ceará). **Pesquisa da Fiocruz Ceará aborda impacto do derramamento de petróleo na vida de pescadoras e marisqueiras do litoral leste do Estado**. 2019. Disponível em: <https://portal.fiocruz.br/noticia/pesquisa-da-fiocruz-cearaaborda-impacto-do-derramamento-de-petroleo-na-vida-de-pescadoras-e>. Acesso em: 05 jun. 2023.

**FIOCRUZ CEARÁ (Ceará). Pesquisa da Fiocruz Ceará entrega resultados parciais de contaminação de mariscos após derramamento de petróleo no Estado. 2021.** Disponível em: <https://portal.fiocruz.br/noticia/pesquisa-da-fiocruz-ceara-entrega-resultados-parciais-decontaminacao-de-mariscos-apos>. Acesso em: 06 jun. 2023.

**FISHBASE. World Wide Web electronic publication.** [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org), version. Acesso em: 25 out. 2033.

FRANCIONI, E.; WAGENER, A. de L.R.; SCOFIELD, A. de L.; DEPLEDGE, M.H.; CAVALIER, B.; SETTE, C.B.; CARVALHOSA, L.; LOZINSKY, C.; MARIATH, R..

Polycyclic aromatic hydrocarbon in inter-tidal mussel *Perna perna*: space :: time observations, source investigation and genotoxicity. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 372, n. 2-3, p. 515-531, jan. 2007. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.08.046>.

FREIRE, Marina Moreira; AMORIM, Lidia Maria Fonte; BUCH, Andressa Cristhy; GONÇALVES, Aline Domingos; SELLA, Silvia Maria; CASSELLA, Ricardo Jorgensen; MOREIRA, Josino Costa; SILVA-FILHO, Emmanoel Vieira. Polycyclic aromatic hydrocarbons in bays of the Rio de Janeiro state coast, SE - Brazil: effects on catfishes. **Environmental Research**, [S.L.], v. 181, p. 108959, fev. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2019.108959>.

FREITAS, J.E.P., CORREIA, L.B., ARAÚJO, M.E. 2001. **Ictiofauna do Parque Estadual Marinho da Pedra da Risca do Meio, CE**. IX Congresso Nordestino de Ecologia, 2001, Rio Grande do norte. Anais. Natal: Sociedade Nordestina de Ecologia.

FREITAS, Pedro Paulo de. **Modelagem hidrodinâmica da circulação sobre a plataforma continental do Ceará - Brasil**. 2015. 97 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências Marinhais Tropicais, Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2015. Disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/10815>. Acesso em: 10 maio 2023.

FURTADO-OGAWA, E. Alimentação da sardinha-bandeira *Opisthonema oglinum* (Lesueur), no Estado do Ceará. **Arq. Ciênc. Mar.**, Fortaleza, v.10, n.2, p.201- 202, 1970.

GAMA, Allyne F.; OLIVEIRA, André H. B. de; CAVALCANTE, Rivelino M.. Inventário de agrotóxicos e risco de contaminação química dos recursos hídricos no semiárido cearense. **Química Nova**, [S.L.], v. 36, n. 3, p. 462-467, 2013. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-40422013000300017>.

GATTO, L. C. S. Diagnóstico ambiental da bacia do rio Jaguaribe: diretrizes gerais para a ordenação territorial. Salvador: IBGE, 77p., 1999

GESTEIRA, T. C. V.; ROCHA, C. A. S. Estudo sobre a fecundidade do ariocó, *Lutjanus synagris* (Linnaeus), da costa do estado do Ceará (Brasil). **Arq. Ciênc. Mar.**, v. 16, n. 1, p. 19-22, 1976.

GOLD-BOUCHOT, Gerardo; RUBIO-PIÑA, J.; MONTERO-MUÑOZ, J.; RAMIREZ-MISS, N.; ECHEVERRÍA-GARCÍA, A.; PATIÑO-SUAREZ, V.; PUCH-HAU, C.A.; ZAPATA-PÉREZ, O.. Pollutants and biomarker responses in two reef fish species (*Haemulon*

aurolineatum and Ocyurus chrysurus) in the Southern Gulf of Mexico. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 116, n. 1-2, p. 249-257, mar. 2017. Elsevier BV.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.12.073>.

GRAY, John S.. Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 45, n. 1-12, p. 46-52, set. 2002. Elsevier BV.  
[http://dx.doi.org/10.1016/s0025-326x\(01\)00323-x](http://dx.doi.org/10.1016/s0025-326x(01)00323-x).

HAMACHER, Cláudia; FARIAS, Cássia O.; ARAÚJO, Michelle P.; PITTA, João Pedro M.P.; SANTOS, Carlos Alberto P. dos; SOARES, Mário Luiz Gomes. Community-based assessment of marine resources contamination after a large-scale oil spill. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, [S.L.], v. 94, n. 2, p. 1-17, 2022. FapUNIFESP (SciELO).  
<http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765202220211392>.

HELLOU, J.; HODSON, P. V.; UPSHALL, C.. Contaminants in Muscle of Plaice and Halibut Collected From the St. Lawrence Estuary and Northwest Atlantic. **Chemistry And Ecology**, [S.L.], v. 11, n. 1, p. 11-24, abr. 1995. Informa UK Limited.  
<http://dx.doi.org/10.1080/02757549508039061>.

HESP, Patrick A.; MAIA, Luiz P.; CLAUDINO-SALES, Vanda. The Holocene Barriers of Maranhão, Piauí and Ceará States, Northeastern Brazil. In: DILLENBURG, Sérgio R.; HESP, Patrick A.. **Geology and Geomorphology of Holocene Coastal Barriers of Brazil**. [S.L.]: Springer, Berlin, Heidelberg, 2009. p. 325-345. (Lecture Notes in Earth Sciences).

HUGHES, Julian M.; STEWART, John. Reproductive Biology of Three Commercially Important Hemiramphid Species in South-eastern Australia. **Environmental Biology Of Fishes**, [S.L.], v. 75, n. 2, p. 237-256, fev. 2006. Springer Science and Business Media LLC.  
<http://dx.doi.org/10.1007/s10641-006-0023-3>.

