# IMPACTOS DO DERRAMAMENTO DE ÓLEO EM HABITATS COSTEIROS: UMA AVALIAÇÃO TEMPORAL ATRAVÉS DE METAIS E ISÓTOPOS ESTÁVEIS

# ANDRESSA DE SOUZA BATISTA

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE - UENF

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ

JUNHO, 2023

# IMPACTOS DO DERRAMAMENTO DE ÓLEO EM HABITATS COSTEIROS: UMA AVALIAÇÃO TEMPORAL ATRAVÉS DE METAIS E ISÓTOPOS ESTÁVEIS

# ANDRESSA DE SOUZA BATISTA

Dissertação apresentada no centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientador: Prof. Carlos Eduardo de Rezende

Coorientador: Dr. Pedro Vianna Gatts

# UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE - UENF

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ

## JUNHO, 2023

#### FICHA CATALOGRÁFICA

UENF - Bibliotecas Elaborada com os dados fornecidos pela autora.

B333	Batista, Andressa de Souza.
	IMPACTOS DO DERRAMAMENTO DE ÓLEO EM HABITATS COSTEIROS : UMA AVALIAÇÃO TEMPORAL ATRAVÉS DE METAIS E ISÓTOPOS ESTÁVEIS / Andressa de Souza Batista Campos dos Goytacazes, RJ, 2023.
	81 f. : il. Inclui bibliografia.
	Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Centro de Biociências e Biotecnologia, 2023. Orientador: Carlos Eduardo de Rezende. Coorientador: Pedro Vianna Gatts.
	<ol> <li>Derramamento de óleo. 2. Pernambuco. 3. Metais. 4. Isótopos estáveis. I. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. II. Título.</li> </ol>
	CDD - 577

# IMPACTOS DO DERRAMAMENTO DE ÓLEO EM HABITATS COSTEIROS: UMA AVALIAÇÃO TEMPORAL ATRAVÉS DE METAIS E ISÓTOPOS ESTÁVEIS

# ANDRESSA DE SOUZA BATISTA

Dissertação apresentada no centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em: 16/06/2023 Comissão examinadora: Prof. Bruno Pereira Masi (Doutor em Ecologia e Recursos Naturais) – UFRA Prof. Carlos Daniel Pérez (Doutor em Ciências Biológicas) - UFPE Umandum Prof.ª Cristiane dos Santos Vergilio (Doutora em Biociências e Biotecnologia) - UFES Dr. Pedro Vianna Gatts (Doutor em Dinâmica dos Oceanos e da Terra) - UENF (Coorientador) Mandum

Prof. Carlos Eduardo de Rezende (Doutor em Ciências Biológicas – Biofísica) – UENF - (Orientador)



Governo do Estado do Rio de Janeiro

Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro

Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação

# DECLARAÇÃO

Eu, Marina Satika Suzuki, coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPG-ERN) da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF), seguindo a Resolução CPPG nº2 de 2021, declaro validadas as assinaturas constantes da Folha de Assinaturas da Dissertação intitulada "Impactos do derramamento de óleo em habitats costeiros: uma avaliação temporal através de metais e isótopos estáveis" de autoria de Andressa de Souza Batista, defendida no dia 16 de junho de 2023.

Campos dos Goytacazes, 13 de setembro de 2023

Marina Satika Suzuki Coordenadora PPG-ERN / UENFID. Funcional 641333-1



Documento assinado eletronicamente por Marina Satika Suzuki, Coordenadora, em 13/09/2023, às 17:08, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento nos art. 28º e 29º do <u>Decreto nº</u> 48.209, de 19 de setembro de 2022.



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site <u>http://sei.rj.gov.br</u> /<u>sei/controlador\_externo.php?acao=documento\_conferir&id\_orgao\_acesso\_externo=6</u>, informando o código verificador 59564311 e o código CRC F4335310.

Referência: Processo nº SEI-260009/002124/2021

SEI nº 59564311

Avenida Alberto Lamego, 2000, - Bairro Pq. Califórnia, Campos dos Goytacazes/RJ, CEP 28013-602 Telefone: - www.uenf.br

#### AGRADECIMENTOS

A Deus.

Ao professor Carlos Eduardo de Rezende pela orientação, mas principalmente pelos ensinamentos, oportunidades, confiança e paciência durante este processo. Nesses anos em que estive no Laboratório de Ciências Ambientais pude acompanhar seu carinho e preocupação com o crescimento de todos os integrantes de nosso grupo. Seu entusiasmo pela ciência e educação de qualidade me inspiram!

Ao meu co-orientador Pedro Vianna Gatts pela amizade, ensinamentos, confiança, paciência e parceria ao longo destes anos. Seus conselhos foram fundamentais para que este trabalho pudesse ser concluído. Você é um exemplo de pessoa e de profissional para aqueles que o cercam.

A minha mãe, Alcinéa, e minha irmã, Lucélia, pelo suporte, carinho e por não me deixarem desacreditar que um dia poderia chegar até aqui. Ao meu pai, que enquanto esteve presente me incentivou a estudar e a acreditar na capacidade da educação em mudar vidas, até que ela mudasse a minha.

Ao meu namorado, Luan Fernandes, pela parceria, carinho e paciência durante todo esse tempo. Obrigada por acreditar e incentivar meus objetivos!

A todos os amigos que partilharam desta fase, em especial a minha amiga Thaynã Souza, pelas incontáveis vezes em que me acalmou, acolheu e aconselhou!

Aos amigos Anderson Ribeiro, Gabriel Quintanilha, Sônia Guimarães e Vitor Cyrino por todos os conselhos e conversas aleatórias que tornam meus dias mais leves.

A todos os amigos do grupo de Biogeoquímica de Ecossistemas Aquáticos, pelos momentos de descontração pós almoço. Meus dias foram mais felizes com vocês.

Aos técnicos Bráulio Cherene, Marcelo Almeida e Mariana Freitas por todo o suporte e paciência durante as análises.

A banca examinadora por aceitar o convite e pelas contribuições.

A CAPES pela concessão da bolsa.

# SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	viii
LISTA DE FIGURAS	х
LISTA DE SIGLAS E ABREVIAÇÕES	xi
RESUMO	xiii
ABSTRACT	xiv
1. INTRODUÇÃO	15
2. OBJETIVOS	18
2.1 Geral	18
2.2 Específicos	18
3. METODOLOGIA	19
3.1 Área de estudo e Amostragem	19
3.2 Composições elementares e isotópicas de C e N	22
3.3 Determinação de metais	23
3.4 Análise de dados	24
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	25
4.1 Composições elementares e isotópicas de C e N	25
4.2 Metais e Acumulação na Biota	35
5. CONCLUSÕES	53
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	54
7. REFERÊNCIAS	55
8. MATERIAL SUPLEMENTAR	

#### LISTA DE TABELAS

óleo.....29 **Tabela 4:** Concentrações de metais (μg.g<sup>-1</sup> de peso seco) para sedimentos dos recifes de Muro Alto (MUR) e Serrambi (SER) e dos manguezais de Maracaípe (MAR) e Ariquindá (ARI), de acordo com o número de amostras (N) e campanha de coleta: seis

**Tabela 7:** Valores calculados para o Fator de Acumulação Biota-Sedimento (FABS)para As, Cu, Pb e Zn para invertebrados e peixes nos habitats de recife e manguezal

**Tabela S2:** Concentrações de metais (µg.g-1 de peso seco),  $\delta^{13}$ C'total,  $\delta^{13}$ C'org,  $\delta^{15}$ N erazão C/Na para invertebrados dos manguezais de Maracaípe (MAR) e Ariquindá(ARI), de acordo com o hábito alimentar, espécie e número de indivíduos (N) por<br/>campanha de coleta: seis meses (I), um ano (II) e um ano e meio (III) após o<br/>derramamento

óleo.....75

ix

## LISTA DE FIGURAS

# LISTA DE SIGLAS E ABREVIAÇÕES

- AL Alagoas
- Al Alumínio
- APA Área de Proteção Ambiental
- ACP Análise de componentes principais
- ARI Ariquindá
- As Arsênio
- Ba Bário
- C Carbono
- **CBB** Centro de Biociências e Biotecnologia
- Cd Cádmio
- CH<sub>4</sub>N<sub>2</sub>O Uréia
- Co Cobalto
- CO2 Gás carbônico
- Cr Cromo
- Cu Cobre
- DWH Deepwater Horizon
- FABS Fator de acumulação biota-sedimento
- Fe Ferro
- H<sub>2</sub>BO<sub>3</sub> Ácido bórico
- HCI Ácido clorídrico
- HF Ácido fluorídrico
- Hg Mercúrio
- HNO<sub>3</sub> Ácido nítrico
- HPA Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos
- ICP-OES Espectrometria de Emissão Óptica por Plasma Acoplado Indutivamente
- LCA Laboratório de Ciências Ambientais
- MAR Maracaípe
- Mn Manganês

- MO Matéria orgânica
- Mo Molibdênio
- MPS Material Particulado em Suspensão
- MUR Muro Alto
- N Nitrogênio
- Pb Chumbo
- PE Pernambuco
- SE Sergipe
- SER Serrambi
- **Ti** Titânio
- UC Unidade de Conservação
- UENF Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro
- UFPE Universidade Federal de Pernambuco
- USEPA Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
- V Vanádio
- **Zn** Zinco

#### RESUMO

Em 2019, um derramamento de óleo atingiu cerca de 3.000 km de costa, afetando ecossistemas costeiros, como manguezais e recifes de coral. Este trabalho investigou os impactos do derramamento de óleo de 2019 em habitats costeiros, através da análise temporal de metais,  $\delta^{13}$ C,  $\delta^{15}$ N e (C:N)<sub>a</sub> em matrizes bióticas e abióticas de recifes e manguezais afetados em PE, Nordeste do Brasil. Amostramos sedimentos, algas, invertebrados e peixes nos manguezais de Maracaípe (MAR) e Ariquindá (ARI) e nos recifes de Muro Alto (MUR) e Serrambi (SER) seis meses (I), um ano (II) e um ano e meio (III) após a chegada do óleo. No sedimento, a diminuição de  $\delta^{13}$ Corg em MUR (-15,0‰ a -29,9‰) e MAR (-19,8‰ a -23,9‰) ao longo do tempo coincidem com eventos de maior pluviosidade e aporte de matéria orgânica dos rios adjacentes. Maiores valores de  $\delta^{13}$ Corg nas algas de MUR (-14,4‰) e MAR (-26,4‰) na campanha III indicam que a pluviosidade aumentou o aporte de nutrientes e a produtividade primária. O Fator de Acumulação Biota-Sedimento (FABS) >1 destacou quatro elementos bioacumulando: As, Cu, Pb e Zn. O FABS para Zn diminuiu nos recifes entre as campanhas I e III (21,3  $\pm$  24,6 - 3,4  $\pm$  3,7) (Kruskal-Wallis, p=0,01), e mostrou a maior acumulação na craca Chthamalus sp. em SER (10,3 – 85,8). Além disso, o aumento na concentração de Zn nos sedimentos de SER (2,1 a 14,4 µg.g<sup>-1</sup>) sugere a sedimentação do óleo e diminuição na biodisponibilidade de Zn. Nos manguezais, nenhum FABS diferiu entre campanhas (p>0,05), mas a espécie com maior acúmulo de Zn foi a ostra Crassostrea rhizophorae (40,5 – 270,0). Em MAR, aumentaram as concentrações de Cd (0,7 a 2,3 µg.g<sup>-1</sup>), Cu (3,4 a 7,9 µg.g<sup>-1</sup>), Pb (11,7 a 31,2 µg.g<sup>-1</sup>), Zn (23,8 a 50,8  $\mu$ g.g<sup>-1</sup>) e  $\delta^{13}$ C'<sub>org</sub> (-18,0 a -14,9‰) no caramujo Neritina virginea. O peixe recifal Stegastes fuscus mostrou baixas concentrações de metais, e maiores valores de  $\delta^{13}$ C'<sub>org</sub> e  $\delta^{15}$ N, assim como o carnívoro Centropomus undecimalis, amostrado no manguezal. As concentrações mais baixas nos peixes podem refletir a diferença no metabolismo de excreção de metais ou a variação no tecido utilizado. Este trabalho sugere que após processos de degradação do óleo, a disponibilidade dos seus compostos mudou ao longo do tempo em velocidades diferentes, e que produtores primários, como algas e macroalgas funcionam como um elo importante na transferência de metais entre matrizes abióticas e bióticas.

Palavras-chave: Derramamento de óleo, Pernambuco, metais, isótopos estáveis.

## ABSTRACT

In 2019, an oil spill hit around 3,000 km of coastline, affecting coastal ecosystems such as mangroves and coral reefs. This work investigated the impacts of the 2019 oil spill on coastal habitats, through temporal analysis of metals,  $\delta^{13}$ C,  $\delta^{15}$ N and (C:N)<sub>a</sub> in biotic and abiotic matrices of affected reefs and mangroves in PE, Northeast Brazil. We sampled sediments, algae, invertebrates and fish in the mangroves of Maracaípe (MAR) and Ariquindá (ARI) and in the reefs of Muro Alto (MUR) and Serrambi (SER) six months (I), one year (II) and one and a half years (III) after the arrival of the oil. In the sediment, the decrease in  $\delta^{13}$ Corg in MUR (-15.0‰ to -29.9‰) and MAR (-19.8‰ to -23.9%) over time coincides with events of greater rainfall and input of organic matter from adjacent rivers. Higher values of  $\delta^{13}C_{org}$  in algae from MUR (-14.4‰) and MAR (-26.4‰) in sampling III indicate that rainfall increased nutrient input and primary productivity. The Biota-Sediment Accumulation Factor (BSAF) >1 highlighted four bioaccumulating elements: As, Cu, Pb and Zn. BSAF for Zn decreased on reefs between samplings I and III (21.3  $\pm$  24.6 - 3.4  $\pm$  3.7) (Kruskal-Wallis, p=0.01), and showed the highest accumulation in the barnacle Chthamalus sp. in SER (10.3 – 85.8). Furthermore, the increase in Zn concentration in SER sediments (2.1 to 14.4 µg.g-1) suggests oil sedimentation and decrease in Zn bioavailability. In mangroves, no BSAF differed between samplings (p>0.05), but the species with the highest Zn accumulation was the oyster Crassostrea rhizophorae (40.5 - 270.0). In MAR, concentrations of Cd (0.7 to 2.3 µg.g-1), Cu (3.4 to 7.9 µg.g-1), Pb (11.7 to 31.2 µg. g-1), Zn (23.8 to 50.8  $\mu$ g.g-1) and  $\delta^{13}$ C'<sub>org</sub> (-18.0 to -14.9‰) in the snail Neritina virginea. The reef fish Stegastes fuscus showed low concentrations of metals, and higher values of  $\delta^{13}$ C' and  $\delta^{15}$ N, as well as the carnivore *Centropomus undecimalis*, sampled in the mangrove. Lower concentrations in fish may reflect difference in metal excretion metabolism or variation in tissue used. This study suggests that after oil degradation processes, the availability of its elements changed over time at different speeds, and that primary producers such as algae and macroalgae function as an important link in the transfer of metals between abiotic and biotic matrices.

Keywords: Oil spill, Pernambuco, metals, stable isotopes

## 1. INTRODUÇÃO

Ao longo dos últimos anos os ambientes costeiros têm sido seriamente poluídos por meio de diversas atividades antrópicas. Diversos contaminantes atingem os corpos hídricos diretamente, através do lançamento de efluentes industriais sem tratamento, e indiretamente, por meio da lixiviação do solo contaminado pelo descarte inadequado de resíduos urbanos e agrícolas (Truchet *et al.*, 2022; Napoletano *et al.*, 2023). Alguns acidentes ambientais podem aumentar de forma abrupta a quantidade desses elementos em ambientes costeiros, como incêndios e explosões em alto-mar, naufrágio de embarcações e contêineres, descarte inadequado de rejeito de minério, rompimento de barragens, vazamentos de oleodutos e derramamentos de óleo de origem petroquímica (Beyer *et al.*, 2019; Wan *et al.*, 2022). Uma vez no ambiente aquático, os contaminantes chegam a praias, manguezais, estuários e recifes, e podem causar danos a biota e afetar a saúde de seus consumidores finais (Rocha *et al.*, 2018; Gomes *et al.*, 2019).

Ao final de 2019, a costa brasileira foi impactada por um derramamento de óleo que atingiu mais de 3.000 km de litoral. Desde então, mais de 5 mil toneladas de óleo e resíduos oleosos foram retiradas de diferentes habitats costeiros, como praias, estuários, manguezais e recifes de corais, situados entre os estados do Maranhão e Rio de Janeiro (Magris e Giarrizzo, 2020; Brasil, 2020). A insegurança do consumidor final quanto à ingestão de pescados levou à drásticas diminuições na procura e no valor dos produtos comercializados pelos pescadores locais. Em Alagoas (AL), pescadores costeiros relataram uma diminuição de 53,7% na venda média semanal de peixes (de  $37,5 \pm 21,7$  kg para  $17,3 \pm 10,7$  kg), além de uma queda de 26,2% no preço médio (de R\$13,1 ± 3,5 para R\$ 9,5 ± 2,5), dois meses após a chegada do óleo (Estevo *et al.*, 2021). Ferreira *et al.* (2022) entrevistaram mais de 2 mil pescadores artesanais distribuídos em 40 municípios afetados pelo óleo no Nordeste. Destes, 70% relataram queda em suas vendas, com uma diminuição de 38% em média na renda mensal. Estima-se que cerca de 870.000 pessoas são dependentes da pesca nas regiões atingidas (Magris e Giarrizzo, 2020).

A percepção e a remoção do material oleoso se tornaram mais difíceis devido ao seu aspecto sólido e denso, que pode ter favorecido seu acúmulo nos sedimentos, e aumentado o tempo de liberação de seus compostos tóxicos no ambiente (Lourenço *et al.*, 2020). Essa hipótese foi reforçada pela chegada de novas manchas de óleo em junho de 2020, com a mesma impressão digital química do derramamento anterior (Marinha do Brasil, 2020). A chegada das manchas de óleo à costa coincidiu com o período da primavera, em que a diminuição na ação das ondas favorece a sedimentação na plataforma. Assim, as condições meteorológicas posteriores de aumento das ondas e remobilização de sedimentos em profundidades de até 60m ocasionaram a erosão e ressurgimento do material aderido ao fundo (Lessa *et al.*, 2021).

Até fevereiro de 2020 foram relatados 112 casos de animais mortos e 47 feridos, entre peixes, tartarugas, aves, botos, cágados e teiús (IBAMA, 2020). Ainda assim, os efeitos indiretos associados aos desastres podem persistir por anos, afetar ecossistemas e organismos, e alterar a estrutura da comunidade devido à resistência de alguns táxons em detrimento de outros. Essas alterações acontecem desde os organismos produtores, como algas e fitoplâncton, e consumidores primários, como o zooplâncton, e podem impactar as interações tróficas, assim como a transferência de contaminantes (Quigg *et al.*, 2021; Gu *et al.*, 2021; Vergílio *et al.*, 2021).

Os metais são elementos inorgânicos que podem ser encontrados a partir de constituintes de diferentes tipos de rochas. Esses elementos são liberados naturalmente no ambiente através do intemperismo, mas algumas ações antrópicas aumentam a entrada e elevam os níveis destes elementos no ambiente, como mineração, descarga de efluentes industriais e derramamentos de óleo (Masindi e Muedi, 2018). Uma vez no ambiente aquático, podem permanecer na água em solução, suspensão, ou precipitar e aderir aos sedimentos, e serem controlados por processos hidrodinâmicos, geoquímicos e pela geomorfologia do fundo do local. Assim, cria-se uma fonte potencial de poluição que pode trazer danos ao ecossistema e aos organismos expostos (Ansari *et al.*, 2004; Azevedo *et al.*, 2009).

Os elementos essenciais, como o Manganês (Mn), Ferro (Fe), Cobalto (Co), Cobre (Cu), Zinco (Zn) e Molibdênio (Mo), são indispensáveis para o correto funcionamento dos organismos, mas em altas concentrações podem exercer efeitos tóxicos. Já os não essenciais, como Chumbo (Pb), Mercúrio (Hg) e Cádmio (Cd), são tóxicos mesmo em baixas concentrações (Jakimska *et al.*, 2011). Devido a capacidade de não se degradar no ambiente, assim como potencialmente bioacumular em tecidos vivos e biomagnificar ao longo dos níveis tróficos da cadeia, a ingestão de pescados com altas quantidades de metais oferece riscos à saúde humana, como danos renais e neurológicos (Bryan & Darracott 1979; Mishra *et al.*, 2019).

Após o derramamento, alguns estudos analisaram os impactos iniciais às áreas atingidas. Campelo *et al.* (2021) observou gotículas de óleo no trato intestinal de crustáceos presentes no zooplâncton na costa de Tamandaré, Pernambuco (PE). Lira *et al.* (2021) também observou gotículas de óleo em Poríferas de recifes na praia do Paiva – PE, além de um aumento da mortalidade de seus poliquetas simbiontes. Magalhães *et al.* (2022) constatou a exposição de pescados marinhos comercializados em PE ao material derramado, além de observarem uma maior concentração de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) em moluscos, comparados a crustáceos e peixes.

Um estudo realizado por Soares et al. (2021) analisou os níveis de metais na água do mar e no petróleo bruto que chegou ao mar de AL e Sergipe (SE), ao final de 2019. Os principais compostos metálicos encontrados no material oleoso foram Hg, Arsênio (As), Cd, Pb e Zn, além de Cromo (Cr) e Cu em menores concentrações. A análise da água do mar em pontos atingidos em AL evidenciou concentrações de Hg (0,099 - 0,885 μg.L<sup>-1</sup>), As (0,51 - 45,46 μg.L<sup>-1</sup>), Cu (2,07 - 23,76 μg.L<sup>-1</sup>) e Pb (1,47 -14,32 µg.L<sup>-1</sup>) acima do permitido pela legislação brasileira (0,2 µg.L<sup>-1</sup>, 10 µg.L<sup>-1</sup>, 10 µg.L<sup>-1</sup>, 5 µg.L<sup>-1</sup>, respectivamente) cinco meses após a chegada do óleo para alguns pontos, após a degradação mecânica do material. Estudos realizados em áreas atingidas por derramamentos de óleo anteriores, apontam contaminações após 6 anos em sedimentos e organismos demersais, como peixes e invertebrados, capazes de se tornarem crônicas ao estar disponíveis aos demais níveis da cadeia (Carls et al., 2001; Jewett et al., 2002; Pérez-del-Olmo et al., 2019). No entanto, não há trabalhos publicados sobre as concentrações de metais em sedimentos e organismos após o derramamento de óleo na costa do Brasil, o que impossibilita a avaliação dos prováveis impactos deste episódio nos ecossistemas atingidos.

Os isótopos estáveis são amplamente utilizados em estudos ambientais devido à previsibilidade de sua variação entre os níveis de uma cadeia, uma vez que a assinatura isotópica de um consumidor deve refletir a assinatura de sua dieta (Peterson e Fry, 1987; Martinelli *et al.*, 2009). Em estudos tróficos, os isótopos estáveis mais utilizados são o  $\delta^{13}$ C e  $\delta^{15}$ N, sendo considerado um enriquecimento trófico por nível de, aproximadamente, 1‰ para  $\delta^{13}$ C e 3,4‰ para  $\delta^{15}$ N. Assim, a composição isotópica de carbono é comumente relacionada à origem da produção primária e habitat de forrageamento, enquanto a composição de nitrogênio está relacionada ao nível trófico do organismo (Post, 2002; Pereira e Benedito, 2018). Além disso, valores de  $\delta^{13}$ C podem ser usados como traçadores de matéria orgânica (MO) no sedimento, já que tendem a conservar assinaturas características das fontes com valores acima de -21‰ quando há maior contribuição marinha, e abaixo de -24‰ quando há maior contribuição terrestre (Travassos *et al.*, 2016; Barcellos *et al.*, 2020).

Após um episódio de contaminação ambiental, os metais podem estar disponíveis aos organismos através da alimentação ou da exposição ao ambiente. Desse modo, a associação entre a determinação da concentração de metais e a análise de isótopos estáveis, pode auxiliar a elucidar as vias de contaminação em sedimentos e organismos de diferentes espécies e habitats (Ogeleka *et al.*, 2016; Liu *et al.*, 2018; Perrot *et al.*, 2019). Como a liberação dos compostos do óleo no ambiente depende do tempo e do grau de degradação do material (Wang *et al.*, 2021), este trabalho visa fornecer informações sobre os impactos do derramamento de óleo de 2019 em habitats costeiros, através da análise temporal de metais,  $\delta^{13}$ C,  $\delta^{15}$ N e (C:N)<sub>a</sub> em sedimentos, algas e organismos de manguezais e recifes atingidos pelo óleo no Nordeste do Brasil.

## 2. OBJETIVO

## 2.1 Geral

Avaliar a dinâmica temporal de metais e isótopos estáveis de carbono e nitrogênio em matrizes bióticas e abióticas de habitats costeiros atingidos pelo derramamento de óleo em 2019.

#### 2.2 Específicos

 Analisar as composições elementares e isotópicas de carbono e nitrogênio em sedimentos, algas, invertebrados e peixes de manguezais e recifes, no sul de PE, seis meses, um ano e um ano e meio após a chegada do óleo, visando potenciais mudanças sazonais e espaciais no uso dos recursos em cada habitat e entre os habitats;  Determinar os níveis de metais em sedimentos, invertebrados e peixes de manguezais e recifes, no sul de Pernambuco (PE), seis meses, um ano e um ano e meio após a chegada do óleo, a fim de avaliar variações sazonais e espaciais;

- Comparar a acumulação dos metais em invertebrados e peixes de cada habitat, avaliando variações entre campanhas, hábitos alimentares e habitats.

## 3. METODOLOGIA

#### 3.1 Área de estudo e amostragem:

O estado de Pernambuco (PE) está localizado na região Nordeste do Brasil e possui 194 km de costa. A região possui clima tropical úmido, com duas estações principais: um período chuvoso de março a agosto, e um período seco de setembro a fevereiro (Medeiros *et al.*, 2018). No derramamento ocorrido ao final de agosto de 2019, das 5.000 toneladas de óleo retiradas da costa brasileira, 1.676 toneladas foram retiradas ao longo de doze municípios da costa pernambucana (IBAMA 2020).

No litoral sul de PE, município de Tamandaré, está localizado o estuário do rio Ariquindá (ARI), com vegetação de manguezal predominantemente composta por *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa* (Longo, 2009). Por fazer parte de duas Unidades de Conservação (UC) designadas pelo estado: a Área de Proteção Ambiental (APA) Guadalupe e APA Estuário do Rio Formoso, o manguezal de ARI sofre menos com pressões antrópicas, comparados a outros manguezais do estado (CPRH, 2014; Silva *et al.*, 2021).

