

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

ALEF JONATHAN DA SILVA

AValiação dos efeitos da contaminação por derramamento de
Óleo no Atlântico Sudoeste Tropical por meio do uso de
organismos planctônicos

SÃO CARLOS – SP

2023

ALEF JONATHAN DA SILVA

AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DA CONTAMINAÇÃO POR DERRAMAMENTO DE
ÓLEO NO ATLÂNTICO SUDOESTE TROPICAL POR MEIO DO USO DE
ORGANISMOS PLANCTÔNICOS

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos, como requisito para obtenção do título de Doutor em Ciências (área de concentração em Ecologia e Recursos Naturais).

Orientadora: Profa. Dra. Maria da Graça Gama Melão

Coorientador: Prof. Dr. Mauro de Melo Júnior

SÃO CARLOS – SP

2023



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Folha de Aprovação

Defesa de Tese de Doutorado do candidato Alef Jonathan da Silva, realizada em 22/08/2023.

Comissão Julgadora:

Profa. Dra. Maria da Graça Gama Melão (UFSCar)

Profa. Dra. Odete Rocha (UFSCar)

Prof. Dr. Hugo Miguel Preto de Moraes Sarmiento (UFSCar)

Profa. Dra. Raquel Aparecida Moreira (FURG)

Prof. Dr. Pedro Augusto Mendes de Castro Melo (UFPE)

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais.

Dedico essa tese à minha mãe, Maria da Penha, à minha avó, Damiana, às minhas tias, Maria José e Marcia Cleide, ao meu pai, Arlindo (*in memoriam*) e aos meus avós José Cícero, Francisca e Felix (*in memoriam*).

Agradecimentos

Agradeço primeiramente a Deus por me permitir a graça da vida, pelas capacidades que me fazem avançar a cada dia um pouco mais na minha jornada, por ter me proporcionado tantas oportunidades e vivência ao longo da minha vida que foram tão importantes para a construção do meu caráter e forma de ver o mundo. Além disso, agradeço por ter colocado em minha vida tantas pessoas importantes que me motivam e me fazem aprender algo em cada momento partilhado.

Quero agradecer de forma muito especial à minha mãe, que é uma mulher extremamente guerreira e nunca mediu esforços para que eu pudesse ir cada vez mais longe. Ela é uma mulher que precisou fazer um papel dobrado na criação de três meninos, diante do falecimento do meu pai. E mesmo nos momentos mais difíceis, quando faltava o fôlego pelas turbulências da vida ou pela saudade e falta do meu pai, ela continuou lutando por mim e meus irmãos. Em alguns momentos até a vi chorando escondida e chorei junto, mas essa fase difícil me ensinou muito e me faz lutar todos os dias por nós. Eu te amo e sempre estarei contigo, mainha.

Agradeço à minha namorada e grande companheira Alexsandra Cavalcante Silva, por toda compressão e apoio, principalmente na reta final da entrega dessa tese, agradeço a Deus por sua vida e por ter você ao meu lado galgando a grande jornada da vida, te amo. Gostaria de agradecer também de forma muito especial a toda a minha família que sempre esteve comigo me apoiando em cada passo, especialmente minha tia e madrinha Maria José que também não mediu esforços para possibilitar que eu conseguisse concluir a graduação, o mestrado e estar finalizando o doutorado, e da mesma forma à minha tia Marcia Cleide. Agradeço também à minha vó Damiana, pessoa que eu amo demais, meus irmãos (Alisson e Anderson), a todos os meus primos (especialmente, Bruno, Ítallo, Antônio Júnior e Evellyn) todos os meus tios e tias.

Agradeço muito à minha orientadora Prof. Dra. Maria da Graça Gama Melão, que abriu as portas da UFSCar e do Laboratório de Zooplâncton para que eu pudesse viver um outro universo de conhecimentos e possibilidades que me fizeram crescer profissionalmente e amar ainda mais a ciência e a área que escolhi para trabalhar. Quero agradecer a ela também por todas as orientações, conselhos e sugestões que me deu ao longo desses quatro anos. Agradeço ao meu coorientador Prof. Dr. Mauro de Melo Júnior, meu grande mestre e parceiro científico, que tem me ensinado tanto sobre a ciência e a vida, não tenho palavras para agradecer a ele por tudo que fez por mim. Aproveito e estendo para a pessoa que me iniciou na área de estudo sobre o plâncton, animais diminutos mais tão fantásticos e importantes, muito obrigado Prof. Dra. Viviane Lúcia dos Santos Almeida de Melo, sem a senhora talvez eu não tivesse saído de uma

pequena cidade do interior do estado de Pernambuco. Agradeço também a banca de avaliadores dessa tese, composta pelos professores doutores Odete Rocha, Raquel Moreira, Renata Campelo, Pedro Melo, Hugo Sarmiento, Gilmar Perbiche Neves pela disponibilidade e contribuições.

Agradeço de forma geral a todos os meus amigos, bem como as pessoas que passaram na minha vida e contribuíram de alguma forma para minha formação, seja como pessoa ou como profissional, principalmente nesses quatro últimos anos. Meus sinceros agradecimentos ao meu amigo Felipe que contribuiu em vários experimentos dessa tese e através dele agradeço a todos os membros do Laboratório de Ecologia do Plâncton da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE). Quero agradecer também a Karine Rito, Alessandra Valéria e César Augusto, por todo apoio ao longo de boa parte dessa jornada. Agradeço a todos os membros do laboratório de zooplâncton da UFSCar, pelo acolhimento.

Agradeço ao Laboratório de Zooplâncton (LABZOO), Laboratório de Fitoplâncton (LABFITO) e ao Laboratório de Compostos Orgânicos em Ecossistemas Costeiros e Marinhos (OrganoMAR), da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), por todo apoio durante o desenvolvimento dos estudos apresentados nesta tese. Agradeço também ao Programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração (PELD Tamandaré), representado pela Prof. Dra. Beatrice Padovani.

Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de doutorado (Processo CNPq nº 141083/2019-0), Programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração (PELD Tamandaré, Processo CNPq nº 441632/2016-5) e financiamento de um projeto de pesquisa (Processo CNPq nº 440826/2020-9), os quais os estudos dessa tese esteve ligado. Também agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro concedido por meio do Programa de Apoio à Pós-Graduação (PROAP) e à Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia de Pernambuco - FACEPE - Brasil pelo financiamento de dois projetos que auxiliaram no desenvolvimento desta tese (FACEPE, processos APQ-0685-2.05/19 e APQ-0718-1.08/19). Agradecemos também à Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), à Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), ao Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Nordeste (CEPENE/ICMBIO) e ao Instituto Recifes Costeiros (IRCOS)/Fundação Toyota/SOS Mata Atlântica de Tamandaré pelo apoio logístico durante os trabalhos de campo.

Por fim, porém igualmente importante, expresso minha profunda gratidão à Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia

e Recursos Naturais, bem como os meus mestres que fazem parte do corpo docente, pelos valiosos apoios, conhecimentos e experiências proporcionadas, que sem dúvida, foram fundamentais para o crescimento pessoal e profissional. Sou imensamente grato por ter tido a oportunidade de fazer parte desta instituição e de ter aprendido tanto ao longo dessa jornada.

“Tornamos nosso mundo significativo pela coragem de nossas perguntas e pela profundidade de nossas respostas.”

Carl Sagan

“Se a educação sozinha não transforma a sociedade, sem ela tampouco a sociedade muda.”

Paulo Freire

“Um passo à frente, e você não está mais no mesmo lugar.”

Chico Science

RESUMO

A crescente demanda global por petróleo tem levado a um aumento na exploração e transporte marítimo desse recurso, resultando em maiores riscos de acidentes de derramamento de óleo. Esses acidentes podem causar sérios danos ambientais e contaminação nos locais afetados, como aconteceu na região costeira do Brasil em 2019, quando mais de 3.000 km de ecossistemas litorâneos foram afetados. Os derramamentos de óleo representam um grande risco para a biota marinha, sendo que os organismos planctônicos são amplamente afetados pelos compostos tóxicos presentes no óleo. Nesta tese, foram conduzidas diversas investigações com o objetivo de compreender os efeitos do derramamento de óleo no Atlântico Sudoeste em 2019 sobre os organismos planctônicos e suas implicações ecológicas. Para isso, realizou-se, inicialmente, uma análise bibliométrica para avaliar o interesse da comunidade científica nesse evento, identificar lacunas de estudo, trabalhos relevantes e pesquisadores envolvidos nas investigações relacionadas ao derramamento de óleo. Em seguida, foram conduzidos experimentos laboratoriais para avaliar os efeitos dos compostos tóxicos presentes no óleo sobre os organismos planctônicos. A microalga *Isochrysis galbana*, quando exposta aos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) presentes no óleo derramado, teve diminuição na taxa de crescimento, aumento na concentração de clorofila-*a* nas células, aumento do volume celular e maior vulnerabilidade à predação. Além disso, o consumidor primário *Brachionus plicatilis* também sofreu impacto durante a exposição, com aumento da mortalidade e redução na taxa de filtração e ingestão. A análise de risco ecológico indicou que as concentrações de HPAs obtidas a partir do óleo derramado podem representar um grave problema para a espécie testada e para outras espécies. Além disso, uma investigação em campo avaliando a comunidade de copépodes mostrou um aumento significativo na mortalidade desses organismos quando o óleo chegou ao ambiente. Em um experimento em microcosmos, a comunidade de copépodes exposta a diferentes concentrações de HPAs apresentou uma relação dose-resposta, com maior mortalidade em concentrações mais altas. Esses resultados indicam que derramamentos de óleo podem causar impactos significativos na produtividade e na estrutura das comunidades planctônicas, representando também um risco potencial para os níveis tróficos superiores e, em geral, para a estabilidade dos ecossistemas marinhos. Os resultados contribuem, portanto, para a compreensão dos impactos ecológicos gerados por eventos de derramamentos de óleo em ambientes marinhos.