HUMANN, P.; DELOACH, N. 2002. **Reef fish identification**: Florida, Caribbean, Bahamas. New World Publications, Jacksonville, 481 p.  
 IARC (INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER). **Complete List of Agents, Mixtures and Exposures Evaluated and Their Classification**. 2009. Disponível em: [www.iarc.fr](http://www.iarc.fr). Acesso em: 30 abr. 2023.

IARC. Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Some Traditional Herbal Medicines, Some Mycotoxins, Naphthalene and Styrene. **Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans**, v. 82, p. 1-601, 2002.

IBAMA. **Manchas de óleo - Litoral brasileiro - Localidades Afetadas - Boletim 19/03/2020**. 2020. Disponível em:  
[http://ibama.gov.br/phocadownload/emergenciasambientais/2020/manchasdeoleo/2020-03-19\\_LOCALIDADES\\_AFETADAS.pdf](http://ibama.gov.br/phocadownload/emergenciasambientais/2020/manchasdeoleo/2020-03-19_LOCALIDADES_AFETADAS.pdf). Acesso em: 26 nov. 2023.

IBAMA. **Marinha, Exército, Corpo de Bombeiros e Ibama atuam no combate às manchas de óleo no Nordeste**. 2019. Disponível em: <https://www.gov.br/defesa/pt-br/assuntos/noticias/ultimasnoticias/marinha-exercito-corpode-bombeiros-eibama-atuam-no-combate-as-manchas-de-oleo-nonordeste>. Acesso em: 25 nov. 2023.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). **Fortaleza**. 2020. Disponível em:

<https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/ce/fortaleza.html>. Acesso em: 13 maio 2023.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Fortaleza**. 2023.

<https://www.ibge.gov.br/busca.html?searchword=nordeste&searchphrase=all>. Acesso em: 23 jan 2024.

INSTITUTO DE PESQUISA E ESTRATÉGIA ECONÔMICA DO CEARÁ (IPECE). Perfil Básico Municipal de Caucaia. 2018. Disponível em:

[http://www.ipece.ce.gov.br/perfil\\_basico\\_municipal/2017/Caucaia.pdf](http://www.ipece.ce.gov.br/perfil_basico_municipal/2017/Caucaia.pdf). Acesso em: 12 out 2023.

ITOPF (INTERNATIONAL TANKER OWNERS POLLUTION FEDERATION). **Fate of marine oil spills**. 2011. Disponível em:

<https://www.itopf.org/knowledgeresources/documents-guides/document/tip-02-fate-of-marine-oil-spills/>. Acesso em: 10 dezembro 2023.

ITOPF. **Oil Tanker Spill Statistics: 2020**. 2021. International Tanker Owners Pollution Federation Limited.

JAFARABADI, Ali Ranjbar; MASHJOOR, Sakineh; BAKHTIARI, Alireza Riyahi; JADOT, Catherine. Dietary intake of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from coral reef fish in the Persian Gulf — Human health risk assessment. **Food Chemistry**, [S.L.], v. 329, p. 127035, nov. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodchem.2020.127035>.

KLAASSEN, C.D.; DOULL, J. & AMDUR, M.O. 1996. **Casarett and Doull's Toxicology – the basic science of poisons**. (5th Edition). McGraw-Hill. New York. ISBN0-07-105476-6.

KLIPPEL, S.; PERES, M. B. Resultados da avaliação de estoques das dez principais espécies na pesca de linha de mão da costa central do Brasil. Relatório de Atividades. Rel. Téc., Programa REVIZEE, Rio Grande, 2002.

KOLESNIKOVAS, Celso; OLIVEIRA, Everton de; DUARTE, Uriel. AVALIAÇÃO DE RISCO TOXICOLOGICO PARA HIDROCARBONETOS TOTAIS DE PETRÓLEO EM FORMA FRACIONADA APLICADA À GESTÃO E MONITORAMENTO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA EM UM COMPLEXO INDUSTRIAL. **Águas Subterrâneas**, [S.L.], v. 23, n. 1, p. 31-44, 9 fev. 2009. Lepidus Tecnologia. <http://dx.doi.org/10.14295/ras.v23i1.12128>.

KRUMME, Uwe; BRENNER, Matthias; SAINT-PAUL, Ulrich. Spring-neap cycle as a major driver of temporal variations in feeding of intertidal fishes: evidence from the sea catfish *sciades herzbergii* (ariidae) of equatorial west atlantic mangrove creeks. **Journal Of Experimental Marine Biology And Ecology**, [S.L.], v. 367, n. 2, p. 91-99, dez. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jembe.2008.08.020>.

KUJAWINSKI, Elizabeth B.; REDDY, Christopher M.; RODGERS, Ryan P.; THRASH, J. Cameron; VALENTINE, David L.; WHITE, Helen K.. The first decade of scientific insights from the Deepwater Horizon oil release. **Nature Reviews Earth & Environment**, [S.L.], v. 1, n. 5, p. 237-250, 20 abr. 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s43017-020-0046-x>.

LARA-DOMINGUEZ A.L.; YANEZ-ARANCIBIA A.; LINHARES F.A. (1981) Biología y

ecología del bagre Arius Melanopus Günther en Laguna de Términos, Sur del Golfo de México (Pisces: Ariidae). **Inst. o Cienc. M.** Limn., 8(1): 267-304.

LEHOTAY, Steven J; KOK, André de; HIEMSTRA, Maurice; VAN BODEGRAVEN, Peter. Validation of a Fast and Easy Method for the Determination of Residues from 229 Pesticides in Fruits and Vegetables Using Gas and Liquid Chromatography and Mass Spectrometric Detection. **Journal Of Aoac International**, [S.L.], v. 88, n. 2, p. 595-614, 1 mar. 2005. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1093/jaoac/88.2.595>.

LESSA, Rosangela; NÓBREGA, Marcelo F. de. **Guia de Identificação de Peixes Marinhos da Região Nordeste**. Recife: Dimar, 2000. 138 p.

LIMA, Maria do Céu de. PESCADORAS E PESCADORES ARTESANAIS DO CEARÁ: modo de vida, confrontos e horizontes (artisanal fishermen and fisherwomen in Ceará: lifestyles, confrontations and horizons). **Mercator**, Fortaleza, v. 5, n. 10, p. p. 39 a 54, nov. 2008. ISSN 1984-2201. Available at: <<http://www.mercator.ufc.br/mercator/article/view/66>>.