Ao norte de Tamandaré está a praia de Serrambi (SER), município de Ipojuca, que faz parte da APA Marinha Recifes de Serrambi, e possui cerca de 4 km de extensão, com 2 km protegidos por recifes de arenito que recebem influência da pluma do rio Sirinhaém, situado ao sul de SER, e responsável por diminuições na salinidade e aumento no material particulado em suspensão (MPS) em SER no período chuvoso (Jales *et al.*, 2012; CPRH, 2014; Laborel-Deguen *et al.*, 2019).

Também em Ipojuca, a aproximadamente 4 km ao norte de SER está situada a praia de Maracaípe (MAR), onde se encontra o estuário do rio Maracaípe, que abriga uma grande diversidade de peixes com predominância de indivíduos juvenis (Favero *et al.*, 2019). O estuário de MAR é circundado por uma área de manguezal, com vegetação dominada por *Rhizophora mangle*, e apesar de estar contido na APA

Estuarina dos Rios Sirinhaém e Maracaípe, recebe grande influência de efluentes domésticos e da expansão urbana dos últimos anos (Villa-Nova *et al.*, 2017; Villa-Nova *et al.*, 2022).

Ao norte de MAR, situa-se a praia de Muro Alto (MUR), com dois cordões retilíneos de recifes de arenito e rochas de mais de 1 km de extensão. Em 1976 a região sofreu o impacto da construção do Complexo Industrial Portuário de Suape, o que acarretou mudanças na comunidade e na qualidade ambiental dos recifes. Consequentemente, reduziu a riqueza e aumentou a exposição à irradiação e dessecação aos recifes de MUR (Costa *et al.*, 2014; Laborel-Deguen *et al.*, 2019).



**Figura 1.** Área de estudo e locais de coleta em Muro Alto (MUR), Maracaípe (MAR), Serrambi (SER) e Ariquindá (ARI), ao sul de Pernambuco, Nordeste do Brasil.

As amostras coletadas no estado de PE advêm de uma parceria firmada com a Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) através do projeto *"Impacto do óleo nos grupos funcionais tróficos dos manguezais e recifes de corais de Pernambuco e sua consequência nos serviços ecossistêmicos"*, coordenado pelo Prof. Dr. Carlos Daniel Pérez. As amostras foram coletadas no litoral sul de PE, em duas áreas de recife e duas áreas de manguezal: SER e MUR, MAR e ARI, respectivamente. Foram realizadas três campanhas de amostragem: seis meses (I), um ano (II) e um ano e meio (III) após o derramamento de óleo (Tabela 1).

Habitat	Local	Campanha	Data de coleta	Estação
		I	12/02/2020	Seca
	MUR	II	17/09/2020	Chuvosa
Pocifo			01/03/2020	Seca
Recile		I	10/02/2020	Seca
	SER	II	16/09/2020	Chuvosa
			26/02/2021	Seca
		I	11/02/2020	Seca
	MAR	II	18/09/2020	Chuvosa
Manguazal		111	02/03/2021	Seca
Manguezai		I	13/02/2020	Seca
	ARI	II	19/09/2020	Chuvosa
			03/03/2020	Seca

**Tabela 1:** Datas das campanhas de amostragem (I, II e III) nas áreas de recife (MUR e SER) e manguezal (MAR e ARI) por estação (Seca e Chuvosa).

Os táxons amostrados foram escolhidos a fim de incluir variações nos diferentes hábitos alimentares. Assim, foram capturados organismos produtores, consumidores primários e secundários, de diferentes hábitos alimentares (Tabela 2). Os hábitos alimentares de invertebrados e peixes foram definidos em acordo com a literatura disponível para cada espécie capturada, nos recifes (Roberts, 1968; Ferreira *et al.*, 1998; Marchinko e Palmer, 2003; Santana *et al.*, 2014; Alves, 2015; Goeij *et al.*, 2017; Tavares *et al.*, 2020) e nos manguezais (Nikolic *et al.*, 1976; Mook, 1986; Blewett *et al.*, 2006; Nordhaus e Wolff, 2007; Murayama, 2016; Goeij *et al.*, 2017).

Habitat	Espécie	Nome vulgar	Hábito alimentar	Ν
	Caulerpa racemosa	Alga filamentosa	Produtor	6
	Cinachyrella alloclada	Esponja	Filtrador	5
	Chthamalus sp.	Craca	Filtrador	6
Pocifo	Echinometra lucunter	Ouriço-do-mar	Detritívoro	6
Recile	Pagurus sp.	Caranguejo-Eremita	Detritívoro	6
	Palythoa caribaeorum	Zoantídeo	Suspensívoro	5
	Palythoa variabilis	Zoantídeo	Suspensívoro	6
	Stegastes fuscus	Peixe - Donzelinha	Herbívoro	25
	Alga	Alga filamentosa	Produtor	5
	Centropomus undecimallis	Peixe - Robalo	Carnívoro	18
	Crassostrea rhizophorae	Ostra	Filtrador	6
Manguezal	Melampus coffeus	Caramujo-do-mangue	Detritívoro	5
	Neritina virginea	Caramujo	Detritívoro	5
	Porífera	Esponja	Filtrador	5
	Ucides Cordatus	Caranguejo-Uçá	Detritívoro	6

**Tabela 2:** Organismos amostrados em Pernambuco em habitat de recife e manguezal de acordo com a espécie, nome vulgar e hábito alimentar a qual pertence.

### 3.2 Composições elementares e isotópicas de C e N:

Após liofilizadas e maceradas, foi pesado de 0,35 mg a 0,45 mg de tecido animal em cápsula de estanho, 1 mg para amostras de alga e 10 mg para amostras de sedimento em cápsula de prata. Amostras de tecido muscular para os peixes e de corpo inteiro para invertebrados foram utilizadas. Para análise da fração orgânica, as amostras de invertebrados, sedimentos e algas calcárias foram descarbonatadas de acordo com o protocolo adaptado de Schubert & Nielsen (2000), através de quatro adições de 25 µL de HCI 2M, intercaladas com aquecimento em estufa a 60 °C por 30 minutos. Ao final, as amostras foram aquecidas a 110°C por 4 horas em mufla, para evaporação do HCI.

As amostras foram analisadas usando brancos analíticos e padrões analíticos de ureia (IVA Analysentechnik-330802174; CH<sub>4</sub>N<sub>2</sub>O Mw = 60, C = 20%, N = 46 %) usando composições isotópicas certificadas ( $\delta^{13}$ C = -39,89‰ e  $\delta^{15}$ N = -0,73‰), enquanto os padrões analíticos de acetanilida (Acetanilida Elemental Microanalysis OAS Ver Certificado 293514, C = 71,06%; N = 10,31%) foram usados para as análises elementares. Para as amostras da biota, o controle analítico foi realizado a cada 10 amostras com os padrões certificados (padrão de proteína de microanálise elementar OAS: 46,5 ± 0,78 % para C; 13,32 ± 0,40 % para N; -26,98 ± 0,13‰ para  $\delta^{13}$ C; +5,94 ± 0,08‰ para  $\delta^{15}$ N). A notação  $\delta$  expressa composição isotópica pela diferença em

partes por mil (‰) entre a amostra e um padrão internacional referenciado, sendo Beleminito de Pee Dee e ar os padrões utilizados para carbono e nitrogênio, respectivamente. Os valores de  $\delta$  foram então calculados de acordo com a equação:  $\delta_{amostra}$  (‰) = [(R<sub>amostra</sub>/R<sub>padrão</sub>-1)] x 1000, onde R representa a razão obtida entre o isótopo mais pesado e o mais leve (<sup>13</sup>C:<sup>12</sup>C e <sup>15</sup>N:<sup>14</sup>N, respectivamente). Os valores de  $\delta^{13}$ C após a descarbonatação das amostras são citados como  $\delta^{13}$ C<sub>org</sub> ao longo do texto. As análises elementares e isotópicas de carbono e nitrogênio foram realizadas com o auxílio do espectrômetro de massa Delta V Advantage (Thermo Scientific) acoplado a um analisador elementar (Flash 2000) com uma interface CONFLO IV. Como não houve extração de lipídios prévia, amostras de peixes e invertebrados com razão (C:N)<sub>a</sub> > 3,5, podem indicar influência lipídica em  $\delta^{13}$ C (Post *et al.*, 2007). Assim, usamos a correção matemática desenvolvida por Logan *et al.* (2008) para  $\delta^{13}$ Corg das amostras brutas com (C:N)<sub>a</sub> > 3,5 e  $\delta^{13}$ C'org aos valores já corrigidos por extração lipídica (Material Suplementar).

### 3.3 Determinação de metais:

Foi utilizado 0,5 g de tecido muscular para amostras de peixes, e 0,3 g de corpo inteiro para amostras de invertebrados. As determinações de Alumínio (Al), Arsênio (As), Bário (Ba), Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobalto (Co), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Titânio (Ti), Vanádio (V) e Zinco (Zn) foram realizadas da seguinte forma: as amostras foram solubilizadas em 8 mL de HNO<sub>3</sub> 65% e deixadas em *overnight* por aproximadamente 12 horas à temperatura ambiente. No dia seguinte, foram colocadas em bloco digestor a 150 °C até a quase total obtenção do ponto seco. Foram então filtradas em filtro de papel (*Whatman* 40). As amostras de peixes e invertebrados foram ressuspensas em 15 mL e 10 mL de HNO<sub>3</sub> 0,5% (m/v), respectivamente. Todas as amostras foram analisadas por ICP-OES Varian modelo 720 ES (USEPA, 1992). A precisão foi obtida com triplicatas a cada 20 amostras. Um branco analítico foi usado a cada 20 amostras. Para garantir a exatidão foi utilizado o material de referência padrão certificado de proteína de peixe DORM-4 (*National Research Council of Canada*).

As determinações no sedimento foram realizadas de acordo com USEPA (1996), método 3052. Uma fração de 0,5 g de sedimento liofilizado foi dissolvida em uma solução de HNO<sub>3</sub> a 65% (9 mL) + HF 48% (4 mL) + HCl 37% (4 mL). As amostras foram levadas ao micro-ondas (*Mars 5 Xpress CEM-Corporation*) por 40 minutos, aquecidas a 180°C com tempo de rampa de 10 minutos e mantida por 30 minutos. Em seguida, 25 mL de H<sub>2</sub>BO<sub>3</sub> a 4% (m/v) foram adicionados para complexar possíveis resíduos de HF. O extrato final foi reaquecido a 180 °C. Após o resfriamento, os extratos foram filtrados em filtro de papel (*Whatman* 40), e aferidos a 50 mL com HNO<sub>3</sub> a 0,5% (m/v). As concentrações dos elementos foram determinadas através de ICP-OES Varian modelo 720 ES (USEPA, 1992). A precisão foi obtida com triplicatas realizadas a cada 3 amostras, onde foram consideradas amostras. Para garantir a exatidão do método, foi utilizado o material de referência padrão estuarino NIST 1646a (*National Institute of Standards and Technology*).

#### 3.4 Análise de Dados

Os testes de Levene e Shapiro-Wilk foram usados para testar a normalidade e a homocedasticidade dos dados, respectivamente. Para as médias de alguns metais de invertebrados, as premissas foram atendidas na campanha II (Fe, Mn e Zn) e III (Cr). O teste de *t-student* foi utilizado para testar diferenças entre valores médios de metais em invertebrados e peixes entre as áreas de manguezal, e seu equivalente não paramétrico Mann-Whitney foi aplicado para verificar diferenças nos valores isotópicos, na concentração de metais e no Fator de Acumulação Biota-Sedimento (FABS) entre as áreas de recife, e entre os habitats de manguezal e recife a cada campanha. Como as premissas para uma análise de variância paramétrica (ANOVA) não foram atendidas, a análise de variância não paramétrica (Kruskal-Wallis) foi usada para testar variações nas concentrações de metais, assinaturas isotópicas e FABS entre campanhas, em cada área. Dados discrepantes nas assinaturas isotópicas dos peixes foram identificados através de gráficos boxplots (função *boxplot*, pacote *graphics*, Murrell, 2005) e retirados para as análises estatísticas.

O Fator de Acumulação Biota-Sedimento (FABS) foi usado para comparar as concentrações dos elementos no sedimento com a biota, através da seguinte equação: FABS =  $C_b/C_s$ , onde  $C_b$  é a concentração do elemento na biota e  $C_s$  a

concentração no sedimento associado, ambas obtidas em µg.g<sup>-1</sup> em peso seco (Lau *et al.*, 1998; Szefer *et al.*, 1999). Valores de FABS > 1 indicam acumulação do elemento pela biota associada.

A Análise de Componentes Principais (ACP) foi realizada a fim de comparar a variabilidade dos elementos entre as espécies capturadas (função *dimdesc*, pacote *FactoMineR*, Husson e Pages, 2010), para cada campanha e habitat. Foram utilizadas as concentrações de metais e a assinatura isotópica de carbono (C) e nitrogênio (N) em invertebrados e peixes. Para evitar diferenças na dimensionalidade dos dados, os mesmos foram padronizados por meio da transformação em escala Z. O organismo Pagurus sp. foi retirado para realização das ACP's, devido aos valores discrepantes identificados para Cobre (Cu).

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

## 4.1 Composições elementares e isotópicas de C e N

Os valores mais elevados em  $\delta^{13}$ C nos sedimentos da campanha I no recife de Muro Alto (MUR), demonstram que a região recebeu maior contribuição de matéria orgânica (MO) marinha em seis meses após a chegada do óleo (Tabela 3, Figura 2). Em ambientes aquáticos, valores de  $\delta^{13}$ C acima de -21‰ caracterizam maior contribuição de fontes marinhas, enquanto  $\delta^{13}$ C abaixo de -24‰ demonstram maior contribuição de fontes terrestres, e valores intermediários retratam mistura de fontes (Sampaio et al., 2010; Barcellos et al., 2020). No entanto, a diminuição de 14,9‰ (de -15,0 para -29,9‰) em  $\delta^{13}$ Corg até um ano e meio após o acidente indica a entrada de MO de origem continental no período do estudo. Em Serrambi (SER), os valores de  $\delta^{13}C_{org}$  do sedimento demonstraram maior influência de MO marinha em todas as amostragens, apesar de um leve aumento de 1,5% (de -20,6 para -19,1%) ao longo das três campanhas. Nossos resultados para SER estão de acordo com o relatado por Barcellos et al. (2020), onde encontraram valores > -21%. Já MUR foi caracterizada como área mista quanto às fontes de MO no sedimento, oscilando entre valores maiores e menores que -21‰ devido às influências marinha e da foz do rio adjacente, respectivamente.

O alcance da pluma dos rios é influenciado pelas correntes marinhas, que no litoral de PE sofrem variações sazonais, com sentido para Sul/Sudoeste nos meses de verão, e sentido para Norte/Nordeste no inverno, e coincide com a estação chuvosa (Lira *et al.*, 2010; Domingues *et al.*, 2017; Marta-Almeida, *et al.*, 2021). Machado et al. (2014) encontraram uma variação sazonal nos parâmetros ambientais na região de Porto de Galinhas (PE), com um aumento do material particulado em suspensão (MPS) e da produtividade fitoplanctônica na estação chuvosa, influenciados pela descarga fluvial de nutrientes do rio Maracaípe. Outras regiões do estado também são influenciadas pela vazão dos rios, como visto por Otsuka et al. (2018) na costa sul de Recife, em que a influência da pluma do rio Capibaribe resultou em diminuição na temperatura e salinidade, e aumento no MPS em águas marinhas na estação chuvosa. Logo, esses estudos corroboram a influência da descarga fluvial dos rios na costa de PE e, consequentemente, nas fontes basais que sustentam a teia alimentar.

Apesar das campanhas I e III terem sido realizadas no período seco, nos meses que antecederam as coletas das campanhas I, II e III a precipitação na cidade de lpojuca foi de 28mm (janeiro de 2020), 188,3mm (agosto de 2020) e 173,5mm (fevereiro de 2021), respectivamente (Pernambuco, 2022). As coletas da última campanha foram realizadas em dias diferentes nas localidades de SER e MUR, onde SER foi amostrado em 26/02/2021, e MUR em 01/03/2021 (Tabela 1). Coincidentemente, as chuvas que atingiram a cidade neste intervalo de tempo contribuíram com 109,5mm dos 173,5mm acumulados no mês de fevereiro (Pernambuco, 2022). Santos *et al.* (2022), encontraram valores de  $\delta^{13}$ C até -28‰ para o sedimento superficial do estuário de Ipojuca, localizado a 2,6 km ao norte do local amostrado em MUR, o que fortalece a hipótese de influência da entrada de MO continental exportada pela pluma do rio Ipojuca no valor de  $\delta^{13}$ Corg nessa ocasião.

Os valores de  $\delta^{15}$ N nos sedimentos recifais, foram detectados para as duas áreas apenas na campanha I, com maiores valores em MUR em relação a SER (Tabela 3). Nas campanhas I e II, quando foi possível detectar  $\delta^{15}$ N em SER, nossos valores (2,1‰ e 2,6‰, respectivamente) foram ao encontro aos observados por Barcellos *et al.* (2020), que variaram entre 0-3‰, mas diferem quanto a (C:N)<sub>a</sub>. Os valores de (C:N)<sub>a</sub> que encontramos nos sedimentos das campanhas I e II sugerem uma mistura de fontes marinhas e continentais para SER, com maior contribuição de plantas de metabolismo C<sub>3</sub> na campanha I e fitoplâncton marinho na campanha II (Walsh *et al.*, 1981; Liu *et al.*, 2021). O recife de SER encontra-se entre o rio Maracaípe, localizado a 2,4 km ao norte, e o rio Sirinhaém, a 6,6 km ao sul. A influência dos rios se dá especialmente na estação chuvosa, quando há um aumento na entrada MPS e nutrientes (Jales et al., 2012). De acordo com Jales *et al.* (2012), os recifes de SER apresentam maior biomassa fitoplanctônica e produtividade primária no período chuvoso, em que há maior aporte de nutrientes. Silva *et al.* (2005) observaram a predominância de diatomáceas na composição fitoplanctônica costeira da Baía de Tamandaré, região próxima a SER. As diatomáceas são enriquecidas em <sup>13</sup>C, especialmente em períodos de rápido crescimento fitoplanctônico, como em momentos em que recebem maiores cargas de nutrientes, como visto por Fry & Wainright (1991), Fischer (1991) e Bode *et al.* (2020).

No manguezal de Maracaípe (MAR), os valores de  $\delta^{13}C_{org}$  no sedimento foram > -21‰ seis meses após o derramamento de óleo, indicando contribuição de MO marinha nesta ocasião, no entanto o mesmo apresentou diminuição nestes valores ao longo das três campanhas. Já a razão (C:N)<sub>a</sub> (14,1) assim como  $\delta^{15}$ N (3,5%), no entanto, indicam que o manguezal de MAR também recebia MO de efluentes continentais (Mihale et al., 2021). Os valores encontrados são similares aos vistos por Oliveira et al. (2014), que relatou uma ampla faixa de variação na razão (C:N)a (10 -14,9) na região estuarina da Bacia do Pina, localizado na região de Recife, ao Norte de MAR, além de variações no  $\delta^{13}$ C que indicam contribuição marinha próximo a foz (-24‰ a -21‰), e contribuição continental no interior do estuário (< -24‰). Em manguezais e rios margeados por manguezais, a chuva exerce forte influência no fluxo de água e nutrientes, já que a MO proveniente da serapilheira e de sua decomposição é escoada para o interior dos estuários e torna-se disponível na coluna de água e na camada superficial de sedimentos (Dittmar e Lara, 2001; Terada, 2022). Ao longo das campanhas houve uma diminuição de  $\delta^{13}C_{org}$ , assim como observamos para o recife de MUR, porém em menor magnitude (4,1‰) (Tabela 3). Essa diminuição coincide com a campanha realizada após dias de intensa precipitação, que causa maior aporte de MO continental nessas áreas e certamente influenciou os valores de  $\delta^{13}C_{org}$ .

As altas razões (C:N)<sub>a</sub> no sedimento de Ariquindá (ARI) nas três campanhas (Tabela 3) e os valores de  $\delta^{15}$ N sugerem que esse manguezal recebe grande carga de MO continental, principalmente se comparadas a MAR. Apesar disso, a baixa decomposição da MO no estuário do rio Ariquindá, observada por Grego *et al.* (2009), resultam em razões (C:N)<sub>a</sub> mais altas devido ao baixo teor de N comumente encontrado em áreas de menor influência antrópica (Anshumali, 2020). Logo, isso explica os valores que encontramos para  $\delta^{13}C_{org}$ , indicando contribuição de MO marinha em todas as três campanhas.

É importante ressaltar a diminuição nos valores de  $\delta^{13}$ Corg ao longo das campanhas, tanto no recife de MUR quanto no manguezal de MAR. Pois, apesar das chuvas que antecederam as coletas, ambas as regiões receberam diretamente o óleo derramado em 2019, enquanto ARI e SER não receberam o impacto direto das manchas de óleo (IBAMA, 2020), e mostraram padrões diferentes em  $\delta^{13}$ Corg ao longo do tempo nos sedimentos do presente estudo. De acordo com Oliveira *et al.* (2020) e Reddy *et al.* (2022), as manchas de óleo que chegaram às praias do Nordeste possuíam  $\delta^{13}$ C entre -27‰ e -27,2‰. Uma revisão realizada por Rosenheim *et al.* (2016) com dados disponíveis de  $\delta^{13}$ C sedimentar no Golfo do México, antes e depois o acidente com a Deepwater Horizon (DWH), mostraram uma diminuição de 1,14‰ em sedimentos atingidos, até um ano após o episódio. O óleo derramado pela DWH possuía  $\delta^{13}$ C de -27,3‰ (Graham *et al.*, 2010).

Ao contrário dos sedimentos, as algas de MUR tiveram maior  $\delta^{13}C_{org}$  na campanha III, enquanto em SER as algas os valores mais altos foram na campanha II, no período chuvoso (Tabela 3). Valores de  $\delta^{13}C > -30\%$  indicam que as algas utilizam CO<sub>2</sub> como fonte de C (Pajusalu *et al.*, 2020), e de acordo com Kubler *et al.* (2002), é possível encontrar valores mais enriquecidos em <sup>13</sup>C para macroalgas marinhas junto a um aumento nos níveis de CO<sub>2</sub>. Além disso, um maior aporte de nutrientes também aumenta o crescimento de algas. A razão (C:N)<sub>a</sub> do sedimento em SER dá indícios do aumento da produtividade fitoplanctônica na campanha II, o que também teria acontecido com as algas bentônicas nesta área. Em MUR, a associação entre o baixo  $\delta^{13}C_{org}$  no sedimento da campanha III e as chuvas anteriores à coleta também poderiam indicar que um aumento no aporte de nutrientes e CO<sub>2</sub> influenciou a produtividade e maiores valores de  $\delta^{13}C_{org}$  nas algas bentônicas amostradas.

Entre as campanhas em que foram amostradas (I e III), as algas de MAR apresentaram  $\delta^{13}C_{org}$  enriquecido em 1,8‰ na campanha III (Tabela 3). Essa diferença seria resultado do maior aporte de nutrientes e CO<sub>2</sub> devido às chuvas que antecederam a coleta. Assim como os sedimentos de ARI, as algas desse manguezal também apresentaram  $\delta^{13}C_{org}$  maiores na campanha II. Do mesmo modo que nos recifes, o maior aporte de nutrientes e CO<sub>2</sub> pode explicar esse aumento. Tanto em MUR quanto em SER, a (C:N)<sub>a</sub> das algas mostrou os valores mais baixos na campanha I e os mais altos na campanha II. Entre os manguezais, ARI mostrou um aumento em (C:N)<sub>a</sub> ao longo das campanhas, e embora em MAR não tenhamos os valores para a campanha III, também houve aumento entre as campanhas I e III.

**Tabela 3:** Número de amostras (N), valores de  $\delta^{13}C_{total}$ ,  $\delta^{13}C_{org}$ ,  $\delta^{15}N$  e razão (C:N)<sub>a</sub> em sedimentos e algas amostrados nas áreas recifais de Muro Alto (MUR) e Serrambi (SER), e nas áreas de manguezal de Maracaípe (MAR) e Ariquindá (ARI), por campanha de amostragem: seis meses (I), um ano (II) e um ano e meio (III) após o derramamento de óleo.

	Campanha	Habitat	Local	Ν	$\delta^{13}C_{total}$	$\delta^{13} C_{org}$	$\delta^{15}N$	(C:N)a
	I	Recife	MUR	1	-0,1	-15,0	3,5	13,8
	I		SER	1	-0,4	-20,6	2,1	18,5
	п		MUR	1	-3,0	-25,2	-	-
			SER	1	-0,3	-20,1	2,6	9,3
	ш		MUR	1	-0,1	-29,9	-	-
Sedimento -	111		SER	1	-1,2	-19,1	-	-
Sedimento	1		MAR	1	-0,3	-19,8	3,5	14,1
	I		ARI	1	-3,0	-23,6	3,7	26,3
	п	Manguezal	MAR	1	-0,8	-21,3	2,4	12,8
	11		ARI	1	-1,0	-18,8	2,9	22,3
	Ш		MAR	1	-12,4	-23,9	-	-
			ARI	1	-0,8	-22,8	2,5	36,6
	I		MUR	1	-16,1	-16,1	4,6	8,8
	I		SER	1	-15,4	-17,2	4,7	8,8
	П	Pocifo	MUR	1	-14,7	-16,8	4,9	14,5
		IVECILE	SER	1	-14,8	-15,7	5,5	10,8
	ш		MUR	1	-13,7	-14,4	6,1	11,4
	111		SER	1	-15,4	-16,5	5,3	9,1
Alya			MAR	1	-19,7	-28,2	4,0	11,4
	I		ARI	1	-19,0	-27,1	3,7	10,1
	п	Manguazal	MAR	0	-	-	-	-
		Manguezai	ARI	1	-18,4	-25,8	3,6	13,7
	ш		MAR	1	-21,9	-26,4	3,0	15,6
	111		ARI	1	-24,5	-28,6	3,2	14,5

Nos invertebrados recifais, as maiores assinaturas isotópicas de  $\delta^{13}$ C'<sub>org</sub> em todas as amostragens foram do caranguejo-eremita Pagurus sp., os indivíduos de MUR tiveram valores um pouco superiores aos de SER (-6,6‰, -7,5‰ e -6,7‰ e -9,7‰, -8,8‰ e -8,8‰, respectivamente). Os altos valores de  $\delta^{13}$ C'<sub>org</sub> encontrados em Pagurus sp. em todas as campanhas e locais, diferem dos encontrados por Vinagre *et al.* (2018) no sudeste do Brasil (-15,7 a -17,6‰), e por Pinnegar e Polunin (2000) e Lejeune *et al.* (2022) na costa da França (-18,8 ± 0,2 e -16,2 ± 0,5‰, respectivamente). Caranguejos-eremitas, como Pagurus sp., possuem uma dieta predominantemente detritívora e oportunista, incluindo algas, macroalgas e restos de animais (Roberts, 1968; Benvenuto *et al.*, 2003). O consumo de macroalgas, como Rodophytas, comuns na costa de PE, pode influenciar os valores de  $\delta^{13}$ C'org. Vinagre *et al.* (2018) encontrou valores até -10,4‰ para Gracilária sp., gênero com espécies abundantes em PE (Cavalcanti *et al.*, 2022).