Palavras-chave: zooplâncton; fitoplâncton; toxicidade; derramamento de óleo; HPAs.

ABSTRACT

The growing global demand for oil has led to an increase in the exploration and maritime transportation of this resource, resulting in higher risks of oil spill accidents. These accidents can cause serious environmental damage and contamination in the affected sites, as happened in the coastal region of Brazil in 2019, when more than 3,000 km of coastal ecosystems were affected. Oil spills pose a great danger to marine biota, with planktonic organisms being one of the groups most affected by the toxic compounds present in the oil. In this thesis, several investigations were conducted with the aim of understanding the effects of the 2019 oil spill in the Southwest Atlantic on planktonic organisms and the ecological implications. For this, a bibliometric analysis was initially carried out to assess the interest of the scientific community on this event, identify study gaps, relevant works and researchers involved in investigations related to the oil spill. Then, laboratory experiments were conducted to evaluate the effects of toxic compounds present in the oil on planktonic organisms. The microalga *Isochrysis galbana*, when exposed to the polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) present in the spilled oil, showed a decrease in growth rate, an increase in chlorophyll-a concentration in the cells, an increase in cell volume, and increased vulnerability to predation. In addition, a primary consumer, *Brachionus plicatilis*, was also impacted during exposure, with increased mortality and reduced filtration and ingestion rates. The environmental risk analysis indicated that the concentrations of PAHs obtained from the spilled oil may represent a serious problem for the tested species and other species. In addition, a field investigation assessing the copepod community showed a significant increase in mortality of these organisms when the oil reached the environment. In a microcosm experiment, the copepod community exposed to different concentrations of PAHs showed a dose-response relationship, with higher mortality at higher concentrations. These results indicate that oil spills can cause significant impacts on the productivity and structure of planktonic communities, posing a potential risk to upper trophic levels and, in general, to the stability of marine ecosystems. The thesis therefore contributes to the understanding of ecological impacts generated by oil spill events in marine environments.

Keywords: zooplankton; phytoplankton; toxicity; oil spill; HPAs.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Processos que o óleo derramado pode sofrer nos ambientes marinhos. Adaptado de Bacosa <i>et al.</i> (2022).....	21
Figura 2. Imagens de locais afetados pelo derramamento de óleo em 2019. (A) Óleo no mangue na praia dos Carneiros em Tamandaré-PE (Fonte: Clemente Coelho Junior/Arquivo Pessoal); (B) retirada de óleo de costões rochosos no nordeste do Brasil (Fonte: Victor Uchôa/BBC News Brasil); (C) óleo na praia de Lagoa do Pau em Coruripe-AL (Fonte: G1/ Carlos Ezequiel Vannoni/Agência Pixel Press via Estadão Conteúdo), (D) trabalho de retirada do óleo da praia dos Carneiros em Tamandaré-PE (Fonte: G1/ Bruno Campos/JC Imagem/ Estadão Conteúdo), (E) mancha de óleo sob recifes na praia de Peroba em Maragogi-AL (Fonte: G1/Diego Nigro/Reuters).....	22
Figura 3. Organismos oleados durante o derramamento de óleo do Atlântico sudoeste em 2019: (A) zooplâncton (larvas de caranguejo (zoea 1) com aparelho bucal (setas) possivelmente oleado); (B) caravela portuguesa <i>Physalia physalis</i> com os seus tentáculos oleados; (C) macroalgas e plantas marinhas; (D) peixe; (E) Tartaruga marinha <i>Chelonia midas</i> coberta com óleo. Adaptado de Soares <i>et al.</i> (2020).	24
Figura 4. Classes de tamanho dos organismos planctônicos. Adaptado de Sunagawa <i>et al.</i> (2020).	25
Figura 5. Cadeia alimentar clássica marinha, destacando o processo de produção das algas e o sentido do fluxo de matéria dos produtores para os consumidores. Fonte: do autor.	26
Figura 1-1. Diagrama da rede das colaborações entre as diferentes nacionalidades.....	47
Figura 1-2. Análise de associações entre as afiliações dos autores e as conexões entre elas. .	48
Figura 1-3. Análise de associações de palavras-chave para a literatura sobre o derramamento de óleo do Atlântico, em 2019.	50
Figura 1-4. Mapa temático dos temas básicos a partir das palavras-chave dos documentos sobre o derramamento de óleo de 2019 no atlântico.....	51
Figura 2-1. Densidade de células (cél. mL ⁻¹) da microalga <i>Isochrysis galbana</i> nos diferentes tempos de exposição e concentrações de HPAs proveniente do óleo derramado no Atlântico em 2019. * Indica as concentrações que diferiram do tratamento controle (Teste de Dunn).	71
Figura 2-2. Taxa de crescimento (dia ⁻¹) da microalga <i>Isochrysis galbana</i> para as diferentes concentrações de HPAs proveniente do óleo derramado no Atlântico em 2019. * Indica as concentrações que diferiram do tratamento controle (teste de Dunn).....	72

Figura 2-3. Curva de dose-reposta para a inibição de crescimento para a microalga <i>Isochrysis galbana</i> exposta a diferentes concentrações de HPAs proveniente do óleo derramado no Atlântico em 2019.....	73
Figura 2-4. Concentração de clorofila- <i>a</i> populacional, em resposta às diferentes concentrações de HPAs proveniente do óleo derramado no Atlântico em 2019. * Indica as concentrações que diferiram do tratamento controle (teste de Dunn).	74
Figura 2-5. Concentração de clorofila- <i>a</i> ao nível celular, em resposta às diferentes concentrações de HPAs proveniente do óleo derramado no Atlântico em 2019. * Indica as concentrações que diferiram do tratamento controle (teste de Dunn).....	75
Figura 2-6. Volume celular para as diferentes concentrações de HPAs proveniente do óleo derramado no Atlântico em 2019. * Indica as concentrações que diferiram do tratamento controle (teste de Dunn).	76
Figura 2-7. Densidade de células (cel. mL ⁻¹) da microalga <i>Isochrysis galbana</i> após 48h de exposição à predação e diferentes concentrações de HPAs proveniente do óleo derramado no Atlântico em 2019. * Indica as concentrações que diferiram do tratamento controle (teste de Dunn).....	77
Figura 3-1. Valores médios de mortalidade do Rotifera <i>B. plicatilis</i> , após os períodos de exposição de 24h, 48h e 74h a diferentes concentrações de HPAs. As barras de erro indicam o desvio padrão e * indica tratamentos diferentes do controle.	98
Figura 3-2. Curva de dose-resposta para a mortalidade (%) do Rotifera <i>B. plicatilis</i> exposto durante 72h a diferentes concentrações de HPAs provenientes do óleo derramado no Atlântico Sudoeste 2019.	99
Figura 3-3. Valores médios e desvios-padrão das taxas de filtração e ingestão para <i>B. plicatilis</i> expostos a diferentes concentrações de HPAs provenientes do óleo derramado no Atlântico Sudoeste em 2019.	100
Figura 3-4. Coeficiente de risco (RQ) considerando a Concentração de efeito não observado (NOEC) da taxa de ingestão obtida experimentalmente para o <i>B. plicatilis</i> e valores revisados anteriormente por Ben Othman et al. (2023) para os organismos aquáticos e microalgas marinhas para localidades com ou sem acidentes de <i>oil-spill</i> . * Indica dados de derramamento de óleo.	101
Figura 4-1. Área de estudo destacando a Baía de Tamandaré (Pernambuco, Nordeste do Brasil), bem como os limites do Parque Natural Municipal (PNM) Forte Tamandaré, da Área de Proteção Ambiental (APA) Costa dos Corais, da APA Guadalupe e da APA Serrambi. O mapa à direita apresenta também as áreas oleadas e estações de amostragem.....	117