LIMA, Maria do Céu de. **Comunidades pesqueira marítimas no Ceará: território, costumes e conflitos**. São Paulo, 2002. 220f. : Tese (Doutorado) em Geografia Humana – Universidade de São Paulo, 2002.

LINDEBERG, Mandy R.; MASELKO, Jacek; HEINTZ, Ron A.; FUGATE, Corey J.; HOLLAND, Larry. Conditions of persistent oil on beaches in Prince William Sound 26 years after the Exxon Valdez spill. **Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography**, [S.L.], v. 147, p. 9-19, jan. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.dsr2.2017.07.011>.

LOPES, Beatriz Diniz. **VARIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DO DERRAMAMENTO DE ÓLEO NA COSTA DO CEARÁ, BRASIL (2019-2020)**. 2021. 77 f. TCC (Graduação) - Curso de Ciências Ambientais, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2021.

LOURENÇO, Rafael André; COMBI, Tatiane; ALEXANDRE, Marcelo da Rosa; SASAKI, Silvio Tarou; ZANARDI-LAMARDO, Eliete; YOGUI, Gilvan Takeshi. Mysterious oil spill along Brazil's northeast and southeast seaboard (2019–2020): trying to find answers and filling data gaps. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 156, p. 111219, jul. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111219>.

LUZIA, L. A.; SAMPAIO, G. R.; CASTELLUCCI, C. M. N.; TORRES, E. A.F.S. The influence of season on the lipid profiles of five commercially important species of Brazilian fish. **Food Chemistry**, v. 83, p. 93 – 97, 2003.

MAGALHÃES, Karine Matos; BARROS, Kcrishna Vilanova de Souza; LIMA, Maria Cecília Santana de; ROCHA-BARREIRA, Cristina de Almeida; ROSA FILHO, José Souto; SOARES, Marcelo de Oliveira. Oil spill + COVID-19: a disastrous year for brazilian seagrass conservation. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 764, p. 142872, abr. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142872>.

MAGALHÃES, Karine Matos; CARREIRA, Renato Silva; ROSA FILHO, José Souto; ROCHA, Pedro Palmeira; SANTANA, Francisco Marcante; YOGUI, Gilvan Takeshi. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in fishery resources affected by the 2019 oil spill in

Brazil: short-term environmental health and seafood safety. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 175, p. 113334, fev. 2022. Elsevier BV.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113334>.

MAGRIS, Rafael Almeida; GIARRIZZO, Tommaso. Mysterious oil spill in the Atlantic Ocean threatens marine biodiversity and local people in Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 153, p. 110961, abr. 2020. Elsevier BV.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110961>.

MAIA, Luís Parente. **PROCESOS COSTEROS Y BALANCE SEDIMENTARIO A LO LARGO DE FORTALEZA (NE-BRASIL): IMPLICACIONES PARA UNA GESTIÓN ADECUADA DE LA ZONA LITORAL**. 1998. 281 f. Tese (Doutorado) - Curso de Facultat de Geologia, Departament D'estratigrafia I Paleontologia, Universitat de Barcelona, Barcelona, 1998. Disponível em: <http://www.repository.ufc.br/handle/riufc/40>. Acesso em: 18 de mai. de 2021.

MARCENIUK, Alexandre Pires. **Relações filogenéticas e revisão dos gêneros da família Ariidae (Ostariophysi, Siluriformes)**. 2003. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003. . Acesso em: 05 fev. 2024.

MARINHO, Anderson da Silva; FERNANDES, Laura Mary Marques; SILVA, Edson Vicente da; RABELO, Francisco Davy Braz. **PAISAGEM E TURISMO: qualidade visual da praia do cumbuco - caucaia/ce**. **Planeta Amazônia: Revista Internacional de Direito Ambiental e Políticas Públicas**, [S.L.], n. 11, p. 139, 6 maio 2020. Universidade Federal do Amapá.  
<http://dx.doi.org/10.18468/planetaamazonia.2019n11.p139-150>.

MARSH, J.W.; CHIPMAN, J.K.; LIVINGSTONE, D.R.. Activation of xenobiotics to reactive and mutagenic products by the marine invertebrates *Mytilus edulis*, *Carcinus maenas* and *Asterias rubens*. **Aquatic Toxicology**, [S.L.], v. 22, n. 2, p. 115-127, abr. 1992. Elsevier BV.  
[http://dx.doi.org/10.1016/0166-445x\(92\)90027-k](http://dx.doi.org/10.1016/0166-445x(92)90027-k).

MASSONE, C.G.; SANTOS, A.A.; FERREIRA, P.G.; CARREIRA, R.s.. A baseline evaluation of PAH body burden in sardines from the southern Brazilian shelf. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 163, p. 111949, fev. 2021. Elsevier BV.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111949>.

MATOS DL, CUNHA DR & CUTRIM S. 2019. **Diagnóstico dos acidentes envolvendo derrame de óleo ao mar no complexo portuário de São Luís**. In: VI Congresso Internacional de Desempenho Portuário, Florianópolis, Brasil

MCBRIDE, Richare *et al.* Florida's Halfbeak, *Hemiramphus* spp., Bait Fishery. **Marine Fisheries Review**, [S.L.], v. 58, n. 1-2, p. 29-38, out. 1996.

MEADOR, J. P.; STEIN, J. E.; REICHERT, W. L.; VARANASI, U.. Bioaccumulation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by Marine Organisms. **Reviews Of Environmental Contamination And Toxicology**, [S.L.], p. 79-165, 1995. Springer New York.  
[http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4612-2542-3\\_4](http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4612-2542-3_4).

MEIRE, Rodrigo Ornellas; AZEREDO, Antônio; TORRES, João Paulo Machado. Aspectos ecotoxicológicos de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos. **Oecologia Brasiliensis**, [S.L.],

v. 11, n. 2, p. 188-201, nov. 2007. *Oecologia Australis*.  
<http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2007.1102.03>.

**MELLO, Luiza Costa. Avaliação de Danos Ecológicos e à Saúde Humana Causados pelo Derramamento de Óleo de Origem Desconhecida em Unidades de Conservação do Litoral Semiárido Brasileiro.** 2023. 134 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2023.