A variação de  $\delta^{13}$ C'<sub>org</sub> encontrada para o ouriço *Echinometra lucunter* (-12,2‰ a -16,1‰) corroboram o descrito por Tavares *et al.* (2020) para indivíduos no Nordeste do Brasil (Tabela S1). Apesar de basearem sua dieta em algas, macroalgas e detritos associados, *E. lucunter* inclui uma grande variação de táxons, que varia de acordo com a sua disponibilidade. *E. lucunter* (-13,4‰, -16,1‰ e -15,4‰) e a craca Chthamalus sp. (-15,8‰, -16,6‰ e -16,4‰), mostraram valores levemente menores de  $\delta^{13}$ C'<sub>org</sub> em SER nas três campanhas e o zoantídeo *Palythoa varabilis* nas campanhas I e III (-14,4‰ e -15,9‰) (Figura 2; Tabela S1). A esponja *Cinachyrella alloclada* não foi amostrada em MUR na campanha I, e o zoantídeo Baba-de-Boi *Palythoa caribaeorum* não foi amostrado em SER na campanha III, porém nas campanhas I e II, onde foram amostrados em ambos os locais, também mostraram  $\delta^{13}$ C'<sub>org</sub> menores em SER (-14,2‰ e -12,6‰) (Tabela S1). Já para o  $\delta^{15}$ N, os menores valores foram do Pagurus sp. em todas as campanhas, tanto em MUR (2,8‰, 4,3‰ e 3,5‰, respectivamente) quanto em SER (3,4‰, 3,8‰ e 3,7‰, respectivamente).

Os valores de  $\delta^{13}$ C'<sub>org</sub> nos invertebrados amostrados nas áreas de manguezal, foram menores no caranguejo *Ucides cordatus* em todas as campanhas de amostragem, com valores menores observados em ARI (-24,3‰, -24,8‰ e -24,4‰, respectivamente) e maiores em MAR (-21,8‰, -22,1‰ e -24,3‰, respectivamente). Assim como *U. cordatus*, a ostra *Crassostrea rhizophorae*, o caramujo *Neritina*  *virginea* e o Porífera (espécie não identificada) também tiveram valores menores de  $\delta^{13}$ C'<sub>org</sub> em ARI em todas as campanhas em que foram capturados em ambos os locais, com os dois últimos capturados apenas nas campanhas II e III (Tabela S2). O caramujo-do-mangue, *Melampus coffeus,* foi o invertebrado com os menores valores de  $\delta^{15}$ N nas três campanhas em ARI (2,2‰, 2,0‰, 2,0‰, respectivamente) e nas campanhas II e III, em que foi amostrado em MAR (1,5‰ e 1,7‰, respectivamente) (Figura 2; Tabela S2).

Ao longo das campanhas, *U. cordatus* e *M. coffeus* mostraram uma diminuição em  $\delta^{13}$ C'<sub>org</sub> de 2,2‰ em MAR, (de -18,6‰ para -24,0‰ e de -22,1‰ para -24,3‰, respectivamente), enquanto *N. virgínea* mostrou um aumento de 3,1‰ (de -18,0‰ para -14,9‰) (Tabela S2). Os valores de  $\delta^{15}$ N dessas espécies não mostraram grandes variações, com diminuições de 0,2‰, 0,2‰ e 0,1‰, respectivamente. Esses organismos apresentam comportamento alimentar similar, consumindo serapilheira e detritos associados, porém *U. cordatus* e *M. coffeus* incluem em sua alimentação principalmente serapilheira proveniente de folhas do mangue-vermelho *Rhizophora mangle*, enquanto *N. virgínea* tem as diatomáceas como principal item alimentar, seguido de folhas de *R. mangle* (Proffitt e Devlin, 2005; Nordhaus e Wolff, 2007; Murayama, 2016). As diatomáceas podem aumentar o  $\delta^{13}$ C de seus predadores, especialmente quando estão em maior abundância, uma vez que a rápida multiplicação diminui a capacidade destas algas em discriminar o <sup>13</sup>C, incorporando em maior quantidade em seu tecido e refletindo em seus consumidores (Fry e Wainright, 1991; Silori *et al.*, 2021).

Também em MAR, a ostra *C. rhizophorae* mostrou uma diminuição de 1,1‰ em  $\delta^{13}$ C'<sub>org</sub> entre as campanhas II e III (de -16,9‰ para -18,1‰), diferente de ARI, onde foi vista uma diminuição de 3,5‰ ao longo das três campanhas (-18,1‰, -18,4‰ e -21,6, respectivamente). O  $\delta^{15}$ N dessa espécie se manteve constante ao longo das três campanhas em ARI (6,0‰, 6,0‰ e 5,8‰, respectivamente), e em MAR teve um leve aumento na campanha II (5,7‰, 6,1‰ e 5,5‰, respectivamente).

Para os peixes, a donzelinha *Stegastes fuscus,* espécie recifal, apresentou as maiores médias de  $\delta^{15}$ N em SER em todas as três campanhas (11,1 ± 0,6‰, 10,7 ± 0,3‰, 10,7 ± 0,2‰, respectivamente), comparadas a MUR (10,0 ± 0,6‰, 9,9 ± 0,1‰, 9,9 ± 0,7‰, respectivamente) (Tabela S3). Não houve diferença entre as campanhas

para peixes de SER (ANOVA, F = 0,8 e p > 0,05) e MUR (ANOVA, F = 0,004 e p > 0,05). Os valores médios de  $\delta^{13}$ C' foram iguais nos recifes na primeira campanha (-11,3 ± 0,3‰ e -11,3 ± 0,4‰, respectivamente), e menores em SER nas campanhas II e III (-11,2 ± 0,5‰ e -11,5 ± 0,5‰, respectivamente). Assim como para  $\delta^{15}$ N, também não houve diferença significativa de  $\delta^{13}$ C' entre campanhas para peixes de SER (ANOVA, F = 0,52 e p > 0,05) e MUR (Kruskal-Wallis, X<sup>2</sup> = 2,7 e p > 0,05).

Já na espécie de peixe de manguezal, o robalo *Centropomus undecimalis*, os valores variaram. Na campanha I, os maiores valores médios de  $\delta^{15}$ N ocorreram em ARI e os menores em MAR (11,3 ± 1,4‰ e 10,8 ± 0,4‰, respectivamente), e o inverso ocorreu na campanha II (11,7 ± 0,3‰ e 10,0 ± 0,4‰, respectivamente). Não houve diferenças em  $\delta^{15}$ N entre campanhas em ARI (Kruskal-Wallis, X<sup>2</sup> = 0,92, *p* > 0,05). Na campanha III, não houve captura de *C. undecimalis* em MAR. Em ARI, o valor médio de  $\delta^{13}$ C' foi significativamente maior na campanha I (-14,8 ± 2,1‰) quando comparados campanhas II e III (-19,2 ± 1,4‰ e -17,6 ± 0,1‰, respectivamente) (ANOVA, F = 6,13 e p = 0,04). Em todas as campanhas, os valores médios de  $\delta^{13}$ C' foram significativamente mais altos nos peixes recifais, se comparados aos do manguezal (-11,3 ± 0,3‰ e -16,3 ± 1,4‰; -11,0 ± 0,4‰ e -19,4 ± 1,4‰; -11,2 ± 0,6‰ e -18,8 ± 1,4‰, respectivamente) (Mann-Whitney *U*, *p* < 0,001) (Figura 2, Tabela 4). O mesmo não se evidenciou para  $\delta^{15}$ N (Mann-Whitney *U*, *p* = 0,22).

Os valores mais baixos de  $\delta^{13}$ C'<sub>org</sub> em *C. undecimalis* estão ligados a MO de origem continental que chega aos habitats de manguezal através dos rios e canais de maré aos quais estão associados. González *et al.* (2019) analisaram *C. undecimalis* de estuários em PE e relataram  $\delta^{13}$ C entre  $-20,2 \pm 0,7\%$  e  $-19,3 \pm 0,6\%$  nos períodos seco e chuvoso em Suape, respectivamente, e entre  $-21,6 \pm 1,1\%$  e  $-22,1 \pm 0,9\%$  nos períodos seco e chuvoso em Sirinhaém, respectivamente. No entanto, os autores não esclarecem se foi realizada a extração de lipídios ou correções matemáticas para este fim nas amostras de peixes, tornando limitada a comparação dos dados, uma vez que os valores mais baixos encontrados por eles podem ser resultado da influência lipídica.

Os valores foram similares para  $\delta^{15}$ N, indicando que *S. fuscus* e *C. undecimalis* ocupam posições tróficas parecidas nas teias em que estão inseridos. González *et al.* (2019) encontraram valores de  $\delta^{15}$ N similares aos nossos, variando entre 11,8 ± 0,4‰

e 10,9 ± 1,0‰ nos períodos seco e chuvoso em Suape, respectivamente, e entre 10,3 ± 0,2‰ e 9,6 ± 0,5‰ nos períodos seco e chuvoso em Sirinhaém, respectivamente. A espécie de hábito carnívoro foi classificada pelos autores como consumidor secundário. Os dados isotópicos na literatura são limitados para *S. fuscus*, mas a baixa variação de  $\delta^{13}$ C'<sub>org</sub> e  $\delta^{15}$ N que encontramos entre as campanhas é consistente com a alimentação descrita para a espécie, definida como um herbívoro pastoreador e territorialista, que se alimenta principalmente de diatomáceas e algas filamentosas que cultivam em seus territórios (Ferreira *et al.*, 1998; Feitosa *et al.*, 2012). Apesar dos valores similares de  $\delta^{15}$ N para *S. fuscus* e *C. undecimalis*, os valores de  $\delta^{13}$ C'<sub>org</sub> dos invertebrados analisados nos dois habitats, difere-os claramente quanto a origem da MO incorporada à cadeia alimentar (Figura 2).



**Figura 2.** Composição isotópica de  $\delta^{13}C_{org} \in \delta^{15}N$  dos sedimentos, algas e organismos amostrados em áreas de recife e manguezal (PE) após seis meses, um ano e um ano e meio da chegada do óleo na costa do Brasil. Losangos vazados representam *outliers* retirados para as análises estatísticas.

#### 4.2 Metais e Acumulação na Biota

Nos sedimentos recifais, as concentrações de metais diminuíram de Fe > Ti > AI > Ba > Mn > V > Cr > Zn > Cu > Co > Pb > Ni na campanha I, de Fe > Ti > AI > Mn> Ba > V >Zn > Cr > As > Pb > Co > Cu > Ni na campanha II, e de Fe > Ti > Al > Ba > Mn > V > Zn > Pb > As > Cr > Co > Cu > Ni na campanha III. Entre os recifes, osedimento coletado em SER na campanha I, mostrou as maiores concentrações apenas de AI e Ba, enquanto todos os demais elementos foram maiores em MUR (Tabela 4). Na campanha II, no entanto, SER apresentou as maiores concentrações de Fe, Al, Ba, Zn, Cr e Pb. Apenas Al foi mais alto em MUR na campanha III, enquanto todos os demais elementos tiveram maiores concentrações em SER. Ainda em MUR, as menores concentrações de AI e Ba foram observadas na campanha II, e as maiores na campanha III. Já para Cr, Fe, Mn, Ni e V, as menores concentrações foram na campanha III, e as maiores na campanha II. Nenhum elemento aumentou em MUR ao longo das campanhas, mas as concentrações de Cu diminuíram. Em SER, nenhum elemento diminuiu ao longo do tempo, mas houve aumento ao longo das três campanhas para Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Ti, V e Zn. As concentrações de As no sedimento recifal foram detectadas apenas nas campanhas II e III em amostras de SER. Não foi detectado Cd em nenhuma das amostras de sedimento deste trabalho.

Os sedimentos coletados nos manguezais mostraram concentrações de metais na ordem de: Fe > Al > Ti > Ba > Mn > V > Cr > Zn > Pb > Cu > Ni > Co, na campanha I; Fe > Ti > Al > Ba > Mn > V > Zn > Cr > Pb > Cu > Co > Ni na campanha II; e Al> Fe > Ti > Ba > Mn > V > Pb > Co > Cr > Cu > Ni na campanha III. Entre os manguezais, apenas Al e Co foram maiores em ARI na campanha I, enquanto, na campanha II, este local apresentou as maiores concentrações para todos os elementos (Tabela 4). Na campanha III, Al, Ti, Ba, Co e Ni foram maiores em MAR. Entre as campanhas, as maiores concentrações de Ba, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Ti, V e Zn em ARI foram observadas na campanha II, além de As, detectado apenas nesta ocasião nos sedimentos dos manguezais. Não observamos elementos com concentrações crescentes, e apenas AI diminuiu ao longo das campanhas em ARI. Em MAR, observamos uma diminuição de Ba, Cr, Cu, Fe e Pb, além de V, Ti e Mn com as maiores concentrações na campanha II, e menores na III. Na campanha III, Zn ficou abaixo do limite de detecção (LD) em ambos os manguezais, e As foi detectado apenas em ARI na campanha II.

**Tabela 4:** Concentrações de metais (µg.g<sup>-1</sup> de peso seco) para sedimentos dos recifes de Muro Alto (MUR) e Serrambi (SER) e dos manguezais de Maracaípe (MAR) e Ariquindá (ARI), de acordo com o número de amostras (N) e campanha de coleta: seis meses (I), um ano (II) e um ano e meio (III) após o derramamento de óleo.

Habitat	Campanha	Local	Ν	AI	As	Ва	Cd	Со	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Ti	V	Zn
Decife	I	MUR	1	1543	-	58	-	2,7	5,7	3,8	3674	127	2,3	2,1	2999	42,2	5,2
		SER	1	1967	-	119	-	2,2	3,2	2,9	2472	68	1,5	1,8	1146	16,8	2,1
	п	MUR	1	1295	-	39	-	4,7	5,9	3,7	4970	233	2,4	3,5	-	72,9	5,9
Recile	11	SER	1	1338	7,3	269	-	2,1	10,1	3,0	5840	111	2,3	7,5	1684	27,5	11,8
	Ш	MUR	1	2146	-	77	-	3,3	1,6	1,8	871	17	2,1	-	361	5,4	-
		SER	1	1742	8,8	255	-	3,4	10,9	3,3	7057	239	2,1	8,9	4751	67,7	14,4
	I	ARI	1	3670	-	135	-	1,2	5,5	2,9	3226	33	1,9	3,4	541	12,2	2,0
		MAR	1	3145	-	261	-	0,8	11,0	3,2	5205	77	1,9	7,0	1305	22,5	9,5
Manguezal	П	ARI	1	2902	11,3	270	-	3,3	10,7	3,3	7107	242	2,3	8,0	4837	69,0	13,7
		MAR	1	2208	-	253	-	1,7	9,1	2,5	4512	88	1,7	6,6	1702	26,2	6,4
	ш	ARI	1	2038	-	80	-	1,8	3,5	2,4	1453	23	1,2	3,9	157	4,7	-
	111	MAR	1	3468	-	95	-	4,1	1,9	1,9	747	10	2,4	2,4	233	4,8	-
As concentrações médias de metais nos invertebrados recifais foi na ordem de Al > Fe > Zn > Ti > Mn > Pb > Ba > Cu > As > V > Cr > Ni > Cd > Co na campanha I, Fe > Al > Zn > Ti > Mn > As > Pb > Cu > Cr > Ba > V > Ni > Cd > Co na campanha II e Fe > Al > Zn > Ti > Mn > As > Cu > Pb > Ba > Cr > V > Ni > Cd > Co na campanha III. Apesar de não haver diferenças significativas nas concentrações de metais em invertebrados entre MUR e SER em nenhuma das campanhas (p > 0,05), as maiores médias de Al, Fe, Zn, Ti, Pb, Ba, Cu, As, V e Co na campanha I foram observadas nos organismos de SER. Na campanha II, apenas Ti, Ba e V foram maiores em SER, enquanto na campanha III todos os elementos foram inferiores em SER.

Em MUR, encontramos na campanha I as maiores concentrações de Cr (3,71  $\mu$ g.g<sup>-1</sup>), Fe (1423  $\mu$ g.g<sup>-1</sup>) e Mn (28,3  $\mu$ g.g<sup>-1</sup>) no zoantídeo *P. variabilis*, e de Cu (33,4 µg.g<sup>-1</sup>) e Pb (27,8 µg.g<sup>-1</sup>) no caranguejo-eremita Pagurus sp. (Tabela S1). Em SER, as maiores concentrações de AI (2443 µg.g<sup>-1</sup>), Ba (4,69 µg.g<sup>-1</sup>), Ti (34,2 µg.g<sup>-1</sup>) e V (3,60 µg.g<sup>-1</sup>) foram na esponja *C. alloclada*, Cd (2,21 µg.g<sup>-1</sup>) e Zn (179 µg.g<sup>-1</sup>) na craca Chthamalus sp., Co (1,08 µg.g<sup>-1</sup>) em Pagurus sp., além de As (14,0 µg.g<sup>-1</sup>) e Ni (2,43 µg.g<sup>-1</sup>) no ouriço *E. lucunter*. Na campanha II, foram encontradas em MUR as maiores concentrações de As (19,1 µg,g<sup>-1</sup>), Cd (8,03 µg,g<sup>-1</sup>), Cr (7,78 µg,g<sup>-1</sup>), Pb (35,5 µg,g<sup>-1</sup>) e Zn (277 µg.g<sup>-1</sup>) em Chthamalus sp., de Ba (5,71 µg.g<sup>-1</sup>), Co (0,38 µg.g<sup>-1</sup>) e Ni (1,96 µg.g<sup>-1</sup>) em *C. alloclada* e de Mn (50,3 µg.g<sup>-1</sup>) em Pagurus sp.. No recife de SER, encontramos as maiores concentrações de AI (4365 µg.g<sup>-1</sup>), Fe (1730 µg.g<sup>-1</sup>), Ti (44,3  $\mu$ g.g<sup>-1</sup>) e V (4,69  $\mu$ g.g<sup>-1</sup>) em *C. alloclada*, e de Cu (38,2  $\mu$ g.g<sup>-1</sup>) em Pagurus sp.. Por fim, foram encontradas na campanha III em MUR às maiores concentrações para Al (3644 µg.g<sup>-1</sup>), Ba (5,2 µg.g<sup>-1</sup>), Cr (4,45 µg.g<sup>-1</sup>), Ti (32,1 µg.g<sup>-1</sup>) e V (4,58 µg.g<sup>-1</sup>) em C. alloclada, para Zn (154  $\mu$ g.g<sup>-1</sup>) em Chthamalus sp., Co (0,54  $\mu$ g.g<sup>-1</sup>) e Cu (30,6  $\mu$ g.g<sup>-1</sup>) em Pagurus sp., Mn (22,0 µg.g<sup>-1</sup>) em *P. variabilis* e Pb (13,3 µg.g<sup>-1</sup>) no zoantídeo *P.* caribaeorum. No recife de SER, encontramos as maiores concentrações de Cd (1,33  $\mu$ g.g<sup>-1</sup>) e Fe (1515  $\mu$ g.g<sup>-1</sup>) em Chthamalus sp., e Ni (2,65  $\mu$ g.g<sup>-1</sup>) em *P. variabilis*.

As maiores concentrações de As foram observadas em *E. lucunter* ( $9,3 - 14,0 \mu g.g^{-1}$ ), seguido por *C. alloclada* ( $7,1 - 9,7 \mu g.g^{-1}$ ) (Tabela S1). Com uma alimentação oportunista, baseada em diversos táxons de algas, macroalgas e detritos associados, esse ouriço serve como um elo entre a fixação de C por fontes basais e níveis mais altos em uma teia alimentar. Em ambientes com altas concentrações de metais, as macroalgas tendem a acumular os elementos aos quais estão expostas e transferi-los

aos consumidores (Chan *et al.*, 2003; Sondergaard *et al.*, 2019). De acordo com Ma *et al.* (2018), o As total pode ser incorporado de forma diferente por cada espécie. Táxons hiperacumuladores, como Phaeophytas, chegam a acumular até 100 mg.kg de peso seco, enquanto Rhodophytas e Chlorophytas até 50 µg.g<sup>-1</sup> e 28 µg.g<sup>-1</sup> de peso seco, respectivamente.

As concentrações de Cu em Pagurus sp. foram muito superiores aos demais invertebrados (18,8 – 32,2  $\mu$ g.g<sup>-1</sup>). Tais valores, junto ao alto  $\delta^{13}$ C'<sub>org</sub> e baixo  $\delta^{15}$ N desses indivíduos, fortalecem a hipótese de que sua alimentação foi baseada em macroalgas, como Rhodophytas. Como possuem grande capacidade de acumulação de metais, as macroalgas são boas bioindicadoras e podem ser usadas na biorremediação de elementos como o Cu, de acordo com o observado por Margarido (2016) em *Gracilaria domingensis* e por Wang *et al.* (2014) e Luo *et al.* (2020) em *Gracilaria lemaneiformis*.

A craca Chthamalus sp. apresentou uma ampla faixa de variação para As (3,7 – 19,1  $\mu$ g.g<sup>-1</sup>) e as maiores concentrações de Pb (2,6 – 35,5  $\mu$ g.g<sup>-1</sup>), Zn (62,9 – 277  $\mu$ g.g<sup>-1</sup>), e Cd (0,4 – 8,0  $\mu$ g.g<sup>-1</sup>) (Tabela S1). Ao longo das campanhas, houve aumento de Cu em Chthamalus sp. nos dois recifes (MUR: de 1,1  $\mu$ g.g<sup>-1</sup> para 4,6  $\mu$ g.g<sup>-1</sup>; SER: de 2,1  $\mu$ g.g<sup>-1</sup> para 3,4  $\mu$ g.g<sup>-1</sup>). O As também mostrou altos valores na esponja *C. alloclada* (7,2 – 9,7  $\mu$ g.g<sup>-1</sup>), e o Cu apresentou valores similares aos da craca, mas sem padrão ao longo do tempo (2,7 – 4,6  $\mu$ g.g<sup>-1</sup>).

As espécies Chthamalus sp. e *C. alloclada*, são exclusivamente filtradoras, por isso absorvem metais dissolvidos e particulados de diversas fontes presentes na água do mar e, portanto, são utilizados como bioindicadores (Méndez *et al.*, 2021; Lozano-Bilbao *et al.*, 2021). Metais como o As possuem diferentes formas e vias de acumulação em organismos aquáticos, desde a exposição ao ambiente até assimilação pela dieta (Rahman *et al.*, 2012).

Agrupados em hábitos alimentares, as concentrações de As, Cu e Zn foram significativamente maiores para filtradores (Kruskal-Wallis, p = 0,005, 0,001 e 0,001, respectivamente) e detritívoros (Kruskal-Wallis, p = 0,002, 0,006 e 0,001, respectivamente) comparados aos suspensívoros (Tabela 5). Assim como as macroalgas consumidas pelos detritívoros, o fitoplâncton também é capaz de absorver metais presentes na fração dissolvida e torná-los disponíveis para os demais níveis da teia trófica (Chouvelon *et al.*, 2018; Albarico *et al.*, 2022).

Nos invertebrados dos manguezais, os metais diminuíram na ordem de Al > Fe > Zn > Ti > Cu > Mn > Pb > As > Cr > Ba > Ni> V > Cd > Co na campanha I, e Al > Fe> <math>Zn > Ti > Mn > Pb > Cu > As > Ba > V > Cr > Ni > Cd > Co nas campanhas II e III.Não foram observadas diferenças estatísticas na concentração de metais entreinvertebrados de ARI e MAR para nenhuma campanha (<math>p < 0,05). No entanto, médias mais altas de As foram observadas em MAR em todas as campanhas, e de Cd, Mn, Ni e Pb nas duas últimas campanhas. Em ARI, as médias de Cu foram superiores em todas as campanhas, enquanto Al, Ba, Ti e V nas campanhas II e III.

Na campanha I, foram observadas em MAR as maiores concentrações de AI (1823 µg.g<sup>-1</sup>), As (15 µg.g<sup>-1</sup>), Ba (2,6 µg.g<sup>-1</sup>), Fe (1855 µg.g<sup>-1</sup>) e V (27,8 µg.g<sup>-1</sup>) em Porífera, além de Co (0,5  $\mu$ g.g<sup>-1</sup>), Cu (20  $\mu$ g.g<sup>-1</sup>) e Zn (730  $\mu$ g.g<sup>-1</sup>) na ostra C. *rhizophorae*, e de Ti (35,8 µg.g<sup>-1</sup>) no caramujo *N. virgínea* (Tabela S2). No manguezal de ARI, encontramos os maiores níveis de Cd (0,3 µg.g<sup>-1</sup>), Cr (1,1 µg.g<sup>-1</sup>) e Ni (2,9 µg.g<sup>-1</sup>) em *C. rhizophorae*, e de Mn (24 µg.g<sup>-1</sup>) no caramujo *M. coffeus*. Na campanha II, observamos em MAR as maiores concentrações para As (12 µg.g<sup>-1</sup>), Cd (2,1 µg.g<sup>-1</sup>) <sup>1</sup>) e Fe (2059  $\mu$ g.g<sup>-1</sup>) em Porífera, para Mn (40,9  $\mu$ g.g<sup>-1</sup>) e Pb (28  $\mu$ g.g<sup>-1</sup>) em *M. coffeus*, e para Zn (755 µg.g<sup>-1</sup>) em *C. rhizophorae*. Em ARI, foram observados os maiores níveis de Al (5657 µg.g<sup>-1</sup>), Ba (7,2 µg.g<sup>-1</sup>), de Cr (0,2 µg.g<sup>-1</sup>) e Ti (67 µg.g<sup>-1</sup>) em Porífera, Co  $(0,4 \ \mu g.g^{-1})$  e Ni  $(3,0 \ \mu g.g^{-1})$  no caranguejo U. cordatus, e V  $(0,9 \ \mu g.g^{-1})$  em C. rhizophorae. Na última campanha, foram vistas em MAR as maiores concentrações para Cr (2,8 µg.g<sup>-1</sup>) e Fe (1305 µg.g<sup>-1</sup>) em Porífera, para As (17 µg.g<sup>-1</sup>), Cd (2,3 µg.g<sup>-1</sup>) <sup>1</sup>), Ni (1,5 µg.g<sup>-1</sup>) e Pb (31 µg.g<sup>-1</sup>) em *N. virgínea*, e Co (0,3 µg.g<sup>-1</sup>) em *U. cordatus*. Já em ARI vimos as maiores concentrações para AI (3631 µg.g<sup>-1</sup>), Ba (6,9 µg.g<sup>-1</sup>), Ti (55  $\mu g.g^{-1}$ ) e V (3,6  $\mu g.g^{-1}$ ) em Porífera, para Cu (31  $\mu g.g^{-1}$ ) e Mn (57,2  $\mu g.g^{-1}$ ) em M. coffeus, e Zn (690  $\mu$ g.g<sup>-1</sup>) em C. rhizophorae.