Figura 4-2. Valores médios para as variáveis ambientais medidas nas campanhas amostrais realizadas entre setembro de 2017 e agosto de 2018 (SILVA <i>et al.</i> , 2020) e outubro de 2019 a setembro de 2020 na Baía de Tamandaré, Pernambuco, Nordeste do Brasil.....	122
Figura 4-3. Percentuais de mortalidade não predatória de náuplios e copepoditos nas campanhas amostrais realizadas entre setembro de 2017 e agosto de 2018 (SILVA <i>et al.</i> , 2020) e outubro de 2019 a setembro de 2020 na Baía de Tamandaré, Pernambuco, Nordeste do Brasil. As letras diferentes indicam diferenças significativas entre as mortalidades nas campanhas amostrais de acordo com os testes GLMM e Tukey ($p > 0,05$).	123
Figura 4-4. Percentuais de mortalidade não predatória de náuplios e copepoditos das famílias mais frequentes, para as campanhas amostrais realizadas entre setembro de 2017 e agosto de 2018 (SILVA <i>et al.</i> , 2020) e outubro de 2019 a setembro de 2020 na Baía de Tamandaré, Pernambuco, Nordeste do Brasil. As letras diferentes indicam diferenças significativas entre as campanhas amostrais de acordo com os testes GLMM e Tukey.	124
Figura 4-5. Curva dose-resposta da sobrevivência de copépodes (náuplios e copepoditos) após 48 h de exposição às diferentes concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) presentes na fração solúvel do óleo (FSA) coletado em outubro de 2019 na Baía de Tamandaré, Pernambuco, Nordeste do Brasil.	125

LISTA DE TABELAS

Tabela 1-1. Vinte principais fontes de publicação dos documentos sobre o derramamento de óleo no atlântico em 2019.	45
Tabela 1-2. Vinte principais autores de publicação dos documentos sobre o derramamento de óleo no atlântico em 2019.	47
Tabela 1-3. Principais trabalhos e número de citações totais e citações por ano.	49
Tabela 2-1. Composição e concentração dos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) da maior concentração testada, obtida a partir do óleo coletado em outubro de 2019 na Baía de Tamandaré, Pernambuco, Nordeste do Brasil, após o desastre com derramamento de petróleo ocorrido na Região Sudoeste do Atlântico Sudoeste.	66
Tabela 2-2. Taxa de crescimento e inibição de crescimento da microalga <i>Isochrysis galbana</i> após 48h de exposição à predação e diferentes concentrações de HPAs proveniente do óleo derramado no Atlântico em 2019.	77
Tabela 3-1. Composição e concentração dos hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HPAs) da maior concentração testa, obtida a partir do óleo coletado em outubro de 2019 na Baía de Tamandaré, Pernambuco, Nordeste do Brasil.	93
Tabela 3-2. Coeficiente de risco para diferentes organismos baseado na concentração de HPAs liberados na água obtida experimentalmente a partir do óleo derramado no Atlântico Sudoeste em 2019.	101
Tabela 4-1. Composição e concentração dos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) na solução de maior concentração testada, obtida a partir do óleo coletado em outubro de 2019 na Baía de Tamandaré, Pernambuco, Nordeste do Brasil.	120
Tabela 4-2. Percentuais de mortalidade de copépodes das principais famílias, após 48 h de exposição às diferentes concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) presentes na fração solúvel do óleo (FSA) coletado em outubro de 2019 na Baía de Tamandaré, Pernambuco, Nordeste do Brasil.	125

LISTA DE ABREVIACÕES E SIGLAS

AF – Fator de avaliação

ANOVA – Análise de variância

CL – Concentração letal

FAA – Fração acomodada em água

FSA – Fração solúvel em água

GLMM – Modelo linear generalizado misto

HC – Concentração de risco ambiental

HPAS – Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos

I% - Inibição de crescimento

IC – Inibição de crescimento

MEC – Concentrações medidas no ambiente

NOEC – Concentração de efeito não observado

PEC – Concentrações previstas no ambiente

PERMANOVA - Análise multivariada não paramétrica

r – Taxa de crescimento

ROS – Espécies reativas de oxigênio

RQ – Coeficiente de risco

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO DA TESE.....	18
INTRODUÇÃO GERAL.....	20
Derramamentos de óleo em ecossistemas marinhos	20
Derramamento de óleo no Atlântico Sudoeste, em 2019	21
Características dos organismos planctônicos	25
Contaminação do plâncton por óleo.....	27
OBJETIVOS	29
Objetivo Geral.....	29
Objetivos específicos.....	29
REFERÊNCIAS.....	29
CAPÍTULO 1: DO ÓLEO AO CAOS: UMA ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA SOBRE O DERRAMAMENTO DE ÓLEO QUE ATINGIU O ATLÂNTICO SUDOESTE TROPICAL EM 2019.....	41
Resumo.....	42
Introdução.....	42
Material e métodos.....	44
Resultados	45
Discussão.....	51
Referências.....	55
CAPÍTULO 2: USO DA MICROALGA <i>Isochrysis galbana</i> PARA AVALIAR A TOXICIDADE DE HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS (HPAs) PROVENIENTE DO DERRAMENTO DE ÓLEO NO ATLÂNTICO SUDOESTE TROPICAL EM 2019	62
Resumo.....	63
Introdução.....	63
Material e métodos.....	65
Resultados	70
Discussão.....	77
Conclusão.....	82
Referências.....	82

CAPÍTULO 3: TOXICIDADE DE HPAs DE UM DERRAMAMENTO DE ÓLEO NO ATLÂNTICO SUDOESTE SOBRE O ROTIFERA <i>Brachionus plicatilis</i> E UMA AVALIAÇÃO DE RISCO AMBIENTAL	89
Resumo.....	90
Introdução.....	90
Material e métodos	92
Resultados	97
Discussão.....	102
Conclusão.....	105
Referências.....	105
CAPÍTULO 4: EFEITO DE UM DERRAMAMENTO DE ÓLEO NO ATLÂNTICO SUDOESTE SOBRE A MORTALIDADE DE COPÉPODES PLANCTÔNICOS.....	112
Resumo.....	113
Introdução.....	113
Material e Métodos.....	115
Resultados	121
Discussão.....	126
Conclusão.....	131
Referências.....	132
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	140
ANEXO I: WEB APP - OBSERVATÓRIO DO ÓLEO 2019	142

APRESENTAÇÃO DA TESE

Essa tese foi dividida em diferentes capítulos para facilitar a publicação dos resultados obtidos a partir de uma série de investigações realizadas após um grande derramamento de óleo que ocorreu no Atlântico Sudoeste em 2019, passando a atingir a região costeira do Brasil, tendo como ênfase a avaliação dos efeitos sobre a comunidade planctônica. Os capítulos foram estruturados a partir de quatro perguntas norteadoras, as quais estão relacionadas ao impacto do derramamento de óleo mencionado anteriormente.



CAPÍTULO 1: DO ÓLEO AO CAOS: UMA ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA SOBRE O DERRAMAMENTO DE ÓLEO QUE ATINGIU O ATLÂNTICO SUDOESTE TROPICAL EM 2019

Este capítulo apresentou uma bibliometria que avaliou a atenção dada pela comunidade científica a esse evento, identificando-se os principais trabalhos, pesquisadores que atuaram nas investigações, além da participação de diferentes instituições e países.

CAPÍTULO 2: USO DA MICROALGA *Isochrysis galbana* PARA AVALIAR A TOXICIDADE DE HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS (HPAS) PROVENIENTES DO DERRAMAMENTO DE ÓLEO NO ATLÂNTICO SUDOESTE TROPICAL EM 2019

Neste capítulo foi realizada a exposição de uma microalga planctônica (*Isochrysis galbana*), aos compostos tóxicos do óleo (HPAs), onde foram avaliados a taxa de crescimento,

concentração de clorofila-*a* nas células e volume celular, além de relação entre concentrações de HPAs e inibição de crescimento, bem como, o efeito na tolerância a predação.

CAPÍTULO 3: TOXICIDADE DE HPAS DE UM DERRAMAMENTO DE ÓLEO NO ATLÂNTICO SUDOESTE SOBRE O ROTIFERA *Brachionus plicatilis* E UMA AVALIAÇÃO DE RISCO AMBIENTAL

Este capítulo foi apresentado o efeito negativo dos de compostos tóxicos do óleo (HPAs) sobre um consumidor primário, o rotífero (*Brachionus plicatilis*). São apresentados dados de mortalidade, taxa de filtração e ingestão em diferentes concentrações de HPAs. Além disso, foi realizada uma análise de risco ecológico, que avaliou o problema que as concentrações desses compostos em diferentes ambientes, podem representar para as espécies testadas no presente estudo, assim como em outras espécies, com base em dados da literatura.