MELO, Ana Paula Zapelini de; HOFF, Rodrigo Barcellos; MOLOGNONI, Luciano; KLEEMANN, Cristian Rafael; OLIVEIRA, Thais de; OLIVEIRA, Luan Valdemiro Alves de; DAGUER, Heitor; BARRETO, Pedro Luiz Manique. Determination of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Seafood by PLE-LC-APCI-MS/MS and Preliminary Risk Assessment of the Northeast Brazil Oil Spill. **Food Analytical Methods**, [S.L.], v. 15, n. 7, p. 1826-1842, 9 mar. 2022. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s12161-022-02252-z>.

MELO, Ana Paula Zapelini de; HOFF, Rodrigo Barcellos; MOLOGNONI, Luciano; OLIVEIRA, Thais de; DAGUER, Heitor; BARRETO, Pedro Luiz Manique. Disasters with oil spills in the oceans: impacts on food safety and analytical control methods. **Food Research International**, [S.L.], v. 157, p. 111366, jul. 2022. Elsevier BV.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foodres.2022.111366>.

MELO, Pamella Talita S.; TORRES, João Paulo M.; RAMOS, Leonardo R.V.; FOGAÇA, Fabíola Helena S.; MASSONE, Carlos G.; CARREIRA, Renato S.. PAHs impacts on aquatic organisms: contamination and risk assessment of seafood following an oil spill accident. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, [S.L.], v. 94, n. 2, p. 1-17, 2022. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765202220211215>.

MELO, Ana Paula Zapelini de; HOFF, Rodrigo Barcellos; MOLOGNONI, Luciano; OLIVEIRA, Thais de; DAGUER, Heitor; BARRETO, Pedro Luiz Manique. Disasters with oil spills in the oceans: impacts on food safety and analytical control methods. **Food Research International**, [S.L.], v. 157, p. 111366, jul. 2022. Elsevier BV.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foodres.2022.111366>.

MELO, Pamella Talita S.; TORRES, João Paulo M.; RAMOS, Leonardo R.V.; FOGAÇA, Fabíola Helena S.; MASSONE, Carlos G.; CARREIRA, Renato S.. PAHs impacts on aquatic organisms: contamination and risk assessment of seafood following an oil spill accident. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, [S.L.], v. 94, n. 2, p. 1-10, 2022. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765202220211215>.

**MENDONÇA, T.C. de M. Turismo comunitário e pesca: uma relação de complementaridade na Prainha do Canto Verde (Beberibe, CE), in Anais do I Seminário Nacional de Gestão Sustentável de Ecossistemas Aquáticos: Complexidade, Interatividade e Ecodesenvolvimento.** Arraial do Cabo, RJ. UFRJ, p. 116-124, 2012.

**MENEZES, N. A.; FIGUEIREDO, J. L. Manual de Peixes Marinhas do Sudeste do Brasil.** IV. Teleósteo (3). São Paulo. Museu de Zoologia. Universidade de São Paulo, 1980.

MENICONI, Maria de Fátima Guadalupe; SANTOS, Angelo Francisco; MOREIRA, Isabel

Maria N.s.; SCOFIELD, Arthur de Lemos; SALMITO, Thais M.C.; ROMÃO, Cátia Maria; AZEVEDO, Luiz Augusto Carneiro; MACHADO, Guilherme Augusto Witte Cruz. FISHERIES SAFETY MONITORING IN THE GUANABARA BAY, BRAZIL FOLLOWING A MARINE FUEL OIL SPILL. **International Oil Spill Conference Proceedings**, [S.L.], v. 2001, n. 2, p. 951-957, 1 mar. 2001. International Oil Spill Conference. <http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-2001-2-951>.

MEYERS, Philip A.; ISHIWATARI, Ryoshi. Lacustrine organic geochemistry—an overview of indicators of organic matter sources and diagenesis in lake sediments. **Organic Geochemistry**, [S.L.], v. 20, n. 7, p. 867-900, set. 1993. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0146-6380\(93\)90100-p](http://dx.doi.org/10.1016/0146-6380(93)90100-p).

MOHANTY, B. P.; MAHANTY, A.; GANGULY, S.; MITRA, T.; ARUNAKARAN, D.; ANANDAN, R. Nutritional composition of food fishes and their importance in providing food and nutritional security. **Food Chemistry**, nov., 2017.

MONTEIRO, Francielli Casanova; CARREIRA, Renato da Silva; GRAMLICH, Kamila Cezar; PINHO, Júlia Vianna de; MASSONE, Carlos German; VIANNA, Marcelo; HAUSER-DAVIS, Rachel Ann. A systematic review on polycyclic aromatic hydrocarbon contamination in elasmobranchs and associated human health risks. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 195, p. 115535, out. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115535>.

MORAIS, Jader Onofre. Aspectos do Transporte de Sedimentos no Litoral do Município de Fortaleza, Estado do Ceará, Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, Fortaleza, v. 20, n. 1, p. 71-100, dez. 1980.

MOURA, Séfura Maria Assis. **AVALIAÇÃO NUTRICIONAL E DAS ATIVIDADES ANTICOLINESTERÁSICA, ANTIFÚNGICA E ANTIOXIDANTE DE PRODUTOS OBTIDOS DE PESCADOS MARINHOS DO ESTADO DO CEARÁ**. 2019. 143 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2019.

NASCIMENTO, R. C. **Impactos sócio-ambientais de marambaias para a pesca da lagosta: o caso de Ponta Grossa, Icapuí – Ce**. 2006. 86f. Dissertação de Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, CE, 2006.

NASCIMENTO, Rodrigo A.; ALMEIDA, Marcos de; ESCOBAR, Narayana C.F.; FERREIRA, Sergio L.C.; MORTATTI, Jefferson; QUEIROZ, Antônio F.s.. Sources and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and organic matter in surface sediments of an estuary under petroleum activity influence, Todos os Santos Bay, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 119, n. 2, p. 223-230, jun. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.03.069>.

NETA, Raimunda Nonata Fortes Carvalho *et al.* Biochemical and morphological responses in *Ucides cordatus* (Crustacea, Decapoda) as indicators of contamination status in mangroves and port areas from northern Brazil. **Environmental Science And Pollution Research**, [S.L.], v. 26, n. 16, p. 15884-15893, 7 abr. 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-019-04849-0>.