As espécies *M. coffeus* e *U. cordatus* tiveram as maiores concentrações de Cu entre detritívoros (11,1 – 31,8  $\mu$ g.g<sup>-1</sup> e 10,7 – 25,6  $\mu$ g.g<sup>-1</sup>, respectivamente) (Tabela S2). Como mencionado, a alimentação das duas espécies é predominantemente composta por serapilheira de *R. mangle*. De acordo com Duarte *et al.* (2017), a concentração de Cu em *U. cordatus* está mais associada a concentração do elemento em folhas de *R. mangle* do que na água ou sedimento. No entanto, Pinheiro *et al.* (2012) analisaram Cu em *U. cordatus* de um manguezal contaminado no Sudeste do Brasil e encontraram concentrações muito inferiores às nossas (6,85 – 6,72  $\mu$ .g<sup>-1</sup>). Já as concentrações em *M. coffeus* observadas por Mélo (2014) em MAR foram superiores (28 – 42  $\mu$ g.g<sup>-1</sup>). Assim como  $\delta^{13}$ C'<sub>org</sub>, a concentração de Cu em *N. virginea* também foi diferente dos demais detritívoros, com concentrações inferiores de Cu (3,4 – 7,9  $\mu$ g.g<sup>-1</sup>). A diferença na concentração do metal reflete também a diferença nos recursos alimentares, já que as diatomáceas são seu principal recurso alimentar.

As maiores concentrações de As e Pb em Porífera  $(3,3 - 15 \ \mu g.g^{-1} \ e \ 4,6 - 26,1 \ \mu g.g^{-1}$ , respectivamente) e *N. virginea*  $(6,1 - 17,1 \ \mu g.g^{-1} \ e \ 4,0 - 31,2 \ \mu g.g^{-1}$ , respectivamente) podem estar relacionadas a concentração desses elementos no fitoplâncton, principalmente nas diatomáceas, que incorporadas por Poríferas através da filtração e por *N. virginea* através da sua ingestão (Marella *et al.*, 2020) (Tabela S2). As concentrações crescentes de Cd, Cu, Pb e Zn para *N. virginea* em MAR ao longo das campanhas, junto ao aumento em  $\delta^{13}$ C'org observado nos mesmos indivíduos reforça a influência das diatomáceas na transferência de metais aos demais níveis da cadeia.

Em *C. rhizophorae* foi vista a maior concentração de Cu ( $6,8 - 19,8 \mu g.g^{-1}$ ) entre os filtradores, e de Zn ( $553 - 755 \mu g.g^{-1}$ ) entre todos os invertebrados no manguezal (Tabela S2). Nossos valores são similares aos observados por Vieira *et al.* (2021) em *C. rhizophorae* para Zn no Sudeste do Brasil ( $512 a 962 \mu g.g^{-1}$ ), mas inferiores aos encontrados por Souza *et al.* (2011) para Cu no Nordeste do Brasil ( $28,4 \pm 0,3 \mu g.g^{-1}$ ). Apesar de hiperacumuladoras desses elementos, a disponibilidade de Cu em sedimentos tem maior influência sobre as concentrações na ostra, enquanto o mesmo não acontece para Zn, que parece refletir a excreção ineficiente do elemento na espécie (Rebelo *et al.*, 2003; Araújo *et al.* 2021).

As concentrações médias de metais no peixe recifal *S. fuscus* na campanha I, diminuiu na ordem de AI > Zn > Fe > Mn > As > Pb > Ba > Cu > Cr > Ni > Ti > Cd > V, na campanha II de AI > Zn > Fe > Mn > As > Ba > Pb > Cr > Cu > Ni > Ti > V > Cd, e na campanha III de AI > Fe > Zn > As > Mn > Pb > Ba > Ti > Cu > Cr > Ni > Cd > V. Comparados os recifes, apenas as concentrações de Ba foram significativamente maiores em SER em todas as campanhas (Mann-Whitney *U, p* < 0,001). No entanto, MUR apresentou a maior concentração média de AI, As, Cd, Cu, Mn, Ni, Pb Ti e Zn na campanha I, enquanto na campanha II apenas Mn e V, e na campanha III, AI, Cd, Cr, Ni, Pb e Ti foram superiores a SER. Não observamos diferenças entre campanhas para nenhum elemento (*p* > 0,05) (Tabela S3).

**Tabela 5:** Número de indivíduos (N), médias  $\pm$  desvio padrão em µg.g-1 de peso seco de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cobre (Cu), Chumbo (Pb), Zinco (Zn),  $\delta^{13}$ C'org e  $\delta^{15}$ N para invertebrados amostrados nos habitats de manguezal e recife, por hábito alimentar e campanha de amostragem: seis meses (I), um ano (II) e um ano e meio (III) após o derramamento de óleo. Letras maiúsculas indicam diferenças entre habitats para um mesmo hábito alimentar, e minúsculas indicam diferenças entre hábitos para um mesmo hábito alimentar, e minúsculas indicam diferenças entre hábitos para um mesmo hábito alimentar, e minúsculas indicam diferenças entre hábitos para um mesmo hábito alimentar, e minúsculas indicam diferenças entre hábitos para um mesmo hábito alimentar, e minúsculas indicam diferenças entre hábitos para um mesmo hábito alimentar, e minúsculas indicam diferenças entre hábitos para um mesmo hábito alimentar, e minúsculas indicam diferenças entre hábitos para um mesmo hábito alimentar, e minúsculas indicam diferenças entre hábitos para um mesmo hábito alimentar, e minúsculas indicam diferenças entre hábitos para um mesmo hábito alimentar, e minúsculas indicam diferenças entre hábitos para um mesmo hábito alimentar, e minúsculas indicam diferenças entre hábitos para um mesmo hábito alimentar, e minúsculas indicam diferenças entre hábitos para um mesmo hábitos para

Habitat	Hábito alimentar	Campanha	Ν	As	Cd	Cu	Pb	Zn	$\delta^{13} C_{org}$	$\delta^{15}N$
	Detritívoro	I	4	12,1 ± 1,8	$0,8 \pm 0,5$	15,7 ± 15,8	12,9 ± 12,9	74,6 ± 22,2	-10,7 ± 3,2	4 ± 1,1
		П	4	10,1 ± 2,5	$0,2 \pm 0,1$	19,8 ± 20,9	1,8 ± 0,6	64,1 ± 19,2	-11,7 ± 4,1	$4,6 \pm 0,7$
		111	4	$8,3 \pm 4,4$	$0,4 \pm 0,2$	13 ± 14,2	$4,9 \pm 2,4$	39,2 ± 25	-10,8 ± 3,8	$4,2 \pm 0,7$
		Média	12	$10,1 \pm 3,2^{Aa}$	$0,5 \pm 0,4^{Aa}$	16,2 ± 15,8 <sup>Aa</sup>	$6,5 \pm 8,3^{Aa}$	59,3 ± 25,4 <sup>Aa</sup>	-11 ± 3,4 <sup>Aa</sup>	$4,3 \pm 0,8^{Aa}$
		I	3	$7,8 \pm 4,6$	1 ± 1	2,1 ± 1,1	8,9 ± 7,1	94,6 ± 73,9	-15,3 ± 0,5	8,6 ± 1,2
Pocifo	Filtrador	П	4	11,9 ± 5	$2,4 \pm 3,8$	$3,5 \pm 0,6$	13,8 ± 15	117,4 ± 117,6	-14,8 ± 1,6	9,3 ± 0,2
Recile		III	4	10,2 ± 2,6	$0,8 \pm 0,6$	$3,8 \pm 0,9$	4 ± 1,2	94,6 ± 66,4	-14,2 ± 1,9	8,8 ± 0,3
		Média	11	$10,2 \pm 4,1^{Aa}$	$1,5 \pm 2,4^{Aa}$	3,3 ± 1,1 <sup>Aa</sup>	$9,4 \pm 10,3^{Aa}$	102,9 ± 81,8 <sup>Aa</sup>	$-14,7 \pm 1,5^{Ab}$	$8,9 \pm 0,6^{Ab}$
	Suspensívoro	I	4	$5,3 \pm 1,7$	$0,4 \pm 0,3$	$1,2 \pm 0,7$	6,3 ± 4,1	13,4 ± 3,3	-13,5 ± 1,2	$7,6 \pm 0,2$
		П	4	$4,2 \pm 0,3$	0,6 ± 1	1 ± 0,8	10 ± 7,8	$12,9 \pm 4,8$	-14 ± 1,8	$7,4 \pm 0,4$
		III	4	5,7 ± 2	$0,4 \pm 0,5$	$1,2 \pm 0,8$	6,9 ± 5,7	13,7 ± 5,5	-13,8 ± 2,2	$7,8 \pm 0,7$
		Média	12	5 ± 1,5 <sup>b</sup>	$0,5 \pm 0,6^{a}$	1,1 ± 0,7 <sup>b</sup>	$7,8 \pm 5,7^{a}$	13,3 ± 4 <sup>b</sup>	-13,8 ± 1,5 <sup>a</sup>	$7,6 \pm 0,4^{c}$
	Detritívoro	I	4	6,3 ± 3,1	$0,4 \pm 0,2$	$9,9 \pm 4,7$	$6,7 \pm 4,3$	127,0 ± 90,0	-22,2 ± 3,6	$3,1 \pm 0,6$
		П	6	6,1 ± 2,1	$0,5 \pm 0,5$	15,9 ± 10,8	11,6 ± 10,7	73,8 ± 48,0	-21,9 ± 3,2	3,0 ± 1,0
		111	6	7,9 ± 6,2	$0,7 \pm 0,9$	15,8 ± 10,0	13,5 ± 11,4	86,5 ± 70,0	-22,1 ± 3,6	$2,8 \pm 0,8$
Manguezal		Média	16	$6,8 \pm 3,8^{Ba}$	$0,6 \pm 0,6^{Aa}$	$14,4 \pm 9,1^{Aa}$	$11,4 \pm 9,8^{Aa}$	92,8 ± 69,6 <sup>Aa</sup>	-22,1 ± 3,2 <sup>Ba</sup>	$2,9 \pm 0,8^{Ba}$
	Filtrador	I	3	10,9 ± 3,6	$0,8 \pm 0,8$	12,5 ± 7,8	9,1 ± 10,0	431 ± 363	-17,9 ± 0,8	5,9 ± 0,2
		II	4	9,4 ± 1,9	0,9 ± 1,1	$7,6 \pm 6,8$	12,4 ± 11,9	356 ± 354	-19,7 ± 2,7	6,2 ± 0,7
		111	4	$7,9 \pm 4,4$	$1,0 \pm 0,9$	$6,5 \pm 4,8$	$8,9 \pm 8,6$	358 ± 377	-20,6 ± 2,6	$6, \pm 0,9$
		Média	11	$9,3 \pm 3,3^{Ab}$	$0,9 \pm 0,8^{Aa}$	$8,5 \pm 6,3^{Ba}$	$10,2 \pm 9,1^{Aa}$	377,0 ± 328,0 <sup>Ba</sup>	$-19,5 \pm 2,3^{Bb}$	$6,1 \pm 0,6^{Bb}$

As concentrações médias de metais no peixe recifal *S. fuscus* na campanha I, diminuiu na ordem de Al > Zn > Fe > Mn > As > Pb > Ba > Cu > Cr > Ni > Ti > Cd > V, na campanha II de Al > Zn > Fe > Mn > As > Ba > Pb > Cr > Cu > Ni > Ti > V > Cd, e na campanha III de Al > Fe > Zn > As > Mn > Pb > Ba > Ti > Cu > Cr > Ni > Cd > V. Comparados os recifes, apenas as concentrações de Ba foram significativamente maiores em SER em todas as campanhas (Mann-Whitney *U, p* < 0,001). No entanto, MUR apresentou a maior concentração média de Al, As, Cd, Cu, Mn, Ni, Pb Ti e Zn na campanha I, enquanto na campanha II apenas Mn e V, e na campanha III, Al, Cd, Cr, Ni, Pb e Ti foram superiores a SER. Não observamos diferenças entre campanhas para nenhum elemento (*p* > 0,05) (Tabela S3).

Nos manguezais, a concentração média dos elementos em *C. undecimalis* diminuíram na seguinte ordem na campanha I: Fe > Zn > AI > Pb > As > Mn > Cu > Cr > Ti > Ni > Ba > Cd > V, na campanha II: AI > Zn > Fe > As > Pb > Mn > Cu > Cr > Ti > Ni > Cd > Ba > V, e na campanha III: AI > Zn > Fe > As > Pb > Mn > Cu > Cr > Ti > Ba > Ni > Cd > V. Apenas Cu foi significativamente mais alto nos indivíduos de ARI na campanha I (*t-student, p* < 0,01). Maiores médias de As, Ba, Cd, Mn, Pb e Ti foram vistas nos indivíduos de MAR nas campanhas I e II, e AI e V apenas na campanha I. Não houve captura de peixes em MAR na campanha III. Agrupadas as áreas de manguezal, foram evidenciadas maiores concentrações de Fe e Zn na campanha I ( $22,4 \pm 11,2 \mu g.g^{-1} e 21,0 \pm 3,8 \mu g.g^{-1}$ , respectivamente) e menores na campanha II ( $10,3 \pm 3,4 \mu g.g^{-1} e 15,5 \pm 3,0 \mu g.g^{-1}$ , respectivamente) (Kruskal-Wallis, X<sup>2</sup> = 9,35, *p* = 0,01) e Zn (Kruskal-Wallis, X<sup>2</sup> = 7,84, *p* = 0,02) (Tabela S3).

O peixe *S. fuscus* mostrou maiores concentrações de V nas três campanhas, comparados a *C. undecimalis* (I: Mann-Whitney *U*, p = 0,020; II: Mann-Whitney *U*, p = 0,003; e III: Mann-Whitney *U*, p = 0,016), além de Ba nas campanhas I e II (Mann-Whitney *U*, p = 0,007 e p < 0,001, respectivamente), AI e Mn na campanha I (Mann-Whitney *U*, p = 0,019 e p = 0,007, respectivamente), Fe, Mn e Zn na II (*t-student*, p = 0,003, 0,002 e 0,028, respectivamente), Cr e Fe na III (*t-student*, p = 0,015 e Mann-Whitney *U*, p = 0,019, respectivamente) (Tabela 6). Todas as concentrações de Co nos peixes ficaram abaixo do limite de detecção (LD). Dos metais que apresentaram acumulação, apenas a concentração de Zn diferiu entre habitats (Mann-Whitney *U*, p = 0,030) e campanhas (Kruskal-Wallis, X<sup>2</sup> = 8,57, p = 0,001), devido a diminuição observada para esse elemento em *C. undecimalis* na campanha II.

Nos dois habitats, as concentrações de metais nos peixes foram mais baixas do que em invertebrados. O robalo *C. undecimalis* é uma espécie estuarina que ingere principalmente peixes menores e crustáceos em menor proporção, enquanto *S. fuscus* é um herbívoro pastoreador, que cultiva macroalgas filamentosas para consumo, além de ingerir diatomáceas (Ferreira *et al.*, 1998; Feitosa *et al.*, 2012; Lira *et al.*, 2017). Os mecanismos de regulação e excreção de metais costumam ser menos desenvolvidos em invertebrados, que acabam retendo mais metais em relação a níveis tróficos superiores, como os peixes (Rainbow e Luoma, 2011; Sun *et al.*, 2020).

**Tabela 6:** Número de indivíduos (N), médias  $\pm$  desvio padrão em µg.g<sup>-1</sup> de peso seco de Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cobre (Cu), Chumbo (Pb), Zinco (Zn),  $\delta^{13}$ C' e  $\delta^{15}$ N para peixes amostrados nos habitats de recife (*S. fuscus*) e manguezal (*C. undecimalis*), por campanha de amostragem: seis meses (I), um ano (II) e um ano e meio (III) após o derramamento de óleo. Letras maiúsculas indicam diferenças entre espécies/habitat, e minúsculas indicam diferenças entre campanhas para uma mesma espécie/habitat (*p* < 0,05).

Espécie/Nome vulgar	Campanha	Local	Ν	As	Cd	Cu	Pb	Zn	δ <sup>13</sup> C'	δ <sup>15</sup> N
	Ι	MUR	3	4,3 ± 2,0	$0,3 \pm 0,7$	1,5 ± 0,9	$4,9 \pm 6,1$	23,8 ± 2,8	-11,3 ± 0,4	$10,0 \pm 0,6$
		SER	4	2,7 ± 1,2	$0,2 \pm 0,2$	$0,8 \pm 0,2$	1,2 ± 1,0	20,0 ± 1,6	-11,3 ± 0,3	11,1 ± 0,6
	II	MUR	3	1,7 ± 0,3	$0,1 \pm 0,1$	$0,9 \pm 0,2$	$0,9 \pm 0,7$	20,9 ± 3,5	-10,7 ± 0,2	$9,9 \pm 0,1$
		SER	5	2,8 ± 1,2	0,1 ± 0,1	$1,0 \pm 0,4$	$1,3 \pm 0,6$	$20,3 \pm 6,5$	-11,2 ± 0,5	$10,7 \pm 0,3$
Stegastes fuscus /		MUR	5	3,3 ± 1,4	$0,2 \pm 0,2$	$0,9 \pm 0,4$	2,7 ± 2,3	19,1 ± 4,0	-10,9 ± 0,6	$9,9 \pm 0,7$
Donzemma		SER	5	$3,4 \pm 0,7$	$0,1 \pm 0,0$	1,1 ± 0,6	$0,6 \pm 0,4$	$19,4 \pm 4,9$	-11,5 ± 0,5	10,7 ± 0,2
	Média	I	7	$3,5 \pm 1,8^{Aa}$	$0,3 \pm 0,5^{Aa}$	$1,1 \pm 0,7^{Aa}$	$2,8 \pm 4,1^{Aa}$	21,9 ± 2,9 <sup>Aa</sup>	$-11,3 \pm 0,3^{Aa}$	$10,6 \pm 0,8^{Aa}$
		П	8	2,3 ± 1,1 <sup>Aa</sup>	$0,1 \pm 0,1^{Aa}$	$0,9 \pm 0,3^{Aa}$	$1,2 \pm 0,6^{Aa}$	$20,6 \pm 4,9^{Aa}$	$-11,0 \pm 0,4^{Aa}$	$10,4 \pm 0,5^{Aa}$
		111	10	$3,4 \pm 1,0^{Aa}$	$0,1 \pm 0,1^{Aa}$	$1,0 \pm 0,5^{Aa}$	1,4 ± 1,6 <sup>Aa</sup>	$19,3 \pm 4,2^{Aa}$	$-11,2 \pm 0,6^{Aa}$	$10,3 \pm 0,6^{Aa}$
	Ι	MAR	5	$2,4 \pm 0,6$	$0,2 \pm 0,3$	$0,8 \pm 0,2$	2,2 ± 2,1	21,5 ± 3,9	-16,9 ± 1,3	$10,8 \pm 0,4$
		ARI	4	1,5 ± 0,2	$0,2 \pm 0,2$	$1,7 \pm 0,4$	1,8 ± 2,4	$20,5 \pm 4,2$	-14,8 ± 2,1	9,6 ± 2,2
	Ш	MAR	2	5,7	$0,5 \pm 0,7$	$0,8 \pm 0,2$	2,2 ± 2,9	16,1 ± 5,9	-19,6 ± 1,7	11,7 ± 0,3
		ARI	5	3,1 ± 0,2	0,1 ± 0,1	$1,0 \pm 0,1$	$0,9 \pm 0,6$	15,2 ± 2,1	-19,2 ± 1,4	$10,0 \pm 0,4$
Centropomus undecimalis /	111	MAR	0	-	-	-	-	-	-	-
Robalo		ARI	2	2,7 ± 1,3	0,1 ± 0,1	1,3 ± 1,3	2,6	$19,4 \pm 0,8$	-17,6 ± 0,1	10,3 ± 0,1
		I	9	$2,0 \pm 0,7^{Aa}$	$0,2 \pm 0,3^{Aa}$	$1,2 \pm 0,6^{Aa}$	$2,0 \pm 2,1^{Aa}$	$21,0 \pm 3,8^{Aa}$	-15,9 ± 2,0 <sup>Ba</sup>	$10,3 \pm 1,5^{Aa}$
	Média	П	7	$4,0 \pm 1,5^{Aa}$	$0,2 \pm 0,3^{Aa}$	$0,9 \pm 0,2^{Aa}$	1,4 ± 1,6 <sup>Aa</sup>	$15,5 \pm 3,0^{Bb}$	$-19,4 \pm 1,4^{Bb}$	$10,5 \pm 0,8^{Aa}$
		III	2	$2,7 \pm 1,3^{Aa}$	$0,1 \pm 0,1^{Aa}$	1,3 ± 1,3 <sup>Aa</sup>	2,6 <sup>Aa</sup>	$19,4 \pm 0,8^{Aab}$	$-17,6 \pm 0,1^{Bab}$	$10,3 \pm 0,1^{Aa}$

A concentração de metais nos sedimentos e organismos foi usada para calcular o Fator de Acumulação Biota-Sedimento (FABS), que evidenciou quatro elementos com potencial de acumulação nos invertebrados e peixes associados. São eles o As, Cu, Pb e Zn, que apresentaram médias > 1,0 para grande parte dos organismos (Tabela 7). Não foi possível calcular FABS para Cd, já que ficou abaixo do LD em todas as campanhas e locais, em ambos os habitats. Como não houve diferença significativa no FABS, tanto para invertebrados quanto para peixes, entre os recifes de MUR e SER (t-student, p > 0,05) e manguezais de ARI e MAR (Mann Whitney *U*, p > 0,05), as amostras foram agrupadas por habitat para as análises.

Nos invertebrados recifais, o FABS para As foi >1,0 para a craca Chthamalus sp. e o ouriço E. lucunter nas duas últimas campanhas, e para a esponja C. alloclada e o caranguejo-eremita Pagurus sp. apenas na campanha II (Tabela S4). Para Cu, foram encontrados valores entre 5,5 e 16,6 para Pagurus sp., com valores >1,0 em todas as campanhas. Além dele, C. alloclada nas campanhas II e III e Chthamalus sp. na campanha III também apresentaram valores >1,0, o que indica acumulação deste elemento. As espécies C. alloclada, P. caribaeorum e Chthamalus sp. também apresentaram valores >1,0 para Pb nas campanhas I e II. Para Zn, os valores variaram entre 0,5 em P. variabilis da campanha III e 85,8 em Chthamalus sp. na campanha I, com valores >1,0 em vinte e quatro, dos trinta e quatro invertebrados recifais analisados. Em todas as espécies, os valores mais altos de FABS para Zn foram na campanha I em SER. Entre as campanhas, a acumulação de Pb nos invertebrados recifais foi significativamente mais alta na campanha I, quando comparada as demais (Kruskal-Wallis,  $X^2 = 10,13$ , p = 0,006) (Tabela 7). Já a acumulação de Zn na campanha I foi significativamente mais alta do que na campanha III (Kruskal-Wallis,  $X^2 = 8,91$ , p = 0,01). Entre os hábitos alimentares, os detritívoros e filtradores acumularam significativamente mais Cu e Zn que suspensívoros (Kruskal-Wallis, X<sup>2</sup> = 15,39,  $p = 0,001 \text{ e } X^2 = 8,25$ , p = 0,014, respectivamente).

As médias do FABS >1,0 para Pb e Zn, e o padrão decrescente observado para todos os hábitos alimentares ao longo das campanhas, mostram que seis meses após a chegada do óleo os organismos recifais acumulavam mais Pb e Zn, e que este cenário mudou após um ano e meio. De acordo com Soares *et al.* (2021), o óleo bruto que chegou ao litoral de Alagoas (AL), mostrou concentrações maiores de As (54 - 90 µg.kg<sup>-1</sup>), Cd (151 - 204 µg.kg<sup>-1</sup>), Pb (120 - 336 µg.kg<sup>-1</sup>), e Zn (159 - 235 µg.kg<sup>-1</sup>), comparadas a Cu (26 - 39 µg.kg<sup>-1</sup>). Já na água do mar de pontos atingidos em outubro

de 2019, as concentrações dissolvidas foram: As  $(0,21 - 3,98 \ \mu g.L^{-1})$ , Cd  $(1,89 - 6,31 \ \mu g.L^{-1})$ , Cu  $(1,33 - 5,75 \ \mu g.L^{-1})$ , Pb  $(1,62 - 10,69 \ \mu g.L^{-1})$  e Zn  $(2,0 - 67,7 \ \mu g.L^{-1})$ , e em janeiro de 2020 eram de: As  $(0,51 - 45,46 \ \mu g.L^{-1})$ , Cd  $(2,79 - 5,11 \ \mu g.L^{-1})$ , Cu  $(2,07 - 23,76 \ \mu g.L^{-1})$ , Pb  $(1,47 - 14,32 \ \mu g.L^{-1})$  e Zn  $(< 1,0 - 25,5 \ \mu g.L^{-1})$ . As transformações físicas e químicas que acontecem com o óleo na água do mar, como emulsificação, ação mecânica das ondas e degradação bacteriana, podem influenciar o tempo de liberação de metais no ambiente (Bacosa *et al.*, 2022). Os metais liberados na fração dissolvida, passam para a fração particulada em tempos diferentes, e sua adsorção aos óxidos de AI, Fe e Mn influencia o destino e a toxicidade dos elementos no ambiente aquático. Pb, Cu e Zn podem rapidamente passar para a fração particulada, mas à medida que ocorre a adsorção aos óxidos de AI, Fe e Mn sua biodisponibilidade para organismos bentônicos é reduzida (Scott *et al.*, 2007).

Em organismos aquáticos, o Pb é um elemento não essencial, e mesmo em baixas concentrações pode ser neurotóxico, aumentar o estresse oxidativo e afetar respostas imunológicas (Lee *et al.*, 2019). Já o Zn, é um elemento essencial ao funcionamento dos organismos, por isso são toleradas altas concentrações. No entanto, o excesso de Zn em organismos aquáticos pode causar dificuldade no transporte de oxigênio, resultando em hipóxia, aumentar o estresse oxidativo, assim como o Pb, e afetar drasticamente as brânquias de peixes (Li *et al.*, 2018).