CAPÍTULO 4: EFEITO DE UM DERRAMAMENTO DE ÓLEO NO ATLÂNTICO SUDOESTE SOBRE A MORTALIDADE DE COPÉPODES PLANCTÔNICOS

No último capítulo uma comunidade de copépodes foi avaliada no ambiente durante e em meses seguintes ao derramamento, tendo a mortalidade no momento da chegada do óleo no ambiente avaliada e comparada com outros períodos. Além disso, são apresentados dados de um experimento com a comunidade de copépodes exposta em microcosmos com diferentes concentrações de HPAs.

INTRODUÇÃO GERAL

Derramamentos de óleo em ecossistemas marinhos

O planeta Terra possui características únicas, entre elas o fato de ser coberto em sua maior parte por água, sendo que, os mares e oceanos representam 70,55% da sua superfície (COSTELLO; CHEUNG; DE HAUWERE, 2010). Esses ecossistemas possuem grande importância em escala global, devido às funções que exercem para o equilíbrio do planeta e disponibilização de recursos essenciais (ANGEL, 1993; COSTANZA *et al.*, 1997). Dentre esses recursos, o petróleo (óleo) ocupa um lugar de destaque, sendo um composto de origem fóssil e com papel econômico significativo, por sua vasta utilização, como combustível e como matéria prima na produção de diversos itens de consumo (BACOSA *et al.*, 2022). Contudo, o aumento da produção global e da demanda no transporte marítimo, desse material, elevam os riscos de acidentes de derramamento de óleo (OLIVEIRA *et al.*, 2021). Esses acidentes podem causar séria contaminação e danos ambientais significativos nas áreas afetadas (KIRBY; LAW, 2010). Derramamentos de óleo também geram perdas econômicas, uma vez que são necessárias grandes quantias de dinheiro para mitigar os impactos nos locais afetados (BACOSA *et al.*, 2022). Além disso, a recuperação desses ambientes exige investimentos significativos, bem como pesquisas para avaliar os danos causados aos ecossistemas e a busca por estratégias de remoção e restauração (LIU; WIRTZ, 2006). Outro aspecto a ser considerado é o efeito negativo que ocorre sobre processos e serviços ecossistêmicos, uma vez que a biodiversidade passa a sofrer com o impacto da entrada dos compostos tóxicos do óleo nos ecossistemas (ROHAL *et al.*, 2020).

O óleo pode entrar nos ambientes marinhos através de eventos acidentais, como vazamentos em oleodutos, acidentes em refinarias de petróleo, colisões ou encalhes de navios, e eventos intencionais ou operacionais, como a limpeza ou lavagem dos tanques de navios ou salas de máquinas (GHOSAL *et al.*, 2016). Após derramamentos de óleo, vários processos podem ocorrer com esse material (Figura 1). Incluindo a evaporação, dispersão, foto-oxidação, oxidação, emulsificação e biodegradação (BACOSA *et al.*, 2022). Além disso, a ação das ondas e dos ventos sobre as manchas de óleo pode causar turbulência, levando à desagregação desse material em pequenas gotículas de óleo que ficam disponíveis para serem ingeridas pelos organismos presentes no ambiente marinho, aumentando o nível de exposição (ALMEDA *et al.*, 2013; UTTIERI *et al.*, 2019). Essas manchas de óleo contêm uma complexa mistura de metais, fenóis, nitrogênio, enxofre, hidrocarbonetos, como os alcanos, cicloalcanos e os

aromáticos, sendo os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) os principais componentes (BARBOSA *et al.*, 2018).

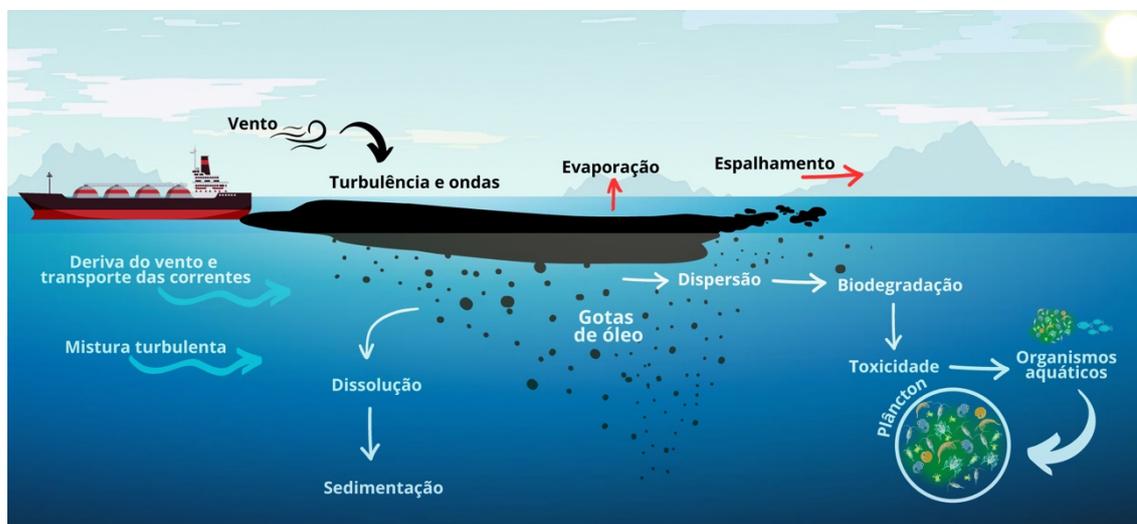


Figura 1. Processos que o óleo derramado pode sofrer nos ambientes marinhos. Adaptado de Bacosa *et al.* (2022).

Derramamentos de óleo têm ocorrido de forma recorrente nas últimas décadas, dispendo nos ecossistemas aquáticos grandes quantidades de óleo (HONDA; SUZUKI, 2020). As consequências desses eventos podem variar amplamente, tornando difícil a previsão precisa dos impactos em diferentes cenários (TEAL; HOWARTH, 1984). Em alguns casos, esses eventos têm tomado grandes proporções. Um exemplo muito conhecido é o derramamento ocorrido no golfo do México em 2010 após a explosão de uma plataforma da “Deepwater Horizon”, gerando um dos maiores desastres ambientais da história (PERHAR; ARHONDITSIS, 2014). Derramamentos causados por navios durante o transporte desse material, também geram danos significativos para os ecossistemas afetados (CHEN *et al.*, 2019). Um exemplo histórico foi o derramamento que ocorreu após o encalhe e naufrágio do superpetroleiro Torrey Canyon, em águas britânicas em 1967, causando o derramamento de 119 mil toneladas de óleo, ocasionando diversas perdas naturais e econômicas para a Grã-Bretanha e a França (WELLS, 2017; YIN *et al.*, 2018). Um episódio recente de derramamento ocorreu no Oceano Atlântico, em 2019, sendo o óleo carregado pelas correntes marinhas até a região costeira do Brasil, acarretando graves consequências para os ecossistemas impactados (SOARES; RABELO, 2023).

Derramamento de óleo no Atlântico Sudoeste, em 2019

A partir do final de agosto de 2019, manchas de óleo começaram a ser avistadas em ecossistemas costeiros do Brasil (Figura 2), passando a se espalhar e atingir várias áreas da região nordeste e, posteriormente, de outras regiões do país (SOARES; TEIXEIRA; ARRUDA BEZERRA; *et al.*, 2020). Esse evento se tornou o maior derramamento de óleo já registrado no Atlântico Sudoeste em termos de extensão e, inicialmente, não se sabia a origem do óleo (SOARES *et al.*, 2022). Por meio de estudos, foi possível analisar a composição do óleo e determinar que sua origem era a bacia de extração da Venezuela (ESCOBAR, 2019). No entanto, não foram registrados acidentes de óleo em plataformas da Venezuela e, levando-se em consideração as direções das correntes marítimas, caso um derramamento de óleo tivesse ocorrido em plataformas de extração desse país, o material não deveria ter chegado ao Brasil (ZACHARIAS *et al.*, 2021). Diante dessa contradição, foram conduzidas investigações utilizando-se modelos matemáticos para analisar as direções das correntes marítimas e essas informações obtidas foram cruzadas com imagens de satélite, bem como com as rotas de navios que haviam passado paralelo a costa do Brasil (ZACHARIAS; GAMA; FORNARO, 2021). Com esses dados, a Polícia Federal do Brasil identificou um petroleiro de bandeira grega que havia transitado pela área onde o derramamento provavelmente ocorreu, atribuindo a responsabilidade desse evento criminoso a essa embarcação (POLÍCIA FEDERAL, 2021).