NETTO, Annibal D. Pereira; MOREIRA, Josino C.; DIAS, Ana Elisa X. O.; ARBILLA,

Graciela; FERREIRA, Luiz Filipe V.; OLIVEIRA, Anabela S.; BAREK, Jiri. Avaliação da contaminação humana por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e seus derivados nitrados (NHPAs): uma revisão metodológica. **Química Nova**, [S.L.], v. 23, n. 6, p. 765-773, dez. 2000. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-40422000000600010>.

NI, Hong-Gang; GUO, Jian-Yang. Parent and Halogenated Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Seafood from South China and Implications for Human Exposure. **Journal Of Agricultural And Food Chemistry**, [S.L.], v. 61, n. 8, p. 2013-2018, 18 fev. 2013. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/jf304836q>.

NOAA. (2017). **Assessing the Impacts from Deepwater Horizon**. National Oceanic and Atmospheric Administration. <https://response.restoration.noaa.gov/about/media/assessing-impacts-deepwater-horizon.html>.

NOERNBERG, Mauricio A.; ANGELOTTI, R.; CALDEIRA, G. A.; SOUSA, A. F. Ribeiros de. Environmental sensitivity assessment of Paraná coast for oil spill. **Brazilian Journal Of Aquatic Science And Technology**, [S.L.], v. 12, n. 2, p. 49, 19 dez. 2008. Editora UNIVALI. <http://dx.doi.org/10.14210/bjast.v12n2.p49-59>.

O'BRIENS BRASIL. 2016. **Naufrágio do Navio Haidar - Baía do Capim/ PA**. Relatório Unificado - Projetos ambientais. [www.wittobriens.com.br](http://www.wittobriens.com.br)

OLIVA, Ana L.; LACOLLA, Noelia S.; ARIAS, Andrés H.; BLASINA, Gabriela E.; CAZORLA, Andrea Lopez; MARCOVECCHIO, Jorge E.. Distribution and human health risk assessment of PAHs in four fish species from a SW Atlantic estuary. **Environmental Science And Pollution Research**, [S.L.], v. 24, n. 23, p. 18979-18990, 28 jun. 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-017-9394-6>.

OLIVEIRA, Olívia M.C. de; QUEIROZ, Antônio F. de S.; CERQUEIRA, José R.; SOARES, Sarah A.R.; GARCIA, Karina S.; PAVANI FILHO, Aristides; ROSA, Maria de L. da S.; SUZART, Caroline M.; PINHEIRO, Liliane de L.; MOREIRA, Ícaro T.A.. Environmental disaster in the northeast coast of Brazil: forensic geochemistry in the identification of the source of the oily material. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 160, p. 111597, nov. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111597>.

ORISAKWE, Orish Ebere. Crude oil and public health issues in Niger Delta, Nigeria: much ado about the inevitable. **Environmental Research**, [S.L.], v. 194, p. 110725, mar. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2021.110725>.

PASPARAKIS, Christina; ESBAUGH, Andrew J.; BURGGREN, Warren; GROSELL, Martin. Physiological impacts of Deepwater Horizon oil on fish. **Comparative Biochemistry And Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**, [S.L.], v. 224, p. 108558, out. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cbpc.2019.06.002>.

PATIN, S. (1999) Environmental Impact of the Offshore Oil and Gas Industry. **Eco Monitor Publishing**, New York, 425.

PETERSON, Charles H.; RICE, Stanley D.; SHORT, Jeffrey W.; ESLER, Daniel; BODKIN, James L.; BALLACHEY, Brenda E.; IRONS, David B.. Long-Term Ecosystem Response to the Exxon Valdez Oil Spill. **Science**, [S.L.], v. 302, n. 5653, p. 2082-2086, 19 dez. 2003.

American Association for the Advancement of Science (AAAS).  
<http://dx.doi.org/10.1126/science.1084282>.

PINHEIRO, Hudson T.; ROCHA, Luiz A.; MACIEIRA, Raphael M.; CARVALHO-FILHO, Alfredo; ANDERSON, Antônio B.; BENDER, Mariana G.; DARIO, Fabio di; FERREIRA, Carlos Eduardo L.; FIGUEIREDO-FILHO, Jessé; FRANCINI-FILHO, Ronaldo.

Southwestern Atlantic reef fishes: zoogeographical patterns and ecological drivers reveal a secondary biodiversity centre in the atlantic ocean. **Diversity And Distributions**, [S.L.], v. 24, n. 7, p. 951-965, 2 mar. 2018. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/ddi.12729>.

PINHO, Júlia Vianna de; LOPES, Amanda P.; RODRIGUES, Paloma de Almeida; FERRARI, Rafaela Gomes; HAUSER-DAVIS, Rachel Ann; CONTE-JUNIOR, Carlos Adam. Food safety concerns on polycyclic aromatic hydrocarbon contamination in fish products from estuarine bays throughout the American continent. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 858, p. 159930, fev. 2023. Elsevier BV.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159930>.

PINTO, Márcia Freire. **CARACTERIZAÇÃO SOCIOAMBIENTAL E USO DE ANIMAIS POR COMUNIDADES TRADICIONAIS DO LITORAL DO ESTADO DO CEARÁ**. 2012. 165 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2012.

PIORSKI, N.M.; SERPA, S.S.; NUNES, J.L.S. Análise comparativa da pesca de curral na Ilha de São Luís, estado do Maranhão, Brasil. **Arquivo de Ciências do Mar**, v. 42, n. 1, p. 65- 75, 2009.. 11 Nov. 2016.

PIRSAHEB, Meghdad; IRANDOST, Mozghan; ASADI, Fateme; FAKHRI, Yadolah; ASADI, Anvar. Evaluation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in fish: a review and meta-analysis. **Toxin Reviews**, [S.L.], v. 39, n. 3, p. 205-213, 20 dez. 2018. Informa UK Limited.  
<http://dx.doi.org/10.1080/15569543.2018.1522643>.