Nos manguezais, os elementos com os maiores FABS foram os mesmos dos recifes, com exceção do As, que ficou acima do LD no sedimento apenas em ARI na campanha II, e por isso não foi calculado para as demais campanhas (Tabela 7). Para Cu, apenas Poríferas de ARI nas campanhas II e III tiveram FABS <1,0 (0,6 e 0,5, respectivamente) (Tabela S4). Todas as outras espécies de invertebrados apresentaram FABS >1,0 nas três campanhas, com os maiores valores observados na ostra *C. rhizophorae* em MAR na campanha I (6,3), no caramujo *M. coffeus* em ARI nas campanhas II e III (9,5, 13,2). Os valores para Pb variaram entre as espécies e campanhas, porém o caranguejo *U. cordatus*, o caramujo *N. virginea* e o Porífera mostraram os maiores valores na campanha III em MAR (4,2, 13,1, 7,9, respectivamente), enquanto *M. coffeus* ficou <1,0 e *C. rhizophorae* não pode ser calculado nesta ocasião. O Zn mostrou os maiores FABS em todas as espécies, com valores >1,0 para todos os invertebrados analisados das áreas de manguezal. A espécie que mostrou maior acúmulo de Zn foi *C. rhizophorae* com maiores e menores valores em ARI, nas campanhas I (270) e II (40,5), respectivamente. Contudo, não

houve diferenças significativas entre as campanhas para Cu, Pb e Zn (Kruskal-Wallis,  $X^2 = 0.85$ , 2.33 e 0.61, respectivamente, p > 0.05). As não foi calculado na campanha III.

Quanto ao hábito alimentar dos invertebrados, não houve diferença significativa no FABS de As, Cu, Pb e Zn entre detritívoros e filtradores, o que indica que estes invertebrados acumularam os metais de maneira similar (Mann-Whitney *U*, p > 0,05) (Tabela S5). Comparados aos invertebrados recifais, os invertebrados do manguezal acumularam significativamente mais Cu nas três campanhas, além de mais Pb na campanha III, enquanto na campanha I o contrário foi observado (Mann-Whitney *U*, p< 0,05) (Tabela 7). Além disso, filtradores do manguezal acumularam mais Cu comparados aos recifais (Mann-Whitney, U = 28,5, p = 0,038) (Tabela S5).

Diferente do observado nos recifes, o FABS não diferiu para nenhum elemento entre as campanhas de amostragem no manguezal, o que indica que os organismos acumularam os elementos de forma similar ao longo do tempo, independente do hábito alimentar a qual pertencem. Apesar de concentrações similares de Cu nos sedimentos do recife e manguezal (Tabela 4), o FABS foi mais alto nos invertebrados do manguezal em todas as campanhas (Tabela 5). Os manguezais funcionam como sumidouros de metais exportados pelo continente, e as árvores podem reter e assimilar os contaminantes, e exibir concentrações superiores às encontradas nos sedimentos associados (Bernini *et al.*, 2010; Yadav *et al.*, 2023). Considerando as diferentes vias de assimilação de metais nos organismos do manguezal, o Cu foi proveniente de fontes diferentes das presentes no recife.

O peixe recifal *S. fuscus* também apresentou maior acumulação para Zn, que mostrou uma diminuição no FABS médio ao longo das três campanhas (Tabela 7), com valores significativamente mais altos na campanha I, comparados as campanhas II e III (Kruskal-Wallis,  $X^2 = 18,52$ , p = 0,002 e p < 0,001, respectivamente). Do mesmo modo, os valores médios para Pb diminuíram ao longo das campanhas, com FABS >1,0 apenas na campanha I e significativamente mais altos que os encontrados na campanha III (Kruskal-Wallis,  $X^2 = 11,22$ , p = 0,002). Para Cu e As não foram encontrados FABS >1,0 em *S. fuscus* em nenhuma campanha (Tabela 7). Já nos indivíduos de *C. undecimalis*, espécie do manguezal, o único elemento que mostrou potencial de acumulação foi o Zn, com FABS >1,0 nas campanhas I e II, com médias significativamente mais altas na campanha I (Kruskal-Wallis,  $X^2 = 8,57$ , p = 0,002).

Para As, Cu e Pb os FABS foram <1,0 em todas as campanhas, logo, não houve acumulação destes elementos pela espécie de peixe amostrada nos manguezais.

**Tabela 7:** Valores calculados para o Fator de Acumulação Biota-Sedimento (FABS) para As, Cu, Pb e Zn para invertebrados e peixes nos habitats de recife e manguezal por campanha de amostragem: seis meses (I), um ano (II) e um ano e meio (III) após o derramamento de óleo. Valores >1,0 indicam acumulação do metal pela biota associada e estão destacados em vermelho. Letras maiúsculas indicam diferenças entre habitats na mesma campanha, e letras minúsculas indicam diferenças entre campanhas no mesmo habitat (p < 0,05).

	Habitat	Campanha	Ν	As	Cu	Pb	Zn
Invertebrados		I	11	-	$2,0 \pm 3,3^{Aa}$	$4,7 \pm 3,9^{Aa}$	$21,3 \pm 24,6^{Aa}$
	Recife	II	12	$1,0 \pm 0,5^{Aa}$	$2,4 \pm 4,3^{Aa}$	$2,2 \pm 3,1^{Aab}$	$8,8 \pm 12,7^{Aab}$
		111	11	$1,0 \pm 0,5^{a}$	$2,8 \pm 4,8^{Aa}$	$0,5 \pm 0,3^{Ab}$	$3,4 \pm 3,7^{b}$
		I	7	-	3,6 ± 1,9 <sup>Ba</sup>	1,8 ± 2,2 <sup>Ba</sup>	$74,2 \pm 94,8^{Aa}$
	Manguezal	II	10	$0,6 \pm 0,2^{A}$	$4,3 \pm 3,1^{Ba}$	1,7 ± 1,6 <sup>Aa</sup>	$22,4 \pm 35,9^{Aa}$
			10	-	$5,6 \pm 3,9^{Ba}$	$4,2 \pm 4,2^{Ba}$	-
	Recife	I	10	-	$0,3 \pm 0,2^{Aa}$	1,4 ± 1,9 <sup>Aa</sup>	$7,1 \pm 2,7^{Aa}$
		II	10	$0,4 \pm 0,2^{Aa}$	$0,3 \pm 0,1^{Aa}$	$0,2 \pm 0,1^{Aab}$	$2,6 \pm 1,1^{Ab}$
Peixes			10	$0,4 \pm 0,1^{a}$	$0,4 \pm 0,2^{Aa}$	$0,1 \pm 0,1^{Ab}$	$1,3 \pm 0,3^{b}$
		I	10	-	$0,4 \pm 0,2^{Aa}$	$0,4 \pm 0,5^{Aa}$	6,3 ± 4,5 <sup>Aa</sup>
	Manguezal	11	7	$0,3 \pm 0,0^{A}$	$0,3 \pm 0,1^{Aa}$	$0,2 \pm 0,2^{Aa}$	$1,5 \pm 0,8^{Ab}$
		111	5	-	0,5 ± 0,5 <sup>Aa</sup>	0,7 <sup>Ba</sup>	-

O resultado da ACP para o habitat recifal é mostrado na Figura 3. Dois componentes principais explicaram 72,4% da variação na primeira campanha, com o primeiro componente (CP1), que explicou 47,5%, positivamente correlacionado com V, Fe, Ti, Al, Cr, Mn, Ba, Ni e Cu (r > 0,6). O segundo componente (CP2) explicou 24,9% da variação e foi positivamente correlacionado com Zn, Cd, As e Pb. Na segunda campanha, 70% da variação foi explicada. Enquanto o CP1 explicou 48,9% e foi correlacionado positivamente com V, Fe, Al, Cu, Ti, Cr, Mn, Ba e Ni, o CP2 com Zn, Cd, Pb e As, e explicou 21,1% da variação (r > 0,6). Na terceira campanha foi explicada 68,7% da variação. O CP1 explicou 52,5% com relações positivas de V, Fe, Ti, Al, Mn, Cr, Ni, Cu, Ba e As (r > 0,6), e o CP2 negativamente correlacionado com Cd, e explicou 16,2% (r < -0,6). Em todas as campanhas, o CP1 foi positivamente correlacionado com  $\delta^{13}$ C e o peixe *S. fuscus*. Já o CP2 foi correlacionado positivamente com couriço *E. lucunter* e a craca Chthamalus sp. na primeira

campanha e negativamente na terceira campanha. Na segunda campanha CP2 foi positivamente correlacionado com Chthamalus sp..

Como mencionado, Chthamalus sp. e *C. alloclada* são organismos sésseis e filtradores estritos, com grande capacidade de acumular metais presentes no meio na fração dissolvida e particulada. Ambas as espécies se fixam em rochas recifais e substratos duros em zonas entre marés, com *C. alloclada* se estabelecendo em áreas inferiores de até 21 m de profundidade, e frequentemente cobertas por sedimentos (Gómez, 2003; Soares *et al.*, 2022), enquanto Chthamalus sp. coloniza costões rochosos em áreas superiores (Santos *et al.*, 2020). Gusmão *et al.* (2020) observaram Chthamalus sp. como único invertebrado séssil colonizando manchas de óleo aderidas a costões rochosos em recifes na praia do Paiva (PE). A alta tolerância de cracas a compostos liberados por óleo também foi observada por Soares-Gomes *et al.* (2010) devido aos altos níveis de HPA e baixa mortalidade. A baixa competição pelo substrato oleado, aliada a alta tolerância a contaminantes de Chthamalus sp. podem responder pelas diferenças observadas na ACP, e pelos metais correlacionados com a espécie, observados em altas concentrações no óleo derramado em 2019 (Soares *et al.*, 2021).

Nas áreas de manguezal, as ACPs revelaram dois componentes que explicaram 70,8%, 59,8% e 63,9% na primeira, segunda e terceira campanhas, respectivamente, e são mostradas na Figura 4. Na campanha I, o CP1 explicou 49,6%, e foi positivamente correlacionado (r > 0,6) com Ba, Al, V, Cr, As, Ti, Fe, Mn e Ni, e negativamente com  $\delta^{15}N$  (r < -0,6). O CP2 explicou 21,2%, com relações positivas para Co, Zn, Cu e Ni e foi relacionada com a ostra C. rhizophorae. Na campanha II, o CP1 contribuiu com 40,8%, positivamente correlacionado com Fe, Ti, Cr, Al, V e Ba (r > 0,6). O CP2 explicou 18,9%, com correlações positivas de Cu, Ni e Mn relacionadas ao caramujo *M. coffeus*, e negativas de  $\delta^{15}$ N relacionadas com o peixe *C. undecimalis* (r > -0,6). Na campanha III, o CP1 explicou 42,7%, positivamente correlacionado a Fe, Ti, V, Ba, Cr, Al, Ni, As e Pb (r > 0.6). O CP2 explicou 21,2%, com correlações positivas de  $\delta^{13}$ C e  $\delta^{15}$ N relacionadas a *C. undecimalis*, e negativas de Mn e Cu relacionadas a M. coffeus. Nas campanhas I e II, o CP1 foi negativamente relacionado com C. undecimalis e positivamente relacionado com a Porífera. Na campanha III o CP1 também foi positivamente relacionado ao caramujo N. virgínea. A influência de M. coffeus em Cu e Mn nas campanhas II e III refletem as variações nas concentrações

dos elementos em seu recurso alimentar *R. mangle*, já que ambos os elementos podem apresentar altas concentrações em suas folhas (Pinheiro *et al.*, 2012).

A correlação positiva entre os peixes e os valores de  $\delta^{13}$ C e  $\delta^{15}$ N, e negativas com a maior parte dos metais, em todas as campanhas (Figuras 3 e 4) deve-se ao fato das baixas concentrações de metais junto aos maiores valores de  $\delta^{13}$ C'org e  $\delta^{15}$ N observados em S. fuscus e C. undecimalis. Ainda que apresente hábito carnívoro, a mobilidade de C. undecimalis aumenta sua capacidade de buscar recursos alimentares em outras áreas, o que pode diminuir a influência de contaminantes das frações dissolvida e particulada que chegam mais facilmente aos invertebrados de baixa mobilidade (Watanabe et al., 2008; Hu et al., 2021; Yang et al., 2023). Já S. fuscus não apresenta grande mobilidade devido ao seu hábito territorialista e pastoreador, e embora seus recursos sejam similares aos usados por outros invertebrados analisados aqui, estudos como o de Jiang et al. (2018) e Yan et al. (2022) observaram menores concentrações de metais em peixes herbívoros. Esses valores podem estar relacionados ao menor acúmulo de metais no tecido muscular, em comparação às concentrações maiores comumente encontradas em brânguias e fígado, decorrentes do metabolismo de excreção de metais, que varia de acordo com a espécie (Javed e Usmani, 2017; Huang et al., 2022).



**Figura 3.** Análise de Componentes Principais (ACP) no habitat recifal (PE) após seis meses, um ano e um ano e meio da chegada do óleo na costa do Brasil.



**Figura 4.** Análise de Componentes Principais (ACP) em área de manguezal (PE) após seis meses, um ano e um ano e meio da chegada do óleo na costa do Brasil.

## 5. CONCLUSÕES

A análise isotópica do sedimento sugere um maior aporte de MO de origem marinha nos recifes de SER e MUR. Entre os manguezais, MAR recebe maior aporte de fontes marinhas, em comparação a ARI. Observamos a diminuição de  $\delta^{13}C_{org}$  em MUR e MAR ao longo do tempo. Apesar dessas áreas terem recebido maior quantidade de óleo, que pode ter sofrido sedimentação, as variações ao longo do tempo coincidem com eventos de maior pluviosidade e, consequente, maior aporte de MO continental dos rios adjacentes. As assinaturas isotópicas encontradas nas algas indicam que os períodos de maior pluviosidade aumentaram a disponibilidade de nutrientes e a produtividade primária.

O Fator de Acumulação Biota-Sedimento (FABS) evidenciou quatro elementos com potencial de acumulação nos organismos associados, são eles o As, Cu, Pb e Zn. As espécies de invertebrados acumularam metais de forma diferente em ambos os habitats. A análise isotópica possibilitou associar a concentração de metais e FABS à alimentação dos organismos. Este trabalho indica que há influência dos produtores primários, como algas, macroalgas e diatomáceas na transferência trófica desses elementos.

O FABS para Zn mostrou um padrão decrescente no recife para todos os hábitos alimentares ao longo das campanhas, o que indica que seis meses após a chegada do óleo os organismos recifais acumulavam mais Zn, e que este cenário mudou após um ano e meio, com a possível sedimentação do material oleoso.

No manguezal, as concentrações crescentes de Cd, Cu, Pb e Zn para *N. virginea* em MAR ao longo das campanhas, junto ao aumento em  $\delta^{13}$ C'<sub>org</sub>, reforça a influência de diatomáceas na transferência de metais aos demais níveis da cadeia, já que é seu principal recurso alimentar. No entanto, diferente dos recifes, o FABS não diferiu para nenhum elemento ao longo do tempo, isso indica que os organismos do manguezal acumularam os elementos de forma similar ao longo do tempo.

As baixas concentrações de metais junto aos maiores valores de  $\delta^{13}$ C'<sub>org</sub> e  $\delta^{15}$ N observados para *S. fuscus* e *C. undecimalis* mostram que os peixes dos dois habitats sofrem menor acumulação de metais devido a seu modo de vida, mobilidade e maior capacidade de excreção.

## 6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O óleo derramado em 2019 sofreu processos de degradação física, química e microbiológica que podem ter alterado a disponibilidade de seus compostos ao longo do tempo. Nossos resultados mostram que elementos presentes no óleo em maior quantidade foram acumulados por espécies de recifes e manguezais, e que os produtores primários compõem um importante elo entre as matrizes abióticas e bióticas e os demais níveis da cadeia alimentar. Espécies tolerantes à óleo, como os filtradores Chthamalus sp. e *C. rhizophorae* podem ser usadas como bioindicadores em episódios de derramamento. No entanto, a ausência de dados anteriores ao derramamento limita a comparação e atribuição dos resultados ao óleo. Ainda assim, este estudo traz informações sobre habitats costeiros importantes para o equilíbrio do ecossistema, assim como para a pesca e o turismo no estado de Pernambuco, e contribui para o entendimento acerca deste desastre ambiental e fornece uma linha de base para estudos posteriores.

## 7. REFERÊNCIAS

- Albarico, F. P. J. B., Chen, C. W., Lim, Y. C., Wang, M. H., Chen, C. F., & Dong, C. D. (2022). Non-proportional distribution and bioaccumulation of metals between phytoplankton and zooplankton in coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, *184:* 114168.
- Almeida Duarte, L. F., de Souza, C. A., Pereira, C. D. S., & Pinheiro, M. A. A. (2017). Metal toxicity assessment by sentinel species of mangroves: In situ case study integrating chemical and biomarkers analyses. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 145: 367-376.
- Alves, A. L.. Ecologia alimentar de Zoanthus sociatus e Protopalythoa variabilis (Cnidaria: Zoantharia) no litotal de Pernambuco, Brasil. 2015. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Recife – PE, Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, 48p.
- Ansari, TM, Marr, IL, & Tariq, N. (2004). Metais pesados na perspectiva da poluição marinha uma pequena revisão. *Journal of Applied Sciences*, *4*: 1-20.
- Anshumali, M. V. (2020). Appraisal of the carbon to nitrogen (C/N) ratio in the bed sediment of the Betwa River, Peninsular India. *International Journal of Sediment Research*, *35:* 69-78.
- Araújo, D. F., Ponzevera, E., Briant, N., Knoery, J., Bruzac, S., Sireau, T., Pellouin-Grouhel, A. & Brach-Papa, C. (2020). Differences in copper isotope fractionation between mussels (regulators) and oysters (hyperaccumulators): insights from a ten-year biomonitoring study. *Environmental Science & Technology*, *55:* 324-330.
- Azetsu-Scott, K., Yeats, P., Wohlgeschaffen, G., Dalziel, J., Niven, S., & Lee, K. (2007). Precipitation of heavy metals in produced water: Influence on contaminant transport and toxicity. *Marine environmental research*, 63: 146-167.
- Azevedo, J. S., Fernandez, W. S., Farias, L. A., Fávaro, D. T. I., & Braga, E. D. S. (2009). Use of Cathorops spixii as bioindicator of pollution of trace metals in the Santos Bay, Brazil. *Ecotoxicology*, *18*: 577-586.

- Bacosa, H. P., Ancla, S. M. B., Arcadio, C. G. L. A., Dalogdog, J. R. A., Ellos, D. M. C., Hayag, H. D. A., Jarabe, J. G. P., Karim, A. J. T., Navarro, C. K. P., Tangkion, J. A. B., Yurong, S. N. A., Mabuhay-Omar, J. A., Inoue, C. & Adhikari, P. L. (2022). From Surface Water to the Deep Sea: A Review on Factors Affecting the Biodegradation of Spilled Oil in Marine Environment. *Journal of Marine Science and Engineering*, *10*: 1-35
- Barcellos, R. L., Sial, A. N., & Manso, V. D. A. V. (2020). Sedimentary organic matter characterization on a tropical continental shelf in Northeastern Brazil. *International Journal of Geosciences*, 11: 393-419.
- Benvenuto, C., Sartoni, G., & Gherardi, F. (2003). Foraging behaviour of the hermit crab Clibanarius erythropus in a Mediterranean shore. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 83: 457-461.
- Bernini, E., da Silva, M. A., Carmo, T., & Cuzzuol, G. R. (2010). Spatial and temporal variation of the nutrients in the sediment and leaves of two Brazilian mangrove species and their role in the retention of environmental heavy metals. *Brazilian Journal of Plant Physiology*, 22: 177-187.
- Beyer, J., Trannum, H. C., Bakke, T., Hodson, P. V., & Collier, T. K. (2016). Environmental effects of the Deepwater Horizon oil spill: a review. *Marine pollution bulletin*, 110: 28-51.
- Blewett, D. A., Hensley, R. A., & Stevens, P. W. (2006). Feeding habits of common snook, *Centropomus undecimalis*, in Charlotte Harbor, Florida. *Gulf and Caribbean Research*, 18: 1-14.
- Bode, A., Lamas, A. F., & Mompeán, C. (2020). Effects of upwelling intensity on nitrogen and carbon fluxes through the planktonic food web off a Coruña (Galicia, NW Spain) assessed with stable isotopes. *Diversity*, 12: 121.
- Brasil (2020). Informações sobre o óleo. *https://www.marinha.mil.br/combate-ao-oleo/sobre*. Acesso em 02/11/2022
- Bryan, G. W., & Darracott, A. (1979). Bioaccumulation of marine pollutants. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences, 286: 483-505.

- Campelo, R. P. S., de Lima, C. D. M., de Santana, C. S., da Silva, A. J., Neumann-Leitão, S., Ferreira, B. P., Soares, M. O., Júnior, M. M. & de Castro Melo, P. A. M. (2021). Oil spills: the invisible impact on the base of tropical marine food webs. *Marine Pollution Bulletin*, *167*: 112281.
- Carls, M. G., Babcock, M. M., Harris, P. M., Irvine, G. V., Cusick, J. A., & Rice, S. D. (2001). Persistence of oiling in mussel beds after the Exxon Valdez oil spill. *Marine Environmental Research*, *51*: 167-190.
- Cavalcanti, L. G. M. I., González Sánchez, P. M., & Fujii, M. T. (2022). Comparison of the diversity and biomass of beach-cast seaweeds from Ne and Se Brazil. *European Journal of Phycology*, *57*: 367-376.
- Chan, S. M., Wang, W. X., & Ni, I. H. (2003). The uptake of Cd, Cr, and Zn by the macroalga Enteromorpha crinita and subsequent transfer to the marine herbivorous rabbitfish, Siganus canaliculatus. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 44: 0298-0306.
- Chouvelon, T., Strady, E., Harmelin-Vivien, M., Radakovitch, O., Brach-Papa, C., Crochet, S., Knoery, J., Rozuel, E., Thomas, B., Tronczynski, J. & Chiffoleau, J.
  F. (2019). Patterns of trace metal bioaccumulation and trophic transfer in a phytoplankton-zooplankton-small pelagic fish marine food web. *Marine Pollution Bulletin*, *146*: 1013-1030.
- Costa, D. L., Santos, A. M., da Silva, A. F., Padilha, R. M., Nogueira, V. O., Wanderlei,
  E. B., Bélanger, D., Gomes, P. B. & Pérez, C. D. (2014). Biological impacts of
  the port complex of Suape on benthic reef communities (Pernambuco–Brazil). *Journal of Coastal Research*, *30:* 362-370.
- CPRH Agência Estadual de Meio Ambiente (2014). Unidades de Conservação do Estado de Pernambuco. http://www.cprh.pe.gov.br/Unidades\_de\_Conservacao/descricao\_das\_unidade s/41788%3B48981%3B5001%3B0%3B0.asp. Acesso em 02/02/2023.
- Domingues, E. D. C., Schettini, C. A. F., Truccolo, E. C., & Oliveira, J. C. D. (2017). Hydrography and currents on the Pernambuco Continental Shelf. Brazilian Journal of Water Resources, 22: e43

Dittmar, T., & Lara, R. J. (2001). Driving forces behind nutrient and organic matter

dynamics in a mangrove tidal creek in North Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science, 52*: 249-259.

- Estevo, M. O., Lopes, P. F., de Oliveira Júnior, J. G. C., Junqueira, A. B., de Oliveira Santos, A. P., da Silva Lima, J. A., Malhado, A. C. M., Ladle, R. J. & Campos-Silva, J. V. (2021). Immediate social and economic impacts of a major oil spill on Brazilian coastal fishing communities. *Marine Pollution Bulletin*, *164:* 111984.
- Favero, F. D. L. T., da Silva Araujo, I. M., & Severi, W. (2019). Structure of the fish assemblage and functional guilds in the estuary of Maracaípe, northeast coast of Brazil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 45: e417
- Feitosa, J. L. L., Concentino, A. M., Teixeira, S. F., & Ferreira, B. P. (2012). Food resource use by two territorial damselfish (Pomacentridae: Stegastes) on South-Western Atlantic algal-dominated reefs. *Journal of sea research*, 70: 42-49.
- Ferreira, B. M., Bonfim, C. V., Raposo, I., Quinamo, T. S., & Campos, L. H. R. (2022). Socio-environmental disasters and their impacts: socioeconomic consequences of the oil spill in the northeast region of Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 94: 1-22
- Ferreira, C. E. L., Gonçalves, J. E. A., Coutinho, R., & Peret, A. C. (1998). Herbivory by the dusky damselfish Stegastes fuscus (Cuvier, 1830) in a tropical rocky shore: effects on the benthic community. *Journal of Experimental Marine Biology* and Ecology, 229: 241-264.
- Fischer, G. (1991). Stable carbon isotope ratios of plankton carbon and sinking organic matter from the Atlantic sector of the Southern Ocean. *Marine Chemistry*, 35: 581-596.
- Fry, B., & Wainright, S. C. (1991). Diatom sources of 13C-rich carbon in marine food webs. *Marine Ecology Progress Series*, *46:* 149-157.
- Gomes, L. C., Chippari-Gomes, A. R., Miranda, T. O., Pereira, T. M., Merçon, J., Davel, V. C., Barbosa, B. V., Pereira, A. C. H., Frossarda, A. & Ramos, J. P. L. (2018). Genotoxicity effects on Geophagus brasiliensis fish exposed to Doce River water after the environmental disaster in the city of Mariana, MG, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, *79:* 659-664.

- Gómez López, P. (2002). Esponjas marinas del Golfo de México y el Caribe. Mexico: AGT Editor, S. A. 134p.
- Gonzalez, J. G., Ménard, F., Le Loc'h, F., De Andrade, H. A., Viana, A. P., Ferreira, V., Frédou, F. L., Lira, A. S., Munaron, J. M. & Frédou, T. (2019). Trophic resource partitioning of two snook fish species (Centropomidae) in tropical estuaries in Brazil as evidenced by stable isotope analysis. *Estuarine, Coastal* and Shelf Science, 226: 106287.
- Graham, W. M., Condon, R. H., Carmichael, R. H., D'Ambra, I., Patterson, H. K., Linn,
  L. J., & Hernandez, F. J. (2010). Oil carbon entered the coastal planktonic food web during the Deepwater Horizon oil spill. *Environmental Research Letters*, *5:* 045301.
- Grego, C. S., do Nascimento Feitosa, F. A., da Silva, M. H., da Silva, M. D. G. G., & Nascimento Filho, G. A. (2009). Fitoplâncton do ecossistema estuarino do Rio Ariquindá (Tamandaré, Pernambuco, Brasil): variáveis ambientais, biomassa e produtividade primária. *Atlântica (Rio Grande)*, *31:* 183-198.
- Goeij, J. M., Lesser, M. P., & Pawlik, J. R. (2017). Nutrient fluxes and ecological functions of coral reef sponges in a changing ocean. *Climate change, ocean acidification and sponges: impacts across multiple levels of organization*, 373-410.
- Gu, Y., You, Y., Thrush, S., Brustolin, M., Tian, S., Ye, J., ., Jia, H. & Liu, G. (2021).
  Responses of the macrobenthic community to the Dalian Bay oil spill based on co-occurrence patterns and interaction networks. *Marine Pollution Bulletin*, *171:* 112662.
- Gusmao, J. B., Albergaria-Barbosa, A. C., Kikuchi, R. K. P., & Combi, T. (2021). The barnacle Chthamalus bisinuatus is the only sessile invertebrate colonizing oil patches on beachrocks one year after a massive oil spill on the Northeastern Brazilian coast. *Marine Pollution Bulletin*, 173: 112952.
- Hu, C., Shui, B., Yang, X., Wang, L., Dong, J., & Zhang, X. (2021). Trophic transfer of heavy metals through aquatic food web in a seagrass ecosystem of Swan Lagoon, China. Science of the total environment, 762: 143139.