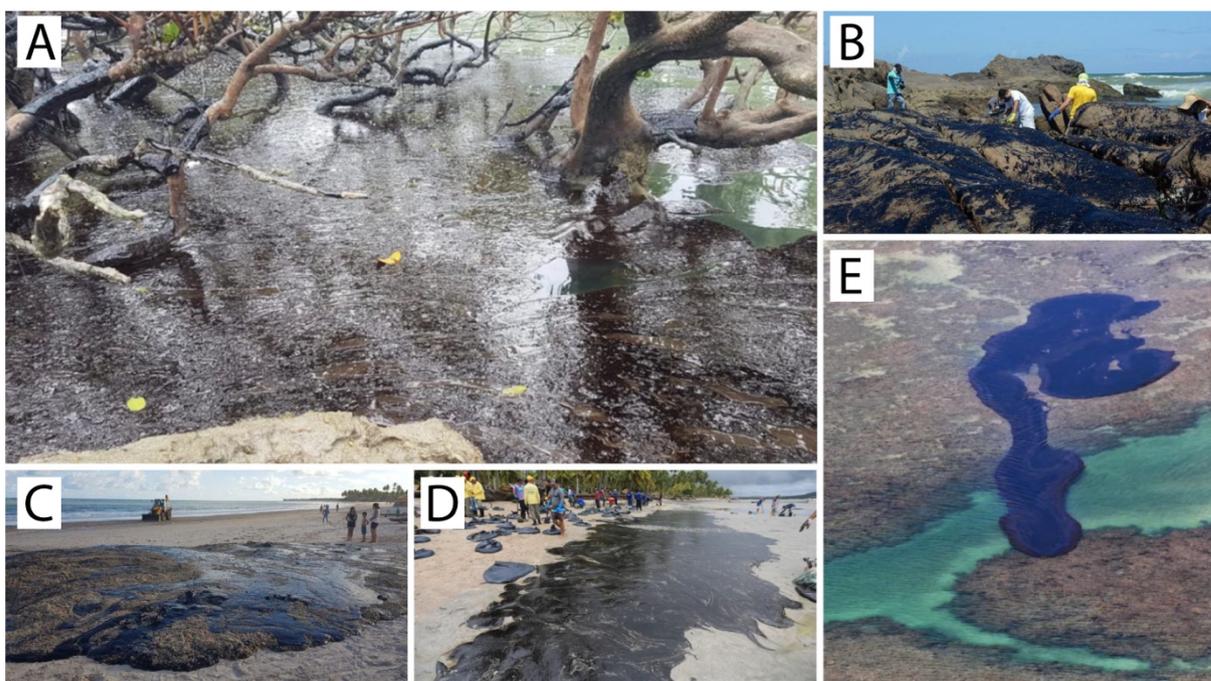


Figura 2. Imagens de locais afetados pelo derramamento de óleo em 2019. (A) Óleo no mangue na praia dos Carneiros em Tamandaré-PE (Fonte: Clemente Coelho Junior/Arquivo Pessoal);

(B) retirada de óleo de costões rochosos no nordeste do Brasil (Fonte: Victor Uchôa/BBC News Brasil); (C) óleo na praia de Lagoa do Pau em Coruripe-AL (Fonte: G1/ Carlos Ezequiel Vannoni/Agência Pixel Press via Estadão Conteúdo), (D) trabalho de retirada do óleo da praia dos Carneiros em Tamandaré-PE (Fonte: G1/ Bruno Campos/JC Imagem/ Estadão Conteúdo), (E) mancha de óleo sob recifes na praia de Peroba em Maragogi-AL (Fonte: G1/Diego Nigro/Reuters).

Ao atingir a região costeira do Brasil, o óleo contaminou diversos ambientes, tais como mangues, praias, recifes e estuários presentes em aproximadamente 3.000 km da costa que foi impactada por esse material (SOARES; TEIXEIRA; BEZERRA; *et al.*, 2020). Este evento recebeu grande atenção da população, que diante da lentidão da resposta governamental teve que se mobilizar inicialmente para remover o óleo dos ecossistemas afetados (ALMEIDA *et al.*, 2022; BRUM; CAMPOS-SILVA; OLIVEIRA, 2020). A exposição que essas pessoas sofreram, devido à ausência ou uso inadequado de equipamentos de proteção individual, representa grave risco de longo prazo para a saúde, uma vez que esse material possui compostos tóxicos que são cancerígenos (PENA *et al.*, 2020). Além disso, o derrame também causou problemas socioeconômicos que afetaram diretamente comunidades tradicionais, sendo estimado que 870 mil pessoas sofreram diretamente com os efeitos negativos da chegada desse material à costa, uma vez que essas populações dependem do turismo e da pesca artesanal para sua sobrevivência (MAGRIS; GIARRIZZO, 2020).

O derramamento de óleo ocorrido em 2019 teve impactos significativos na biodiversidade dos ecossistemas afetados, sendo registrados impactos em esponjas, corais, moluscos, crustáceos, poliquetas, equinodermos, tartarugas, aves, peixes e mamíferos (SOARES; RABELO, 2023). Estudos indicam que inúmeras espécies foram afetadas pela chegada do óleo (Figura 3), incluindo 27 espécies (elasmobrânquios, teleósteos, mamíferos e invertebrados) que estão sob risco de extinção (MAGRIS; GIARRIZZO, 2020; SOARES; TEIXEIRA; ARRUDA BEZERRA; *et al.*, 2020). Um estudo que avaliou a contaminação dos organismos por compostos tóxicos do óleo, detectou a presença de HPAs em espécies de moluscos, crustáceos e peixes, indicando a contaminação das cadeias alimentares marinhas (MAGALHAES *et al.*, 2022).

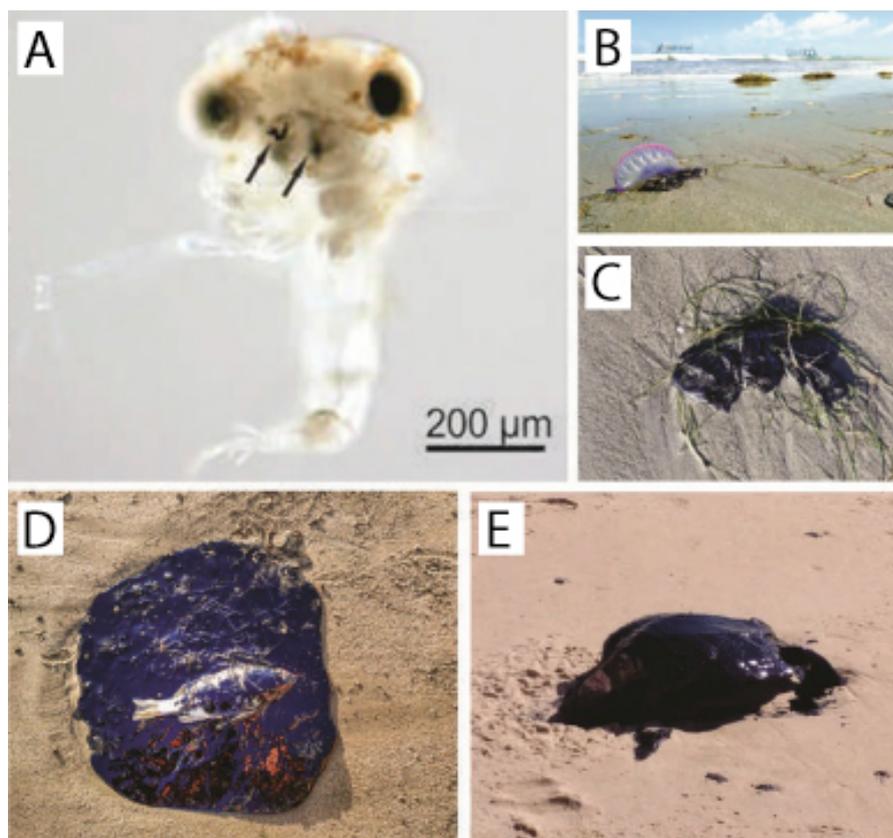


Figura 3. Organismos oleados durante o derramamento de óleo do Atlântico sudoeste em 2019: (A) zooplâncton (larvas de caranguejo (zoea 1) com aparelho bucal (setas) possivelmente oleado); (B) caravela portuguesa *Physalia physalis* com os seus tentáculos oleados; (C) macroalgas e plantas marinhas; (D) peixe; (E) Tartaruga marinha *Chelonyx mydas* coberta com óleo. Adaptado de Soares *et al.* (2020).