PREFEITURA MUNICIPAL DE CAUCAIA (PMC). **O Turismo**. Disponível em:  
<https://www.caucaia.ce.gov.br/index.php?tabela=pagina&acao=pagina&codigo=30>. Acesso em: 02 ago 2023

PULSTER, Erin L.; GRACIA, Adolfo; ARMENTEROS, Maickel; TORO-FARMER, Gerardo; SNYDER, Susan M.; CARR, Brigid E.; SCHWAAB, Madison R.; NICHOLSON, Tiffany J.; MROWICKI, Justin; MURAWSKI, Steven A.. A First Comprehensive Baseline of Hydrocarbon Pollution in Gulf of Mexico Fishes. **Scientific Reports**, [S.L.], v. 10, n. 1, p. 1-15, 15 abr. 2020. Springer Science and Business Media LLC.  
<http://dx.doi.org/10.1038/s41598-020-62944-6>.

QUEIROGA, Fernando R.; GOLZIO, Jéssica E.; SANTOS, Raphaela B. dos; MARTINS, Tayná O.; VENDEL, Ana Lúcia. Reproductive biology of *Sciades herzbergii* (Siluriformes: ariidae) in a tropical estuary in brazil. **Zoologia (Curitiba)**, [S.L.], v. 29, n. 5, p. 397-404, out. 2012. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1984-46702012000500002>.

RAND, G. M.; WELLS, P. G.; MCCARTY, L. S.. Introduction to Aquatic Toxicology. **Fundamentals Of Aquatic Toxicology**, [S.L.], p. 3-67, 6 ago. 2020. CRC Press.

<http://dx.doi.org/10.1201/9781003075363-2>.

RANDALL, J. E. A contribution to the biology of the convict surgeonfish of the Hawaiian Islands, *Acanthurus triostegus sandvicensis*. 1961. **Pac Sci** 15(2): 215-272.

RECABARREN-VILLALÓN, Tatiana; RONDA, Ana C.; OLIVA, Ana L.; CAZORLA, Andrea Lopez; MARCOVECCHIO, Jorge E.; ARIAS, Andrés H.. Seasonal distribution pattern and bioaccumulation of Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in four bioindicator coastal fishes of Argentina. **Environmental Pollution**, [S.L.], v. 291, p. 118125, dez. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118125>.

REDDY, Christopher M.; NELSON, Robert K.; HANKE, Ulrich M.; CUI, Xingqian; SUMMONS, Roger E.; VALENTINE, David L.; RODGERS, Ryan P.; CHACÓN-PATIÑO, Martha L.; NILES, Sydney F.; TEIXEIRA, Carlos E.P.. Synergy of Analytical Approaches Enables a Robust Assessment of the Brazil Mystery Oil Spill. **Energy & Fuels**, [S.L.], v. 36, n. 22, p. 13688-13704, 21 jul. 2022. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/acs.energyfuels.2c00656>.

RIBEIRO, Luiz Carlos de Santana; SOUZA, Kênia Barreiro de; DOMINGUES, Edson Paulo; MAGALHÃES, Aline Souza. Blue water turns black: economic impact of oil spill on tourism and fishing in brazilian northeast. **Current Issues In Tourism**, [S.L.], v. 24, n. 8, p. 1042-1047, 12 maio 2020. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/13683500.2020.1760222>.

ROCHA, L.A., MYERS, R., ABESAMIS, R., CLEMENTS, K.D., CHOAT, J.H., MCILWAIN, J., NANOLA, C., RUSSELL, B., STOCKWELL, B. 2012. *Acanthurus chirurgus*. **The IUCN Red List of Threatened Species**, 2012.

SANTANA, Lucas L.s.; MEDEIROS, Carmen. Características biométricas e Índices de condição da ostra-do-mangue *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828) do estuário do rio Ipojuca, PE, Brasil. **Tropical Oceanography**, [S.L.], v. 48, n. 1, p. 20-38, 21 jul. 2020. Tropical Oceanography. <http://dx.doi.org/10.5914/tropocean.v48i1.247361>.

SANTANA, Julianna L.; RIOS, Aline S.; CALADO, Tereza Cristina S.; ZANARDI-LAMARDO, Eliete; SOUZA-FILHO, Jesser F.. Reef crab population changes after oil spill disaster reach Brazilian tropical environments. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 183, p. 114047, out. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114047>.

SANTOS, S. F; QUINTO, S. B; MEIRELES, A.J.M. **Zoneamento geoambiental da planície litorânea da praia do canto verde - Beberibe - ce**. In: XVI Encontro Nacional dos Geógrafos, 2010, Porto Alegre. Crise, práxis e autonomia: espaços de resistências e de esperanças, 2010, 10p.

SANTOS, A. A. (2018). **Turismo e povos tradicionais: perspectivas territoriais na Comunidade Quilombola do Cumbe/CE**. 93f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2018. <https://repositorio.ufrn.br/handle/123456789/25691>

SANTOS, Romário Correia dos; GURGEL, Aline do Monte; SILVA, Lucas Lago Moura da; SANTOS, Liliana; RêGO, Rita de Cássia Franco; GURGEL, Idê Gomes Dantas; SANTOS,

Mariana Olívia Santana dos. Desastres com petróleo e ações governamentais ante os impactos socioambientais e na saúde: scoping review. **Saúde em Debate**, [S.L.], v. 46, n. 8, p. 201-220, dez. 2022. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/0103-11042022e815>.

SANTOS, Mariana Olívia S. dos; SANTOS, Caroline P.S.; ALVES, Maria José C.F.; GONÇALVES, José Erivaldo; GURGEL, Idê G.D.. Oil in Northeast Brazil: mapping conflicts and impacts of the largest disaster on the country's coast. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, [S.L.], v. 94, n. 2, p. 1-17, 2022. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765202220220014>.

SCHWARZENBACH, Rene *et al.* Environmental Organic Chemistry. **International Journal Of Environmental Analytical Chemistry**, [S.L.], v. 97, n. 4, p. 398-399, 16 mar. 2017. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/03067319.2017.1318869>.

SEAFOOD BRASIL (Brasil). **Veja qual é o consumo per capita de pescado no Brasil**: a mensuração do volume de pescado consumido pelos brasileiros continua desafiadora. 2022. Disponível em: <https://www.seafoodbrasil.com.br/veja-qual-e-o-consumo-per-capita-de-pescado-no-brasil>. Acesso em: 25 maio 2023.

SILLIMAN, James E.; MEYERS, Philip A.; EADIE, Brian J.. Perylene: an indicator of alteration processes or precursor materials?. **Organic Geochemistry**, [S.L.], v. 29, n. 5-7, p. 1737-1744, nov. 1998. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0146-6380\(98\)00056-4](http://dx.doi.org/10.1016/s0146-6380(98)00056-4).