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente. (2020). Localidades atingidas.

http://www.ibama.gov.br/manchasdeoleo-localidades-atingidas. Acesso em 11/02/2023.

- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente. (2020). Fauna atingida. http://www.ibama.gov.br/manchasdeoleo-fauna-atingida. Acesso em 11/02/2023.
- Jakimska, A., Konieczka, P., Skóra, K., & Namieśnik, J. (2011). Bioaccumulation of Metals in Tissues of Marine Animals, Part I: the Role and Impact of Heavy Metals on Organisms. *Polish Journal of Environmental Studies*, 20: 1117-1125.
- Jales, M. C., do Nascimento Feitosa, F. A., Koening, M. L., Bastos, R. B., & de Assis Machado, R. C. (2012). O ecossistema recifal de Serrambi (nordeste do Brasil): biomassa fitoplanctônica e parâmetros hidrológicos. *Atlântica (Rio Grande), 34:* 87-102.
- Jewett, S. C., Dean, T. A., Woodin, B. R., Hoberg, M. K., & Stegeman, J. J. (2002). Exposure to hydrocarbons 10 years after the Exxon Valdez oil spill: evidence from cytochrome P4501A expression and biliary FACs in nearshore demersal fishes. *Marine Environmental Research*, 54: 21-48.
- Kübler, J. E., Johnston, A. M., & Raven, J. A. (1999). The effects of reduced and elevated CO2 and O2 on the seaweed Lomentaria articulata. *Plant, Cell & Environment, 22*: 1303-1310.
- Laborel-Deguen, F., Castro, C. B., Nunes, F., & Pires, D. O. (2019). *Recifes brasileiros: o legado de Laborel.* Rio de Janeiro: Museu Nacional. 376p.
- Lau, S., Mohamed, M., Yen, A. T. C., & Su'Ut, S. (1998). Accumulation of heavy metals in freshwater molluscs. *Science of the total environment*, *214*: 113-121.
- Lejeune, B., Kopp, D., Mehault, S., & Mouchet, M. A. (2022). Assessing the diet and trophic level of marine fauna in a fishing ground subject to discarding activity using stable isotopes. *Plos one*, *17:* e0268758.
- Lee, J. W., Choi, H., Hwang, U. K., Kang, J. C., Kang, Y. J., Kim, K. I., & Kim, J. H. (2019). Toxic effects of lead exposure on bioaccumulation, oxidative stress, neurotoxicity, and immune responses in fish: A review. *Environmental toxicology and pharmacology*, *68:* 101-108.

- Lessa, G. C., Teixeira, C. E. P., Pereira, J., & Santos, F. M. (2021). The 2019 Brazilian oil spill: Insights on the physics behind the drift. *Journal of Marine Systems*, *222:* 103586.
- Li, Y., Zhang, H., Tu, C., Fu, C., Xue, Y., & Luo, Y. (2016). Sources and fate of organic carbon and nitrogen from land to ocean: Identified by coupling stable isotopes with C/N ratio. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *181:* 114-122.
- Li, X. F., Wang, P. F., Feng, C. L., Liu, D. Q., Chen, J. K., & Wu, F. C. (2019). Acute toxicity and hazardous concentrations of zinc to native freshwater organisms under different pH values in China. *Bulletin of environmental contamination and toxicology, 103:* 120-126.
- Lira, A. S., Frédou, L., Viana, A. P., Eduardo, L. N. & Frédou, T. (2017). Feeding ecology of Centropomus undecimalis (Bloch, 1792) and Centropomus parallelus (Poey, 1860) in two tropical estuaries in Northeastern Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, *12*: 123-135.
- Lira, L., Wor, C., Hazin, F. H. V., Braga Júnior, H. A. D. C., & Santos, J. C. P. D. (2010). Estudo de correntes marinhas por meio do lançamento de cartões de deriva no litoral do estado de Pernambuco, Brasil. Arquivo de Ciências do Mar, Fortaleza, 43: 30 - 37
- Lira, O., A. L., Craveiro, N., da Silva, F. F., & Rosa Filho, J. S. (2021). Effects of contact with crude oil and its ingestion by the symbiotic polychaete Branchiosyllis living in sponges (*Cinachyrella alloclada*) following the 2019 oil spill on the tropical coast of Brazil. *Science of The Total Environment*, 801: 149655.
- Liu, H., Liu, G., Wang, S., Zhou, C., Yuan, Z., & Da, C. (2018). Distribution of heavy metals, stable isotope ratios (δ<sup>13</sup>C and δ<sup>15</sup>N) and risk assessment of fish from the Yellow River Estuary, China. *Chemosphere*, 208: 731-739.
- Liu, K., Xiao, X., Zhang, D., Ding, Y., Li, L., & Zhao, M. (2021). Quantitative estimates of organic carbon contributions to the river-estuary-marine system in the Jiaozhou Bay, China. *Ecological Indicators*, *129:* 107929.
- Logan, J. M., Jardine, T. D., Miller, T. J., Bunn, S. E., Cunjak, R. A., & Lutcavage, M.
   E. (2008). Lipid corrections in carbon and nitrogen stable isotope analyses: comparison of chemical extraction and modelling methods. *Journal of Animal*

Ecology, 77: 838-846.

- Longo, A. F. P.. Produtividade primária em bosque de franja e bacia no manguezal do Rio Ariquindá (Tamandaré Pernambuco, Brasil). 2009. Dissertação (Mestrado em Oceanografia), Recife - PE, Universidade Federal de Pernambuco - UFPE, 86p.
- Lourenço, R. A., Combi, T., da Rosa Alexandre, M., Sasaki, S. T., Zanardi-Lamardo, E., & Yogui, G. T. (2020). Mysterious oil spill along Brazil's northeast and southeast seaboard (2019–2020): Trying to find answers and filling data gaps. *Marine Pollution Bulletin*, *156:* 111219.
- Lozano-Bilbao, E., González-Delgado, S., & Alcázar-Treviño, J. (2021). Use of survival rates of the barnacle Chthamalus stellatus as a bioindicator of pollution. *Environmental Science and Pollution Research*, 28: 1247-1253.
- Luo, H., Wang, Q., Liu, Z., Wang, S., Long, A., & Yang, Y. (2020). Potential bioremediation effects of seaweed Gracilaria lemaneiformis on heavy metals in coastal sediment from a typical mariculture zone. *Chemosphere*, *245:* 125636.
- Ma, Z., Lin, L., Wu, M., Yu, H., Shang, T., Zhang, T., & Zhao, M. (2018). Total and inorganic arsenic contents in seaweeds: Absorption, accumulation, transformation and toxicity. *Aquaculture*, 497: 49-55.
- Machado, R. C. D. A., Feitosa, F. A. D. N., Koening, M. L., de Jesus Flores Montes, M., Bastos, R. B., & Jales, M. C. (2014). Phytoplankton productivity and hydrology of Porto de Galinhas reef ecosystem (Pernambuco, Brazil). *Journal of Coastal Research*, 30: 371-378.
- Magalhães, K. M., Carreira, R. S., Rosa Filho, J. S., Rocha, P. P., Santana, F. M., & Yogui, G. T. (2022). 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*, 175: 113334.
- Magris, R. A., & Giarrizzo, T. (2020). Mysterious oil spill in the Atlantic Ocean threatens marine biodiversity and local people in Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, *153:* 110961.

Marchinko, K. B., & Palmer, A. R. (2003). Feeding in flow extremes: dependence of

cirrus form on wave-exposure in four barnacle species. Zoology, 106: 127-141.

- Marella, T. K., Saxena, A., & Tiwari, A. (2020). Diatom mediated heavy metal remediation: A review. *Bioresource technology*, *305:* 123068.
- Marinha do Brasil (2020). Nota à imprensa Ressurgimento de vestígios de óleo. https://www.marinha.mil.br/sites/default/files/nota\_a\_imprensa\_vestigios\_de\_ol eo\_08jul.pdf. Acesso em 11/02/2023.
- Margarido, T. C. S. (2016). Biomarcadores de exposição em macroalgas Gracilaria domingensis expostas a cádmio e cobre. Tese (Doutorado em Farmácia), São Paulo – SP, Universidade de São Paulo – USP, 73p.
- Marta-Almeida, M., Dalbosco, A., Franco, D., & Ruiz-Villarreal, M. (2021). Dynamics of river plumes in the South Brazilian Bight and South Brazil. *Ocean Dynamics*, *71:* 59-80.
- Martinelli, L. A., de Barros Ferraz, E. S., Ometto, J. P. H. B. (2009). *Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis*. Oficina de textos, São Paulo. 144p.
- Masindi, V., & Muedi, K. L. (2018). Environmental contamination by heavy metals. *Heavy metals*, *10:* 115-132.
- Medeiros, R. M., de Holanda, R. M., & Alexandre, M. (2018). Climate classification in Köppen model for the state of Pernambuco-Brazil. *Revista de Geografia* (*Recife*), 35: 219-234
- Mélo, J. T. B. D. (2014). Moluscos terrestres Melampus coffeus e Melampus coffeus como biomonitores da qualidade ambiental de manguezais pernambucanos.
   Dissertação (Mestrado em Ciências), Recife PE, Universidade Federal de Pernambuco UFPE, 81p.
- Méndez, S., Ruepert, C., Mena, F., & Cortés, J. (2021). Accumulation of heavy metals (Cd, Cr, Cu, Mn, Pb, Ni, Zn) in sediments, macroalgae (Cryptonemia crenulata) and sponge (Cinachyrella kuekenthali) of a coral reef in Moín, Limón, Costa Rica: an ecotoxicological approach. *Marine Pollution Bulletin*, *173*: 113159.
- Mihale, M. J., Tungaraza, C., Baeyens, W., & Brion, N. (2021). Distribution and sources of carbon, nitrogen and their isotopic compositions in tropical estuarine sediments of Mtoni, Tanzania. *Ocean Science Journal*, *56:* 241-255.

- Mishra, S. Bharagava, R. N., More, N., Yadav, A., Zainith, S., Mani, S., & Chowdhary, P. (2019). Heavy Metal Contamination: An Alarming Threat to Environment and Human Health. In: Sobti, R., Arora, N., Kothari, R. (eds) Environmental Biotechnology: For Sustainable Future. Springer, Singapore. p. 103-125.
- Mook, D. (1986). Absorption efficiencies of the intertidal mangrove dwelling Mollusk Melampus coffeus LINNÉ and the rocky intertidal Mollusk Acanthopleura granulata GMELIN. Marine Ecology, 7: 105-113.
- Murayama, R. K. (2016). Ecologia populacional do gastropoda Neritina virginea (Linnaeus, 1758) na zona entremarés da Baía do Araçá, litoral norte de São Paulo. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Campinas - SP, Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP, 65p.
- Napoletano, P., Guezgouz, N., Di Iorio, E., Colombo, C., Guerriero, G., & De Marco,
  A. (2023). Anthropic impact on soil heavy metal contamination in riparian ecosystems of northern Algeria. *Chemosphere*, *313*: 137522.
- Nikolić, M., Bosch, A. C., & Alfonso, S. (1976). A system for farming the mangrove oyster (Crassostrea rhizophorae Guilding, 1828). *Aquaculture*, *9*: 1-18.
- Nordhaus, I., & Wolff, M. (2007). Feeding ecology of the mangrove crab Ucides cordatus (Ocypodidae): food choice, food quality and assimilation efficiency. *Marine Biology*, *151:* 1665-1681.
- Ogeleka, D. F., Edjere, O., Nwudu, A., & Okieimen, F. E. (2016). Ecological effects of oil spill on pelagic and bottom dwelling organisms in the riverine areas of Odidi and Egwa in Warri, Delta State. *Journal of Ecology and the Natural Environment*, 8: 201-211.
- Oliveira, O. M., Queiroz, A. F. D. S., Cerqueira, J. R., Soares, S. A., Garcia, K. S., Pavani Filho, A., Rosa, M. L. S., Suzart, C. M., Pinheiro, L. L. & Moreira, Í. T. (2020). Environmental disaster in the northeast coast of Brazil: Forensic geochemistry in the identification of the source of the oily material. *Marine Pollution Bulletin*, *160*: 111597.
- Oliveira, T. S., Barcellos, R. L., Schettini, C. A. F., & de Camargo, P. B. (2014). Processo sedimentar atual e distribuição da matéria orgânica em um complexo estuarino tropical, Recife, PE, Brasil. *Revista de Gestão Costeira Integrada-*

Journal of Integrated Coastal Zone Management, 14: 399-411.

- Otsuka, A. Y., Feitosa, F. A. D. N., Montes, M. D. J. F., & Silva, A. C. D. (2018). Influence of fluvial discharge on the dynamics of Chlorophyll-α in the continental shelf adjacent to the Recife Port Basin (Pernambuco-Brazil). *Brazilian Journal of Oceanography*, *66*: 91-103.
- Pajusalu, L., Albert, G., Fachon, E., Hepburn, C. D., Kotta, J., Liversage, K., Paalme, T., Peterson, A., Pritchard, D. W., Põllumae A., Torn, K. & Martin, G. (2020).
  Ocean acidification may threaten a unique seaweed community and associated industry in the Baltic Sea. *Journal of Applied Phycology*, *32*: 2469-2478.
- Pereira, A. L., & Benedito, E. (2018). Isótopos estáveis em estudos ecológicos: métodos, aplicações e perspectivas. *Revista Biociências*, 13; 16-27.
- Pérez-del-Olmo, A., Nachev, M., Zimmermann, S., Fernández, M., & Sures, B. (2019).
   Medium-term dynamics of element concentrations in a sparid fish and its isopod parasite after the Prestige oil-spill: Shifting baselines?. Science of the total environment, 686: 648-656.
- Pernambuco (2022). Sessão de Índices Pluviométricos. Instituto Agronômico de Pernambuco. http://www.ipa.br/indice\_pluv.php#calendario\_indices. Acesso em 15/02/2023.
- Perrot, V., Landing, W. M., Grubbs, R. D., & Salters, V. J. (2019). Mercury bioaccumulation in tilefish from the northeastern Gulf of Mexico 2 years after the Deepwater Horizon oil spill: Insights from Hg, C, N and S stable isotopes. Science of the Total Environment, 666: 828-838.
- Peterson, B. J., & Fry, B. (1987). Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual review* of ecology and systematics, 18: 293-320.
- Pinheiro, M. A. A., e Silva, P. P. G., de Almeida Duarte, L. F., Almeida, A. A., & Zanotto, F. P. (2012). Accumulation of six metals in the mangrove crab Ucides cordatus (Crustacea: Ucididae) and its food source, the red mangrove Rhizophora mangle (Angiosperma: Rhizophoraceae). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 81: 114-121.

Pinnegar, J. K., & Polunin, N. V. (2000). Contributions of stable-isotope data to

elucidating food webs of Mediterranean rocky littoral fishes. *Oecologia*, 122: 399-409.

- Post, D. M. (2002). Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology*, *83*: 703-718.
- Post, D. M., Layman, C. A., Arrington, D. A., Takimoto, G., Quattrochi, J., & Montana, C. G. (2007). Getting to the fat of the matter: models, methods and assumptions for dealing with lipids in stable isotope analyses. *Oecologia*, *152:* 179-189.
- Proffitt, C. E., & Devlin, D. J. (2005). Grazing by the intertidal gastropod Melampus coffeus greatly increases mangrove leaf litter degradation rates. *Marine Ecology Progress Series*, 296: 209-218.
- Quigg, A., Parsons, M., Bargu, S., Ozhan, K., Daly, K. L., Chakraborty, Kamalanathan S. M., Erdner, D., Cosgrove, S. & Buskey, E. J. (2021). Marine phytoplankton responses to oil and dispersant exposures: Knowledge gained since the Deepwater Horizon oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, *164*: 112074.
- R Core Team (2022) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: https://www.Rproject.org/
- Rahman, M. A., Hasegawa, H., & Lim, R. P. (2012). Bioaccumulation, biotransformation and trophic transfer of arsenic in the aquatic food chain. *Environmental research*, *116:* 118-135.
- Rainbow, P. S., & Luoma, S. N. (2011). Metal toxicity, uptake and bioaccumulation in aquatic invertebrates—modelling zinc in crustaceans. *Aquatic toxicology*, *105:* 455-465.
- Rebelo, M. F., do Amaral, M. C. R., & Pfeiffer, W. C. (2003). High Zn and Cd accumulation in the oyster Crassostrea rhizophorae, and its relevance as a sentinel species. *Marine Pollution Bulletin*, *46:* 1354-1358.
- Reddy, C. M., Nelson, R. K., Hanke, U. M., Cui, X., Summons, R. E., Valentine, D. L.,
  Rodgers, . ., Chacón-Patiño, M. L., Niles, S. F., Teixeira, C. E. P., Bezerra, L. E.
  A., Cavalcante, R. M., Soares, M. O., Oliveira, A. H. B., White, H. K., Swarthout,
  R. F., Lemkau, K. L. & Radovic, J. R. (2022). Synergy of Analytical Approaches

Enables a Robust Assessment of the Brazil Mystery Oil Spill. *Energy & Fuels*, *36:* 13688-13704.

- Roberts, M. H. (1968). Functional morphology of mouth parts of the hermit crabs, Pagurus longicarpus and Pagurus pollicaris. *Chesapeake Science*, *9:* 9-20.
- Rocha, M. P., Dourado, P. L. R., Cardoso, C. A. L., Cândido, L. S., Pereira, J. G., de Oliveira, K. M. P., & Grisolia, A. B. (2018). Tools for monitoring aquatic environments to identify anthropic effects. *Environmental monitoring and* assessment, 190: 1-13.
- Rosenheim, B. E., Pendergraft, M. A., Flowers, G. C., Carney, R., Sericano, J. L., Amer, R. M., Chanton, J., Dincer, Z. & Wade, T. L. (2016). Employing extant stable carbon isotope data in Gulf of Mexico sedimentary organic matter for oil spill studies. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 129: 249-258.
- Sampaio, L., Freitas, R., Máguas, C., Rodrigues, A., & Quintino, V. (2010). Coastal sediments under the influence of multiple organic enrichment sources: an evaluation using carbon and nitrogen stable isotopes. *Marine Pollution Bulletin*, 60: 272-282.
- Santana, E. F. C., Alves, A. L., Santos, A. D. M., Maria Da Gloria, G. S., Perez, C. D.,
  & Gomes, P. B. (2015). Trophic ecology of the zoanthid Palythoa caribaeorum (Cnidaria: Anthozoa) on tropical reefs. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 95: 301-309.
- Santos, E., Craveiro, N., & Rosa Filho, J. (2020). O papel do substrato na distribuição espacial de Echinolittorina lineolata (Orbigny, 1840) em costões rochosos do sul da Bahia (Brasil). *Enciclopédia Biosfera*, 17: 391-401
- Santos, L.D. Sedimentação holocênica no sistema estuarino-lagunar dos rios Ipojuca e Merepe (PE). 2022. Tese (Doutorado em Geociências), Recife PE, Universidade Federal de Pernambuco UFPE, 160p.
- Schubert, C. J., & Nielsen, B. (2000). Effects of decarbonation treatments on δ13C values in marine sediments. *Marine Chemistry*, *72*: 55-59.

Silori, S., Sharma, D., Chowdhury, M., Biswas, H., Bandyopadhyay, D., Shaik, A. U.

R., Cardinal, D., Mandeng-Yodo, M. & Narvekar, J. (2021). Contrasting phytoplankton and biogeochemical functioning in the eastern Arabian Sea shelf waters recorded by carbon isotopes (SW monsoon). *Marine Chemistry*, *232:* 103962.

- Silva, J. S., Alves, R. N., de Paulo, D. V., Mariz Jr, C. F., de Melo Alves, M. K., & Carvalho, P. S. (2021). Biliary polycyclic aromatic hydrocarbons and enzymatic biomarkers in Eugerres brasilianus along four tropical estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 163: 111919.
- Silva, M. R., Silva-Cunha, M. G. G., Feitosa, F. A. N., & Muniz, K. (2005). Estrutura da comunidade fitoplânctônica na baía de Tamandaré (Pernambuco, Nordeste do Brasil). *Tropical Oceanography*, 33: 159-177.
- Soares, E. C., Bispo, M. D., Vasconcelos, V. C., Soletti, J. I., Carvalho, S. H. V., de Oliveira, M. J., Santos, M. C., Freire, E. S., Sandes, R. D. D., Santos, R. A. R., Neta, M. T. S. L., Narain, S., Garcia, A. A. B., Costa, S. S. L. & Santos, J. C. C. (2021). 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*, *171*: 112723.
- Soares, G. M., Barros, F., Lanna, E., da Silva, M. V. S., & Cavalcanti, F. F. (2022). Sponges as libraries: Increase in microplastics in *Cinachyrella alloclada* after 36 years. *Marine Pollution Bulletin*, 185: 114339.
- Soares-Gomes, A., Neves, R. L., Aucélio, R., Van Der Ven, P. H., Pitombo, F. B., Mendes, C. L., & Ziolli, R. L. (2010). Changes and variations of polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in fish, barnacles and crabs following an oil spill in a mangrove of Guanabara Bay, Southeast Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 60: 1359-1363.
- Souza, M. M., Windmöller, C. C., & Hatje, V. (2011). Shellfish from Todos os Santos Bay, Bahia, Brazil: treat or threat?. *Marine Pollution Bulletin*, *62*: 2254-2263.
- Sun, T., Wu, H., Wang, X., Ji, C., Shan, X., & Li, F. (2020). Evaluation on the biomagnification or biodilution of trace metals in global marine food webs by meta-analysis. *Environmental pollution*, 264: 113856.

Szefer, P., Ali, A. A., Ba-Haroon, A. A., Rajeh, A. A., Gełdon, J., & Nabrzyski, M.

(1999). Distribution and relationships of selected trace metals in molluscs and associated sediments from the Gulf of Aden, Yemen. *Environmental Pollution*, *106:* 299-314.

- Tavares, Y. A. G., Semanovschi, N. P., Camargo, J. C. M. & Pellizzari, F. (2020). Feeding habits of the sea urchin Echinometra lucunter L.(Echinoidea) in a remote Southwestern Atlantic island, Trindade, Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 15: 303-319.
- Terada, K. (2022). Rainfall induced water and nutrient fluxes at a mangrove estuary. *Marine Environmental Research*, *179*: 105674.
- Travassos, R. K., Flores Montes, M. J., da Costa, B. V. M., & da Silva Júnior, J. M. (2016). The influence of urban effluents on the elemental c/n ratio in a tropical coastal area of northeastern brazil. *Journal of Coastal Research*, 75: 168-172.
- Truchet, D. M., Buzzi, N. S., Negrin, V. L., Botté, S. E., & Marcovecchio, J. E. (2022). First long-term assessment of metals and associated ecological risk in subtidal sediments of a human-impacted SW Atlantic estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 174: 113235.
- USEPA (1992). Determination of metals in fish tissue by inductively coupled plasmaatomic emission spectrometry. *Methods for the Determination of Metals in Environmental Samples*, 7439: 197-233
- USEPA (1996). Method 3052: Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices. *United States Environmental Protection Agency.*
- Vergilio S., C., Lacerda, D., da Silva Souza, T., de Oliveira, B. C. V., Fioresi, V. S., de Souza, V. V., Rodrigues, G. R., Barbosa, M. K. A. M., Sartori, E., Rangel, T. P., Almeida, D. Q. R., Almeida, M. G., Thompson, F. & de Rezende, C. E. (2021). Immediate and long-term impacts of one of the worst mining tailing dam failure worldwide (Bento Rodrigues, Minas Gerais, Brazil). *Science of The Total Environment*, *756:* 143697.
- Vieira, K. S., Delgado, J. F., Lima, L. S., Souza, P. F., Crapez, M. A. C., Correa, T. R., Aguiar, V. M. C., Neto, J. A. B. & Fonseca, E. M. (2021). Human health risk assessment associated with the consumption of mussels (Perna perna) and oysters (Crassostrea rhizophorae) contaminated with metals and arsenic in the

estuarine channel of Vitória Bay (ES), Southeast Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, *172*: 112877.

- Villa-Nova, F. V. P., Torres, M. F. A., & Coelho, M. P. (2017). Composição físicoquímica de solos em espécies arbóreas do ecossistema manguezal. Acta Geográfica, 11: 1-19.
- Villa-Nova, F. V. P., Torres, M. F. A., & Mallea, A. J. A. (2021). Vulnerabilidade florestal à cobertura e uso do solo em Área de Proteção Ambiental estuarina de Pernambuco. *Espaço Geográfico em Análise*, 53: 3-21.
- Vinagre, C., Mendonça, V., Flores, A. A., Baeta, A., & Marques, J. C. (2018). Complex food webs of tropical intertidal rocky shores (SE Brazil)–An isotopic perspective. *Ecological indicators*, 95: 485-491.
- Walsh, J. J., Premuzic, E. T., & Whitledge, T. E. (1981). Fate of nutrient enrichment on continental shelves as indicated by the C/N content of bottom sediments. *Elsevier Oceanography Series, 32:* 13-49
- Wan, S., Yang, X., Chen, X., Qu, Z., An, C., Zhang, B., Lee, K. & Bi, H. (2022). Emerging marine pollution from container ship accidents: Risk characteristics, response strategies, and regulation advancements. *Journal of Cleaner Production*, 376: 134266.
- Wang, Z., Wang, X., & Ke, C. (2014). Bioaccumulation of trace metals by the live macroalga Gracilaria lemaneiformis. *Journal of Applied Phycology*, 26: 1889-1897.
- Wang, Z., An, C., Lee, K., Owens, E., Chen, Z., Boufadel, M., Taylor, E. & Feng, Q. (2021). Factors influencing the fate of oil spilled on shorelines: a review. *Environmental Chemistry Letters*, *19*: 1611-1628.
- Watanabe, K., Monaghan, M. T., Takemon, Y., & Omura, T. (2008). Biodilution of heavy metals in a stream macroinvertebrate food web: evidence from stable isotope analysis. *Science of the Total Environment*, 394: 57-67.
- Yadav, K. K., Gupta, N., Prasad, S., Malav, L. C., Bhutto, J. K., Ahmad, A., Gacem,A., Jeon, B. H., Fallatah, A. M., Asghar, B. H., Cabral-Pinto, M. M. S., Awwad,N. S., Alharbi, O. K. R., Alam, M. & Chaiprapat, S. (2023). An eco-sustainable

approach towards heavy metals remediation by mangroves from the coastal environment: A critical review. *Marine Pollution Bulletin*, *188:* 114569.