Diversos estudos demonstram que a exposição ao óleo derramado e aos seus compostos tóxicos causaram impactos em diferentes organismos. Caranguejos apresentaram modificações na proporção sexual, tamanho e tempo de maturação (SANTANA *et al.*, 2022); larvas e ovos de peixes apresentaram anormalidades morfológicas (SOUZA *et al.*, 2022); algas, esponjas, cnidários, crustáceos e tartarugas foram recobertos pelo óleo (MATIAS DE OLIVEIRA *et al.*, 2021; MIRANDA *et al.*, 2022); uma microalga (*Symbiodinium glynnii* D.C.Wham & LaJeunesse, 2017) teve sua taxa de crescimento diminuída e realizou a bioacumulação dos compostos do óleo (MULLER *et al.*, 2021); houve aumento no número de espécies oportunistas (CRAVEIRO *et al.*, 2021); e foi registrado também o aumento da mortalidade de poliquetas, levando a uma diminuição na população (DE OLIVEIRA LIRA *et al.*, 2021). Além disso, organismos dos primeiros níveis tróficos dos ecossistemas marinhos, especialmente os organismos planctônicos, passaram a interagir com o óleo derramado e até mesmo ingerir

gotículas dele, o que pode ter efeitos nefastos ao organismo e, conseqüentemente, para as cadeias alimentares marinhas (CAMPELO *et al.*, 2021; SOUZA *et al.*, 2022).

Características dos organismos planctônicos

Os organismos planctônicos são uma parte fundamental dos ecossistemas aquáticos, em especial dos marinhos, desempenhando diversas funções ecossistêmicas que permitem a manutenção da vida no planeta (STEINBERG; LANDRY, 2017). O termo plâncton foi usado pela primeira vez por Viktor Hensen em 1887, originado do termo grego “planktos” que tem como significado “errante”. Isto ocorreu, devido a características dos organismos que compõem esse grupo. Estes organismos ficam dispostos na coluna d’água, sendo carregados pelas correntes devido a suas baixas capacidades natatórias. Considerando o tamanho que os organismos pertencentes a este grupo possuem (Figura 4), eles podem ser classificados nas seguintes classes (SIEBURTH; SMETACEK; LENZ, 1978): femtoplâncton (0.02 – 0.2 μm), picoplâncton (0.2 – 2 μm), nanoplâncton (2 – 20 μm), micropoplâncton (20 – 200 μm), mesoplâncton (0.2 – 20 mm), macropoplâncton (2 – 20 cm) e megaplâncton (> 20 cm). Entre os seres planctônicos, diversos domínios estão representados (vírus, protistas e eucariontes), sendo divididos em subgrupos, como o fitoplâncton e zooplâncton.

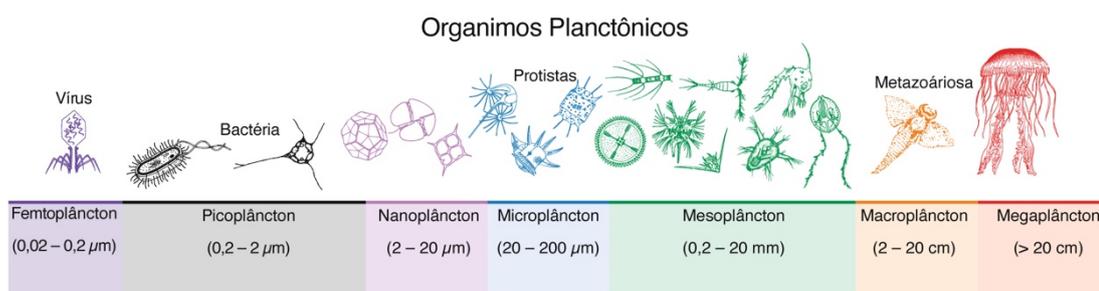


Figura 4. Classes de tamanho dos organismos planctônicos. Adaptado de Sunagawa *et al.* (2020).

O fitoplâncton inclui os organismos capazes de realizar fotossíntese, em sua maioria unicelulares, sendo alguns coloniais, como as diatomáceas e cocolitoforídeos, bem como, algumas espécies de cianobactérias (LATASA *et al.*, 2023). O fitoplâncton possui grande importância nos ecossistemas marinhos, uma vez que esses organismos podem atuar na captação da energia solar e produção de matéria orgânica (Figura 5), através dos seus processos fotossintéticos, garantindo, assim, a manutenção da energia para as cadeias alimentares

marinhas (METTING, 1996). Estes organismos também atuam na remoção de parcela importante do dióxido de carbono (CO_2) atmosférico e na liberação de oxigênio à medida que crescem (SAMBROTTO, 2014). Para realizarem o seu crescimento, os organismos fitoplanctônicos necessitam de outros nutrientes, tais como como nitrato, fosfato, silicato e cálcio em vários níveis, considerando exigências de cada espécie (GUILLARD, 1975).

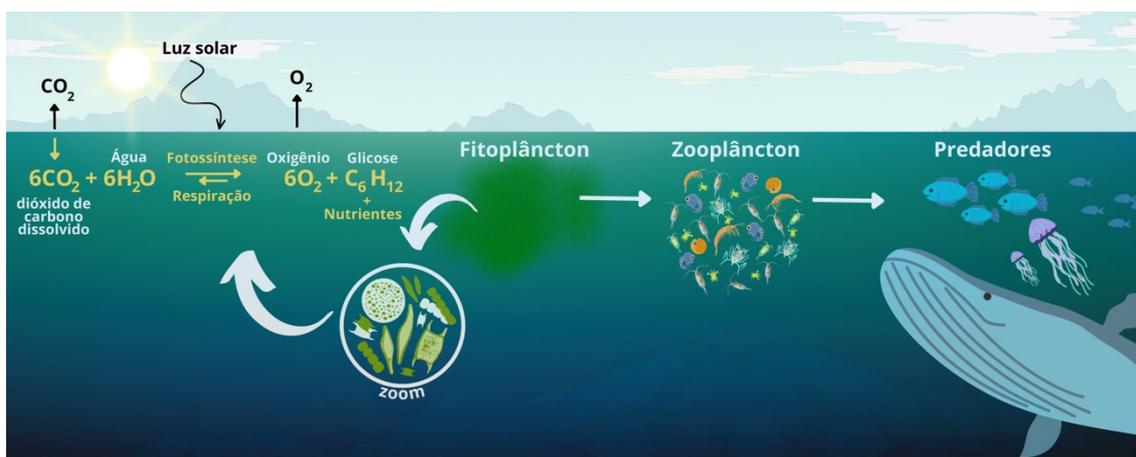


Figura 5. Processo de fotossíntese/respiração do fitoplâncton e cadeia alimentar clássica marinha, destacando o processo de produção das algas e o sentido do fluxo de matéria dos produtores para os consumidores. Fonte: do autor.

De forma global o fitoplâncton tem seu crescimento mais intenso ao longo das costas, plataformas continentais e zonas de ressurgências. No entanto, uma série de impactos antrópicos tem ocorrido nesses ecossistemas e podem representar risco para a comunidade fitoplanctônica, como exemplo o aquecimento ambiental (BOPP, Laurent *et al.*, 2005), mudanças na turbidez da água e do pH, bem como a presença de poluentes químicos diversos, tais como os provenientes de derramamentos de óleo (BEN OTHMAN *et al.*, 2018; BOPP, Stephanie K.; LETTIERI, 2007; OLALEYE; KADIRI, 2021; PÉREZ; FERNÁNDEZ; BEIRAS, 2010). Impactos sobre esses organismos representam riscos significativos para as cadeias alimentares marinhas, ao passo que, organismos dos níveis tróficos superiores, como os zooplanctônicos, podem ser afetados pelos reflexos negativos desses impactos (BRUSSAARD *et al.*, 2016; ECHEVESTE *et al.*, 2010).

O zooplâncton é composto por organismos heterotróficos do plâncton, sendo incapazes de produzirem quimicamente o seu próprio alimento, como o fitoplâncton. Diversos organismos marinhos vivem no plâncton, seja por toda a vida (conhecidos como holoplâncton) ou por apenas uma parte da vida (chamados de meroplâncton), como os caranguejos e algumas espécies de peixe (WILLIA; COLLINS, 1986). Os organismos zooplanctônicos possuem

diferentes adaptações para viverem no plâncton, como corpo achatado, presença de apêndices e corpo gelatinoso (SANVICENTE-AÑORVE *et al.*, 2022). No zooplâncton, pode-se observar uma variedade de organismos, começando por protistas heterotróficos, rotíferos, ctenóforos, cnidários como medusas e sifonóforos, Chaetognatha, Annelida (como poliquetas), moluscos, crustáceos como copépodos, decápodes e anfípodes, apendicularia e outros grupos (LALLI; PARSONS, 1997). O fato desse grupo possuir espécies de diferentes tamanhos corporais e de diferentes estratégias alimentares (herbívoros, onívoros, detritívoros e carnívoros), mostra o quanto são diversos e importantes nas cadeias alimentares marinhas (CAMPELO *et al.*, 2018). Os organismos do zooplâncton desempenham um papel vital nos ecossistemas marinhos, uma vez que eles atuam diretamente em uma série de processos essenciais para a manutenção da vida nos oceanos, por exemplo a ciclagem de carbono particulado, transferência de energia dos produtores primários para os níveis tróficos superiores e matéria orgânica dissolvida (STEINBERG; LANDRY, 2017).