SILVA, C.A.; RIBEIRO, C.A. Oliveira; KATSUMITI, A.; ARAÚJO, M.L.P.; ZANDONÁ, E.M.; SILVA, G.P. Costa; MASCHIO, J.; ROCHE, H.; ASSIS, H.C. Silva de. Evaluation of waterborne exposure to oil spill 5 years after an accident in Southern Brazil. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, [S.L.], v. 72, n. 2, p. 400-409, fev. 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2008.03.009>.

SILVA, Greicy Kelly da; SANTOS, Antônio Carlos Santana dos; SILVA, Marx Vinicius Maciel da; ALVES, José Maria Brabo; BARBOSA, Augusto César Barros; FREIRE, Cristiano de Oliveira; ALCÂNTARA, Clênia Rodrigues; SOMBRA, Sérgio Sousa. Estudo dos Padrões de Ventos Offshore no Litoral do Ceará Utilizando Dados Estimados pelo Produto de Satélites BSW. **Revista Brasileira de Meteorologia**, [S.L.], v. 32, n. 4, p. 679- 690, dez. 2017. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/0102-7786324015>.

SOMA, Secretaria da Ouvidoria-Geral e do Meio Ambiente. **Zoneamento Ecológico e Econômico (ZEE) da zona costeira do estado do Ceará**: Diagnóstico socioeconômico da zona costeira do estado do Ceará. Fortaleza, 593 p. 2005.

SOARES, Marcelo de Oliveira et al. Brazilian Marine Animal Forests: A New World to Discover in the Southwestern Atlantic. In: ROSSI, Sergio; BRAMANTI, Lorenzo; GORI, Andrea; OREJAS, Covadonga. **Marine Animal Forests**: the ecology of benthic biodiversity hotspots. [S.L.]: Springer, Cham, 2017. Cap. 2. p. 73-110. Disponível em: [https://doi.org/10.1007/978-3-319-21012-4\\_51](https://doi.org/10.1007/978-3-319-21012-4_51).

SOARES, M. O.; TEIXEIRA, C. E. P.; BEZERRA, L. E. A.; ROSSI, S.; TAVARES, T.; CAVALCANTE, R.M.. Brazil oil spill response: time for coordination. **Science**, [S.L.], v. 367, n. 6474, p. 155.2-155, 9 jan. 2020a. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.aaz9993>.

SOARES, Marcelo de Oliveira; TEIXEIRA, Carlos Eduardo Peres; BEZERRA, Luís Ernesto Arruda; PAIVA, Sandra Vieira; TAVARES, Tallita Cruz Lopes; GARCIA, Tatiane Martins; ARAÚJO, Jorge Thé de; CAMPOS, Carolina Coelho; FERREIRA, Sarah Maria Cavalcante; MATTHEWS-CASCON, Helena. Oil spill in South Atlantic (Brazil): environmental and governmental disaster. **Marine Policy**, [S.L.], v. 115, p. 103879, maio 2020b. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2020.103879>.

SOARES, M.O.; TEIXEIRA, C.E.P.; BEZERRA, L.E.A.; RABELO, E.F.; CASTRO, I.B.; CAVALCANTE, R.M. The most extensive oil spill encountered in tropical oceans (Brazil 2019/2020): the balance sheet of a disaster. **Marine Pollution Bulletin**. 2021.

SOARES, Emerson Carlos; BISPO, Mozart Daltro; VASCONCELOS, Vivian Costa; SOLETTI, João Inácio; CARVALHO, Sandra Helena Vieira; OLIVEIRA, Maria Janaína de; SANTOS, Mayara Costa dos; FREIRE, Emerson dos Santos; NOGUEIRA, Aryanna Sany Pinto; CUNHA, Francisco Antônio da Silva. Oil impact on the environment and aquatic organisms on the coasts of the states of Alagoas and Sergipe, Brazil - A preliminary evaluation. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 171, p. 112723, out. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112723>.

SOARES, Marcelo O.; RABELO, Emanuelle Fontenele. Severe ecological impacts caused by one of the worst orphan oil spills worldwide. **Marine Environmental Research**, [S.L.], v. 187, p. 105936, maio 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2023.105936>.

SOUZA-BASTOS, Luciana R.; FREIRE, Carolina A.. Osmoregulation of the resident estuarine fish *Atherinella brasiliensis* was still affected by an oil spill (Vicuña tanker, Paranaguá Bay, Brazil), 7months after the accident. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 409, n. 7, p. 1229-1234, mar. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.08.035>.

SOUZA-NETO, G. F.; CORIOLANO, L. N. (2010) As políticas públicas de turismo e estado: a produção do espaço urbano em Aracati-ce. Anais XVI encontro nacional dos geógrafos. p. 1–9. <https://repositorio.ufrn.br/handle/123456789/25691>

STOGIANNIDIS, E.; LAANE, R. Source characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons by using their molecular indices: an overview of possibilities. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 234, p. 49-133, 2015.

TANIGUCHI, Satie. **Avaliação da contaminação por hidrocarbonetos e organoclorados em diferentes compartimentos do ambiente marinho do Estado do Rio de Janeiro**. 2001. 180 f. Tese (Doutorado) - Curso de Química Analítica, Instituto de Química, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001. Disponível em: <https://teses.usp.br/teses/disponiveis/46/46133/tde-19052007-134137/pt-br.php>. Acesso em: 19 mai. 2023.

TAVARES, M.C.s.; FURTADO JÚNIOR, I.; SOUZA, R.A.L.; BRITO, C.s.F.. A PESCA DE CURRAL NO ESTADO DO PARÁ. **Boletim Técnico Científico do Cepnor**, [S.L.], v. 5, n. 1, p. 115-139, 31 dez. 2005. Boletim Tecnico-Cientifico do CEPNOR. <http://dx.doi.org/10.17080/1676-5664/btcc.v5n1p115-139>.

TORRES, C.M.; TRAVASSOS, P.; FIGUEIREDO, M.B.; HAZIN, F.; CAMPOS, D.F. & ANDRADE, F. Biologia reprodutiva de *Mugil curvidens* e *Mugil incilis* no litoral norte de Alagoas. **Rev. Bras. Ciên. Agrar.**, Recife, v.3, n.1, p.68-73, 2008.