Yang, F., Zhang, H., Xie, S., Wei, C., & Yang, X. (2023). Concentrations of heavy metals in water, sediments and aquatic organisms from a closed realgar mine. *Environmental Science and Pollution Research*, 30: 4959-4971.

## 8. MATERIAL SUPLEMENTAR

**Tabela S1:** Concentrações de metais ( $\mu$ g.g<sup>-1</sup> de peso seco),  $\delta^{13}$ C'<sub>total</sub>,  $\delta^{13}$ C'<sub>org</sub>,  $\delta^{15}$ N e razão C/N<sub>a</sub> para invertebrados dos recifes de Muro Alto (MUR) e Serrambi (SER), de acordo com o hábito alimentar, espécie e número de indivíduos (N) por campanha de coleta: seis meses (I), um ano (II) e um ano e meio (III) após o derramamento de óleo.

Hábito alimentar	Espécie / Nome vulgar	Campanha	Local	Ν	AI	As	Ва	Cd	Со	Cr	Cu	Fe	Mn
			MUR	1	141	9.70	1.97	1.34	1.05	1.06	33.40	183	28.10
		I	SER	1	193	12.60	1.48	0.08	1.08	1.51	24.60	187	17.30
	Pagurus sp.		MUR	1	330	8.55	1.43	-	0.38	0.36	38.20	241	50.30
	Ermitão	II	SER	1	298	7.46	2.74	-	0.35	0.36	37.70	169	18.70
		Ш	MUR	1	183	5.12	1.98	0.29	0.54	0.18	30,60	104	16.90
<b>D</b> 4 14			SER	1	218	4,59	1,72	0,13	0,29	0,39	18,50	209	13,00
Detritivoro		I	MUR	1	140	11,90	0,51	0,66	0,68	0,83	1,81	113	1,31
			SER	1	364	14,00	1,13	1,05	0,34	1,22	3,08	217	3,34
	Echinometra lucunter		MUR	1	194	11,80	0,59	0,27	0,30	0,48	1,60	113	2,09
	Ouriço-do-mar	11	SER	1	763	12,60	2,06	0,11	0,19	1,26	1,86	362	4,11
			MUR	1	372	14,00	0,79	0,46	0,50	0,58	1,70	163	2,27
		111	SER	1	234	9,35	0,98	0,65	0,27	0,85	1,29	152	2,34
		Médias		4	209,5 ± 105,9	12,1 ± 1,8	1,3 ± 0,6	$0,8 \pm 0,5$	$0,8 \pm 0,3$	1,2 ± 0,3	15,7 ± 15,8	175 ± 44	12,5 ± 12,6
			II	4	396,3 ± 251,3	10,1 ± 2,5	1,7 ± 0,9	$0,2 \pm 0,1$	$0,3 \pm 0,1$	$0,6 \pm 0,4$	19,8 ± 20,9	221,3 ± 107,5	18,8 ± 22,3
			III	4	251,8 ± 82,9	$8,3 \pm 4,4$	1,4 ± 0,6	$0,4 \pm 0,2$	$0,4 \pm 0,1$	$0,5 \pm 0,3$	13 ± 14,2	157 ± 43,1	8,6 ± 7,5
		I	MUR	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Cinachyrella sp.</i> Esponja		SER	1	2443	7,15	4,69	0,40	0,31	3,32	3,28	1320	17,50
		Ш	MUR	1	4365	9,28	5,60	0,24	0,38	5,35	3,87	1730	21,00
			SER	1	3148	7,81	5,71	0,87	0,27	4,13	4,11	1728	24,50
		III	MUR	1	3644	9,70	5,20	0,19	0,43	4,45	4,58	1487	19,40
Filtrador			SER	1	1609	8,28	3,56	-	0,40	2,73	2,74	940	13,50
1 milduol		I	MUR	1	928	3,67	2,04	0,51	0,16	1,37	1,07	331	4,54
		•	SER	1	383	12,70	2,05	2,21	0,40	1,57	2,07	249	5,46
	Chthamalus sp. Craca	11	MUR	1	849	19,10	1,73	8,03	0,27	7,78	3,37	459	6,85
			SER	1	1029	11,60	1,92	0,43	0,20	2,34	2,71	491	7,24
		111	MUR	1	1315	8,73	2,49	0,86	0,40	2,46	4,64	448	7,80
			SER	1	592	14,00	1,61	1,33	0,34	1,71	3,40	1515	11,90
		Médias	I	3	1251,3 ± 1067,4	$7,8 \pm 4,6$	2,9 ± 1,5	1 ± 1	0,3 ± 0,1	2,1 ± 1,1	2,1 ± 1,1	633,3 ± 596,1	9,2 ± 7,2
			II	4	2347,8 ± 1702,5	11,9 ± 5	3,7 ± 2,2	2,4 ± 3,8	0,3 ± 0,1	4,9 ± 2,3	$3,5 \pm 0,6$	1102 ± 724,1	14,9 ± 9,2
				4	1790 ± 1307,8	10,2 ± 2,6	3,2 ± 1,5	0,8 ± 0,6	$0,4 \pm 0$	2,8 ± 1,2	3,8 ± 0,9	1097,5 ± 507,5	13,2 ± 4,8
		Ι	MUR	1	589	3,36	3,75	0,80	0,28	2,98	0,82	536	9,95
			SER	1	298	4,74	0,63	0,46	0,14	1,24	0,44	258	2,55
	<i>Palythoa caribaeorum</i> Coral-Baba-de Boi	Ш	MUR	1	452	4,40	2,07	2,05	0,09	2,67	0,51	483	5,20
Suspensivoro			SER	1	316	3,94	0,78	0,31	0,10	2,41	0,41	311	3,17
		 	MUR	1	411	5,43	1,36	0,87	0,23	1,97	0,54	387	5,81
			SER	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Prothopalythoa varabilis		MUR	1	2151	7,47	3,99	0,10	0,34	3,71	1,50	1423	28,30
	Zoantideo		SER	1	996	5,77	1,77	0,06	0,15	2,55	2,05	698	10,30
	, ML	IR 1	1274	4,49	2,25	0,13	0,24	3,12	1,04	871	18,60		
----	---------	------	----------------	---------------	---------------	---------------	---------------	---------------	-----------	---------------	-------------		
	" SE	R 1	890,63	3,84	2,28	0,02	0,15	2,18	2,09	644,37	13,63		
	ML	IR 1	1271	7,90	3,86	0,18	0,33	3,32	1,06	1031	22,00		
	III SE	R 1	891	3,84	2,28	0,02	0,15	2,18	2,09	644	13,60		
Me	édias I	4	1008,5 ± 813,7	5,3 ± 1,7	2,5 ± 1,6	$0,4 \pm 0,3$	$0,2 \pm 0,1$	2,6 ± 1	1,2 ± 0,7	728,8 ± 497,2	12,8 ± 10,9		
	II	4	733,2 ± 436	$4,2 \pm 0,3$	$1,8 \pm 0,7$	0,6 ± 1	$0,1 \pm 0,1$	$2,6 \pm 0,4$	1 ± 0,8	577,3 ± 238,4	10,2 ± 7,2		
	III	4	857,7 ± 431	5,7 ± 2	2,5 ± 1,3	$0,4 \pm 0,5$	$0,2 \pm 0,1$	$2,5 \pm 0,7$	1,2 ± 0,8	687,3 ± 324,2	13,8 ± 8,1		

## Tabela S1: Continuação.

Hábito alimentar	Espécie / Nome vulgar	Campanha	Local	Ν	Ni	Pb	Ti	V	Zn	$\delta^{13}C'_{total}$	$\delta^{13}C'_{org}$	δ <sup>15</sup> N	(C/N)a
		1	MUR	1	2,43	27,80	2,66	1,02	54,40	-5,9	-6,6	2,8	3,7
		I	SER	1	1,62	4,44	6,22	0,92	57,10	-9,5	-9,7	3,4	4,1
	Pagurus sp.		MUR	1	1,12	-	2,27	0,64	42,80	-7,2	-7,5	4,3	3,9
	Ermitão	11	SER	1	0,67	2,07	4,96	0,59	52,80	-8,3	-8,8	3,8	3,7
			MUR	1	1,03	4,06	2,10	0,52	46,80	-6	-6,7	3,5	4,2
Dotritívoro		111	SER	1	0,90	3,09	2,37	0,45	27,30	-8,1	-8,8	3,7	4,6
Dellilivoio		1	MUR	1	0,81	-	2,09	1,40	98,70	-12,8	-13,1	4,9	3,7
		I	SER	1	2,43	6,49	8,34	1,08	88,30	-12,6	-13,4	4,9	3,9
	Echinometra lucunter	П	MUR	1	0,65	1,03	2,54	0,61	80,50	-14,1	-14,2	5,4	3,5
	Ouriço-do-mar		SER	1	1,61	2,19	9,32	1,49	80,20	-15,6	-16,1	4,9	5,3
			MUR	1	0,72	-	3,20	1,19	70,30	-12	-12,2	5	4,1
		111	SER	1	1,09	7,57	4,72	1,39	12,50	-15,1	-15,4	4,4	3,0
		Médias	I	4	1,8 ± 0,8	12,9 ± 12,9	4,8 ± 3	1,1 ± 0,2	74,6 ± 22,2	-10,2 ± 3,2	-10,7 ± 3,2	4 ± 1,1	$3,9 \pm 0,2$
			II	4	1 ± 0,5	1,8 ± 0,6	4,8 ± 3,3	$0,8 \pm 0,4$	64,1 ± 19,2	-11,3 ± 4,2	-11,7 ± 4,1	$4,6 \pm 0,7$	4,1 ± 0,8
				4	$0,9 \pm 0,2$	$4,9 \pm 2,4$	3,1 ± 1,2	$0,9 \pm 0,5$	39,2 ± 25	-10,3 ± 4,1	-10,8 ± 3,8	$4,2 \pm 0,7$	$4 \pm 0,7$
		1	MUR	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
			SER	1	1,21	3,99	34,20	3,60	41,80	-13,7	-14,9	9,5	4,8
	Cinachyrella sp	П	MUR	1	1,95	5,05	44,30	4,69	29,60	-12,2	-12,7	9,2	4,7
	Esponia		SER	1	1,96	12,10	44,00	4,14	28,10	-14	-15	9,5	2,7
	Esponja		MUR	1	1,58	3,98	32,10	4,58	48,70	-10,8	-11,9	8,3	4
Filtrador		111	SER	1	1,21	-	21,30	2,29	26,60	12,9	-13,6	8,9	4,7
		1	MUR	1	0,77	5,74	9,08	1,16	62,90	-15	-15,3	7,3	4,4
		I	SER	1	0,90	17,10	10,50	1,24	179	-15,5	-15,8	9,1	3,9
	Chthamalus sp.		MUR	1	1,46	35,50	14,80	1,62	277	-14,4	-14,7	9,3	3,4
	Craca	11	SER	1	0,77	2,58	11,90	1,53	135	-16,6	-16,6	9,1	3,3
			MUR	1	0,83	2,82	15,20	1,62	154	-14,5	-14,8	8,9	4
		111	SER	1	1,30	5,21	16,10	2,72	149	-16,2	-16,4	8,9	2,7
		Médias	1	3	1 ± 0,2	8,9 ± 7,1	17,9 ± 14,1	2 ± 1,4	94,6 ± 73,9	-14,7 ± 0,9	-15,3 ± 0,5	8,6 ± 1,2	$4,4 \pm 0,5$
			II	4	1,5 ± 0,6	13,8 ± 15	28,8 ± 17,8	3 ± 1,7	117,4 ± 117,6	-14,3 ± 1,8	-14,8 ± 1,6	$9,3 \pm 0,2$	$3,5 \pm 0,8$
			III	4	1,2 ± 0,3	4 ± 1,2	21,2 ± 7,8	2,8 ± 1,3	94,6 ± 66,4	-7,2 ± 13,6	-14,2 ± 1,9	8,8 ± 0,3	$3,9 \pm 0,8$
Suspensivoro	Palythoa caribaeorum		MUR	1	2,05	10,30	22,10	1,52	13,50	-10,3	-11,8	7,8	4,8

Zoantídeo Baba-de-Boi		SER	1	1,43	9,05	19,50	0,73	10,90	-14	-14,2	7,7	3,5
		MUR	1	1,22	19,50	17,70	1,13	12,00	-11,2	-12,5	8	3,6
	11	SER	1	1,62	13,00	26,80	0,74	12,20	-12,4	-12,6	7,3	3,9
		MUR	1	0,93	13,30	18,40	0,97	14,20	-9,2	-11,5	7,8	3,9
	111	SER	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1	MUR	1	2,35	4,08	27,10	3,58	18,00	-10,6	-13,5	7,3	4,3
	1	SER	1	1,64	1,63	22,00	1,98	11,00	-14,1	-14,6	7,4	3,1
Prothopalythoa varabilis	п	MUR	1	2,90	5,21	23,10	2,21	19,50	-8,8	-16	7,4	3,4
Zoantídeo		SER	1	2,65	2,31	19,34	1,36	7,99	-14	-15	7	3,4
		MUR	1	2,11	5,14	21,60	2,31	18,90	-12,3	-13,9	7,1	2,6
	111	SER	1	2,65	2,31	19,30	1,36	7,99	-15,4	-15,9	8,5	3,2
	Médias	I	4	1,9 ± 0,4	6,3 ± 4,1	22,7 ± 3,2	2 ± 1,2	13,4 ± 3,3	-12,3 ± 2,1	-13,5 ± 1,2	7,6 ± 0,2	$3,9 \pm 0,8$
		II	4	2,1 ± 0,8	10 ± 7,8	21,7 ± 4,1	1,4 ± 0,6	12,9 ± 4,8	-11,6 ± 2,2	-14 ± 1,8	$7,4 \pm 0,4$	$3,6 \pm 0,2$
		III	4	1,9 ± 0,9	6,9 ± 5,7	19,8 ± 1,7	1,5 ± 0,7	13,7 ± 5,5	-12,3 ± 3,1	-13,8 ± 2,2	$7,8 \pm 0,7$	$3,2 \pm 0,7$

**Tabela S2:** Concentrações de metais (μg.g<sup>-1</sup> de peso seco), δ<sup>13</sup>C'<sub>total</sub>, δ<sup>13</sup>C'<sub>org</sub>, δ<sup>15</sup>N e razão C/N<sub>a</sub> para invertebrados dos manguezais de Maracaípe (MAR) e Ariquindá (ARI), de acordo com o hábito alimentar, espécie e número de indivíduos (N) por campanha de coleta: seis meses (I), um ano (II) e um ano e meio (III) após o derramamento de óleo.

$ \frac{1}{1} = 1$	Hábito alimentar	Espécie / Nome vulgar	Campanha	Local	Ν	AI	As	Ва	Cd	Со	Cr	Cu	Fe	Mn
$\frac{Neritina\ virgínea\ /}{Caramujo} = \frac{1}{Nar} + \frac{ARI}{0} + \frac{0}{1} + \frac{1}{1575} + \frac{1}{7,9} + \frac{1}{2,6} + \frac{1}{1,2} + \frac{1}{2,2} + \frac{1}{2,5} + \frac{1}{5,2} + \frac{1}{713} + \frac{1}{7,3} + \frac{1}$			1	MAR	1	1154	11,0	2,5	0,7	0,2	2,5	3,4	591	6,5
$\frac{\text{Neritina virgínea /}}{\text{Caramujo}} = H + \frac{H}{ARI} + \frac{1575}{ARI} + \frac{1575}{6.1} + \frac{7,9}{5.8} + \frac{2,6}{7.9} + \frac{1,2}{7.9} + \frac{2,5}{7.9} + \frac{1,7}{7.9} + \frac{5,2}{7.9} + \frac{713}{7.9} + \frac{7,3}{7.9} + \frac{7,3}{7.9}$			I	ARI	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Caramujo   II   ARI   1   4715   6,1   5,8   -   0,2   2,5   6,2   1369   8,2     III   MAR   1   1784   17,1   3,4   2,3   0,3   2,1   7,9   1174   8,1     ARI   1   3441   6,1   4,5   0,3   0,3   1,6   4,2   957   5,1     I   MAR   0   -		Neritina virgínea /		MAR	1	1575	7,9	2,6	1,2	0,2	1,7	5,2	713	7,3
III   MAR   1   1784   17,1   3,4   2,3   0,3   2,1   7,9   1174   8,1     ARI   1   3441   6,1   4,5   0,3   0,3   1,6   4,2   957   5,1     I   MAR   0   -		Caramujo	11	ARI	1	4715	6,1	5,8	-	0,2	2,5	6,2	1369	8,2
III     ARI     1     3441     6,1     4,5     0,3     0,3     1,6     4,2     957     5,1       I     MAR     0     - </td <td></td> <td></td> <td></td> <td>MAR</td> <td>1</td> <td>1784</td> <td>17,1</td> <td>3,4</td> <td>2,3</td> <td>0,3</td> <td>2,1</td> <td>7,9</td> <td>1174</td> <td>8,1</td>				MAR	1	1784	17,1	3,4	2,3	0,3	2,1	7,9	1174	8,1
I     MAR     0     -     1.0     0.3     1.0     0.0     -     0.3     15.7     224     40.9     21.9     21.9     21.9     21.9     21.9     21.9     21.9     21.9     21.9     21.9     21.9     21.9     21.9     21.9     21.9     2			111	ARI	1	3441	6,1	4,5	0,3	0,3	1,6	4,2	957	5,1
I     ARI     1     1221     4,9     2,2     0,3     -     1,1     11,1     380     24,0       Melampus coffeus / Caramujo do manguezal     II     MAR     1     583     -     1,0     0     -     0,3     15,7     224     40,9       Caramujo do manguezal     II     ARI     1     540     3,0     0,9     0,7     0,2     0,9     31,8     241     22,9			I	MAR	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Melampus coffeus /     II     MAR     1     583     -     1,0     0     -     0,3     15,7     224     40,9       Caramujo do manguezal     II     ARI     1     540     3,0     0,9     0,7     0,2     0,9     31,8     241     22,9			I	ARI	1	1221	4,9	2,2	0,3	-	1,1	11,1	380	24,0
Caramujo do manguezal <sup>II</sup> ARI 1 540 3,0 0,9 0,7 0,2 0,9 31,8 241 22,9		Melampus coffeus /		MAR	1	583	-	1,0	0	-	0,3	15,7	224	40,9
		, Caramujo do manguezal	II	ARI	1	540	3,0	0,9	0,7	0,2	0,9	31,8	241	22,9
Detritívoros MAR 1 528 - 1,1 0,2 - 0,1 16,9 118 52,9	Detritívoros			MAR	1	528	-	1,1	0,2	-	0,1	16,9	118	52,9
III ARI 1 1326 - 2,3 1,2 0,1 0,4 31,4 371 57,2			111	ARI	1	1326	-	2,3	1,2	0,1	0,4	31,4	371	57,2
MAR 1 110 4,7 0,6 0,3 0,1 0,9 10,7 56 0,8			1	MAR	1	110	4,7	0,6	0,3	0,1	0,9	10,7	56	0,8
ARI 1 14,0 4,6 0,2 0,2 14,7 11 0,2			I	ARI	1	14,0	4,6	0,2	-	-	0,2	14,7	11	0,2
Ucides cordatus / MAR 1 922 5,3 4,4 0,2 0,1 1,0 11,0 589 4,3		Ucides cordatus /		MAR	1	922	5,3	4,4	0,2	0,1	1,0	11,0	589	4,3
Caranguejo-uçá <sup>II</sup> ARI 1 410 8,4 2,4 - 0,4 1,0 25,6 174 8,3		Caranguejo-uçá	11	ARI	1	410	8,4	2,4	-	0,4	1,0	25,6	174	8,3
MAR 1 50,8 3,3 0,7 0,5 0,3 0,3 12,0 65 10,0			ш	MAR	1	50,8	3,3	0,7	0,5	0,3	0,3	12,0	65	10,0
ARI 1 134 5,3 0,6 0,1 0,1 1,3 22,6 63 0,8				ARI	1	134	5,3	0,6	0,1	0,1	1,3	22,6	63	0,8
Médias I 4 $625 \pm 651$ $6,3 \pm 3,1$ $1,4 \pm 1,1$ $0,4 \pm 0,2$ $0,2 \pm 0,1$ $1,2 \pm 1,0$ $10,0 \pm 4,7$ $259 \pm 275$ $7,9 \pm 11,7$			Médias	I	4	625 ± 651	6,3 ± 3,1	1,4 ± 1,1	$0,4 \pm 0,2$	$0,2 \pm 0,1$	1,2 ± 1,0	$10,0 \pm 4,7$	259 ± 275	7,9 ± 11,1
II 6 $1457 \pm 1650$ 6,1 $\pm 2,2$ 2,9 $\pm 1,9$ 0,5 $\pm 0,5$ 0,2 $\pm 0,1$ 1,2 $\pm 0,8$ 15,9 $\pm 10,8$ 552 $\pm 456$ 15,3 $\pm 14$				II	6	1457 ± 1650	6,1 ± 2,2	2,9 ± 1,9	$0,5 \pm 0,5$	0,2 ± 0,1	1,2 ± 0,8	15,9 ± 10,8	552 ± 456	15,3 ± 14,1
$\begin{array}{c ccccccccccccccccccccccccccccccccccc$				III	6	1210 ± 1287	8 ± 6,2	2,1 ± 1,6	$0,8 \pm 0,8$	0,2 ± 0,1	1,0 ± 0,8	15,8 ± 10,0	458 ± 489	22,4 ± 25,6
MAR 1 249 9,4 0,7 0,0 0,5 2,6 19,8 281 12,6			1	MAR	1	249	9,4	0,7	0,0	0,5	2,6	19,8	281	12,6
ARI 1 789 8,2 1,7 1,7 0,4 2,9 13,3 443 15,7				ARI	1	789	8,2	1,7	1,7	0,4	2,9	13,3	443	15,7
Crassostrea rhizophorae / MAR 1 363 9,3 0,8 - 0,2 1,6 17,4 317 11,2		Crassostrea rhizophorae /	П	MAR	1	363	9,3	0,8	-	0,2	1,6	17,4	317	11,2
Ostra ARI 1 607 8,6 1,2 0,4 0,1 0,8 6,8 351 19,2		Ostra			1	607	8,6	1,2	0,4	0,1	0,8	6,8	351	19,2
III ADL 1 644 7,0 1,0 - 0,2 0,6 11,7 410 9,2			111		1	604	6,8 7.0	1,0	-	0,2	0,6	11,7	410	9,2
ARI I 044 7,9 1,2 - 0,3 0,5 9,4 320 17,7 MAD 1 1922 150 26 07 00 24 42 1955 105					1	1922	7,9	1,2	-	0,3	0,5	9,4	320	10,5
Filtradores	Filtradores		I		0	1023	15,0	2,0	0,7	0,0	2,4	4,5	1000	10,5
Porífera / MAR 1 2709 121 30 21 02 31 43 2059 171	T IIII addres	Porífera /		MAR	1	2709	12 1	3.0	21	0.2	31	43	2059	17 1
Esponia II ARI 1 5657 7.6 7.2 0.2 0.2 3.3 2.0 2045 12.8		Esponia	II	ARI	1	5657	7.6	7.2	0.2	0,2	3.3	2.0	2000	12.8
MAR 1 1066 13.8 1.9 1.7 - 2.9 3.9 1305 10.1		Esponja		MAR	1	1066	13.8	19	17	-	29	3.9	1305	10.1
$\begin{array}{c ccccccccccccccccccccccccccccccccccc$			111	ARI	1	3631	3.3	6.9	0.4	-	2,0	1.3	1251	7.0
$\begin{array}{c c c c c c c c c c c c c c c c c c c $			Médias	1	3	954 ± 800	$10.9 \pm 3.6$	$1.7 \pm 1.0$	$0.8 \pm 0.9$	$0.3 \pm 0.3$	$2.6 \pm 0.3$	$12.5 \pm 7.8$	860 ± 866	$12.9 \pm 2.6$
$   4 2334 \pm 2453 9.4 \pm 1.9 3.1 \pm 2.9 0.9 \pm 1.0 0.2 \pm 0.1 2.2 \pm 1.2 7.6 \pm 6.8 1193 \pm 992 15.1 \pm 3.3$				I	4	$2334 \pm 2453$	$9.4 \pm 1.9$	$3.1 \pm 2.9$	$0.9 \pm 1.0$	$0.2 \pm 0.1$	$2.2 \pm 1.2$	$7.6 \pm 6.8$	$1193 \pm 992$	$15.1 \pm 3.7$
III 4 $1501 \pm 1433$ $8,0 \pm 4,4$ $2,8 \pm 2,8$ $1,1 \pm 0,9$ $0,3 \pm 0,1$ $1,7 \pm 1,3$ $6,6 \pm 4,8$ $823 \pm 527$ $11,0 \pm 4,3$				III	4	1501 ± 1433	$8,0 \pm 4.4$	2,8 ± 2,8	$1,1 \pm 0.9$	$0,3 \pm 0.1$	,,	$6,6 \pm 4,8$	823 ± 527	$11,0 \pm 4,7$