Nos ecossistemas costeiros, as comunidades zooplanctônicas são dominadas por organismos como os copépodos e em alguns locais pelos rotíferos (ESKINAZI-SANT'ANNA; TUNDIST, 1996; SANTOS; BRITO-LOLAIA; SCHWAMBORN, 2017; SILVA *et al.*, 2020). No entanto, esses organismos estão enfrentando diversos impactos ambientais e alterações que podem causar sérios problemas para essas comunidades (ALMEDA *et al.*, 2021; CAMPELO *et al.*, 2021; SOUZA *et al.*, 2023). Vários estudos têm usado esses organismos como indicadores das condições ambientais e demonstrado a sensibilidade que possuem aos compostos tóxicos (LI *et al.*, 2020; LOTUFO, 1997; RHEE *et al.*, 2013). A exposição ao óleo e seus compostos pode levar a mudanças nas abundâncias, composição, tamanho dos indivíduos, mortalidade, taxas de alimentação, reprodução, morfologia e fisiologia dessas comunidades (ALMEDA *et al.*, 2013; BEN OTHMAN *et al.*, 2023). Essas alterações podem fornecer informações importantes sobre as condições dos ambientes impactados, bem como, os níveis de toxicidade desses compostos para os organismos. Essas mudanças têm sérias consequências para os ecossistemas, uma vez que os organismos zooplanctônicos desempenham importante papel como elos entre os produtores primários e os consumidores subsequentes nas cadeias alimentares marinhas (STEINBERG; LANDRY, 2017).

Contaminação do plâncton por óleo

Os organismos planctônicos estão entre os mais sensíveis aos impactos gerados pelo óleo e isso se dá devido a alta sensibilidade desses organismos aos compostos tóxicos presentes

nesse material (BEN OTHMAN *et al.*, 2018; PRÓO *et al.*, 1986). A exposição desses organismos, ao óleo e seus compostos, pode ocorrer por três vias, (i) contato direto, (ii) respiração ou ingestão, e (iii) pelo consumo de alimento contaminado (ALMEDA; CONNELLY; BUSKEY, 2016; ARIAS *et al.*, 2016). Após a exposição ao óleo, os organismos podem sofrer com efeitos negativos agudos ou crônicos (JIANG *et al.*, 2012). Esses efeitos podem ser graves e causarem o aumento da mortalidade, redução na taxa de reprodução e ingestão (ALMEDA *et al.*, 2013; ALMEDA; CONNELLY; BUSKEY, 2016). Foi observado que após a exposição, náuplios de copépodes apresentaram efeitos subletais, como redução do crescimento, desenvolvimento e atividade natatória (ALMEDA *et al.*, 2016). Para microalgas, foi demonstrado que aumento das concentrações de HPAs pode causar efeitos negativos no crescimento, concentração de clorofila-*a*, eficiência fotossintética (BEN OTHMAN *et al.*, 2023). Além disso, a ingestão de gotículas de óleo em suspensão pelos copépodes pode resultar em gotículas ainda menores que ficam disponíveis para outros organismos nas cadeias alimentares, gerando problemas ambientais adicionais (ALMEDA; CONNELLY; BUSKEY, 2016).

Em estudos de laboratório, foram observadas respostas à toxicidade do óleo em organismos expostos. A exposição a esses compostos pode resultar em alterações na expressão gênica, afetando enzimas vitais para o funcionamento desses organismos (CARVALHO *et al.*, 2011), ocasionar a produção de espécies reativas de oxigênio (ROS) que acabam danificando proteínas, gerando mutações no DNA, ruptura da membrana celular e até mesmo a ativação do processo de morte celular conhecido como apoptose (SUBASHCHANDRABOSE *et al.*, 2017). Além disso, compostos tóxicos como os HPAs também podem ser bioacumulados nos organismos planctônicos, se acumulam nos tecidos desses organismos ao longo do tempo (ARIAS *et al.*, 2016; CARLS; SHORT; PAYNE, 2006). Essa acumulação pode ter efeitos negativos em cascata, pois esses organismos são a base da cadeia alimentar marinha, servindo como alimento para peixes e outros organismos maiores (ALMEDA *et al.*, 2014). Portanto, qualquer alteração significativa nas comunidades planctônicas pode afetar toda a cadeia alimentar e causar desequilíbrios nos ecossistemas marinhos.

Nesse contexto, o monitoramento da saúde do plâncton é crucial para a sustentabilidade dos oceanos e para a proteção da biodiversidade marinha (HANSEN *et al.*, 2017), garantindo um ambiente saudável para as futuras gerações. Entretanto, apesar de estudos conduzidos tanto em laboratório quanto em campo evidenciarem os efeitos negativos do óleo proveniente do derramamento de 2019 sobre esses organismos, ainda há lacunas no conhecimento em relação

aos impactos na base da cadeia alimentar e nas interações entre diferentes espécies (SOARES; RABELO, 2023).

OBJETIVOS

OBJETIVO GERAL

Investigar os efeitos do óleo derramado no Atlântico Sudoeste em 2019, o qual atingiu o litoral brasileiro, sobre os organismos planctônicos e avaliar os impactos potenciais nos ecossistemas afetados, ao passo que, buscou-se contribuir com informações que auxiliem na compreensão dos impactos de eventos de derramamento de óleo.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Capítulo 1: Avaliar a atenção dada pela comunidade científica ao evento de derrame de óleo que ocorreu no Atlântico Sudoeste em 2019, através de análise bibliométrica.
- Capítulo 2: Analisar os efeitos causados pelos HPAs do óleo derramado sobre a microalga planctônica (*Isochrysis galbana*) e, conseqüentemente, para a base da cadeia alimentar marinha.
- Capítulo 3: Avaliar os efeitos dos HPAs do óleo derramado sobre um consumidor primário (*Brachionus plicatilis* Müller, 1786) e para a sua relação alimentar com a microalga *Isochrysis galbana*.
- Capítulo 4: Avaliar o efeito do derramamento de óleo sobre a comunidade de copépodes de uma baía impactada (*in situ*), bem como, a relação dos HPAs e o aumento da mortalidade desses organismos (*ex situ*).

REFERÊNCIAS

ALMEDA, Rodrigo; BACA, Sarah; HYATT, Cammie; BUSKEY, Edward J. Ingestion and sublethal effects of physically and chemically dispersed crude oil on marine planktonic copepods. **Ecotoxicology**, vol. 23, no. 6, p. 988–1003, 23 Aug. 2014. DOI 10.1007/s10646-014-1242-6. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s10646-014-1242-6>.

- ALMEDA, Rodrigo; CONNELLY, Tara L.; BUSKEY, Edward J. How much crude oil can zooplankton ingest? Estimating the quantity of dispersed crude oil defecated by planktonic copepods. **Environmental Pollution**, vol. 208, p. 645–654, 2016. DOI 10.1016/j.envpol.2015.10.041. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2015.10.041>.
- ALMEDA, Rodrigo; HARVEY, Tracy E.; CONNELLY, Tara L.; BACA, Sarah; BUSKEY, Edward J. Influence of UVB radiation on the lethal and sublethal toxicity of dispersed crude oil to planktonic copepod nauplii. **Chemosphere**, vol. 152, p. 446–458, 2016. DOI 10.1016/j.chemosphere.2016.02.129. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.02.129>.
- ALMEDA, Rodrigo; RODRIGUEZ-TORRES, R.; RIST, S.; WINDING, M. H.S.; STIEF, P.; HANSEN, B. H.; NIELSEN, T. Gissel. Microplastics do not increase bioaccumulation of petroleum hydrocarbons in Arctic zooplankton but trigger feeding suppression under co-exposure conditions. **Science of the Total Environment**, vol. 751, p. 141264, 2021. DOI 10.1016/j.scitotenv.2020.141264. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141264>.
- ALMEDA, Rodrigo; WAMBAUGH, Zoe; WANG, Zucheng; HYATT, Cammie; LIU, Zhanfei; BUSKEY, Edward J. Interactions between Zooplankton and Crude Oil: Toxic Effects and Bioaccumulation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. **PLoS ONE**, vol. 8, no. 6, p. e67212, 28 Jun. 2013. DOI 10.1371/journal.pone.0067212. Disponível em: <https://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0067212>.
- ALMEIDA, Joao A G R; GUEDES-SANTOS, Jhonatan; VIEIRA, Felipe A S; AZEVEDO, Anna K; SOUZA, Carolina N; PINHEIRO, Barbara R; CORREIA, Ricardo A; MALHADO, Ana C M; LADLE, Richard J. Public awareness and engagement in relation to the coastal oil spill in northeast Brazil. **ANAIS DA ACADEMIA BRASILEIRA DE CIENCIAS**, RUA ANFILOFIO DE CARVALHO, 29, 3 ANDAR, 20030-060 RIO JANEIRO, BRAZIL, vol. 94, no. 2, 2022. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202220210395>.
- ANGEL, MARTIN V. Biodiversity of the Pelagic Ocean. **Conservation Biology**, vol. 7, no. 4, p. 760–772, Dec. 1993. DOI 10.1046/j.1523-1739.1993.740760.x. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1046/j.1523-1739.1993.740760.x>.
- ARIAS, Andrés H.; SOUISSI, Anissa; ROUSSIN, Marion; OUDDANE, Baghdad; SOUISSI, Sami. Bioaccumulation of PAHs in marine zooplankton: an experimental study in the copepod *Pseudodiaptomus marinus*. **Environmental Earth Sciences**, vol. 75, no. 8, p.