TSAPAKIS, Manolis; DAKANALI, Eva; STEPHANOU, Euripides G.; KARAKASSIS, Ioannis. PAHs and n-alkanes in Mediterranean coastal marine sediments: aquaculture as a significant point source. **Journal Of Environmental Monitoring**, [S.L.], v. 12, n. 4, p. 958, 2010. Royal Society of Chemistry (RSC). <http://dx.doi.org/10.1039/b922712a>.

UNO, Seiichi; KOYAMA, Jiro; KOKUSHI, Emiko; MONTECLARO, Harold; SANTANDER, Sheryll; CHEIKYULA, J. Orkuma; MIKI, Shizuhiko; AÑASCO, Nathaniel; PAHILA, Ida G.; TABERNA, Hilario S.. Monitoring of PAHs and alkylated PAHs in aquatic organisms after 1 month from the Solar I oil spill off the coast of Guimaras Island, Philippines. **Environmental Monitoring And Assessment**, [S.L.], v. 165, n. 1-4, p. 501-515, 16 maio 2009. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-009-0962-1>.

USEPA. **Chemical fate rate constants for SARA section 313 chemicals and Superfund health evaluation manual chemicals**. Washington: Office Of Toxic Substances, 1989. 136 p.

USEPA. **Protocol for Interpretation and Use of Sensory Testing and Analytical Chemistry Results for Re-Opening Oil-Impacted Areas Closed to Seafood Harvesting Due to The Deepwater Horizon Oil Spill**. Food and Drug Administration, 2010.

VIANA, Z. C. V.; SILVA, E. da; FERNANDES, G. B; SANTOS, V. L. C. S. Composição centesimal em músculo de peixes no litoral do estado da Bahia/ Brasil. **Revista de Ciências Médicas e Biológicas**. v.12, n. 2, p.157-162, mai./ago. 2013.

VIEIRA, Ângelo Trévia *et al.* **Programa de Recenseamento de Fontes de Abastecimento por Água Subterrânea no Estado do Ceará**: diagnóstico do município de icapuí. **DIAGNÓSTICO DO MUNICÍPIO DE ICAPUÍ**. 1998. Disponível em: [https://rigeo.sgb.gov.br/bitstream/doc/16113/1/Rel\\_Icapu%C3%AD.pdf](https://rigeo.sgb.gov.br/bitstream/doc/16113/1/Rel_Icapu%C3%AD.pdf). Acesso em: 18 set. 2023.

VIEIRA, A.C.; LITIVAK, A.C.; LUCENA, F.P. & OLIVEIRA, V.S. Produção de sardinha-laje (*Opisthomena oglinum*) no Nordeste do Brasil, in **Anais da Jornada de Ensino, Pesquisa e Extensão**, X. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2010.

VISENTAINER, J. V.; CARVALHO, P. de O.; IKEGAKI, M.; PARK, Y. K. Concentração de ácido eicosapentaenóico (EPA) e ácido docosahexaenóico (DHA) em peixes marinhos da costa brasileira. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, v. 20, n.1, 2000.

XIA, Kang; HAGOOD, Gale; CHILDERS, Christina; ATKINS, Jack; ROGERS, Beth; WARE, Lee; ARMBRUST, Kevin; JEWELL, Joe; DIAZ, Dale; GATIAN, Nick. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Mississippi Seafood from Areas Affected by the Deepwater Horizon Oil Spill. **Environmental Science & Technology**, [S.L.], v. 46, n. 10, p. 5310-5318, 2 maio 2012. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/es2042433>.

WANG, Zhendi; FINGAS, Merv; PAGE, David s. Oil spill identification. **Journal Of**

**Chromatography A**, [S.L.], v. 843, n. 1-2, p. 369-411, maio 1999. Elsevier BV.  
[http://dx.doi.org/10.1016/s0021-9673\(99\)00120-x](http://dx.doi.org/10.1016/s0021-9673(99)00120-x).

WANG, Hong-Sheng; CHENG, Zhang; LIANG, Peng; SHAO, Ding-Ding; KANG, Yuan; WU, Sheng-Chun; WONG, Chris K.C.; WONG, Ming H.. Characterization of PAHs in surface sediments of aquaculture farms around the Pearl River Delta. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, [S.L.], v. 73, n. 5, p. 900-906, jul. 2010. Elsevier BV.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2010.04.010>.

WANG, Haotian; XIA, Xinghui; LIU, Ran; WANG, Zixuan; ZHAI, Yawei; LIN, Hui; WEN, Wu; LI, Yang; WANG, Dahui; YANG, Zhifeng. Dietary Uptake Patterns Affect Bioaccumulation and Biomagnification of Hydrophobic Organic Compounds in Fish. **Environmental Science & Technology**, [S.L.], v. 53, n. 8, p. 4274-4284, 18 mar. 2019. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.9b00106>.

WASSENAAR, Pim N.H.; VERBRUGGEN, Eric M.J.. Persistence, bioaccumulation and toxicity-assessment of petroleum UVCBs: a case study on alkylated three-ring pahs. **Chemosphere**, [S.L.], v. 276, p. 130113, ago. 2021. Elsevier BV.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130113>.

YAGHMOUR, Fadi; ELS, Johannes; MAIO, Elisa; WHITTINGTON-JONES, Brendan; SAMARA, Fatin; SAYED, Yehya El; PLOEG, Richard; ALZAABI, Alyazia; PHILIP, Susannah; BUDD, Jane. Oil spill causes mass mortality of sea snakes in the Gulf of Oman. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 825, p. 154072, jun. 2022. Elsevier BV.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154072>.

YENDER, Ruth; MICHEL, Jacqueline; LORD, Christine. **Managing Seafood Safety after an Oil Spill**. Seattle: Noaa, 2002. 72 p.

YUNKER, M. B. et al. PAHs in the Fraser River basin a critical appraisal of PAH ratio as indicators of PAH source and composition. **Organic Geochemistry**, v. 33, p. 489-515, 2002.

ZACHARIAS, Daniel Constantino; GAMA, Carine Malagolini; FORNARO, Adalgiza. Mysterious oil spill on Brazilian coast: analysis and estimates. **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 165, p. 112125, abr. 2021. Elsevier BV.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112125>.