## Tabela S2: Continuação.

Hábito alimentar	Espécie / Nome vulgar	Campanha	Local	Ν	Ni	Pb	Ti	V	Zn	$\delta^{13}C'_{total}$	$\delta^{13}C'_{org}$	$\delta^{15}N$	C/N <sub>a</sub>
			MAR	1	1	11,7	35,8	1,6	23,8	-13,4	-18	3,5	3,2
		I	ARI	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Neritina virgínea /		MAR	1	1,1	22,9	38,2	2,1	27,6	-10,4	-15,9	3,5	3,8
	Caramujo	11	ARI	1	1,1	4,0	39,3	2,7	43,6	-21,3	-24,1	4,3	3,0
			MAR	1	1,5	31,2	48,9	2,5	50,8	-12,8	-14,9	3,4	3,2
		111	ARI	1	0,9	21,0	31,8	2,0	44,7	-21,7	-22,4	3,7	3,9
		1	MAR	0	-	-	-	-	-	-21,8	-	3,3	-
		I	ARI	1	0,7	4,3	8,8	1,1	77,5	-24,0	-24,3	3,4	3,1
	Melampus coffeus /	п	MAR	1	0,7	27,5	7,4	0,7	58,4	-21,5	-22,1	3,3	3,9
Detritívoros	Caramujo do manguezal		ARI	1	0,8	6,4	5,5	0,7	78,0	-23,2	-24,8	3,5	3,3
			MAR	1	1,0	1,7	4,0	0,6	77,5	-24,1	-24,3	3,1	2,9
		111	ARI	1	0,9	15,1	13,8	1,2	112	-23,9	-24,4	3,1	2,9
		1	MAR	1	0,9	4,1	3,4	0,3	194	-	-	-	-
		I	ARI	1	0,3	-	0,6	0,2	212	-23,2	-24,2	2,2	2,6
	Ucides cordatus /	п	MAR	1	1,5	5,1	9,3	1,1	165	-18,6	-22,0	1,5	4,3
	Caranguejo-uçá		ARI	1	3,0	3,7	9,0	1,0	70,0	-22,4	-22,8	2,0	3,9
		ш	MAR	1	0,9	10,0	1,0	0,4	19,9	-24,0	-24,2	1,7	3,5
		111	ARI	1	1,3	2,2	3,1	0,3	214	-22,3	-22,4	2,0	4,0
		Médias	I	4	$0,7 \pm 0,3$	$6,7 \pm 4,3$	12,2 ± 16,1	$0,8 \pm 0,7$	127 ± 91	-20,6 ± 5,9	-22,2 ± 3,6	$3,1 \pm 0,7$	$3,0 \pm 0,3$
			II	6	1,4 ± 0,8	11,6 ± 10,7	18,1 ± 16,0	1,4 ± 0,8	74 ± 48	-19,6 ± 4,8	-22,0 ± 3,2	3,0 ± 1,1	$3,7 \pm 0,5$
				6	1,1 ± 0,3	13,5 ± 11,4	17,1 ± 19,3	1,2 ± 0,9	86 ± 70	-21,5 ± 4,4	-22,1 ± 3,6	$2,8 \pm 0,8$	$3,4 \pm 0,5$
		1	MAR	1	1,9	1,3	4,1	1,0	730	-16,5	-17,1	5,7	4,4
		•	ARI	1	3,0	20,4	10,1	1,4	536	-16,8	-18,1	6,0	4,4
	Crassostrea rhizophorae /	П	MAR	1	2,8	-	4,9	0,8	755	-16,1	-16,9	6,1	4,4
	Ostra		ARI	1	1,4	6,6	11,5	0,9	553	-17,2	-18,4	6,0	5,0
		Ш	MAR	1	0,7	-	5,6	0,9	678	-16,5	-18,0	5,5	3,5
			ARI	1	0,8	2,6	6,7	0,7	690	-21,1	-21,6	5,8	3,3
		1	MAR	1	1,0	5,6	27,8	3,5	26,8	-18,2	-18,6	6,0	3,3
Filtradores		•	ARI	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Porífera /	П	MAR	1	1,4	26,1	39,6	4,5	31,2	-20,2	-20,3	5,5	3,4
	Esponja		ARI	1	1,0	4,6	67,0	5,7	86,1	-23,1	-23,2	7,2	3,1
		ш	MAR	1	1,2	18,8	23,8	2,3	20,7	-17,8	-18,9	5,7	4,0
			ARI	1	1,2	5,4	55,0	3,6	42,9	-23,6	-23,7	7,5	3,5
		Médias	I	3	$2,0 \pm 1,0$	9,1 ± 10,0	$14,0 \pm 12,3$	2,0 ± 1,3	431 ± 363	-17,2 ± 0,9	-17,9 ± 0,8	$5,9 \pm 0,2$	$4,0 \pm 0,6$
			II	4	1,7 ± 0,8	12,4 ± 11,9	30,8 ± 28,5	$3,0 \pm 2,5$	356 ± 354	-19,2 ± 3,2	-19,7 ± 2,7	$6,2 \pm 0,7$	$4,0 \pm 0,9$
				4	1,0 ± 0,3	$8,9 \pm 8,7$	22,8 ± 23,0	1,9 ± 1,4	358 ± 377	-19,8 ± 3,2	-20,6 ± 2,6	6,1 ± 0,9	$3,6 \pm 0,3$

**Tabela S3:** Concentrações de metais ( $\mu$ g.g<sup>-1</sup> de peso seco),  $\delta^{13}$ C'<sub>org</sub> e  $\delta^{15}$ N para peixes dos recifes de Muro Alto (MUR) e Serrambi (SER) e dos manguezais de Maracaípe (MAR) e Ariquindá (ARI), de acordo com o número de indivíduos (N) e campanha de coleta: seis meses (I), um ano (II) e um ano e meio (III) após o derramamento de óleo. Letras maiúsculas indicam diferenças médias entre habitats em uma mesma campanha, e letras minúsculas indicam diferenças médias entre campanhas em um mesmo habitat. (*p* < 0,05)

Espécie/Nome vulgar	Campanha	Local	Ν	$\delta^{13}C'_{org}$	$\delta^{15}N$	AI	As	Ва	Cd	Cr	Cu
	I	MUR	3	-11,3 ± 0,4	$10,0 \pm 0,6$	40,0 ± 17,6	$4,3 \pm 2,0$	$0,4 \pm 0,2$	$0,3 \pm 0,7$	$0,8 \pm 0,2$	$1,5 \pm 0,9$
	I	SER	4	-11,3 ± 0,3	11,1 ± 0,6	24,1 ± 16,6	2,7 ± 1,2	$2,0 \pm 0,6$	$0,2 \pm 0,2$	$1,2 \pm 0,6$	$0,8 \pm 0,2$
		MUR	3	-10,7 ± 0,2	$9,9 \pm 0,1$	$16,9 \pm 3,6$	$1,7 \pm 0,3$	$0,5 \pm 0,4$	$0,1 \pm 0,1$	$0,9 \pm 0,3$	$0,9 \pm 0,2$
	11	SER	5	-11,2 ± 0,5	10,7 ± 0,3	$25,3 \pm 7,0$	2,8 ± 1,2	2,1 ± 1,0	$0,1 \pm 0,1$	$1,3 \pm 0,9$	$1,0 \pm 0,4$
Stegastes fuscus / Donzelinha		MUR	5	$-10,9 \pm 0,6$	$9,9 \pm 0,7$	$30,4 \pm 20,3$	$3,3 \pm 1,4$	$0,5 \pm 0,2$	$0,2 \pm 0,2$	$1,0 \pm 0,2$	$0,9 \pm 0,4$
Donzomma		SER	5	-11,5 ± 0,5	10,7 ± 0,2	21,5 ± 15,0	$3,4 \pm 0,7$	$1,8 \pm 0,8$	$0,1 \pm 0,0$	$1,0 \pm 0,2$	1,1 ± 0,6
		Ι	7	$-11,3 \pm 0,3^{Aa}$	$10,6 \pm 0,8^{Aa}$	32,1 ± 18,2 <sup>Aa</sup>	$3,5 \pm 1,8^{Aa}$	$1,2 \pm 0,9^{Aa}$	$0,3 \pm 0,5^{Aa}$	$1,0 \pm 0,5^{Aa}$	$1,1 \pm 0,7^{Aa}$
	Média	II	8	$-11,0 \pm 0,4^{Aa}$	$10,4 \pm 0,5^{Aa}$	$21,1 \pm 6,9^{Aa}$	$2,3 \pm 1,1^{Aa}$	1,3 ± 1,1 <sup>Aa</sup>	$0,1 \pm 0,1^{Aa}$	1,1 ± 0,6 <sup>Aa</sup>	$0,9 \pm 0,3^{Aa}$
			10	$-11,2 \pm 0,6^{Aa}$	$10,3 \pm 0,6^{Aa}$	$25,9 \pm 17,5^{Aa}$	$3,4 \pm 1,0^{Aa}$	$1,2 \pm 0,9^{Aa}$	$0,1 \pm 0,1^{Aa}$	$1,0 \pm 0,2^{Aa}$	$1,0 \pm 0,5^{Aa}$
	I	MAR	5	-16,9 ± 1,3	$10,8 \pm 0,4$	15,7 ± 8,8	$2,4 \pm 0,6$	$0,3 \pm 0,1$	$0,2 \pm 0,3$	$0,6 \pm 0,1$	$0,8 \pm 0,2$
	I	ARI	4	-14,8 ± 2,1	9,6 ± 2,2	14,5 ± 12,7	$1,5 \pm 0,2$	$0,2 \pm 0,2$	$0,2 \pm 0,2$	$0,8 \pm 0,2$	$1,7 \pm 0,4$
	ш	MAR	2	-19,6 ± 1,7	11,7 ± 0,3	$12,5 \pm 8,5$	5,7	$0,2 \pm 0,2$	$0,5 \pm 0,7$	$0,7 \pm 0,1$	$0,8 \pm 0,2$
	11	ARI	5	-19,2 ± 1,4	$10,0 \pm 0,4$	22,7 ± 21,4	$3,1 \pm 0,2$	$0,1 \pm 0,0$	$0,1 \pm 0,1$	$0,8 \pm 0,1$	$1,0 \pm 0,1$
Centropomus undecimalis / Robalo		MAR	0	-	-	-	-	-	-	-	-
	111	ARI	2	-17,6 ± 0,1	10,3 ± 0,1	45,6 ± 73,9	2,7 ± 1,3	$0,4 \pm 0,4$	$0,1 \pm 0,1$	$0,7 \pm 0,1$	1,3 ± 1,3
		I	9	$-15,9 \pm 2,0^{Ba}$	$10,3 \pm 1,5^{Aa}$	$15,10 \pm 10,3^{Ba}$	$2,0 \pm 0,7^{Aa}$	$0,3 \pm 0,1^{Ba}$	$0,2 \pm 0,3^{Aa}$	$0,7 \pm 0,2^{Aa}$	$1,2 \pm 0,6^{Aa}$
	Média	II	7	$-19,4 \pm 1,4^{Bb}$	$10,5 \pm 0,8^{Aa}$	$19,80 \pm 18,5^{Aa}$	$4,0 \pm 1,5^{Aa}$	$0,1 \pm 0,1^{Ba}$	$0,2 \pm 0,3^{Aa}$	$0,8 \pm 0,1^{Aa}$	$0,9 \pm 0,2^{Aa}$
		III	2	$-17,6 \pm 0,1^{Bab}$	$10,3 \pm 0,1^{Aa}$	45,60 ± 73,9 <sup>Aa</sup>	$2,7 \pm 1,3^{Aa}$	$0,4 \pm 0,4^{Aa}$	$0,1 \pm 0,1^{Aa}$	$0,7 \pm 0,1^{Ba}$	$1,3 \pm 1,3^{Aa}$

	~~	<u> </u>	~
1 2001		( 'ontini	10000
I AUEL	1.7.7	<b>A C C C C C C C C C C</b>	141.411
		00110110	auouo.
			•

Organismo	Campanha	Local	Ν	Fe	Mn	Ni	Pb	Ti	V	Zn
	1	MUR	3	$16,2 \pm 4,3$	$4,0 \pm 2,9$	$0,8 \pm 0,6$	4,9 ± 6,1	$0,4 \pm 0,1$	$0,1 \pm 0,1$	23,8 ± 2,8
	I	SER	4	$16,3 \pm 4,6$	$3,2 \pm 1,0$	$0,3 \pm 0,1$	1,2 ± 1,0	$0,3 \pm 0,1$	$0,1 \pm 0,0$	$20,0 \pm 1,6$
		MUR	3	$18,0 \pm 4,6$	$6,7 \pm 2,2$	$0,3 \pm 0,1$	$0,9 \pm 0,7$	$0,2 \pm 0,0$	$0,1 \pm 0,1$	$20,9 \pm 3,5$
		MUR3 $16,2 \pm 4,3$ $4,0 \pm 2,9$ $0,8 \pm 0,6$ $4,9 \pm 6,1$ $0,4 \pm 0,1$ $0,1 \pm 0,1$ SER4 $16,3 \pm 4,6$ $3,2 \pm 1,0$ $0,3 \pm 0,1$ $1,2 \pm 1,0$ $0,3 \pm 0,1$ $0,1 \pm 0,0$ MUR3 $18,0 \pm 4,6$ $6,7 \pm 2,2$ $0,3 \pm 0,1$ $0,9 \pm 0,7$ $0,2 \pm 0,0$ $0,1 \pm 0,0$ SER5 $22,5 \pm 8,0$ $3,5 \pm 1,6$ $0,7 \pm 0,8$ $1,3 \pm 0,6$ $0,7 \pm 0,3$ $0,1 \pm 0,0$ MUR5 $17,6 \pm 4,4$ $2,8 \pm 1,4$ $0,3 \pm 0,1$ $2,7 \pm 2,3$ $1,1 \pm 1,0$ $0,1 \pm 0,0$ SER5 $24,6 \pm 8,8$ $3,1 \pm 1,4$ $0,2 \pm 0,1$ $0,6 \pm 0,4$ $0,9 \pm 1,1$ $0,1 \pm 0,1$ I7 $16,3 \pm 4,2^{Aa}$ $3,6 \pm 2,1^{Aa}$ $0,5 \pm 0,6^{Aa}$ $1,2 \pm 0,6^{Aa}$ $0,4 \pm 0,1^{Aa}$ $0,1 \pm 0,1^{Aa}$ II8 $20,2 \pm 6,6^{Aa}$ $5,1 \pm 2,5^{Aa}$ $0,5 \pm 0,6^{Aa}$ $1,2 \pm 0,6^{Aa}$ $0,4 \pm 0,3^{Aa}$ $0,1 \pm 0,0^{Aa}$ III10 $21,1 \pm 7,5^{Aa}$ $2,9 \pm 1,3^{Aa}$ $0,3 \pm 0,1^{Aa}$ $1,4 \pm 1,6^{Aa}$ $1,0 \pm 1,0^{Aa}$ $0,1 \pm 0,0^{Aa}$ MAR5 $14,0 \pm 2,9$ $1,6 \pm 0,9$ $0,2 \pm 0,1$ $2,2 \pm 2,1$ $0,6 \pm 0,3$ $0,0$ MAR2 $7,2 \pm 1,8$ $2,5 \pm 3,0$ $0,2 \pm 0,0$ $2,2 \pm 2,9$ $0,4 \pm 0,3$ $0,0$ MAR0 $11,5 \pm 3,2$ $0,5 \pm 0,5$ $0,3 \pm 0,1$ $0,9 \pm 0,6$ $0,3 \pm 0,1$ $0,0$	$20,3 \pm 6,5$							
Stegastes fuscus / Donzelinha		MUR	5	$17,6 \pm 4,4$	$2,8 \pm 1,4$	$0,3 \pm 0,1$	$2,7 \pm 2,3$	1,1 ± 1,0	$0,1 \pm 0,0$	$19,1 \pm 4,0$
Donzomma	111	SER	5	$24,6 \pm 8,8$	3,1 ± 1,4	$0,2 \pm 0,1$	$0,6 \pm 0,4$	$0,9 \pm 1,1$	$0,1 \pm 0,1$	$19,4 \pm 4,9$
		I	7	$16,3 \pm 4,2^{Aa}$	$3,6 \pm 2,1^{Aa}$	$0,5 \pm 0,4^{Aa}$	$2,8 \pm 4,1^{Aa}$	$0,4 \pm 0,1^{Aa}$	$0,1 \pm 0,1^{Aa}$	$21,9 \pm 2,9^{Aa}$
	Média	II	8	$20,2 \pm 6,6^{Aa}$	$5,1 \pm 2,5^{Aa}$	$0,5 \pm 0,6^{Aa}$	$1,2 \pm 0,6^{Aa}$	$0,4 \pm 0,3^{Aa}$	$0,1 \pm 0,1^{Aa}$	$20,6 \pm 4,9^{Aa}$
		Ш	10	$21,1 \pm 7,5^{Aa}$	$2,9 \pm 1,3^{Aa}$	$0,3 \pm 0,1^{Aa}$	$1,4 \pm 1,6^{Aa}$	$1,0 \pm 1,0^{Aa}$	$0,1 \pm 0,0^{Aa}$	$19,3 \pm 4,2^{Aa}$
	1	MAR	5	$14,0 \pm 2,9$	$1,6 \pm 0,9$	$0,2 \pm 0,1$	2,2 ± 2,1	$0,6 \pm 0,3$	0,0	21,5 ± 3,9
	I	ARI	4	$30,9 \pm 9,6$	1,1 ± 1,7	$0,3 \pm 0,1$	$1,8 \pm 2,4$	$0,3 \pm 0,1$	0,0	$20,5 \pm 4,2$
		MAR	2	7,2 ± 1,8	$2,5 \pm 3,0$	$0,2 \pm 0,0$	$2,2 \pm 2,9$	$0,4 \pm 0,3$	0,0	16,1 ± 5,9
		ARI	5	11,5 ± 3,2	$0,5 \pm 0,5$	$0,3 \pm 0,1$	$0,9 \pm 0,6$	$0,3 \pm 0,1$	0,0	$15,2 \pm 2,1$
Centropomus undecimalis / Robalo		MAR	0	-	-	-	-	-	-	-
		ARI	2	$12,2 \pm 3,5$	$2,0 \pm 2,9$	$0,3 \pm 0,1$	2,6	$0,4 \pm 0,2$	0,0	$19,4 \pm 0,8$
		I	9	$22,4 \pm 11,2^{Aa}$	$1,4 \pm 1,3^{Ba}$	$0,3 \pm 0,1^{Aa}$	$2,0 \pm 2,1^{Aa}$	$0,4 \pm 0,2^{Aa}$	0,0 <sup>Ba</sup>	$21,0 \pm 3,8^{Aa}$
	Média	II	7	$10,3 \pm 3,4^{Bb}$	$1,1 \pm 1,6^{Ba}$	$0,3 \pm 0,1^{Aa}$	$1,4 \pm 1,6^{Aa}$	$0,3 \pm 0,2^{Aa}$	0,0 <sup>Ba</sup>	$15,5 \pm 3,0^{Bb}$
		Ш	2	$12,2 \pm 3,5^{Bab}$	$2,0 \pm 2,9^{Aa}$	$0,3 \pm 0,1^{Aa}$	2,6 <sup>Aa</sup>	$0,4 \pm 0,3^{Aa}$	0,0 <sup>Ba</sup>	$19,4 \pm 0,8^{Aab}$

**Tabela S4:** Valores calculados para o Fator de Acumulação Biota-Sedimento (FABS) de As, Cu, Pb e Zn para invertebrados de acordo com o habitat, hábito alimentar espécie, campanha e local de amostragem: seis meses (I), um ano (II) e um ano e meio (III) após o derramamento de óleo. Valores de FABS >1 estão em vermelho e indicam acumulação do metal pela biota associada.

Habitat	Hábito alimentar	Espécie/ Nome vulgar	Campanha	Local	As	Cu	Pb	Zn
		• •		MUR	-	8,8	13,3	10,5
			I	SER	-	8,4	2,5	27,4
		Pagurus sp./	П	MUR	-	10,4	-	7,3
		Ermitão	II	SER	1	12,5	0,3	4,5
			ш	MUR	-	16,6	-	-
	Detritívoro		111	SER	0,5	5,5	0,4	1,9
	Deulivoio		1	MUR	-	0,5	-	19
			I	SER	-	1,1	3,6	42,3
		Echinometra lucunter/	Ш	MUR	-	0,4	0,3	13,7
		Ouriço-do-mar	11	SER	1,7	0,6	0,3	6,8
			ш	MUR	-	0,5	-	4,9
			111	SER	1,1	0,4	0,9	0,9
			1	MUR	-	-	-	-
		III MUR SER <i>Echinometra lucunter/</i> Ouriço-do-mar I MUR SER   III MUR SER   III MUR SER <i>Cinachyrella alloclada/</i> Esponja I MUR SER   III SER   MUR SER   Chthamalus sp. Craca I MUR SER   III SER   III SER	-	1,1	2,2	20		
			Ш	MUR	-	1,1	1,5	5
		Esponja		SER	1,1	1,4	1,6	2,4
			Ш	MUR	-	2,5	-	-
Recife	Filtrador			SER	0,9	0,8	-	1,9
Reone	1 iii addi		1	MUR	-	0,3	2,7	12,1
			•	SER	-	0,7	9,5	85,8
		Chthamalus sp.	Ш	MUR	-	0,9	10,2	47,1
		Craca		SER	1,6	0,9	0,3	11,4
			Ш	MUR	-	2,5	-	-
				SER	1,6	1	0,6	10,3
			1	MUR	-	0,2	4,9	2,6
			•	SER	-	0,2	5,1	5,2
		Palythoa caribaeorum/	Ш	MUR	-	0,1	5,6	2
		Zoantídeo Baba-de-boi		SER	0,5	0,1	1,7	1
			Ш	MUR	-	0,3	-	-
	Suspensívoro			SER	-	-	-	-
	Caspeneirere		1	MUR	-	0,4	2	3,5
			·	SER	-	0,7	0,9	5,3
		Palythoa varabilis	Ш	MUR	-	0,3	1,5	3,3
		Zoantideo		SER	0,4	0,2	0,5	0,8
			111	MUR	-	0,6	-	-
				SER	0,4	0,6	0,3	0,6

## Tabela S4: Continuação.

Habitat	Hábito alimentar	Espécie/ Nome vulgar	Campanha	Local	As	Cu	Pb	Zn
			1	ARI	-	-	-	-
			I	MAR	-	1,1	1,7	2,5
		Neritina virginea/	ш	ARI	0,5	1,9	0,5	3,2
		Caramujo	11	MAR	-	2,0	3,5	4,3
				ARI	-	1,8	5,4	-
			111	MAR	-	4,1	13,1	-
			I	ARI	-	3,8	1,3	39,1
			I	MAR	-	-	-	-
	Detritívoro	Melampus coffeus	Ш	ARI	0,3	9,5	0,8	5,7
Dem	Detitivolo	Caramujo do manguezal	11	MAR	-	6,2	4,2	9,2
				ARI	-	13,2	3,9	-
			111	MAR	-	8,8	0,7	-
			1	ARI	-	5,0	-	107,0
		Ucides cordatus	I	MAR	-	3,4	0,6	20,5
Manquezal			Ш	ARI	0,7	7,7	0,5	5,1
Manguezai		Caranguejo-uçá	11	MAR	-	4,3	0,8	25,9
				ARI	-	9,4	0,6	-
			111	MAR	-	6,2	4,2	-
			1	ARI	-	4,5	6,1	270,0
			I	MAR	-	6,3	0,2	76,9
		Crassostrea rhizophorae	Ш	ARI	0,8	2,0	0,8	40,5
		Ostra	11	MAR	-	6,8	-	118,0
				ARI	-	3,9	0,7	-
	Filtrador		111	MAR	-	6,1	-	-
			1	ARI	-	-	-	-
			I	MAR	-	1,4	0,8	2,8
		Porífera	Ш	ARI	0,7	0,6	0,6	6,3
		Esponja		MAR	-	1,7	4,0	4,9
				ARI	-	0,5	1,4	-
				MAR	-	2,0	7,9	-

**Tabela S5:** Valores médios ± desvio padrão calculados para o Fator de Acumulação Biota-Sedimento (FABS) de As, Cu, Pb e Zn para invertebrados de acordo com o habitat, hábito alimentar e campanha de amostragem: seis meses (I), um ano (II) e um ano e meio (III) após o derramamento de óleo. Valores de FABS >1 estão em vermelho e indicam acumulação do metal pela biota associada. Letras maiúsculas indicam diferenças entre habitats para o mesmo hábito alimentar, e minúsculas indicam diferenças entre os hábitos alimentares de um mesmo habitat (*P* < 0,05).

Habitat	Hábito alimentar	Campanha	Ν	As	Cu	Pb	Zn
	Detritívoro	I	4	-	4,7 ± 4,5	6,5 ± 5,9	24,8 ± 13,6
	Pagurus sp.	II	4	$1,4 \pm 0,5$	$6 \pm 6,4$	$0,3 \pm 0$	8,1 ± 3,9
	Echinometra lucunter	III	4	$0,8 \pm 0,4$	$5,8 \pm 7,6$	$0,7 \pm 0,4$	2,6 ± 2,1
		Médias	12	$1,1 \pm 0,5^{Aa}$	$5,5 \pm 5,7^{Aa}$	$2,7 \pm 4,5^{Aa}$	12,7 ± 12,6 <sup>Aa</sup>
	Filtrador	I	3	-	$0,7 \pm 0,4$	4,8 ± 4,1	39,3 ± 40,5
Desife	Chthamalus sp.	II	4	$1,4 \pm 0,4$	1,1 ± 0,2	$3,4 \pm 4,6$	16,5 ± 20,8
Recile	Cinachyrella alloclada	III	4	1,3 ± 0,5	$1,7 \pm 0,9$	-	6,1 ± 5,9
		Médias	11	$1,3 \pm 0,4^{Aa}$	$1,2 \pm 0,7^{Aa}$	$3,6 \pm 4^{Aa}$	21,8 ± 27,7 <sup>Aa</sup>
	Suspensívoro	I	4	-	$0,4 \pm 0,2$	3,2 ± 2,1	4,2 ± 1,3
	Palythoa caribaeorum	II	4	$0,5 \pm 0,1$	$0,2 \pm 0,1$	$2,3 \pm 2,2$	1,8 ± 1,1
	Palythoa variabilis	III	3	-	$0,5 \pm 0,2$	-	-
		Médias	11	$0,4 \pm 0,1^{a}$	$0,3 \pm 0,2^{b}$	2,5 ± 2,1ª	$2,7 \pm 1,8^{b}$
	Detritívoro	I	4	-	3,3 ± 1,6	$1,2 \pm 0,5$	42,3 ± 45,7
	Neritina virgínea	II	6	$0,5 \pm 0,2$	5,2 ± 3,1	1,7 ± 1,7	$8,9 \pm 8,6$
	Melampus coffeus	III	6	-	$7,2 \pm 4,1$	$4,6 \pm 4,6$	-
Manayanal	Ucides cordatus	Médias		$0,5 \pm 0,2^{Aa}$	$5,5 \pm 3,4^{Aa}$	$2,8 \pm 3,3^{Aa}$	22,3 ± 32,2 <sup>Aa</sup>
Manguezai	Filtrador	I	3	-	4,1 ± 2,5	2,3 ± 3,2	117 ± 138
	Crassostrea rhizophorae	II	4	$0,7 \pm 0,1$	2,8 ± 2,7	1,8 ± 1,9	42,5 ± 53,2
	Porífera		4	-	3,1 ± 2,4	$3,3 \pm 4,0$	-
		Médias		0,7 ± 0,1 <sup>Aa</sup>	$3,3 \pm 2,3^{Ba}$	$2,5 \pm 2,8^{Aa}$	$74,3 \pm 96,7^{Aa}$