- 691, 11 Apr. 2016. DOI 10.1007/s12665-016-5472-1. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s12665-016-5472-1>.
- BACOSA, Hernando Pactao; ANCLA, Sheila Mae B.; ARCADIO, Cris Gel Loui A.; DALOGDOG, John Russel A.; ELLOS, Dioniel Mae C.; HAYAG, Heather Dale A.; JARABE, Jiza Gay P.; KARIM, Ahl Jimhar T.; NAVARRO, Carl Kenneth P.; PALMA, Mae Princess I.; ROMARATE, Rodolfo A.; SIMILATAN, Kaye M.; TANGKION, Jude Albert B.; YURONG, Shann Neil A.; MABUHAY-OMAR, Jhonamie A.; INOUE, Chihiro; ADHIKARI, Puspa L. 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**, vol. 10, no. 3, 2022. <https://doi.org/10.3390/jmse10030426>.
- BARBOSA, Danilo Barreto; MELLO, Andressa de Abreu; ALLODI, Silvana; DE BARROS, Cintia Monteiro. Acute exposure to water-soluble fractions of marine diesel oil: Evaluation of apoptosis and oxidative stress in an ascidian. **Chemosphere**, vol. 211, p. 308–315, 2018. DOI 10.1016/j.chemosphere.2018.07.138. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.07.138>.
- BEN OTHMAN, Hiba; LANOUGUÈRE, Élodie; GOT, Patrice; SAKKA HLAILI, Asma; LÉBOULANGER, Christophe. Structural and functional responses of coastal marine phytoplankton communities to PAH mixtures. **Chemosphere**, vol. 209, p. 908–919, Oct. 2018. DOI 10.1016/j.chemosphere.2018.06.153. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0045653518312281>.
- BEN OTHMAN, Hiba; PICK, Frances R.; SAKKA HLAILI, Asma; LÉBOULANGER, Christophe. Effects of polycyclic aromatic hydrocarbons on marine and freshwater microalgae – A review. **Journal of Hazardous Materials**, vol. 441, no. July 2022, p. 129869, 2023. DOI 10.1016/j.jhazmat.2022.129869. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129869>.
- BOPP, Laurent; AUMONT, O.; CADULE, P.; ALVAIN, S.; GEHLEN, M. Response of diatoms distribution to global warming and potential implications: A global model study. **Geophysical Research Letters**, vol. 32, no. 19, p. 1–4, 2005. <https://doi.org/10.1029/2005GL023653>.
- BOPP, Stephanie K.; LETTIERI, Teresa. Gene regulation in the marine diatom *Thalassiosira pseudonana* upon exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). **Gene**, vol. 396, no. 2, p. 293–302, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.gene.2007.03.013>.
- BRUM, H. D.; CAMPOS-SILVA, J. V.; OLIVEIRA, E. G. Brazil oil spill response: Government inaction. **Science**, 1200 NEW YORK AVE, NW, WASHINGTON, DC

- 20005 USA, vol. 367, no. 6474, p. 155–156, 10 Jan. 2020. DOI 10.1126/science.aba0369. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.aba0369>.
- BRUSSAARD, Corina P.D.; PEPPERZAK, Louis; BEGGAH, Siham; WICK, Lukas Y.; WUERZ, Birgit; WEBER, Jan; SAMUEL AREY, J.; VAN DER BURG, Bart; JONAS, Arjen; HUISMAN, Johannes; VAN DER MEER, Jan Roelof. Immediate ecotoxicological effects of short-lived oil spills on marine biota. **Nature Communications**, vol. 7, 2016. <https://doi.org/10.1038/ncomms11206>.
- CAMPELO, Renata Polyana de Santana; DIAZ, Xiomara Franchesca Garcia; SANTOS, Gleice; MELO, Pedro Augusto Mendes de Castro; DE MELO JUNIOR, Mauro; FIGUEIREDO, Lucas Guedes Pereira; SILVA, Andrea Pinto; BEZERRA, Luis Ernesto Arruda; MONTES, Manuel de Jesus Flores; NEUMANN-LEITÃO, Sigrid. Small-scale distribution of the mesozooplankton in a tropical insular system. **Brazilian Journal of Oceanography**, vol. 66, no. 1, p. 15–29, Mar. 2018. DOI 10.1590/s1679-87592018147306601. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/ag/v46n1/07.pdf>.
- CAMPELO, Renata Polyana de Santana; LIMA, Cynthia Dayanne Mello de; SANTANA, Claudeilton Severino de; SILVA, Alef Jonathan da; NEUMANN-LEITAO, Sigrid; FERREIRA, Beatrice Padovanni; SOARES, Marcelo de Oliveira; JUNIOR, Mauro de Melo; MELO, Pedro Augusto Mendes de Castro. Oil spills: The invisible impact on the base of tropical marine food webs. **MARINE POLLUTION BULLETIN, THE BOULEVARD, LANGFORD LANE, KIDLINGTON, OXFORD OX5 1GB, ENGLAND**, vol. 167, Jun. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112281>.
- CARLS, Mark G.; SHORT, Jeffrey W.; PAYNE, James. Accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons by *Neocalanus* copepods in Port Valdez, Alaska. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 52, no. 11, p. 1480–1489, Nov. 2006. DOI 10.1016/j.marpolbul.2006.05.008. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X06001895>.
- CARVALHO, Raquel N.; BURCHARDT, Alina D.; SENA, Fabrizio; MARIANI, Giulio; MUELLER, Anne; BOPP, Stephanie K.; UMLAUF, Gunther; LETTIERI, Teresa. Gene biomarkers in diatom *Thalassiosira pseudonana* exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons from contaminated marine surface sediments. **Aquatic Toxicology**, vol. 101, no. 1, p. 244–253, 2011. DOI 10.1016/j.aquatox.2010.10.004. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2010.10.004>.
- CHEN, Jihong; ZHANG, Weipan; WAN, Zheng; LI, Sifan; HUANG, Tiancun; FEI, Yijie. Oil spills from global tankers: Status review and future governance. **Journal of Cleaner Production**, vol. 227, p. 20–32, 2019. DOI 10.1016/j.jclepro.2019.04.020. Disponível em:

<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.020>.

COSTANZA, Robert; D'ARGE, Ralph; DE GROOT, Rudolf; FARBER, Stephen; GRASSO, Monica; HANNON, Bruce; LIMBURG, Karin; NAEEM, Shahid; O'NEILL, Robert V.; PARUELO, Jose; RASKIN, Robert G.; SUTTON, Paul; VAN DEN BELT, Marjan. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, vol. 387, no. 6630, p. 253–260, May 1997. DOI 10.1038/387253a0. Disponível em: <https://www-nature-com.ezproxy.royalroads.ca/articles/387253a0.pdf>.

COSTELLO, Mark John; CHEUNG, Alan; DE HAUWERE, Nathalie. Surface Area and the Seabed Area, Volume, Depth, Slope, and Topographic Variation for the World's Seas, Oceans, and Countries. **Environmental Science & Technology**, vol. 44, no. 23, p. 8821–8828, 1 Dec. 2010. DOI 10.1021/es1012752. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es1012752>.

CRAVEIRO, N; ALVES, R V D; DA SILVA, J M; VASCONCELOS, E; ALVES, F D; ROSA, J S. Immediate effects of the 2019 oil spill on the macrobenthic fauna associated with macroalgae on the tropical coast of Brazil. **MARINE POLLUTION BULLETIN**, vol. 165, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112107>.

DE OLIVEIRA LIRA, Anny Laura; CRAVEIRO, Nykon; DA SILVA, Fausthon Fred; ROSA FILHO, Jose Souto. Effects of contact with crude oil and its ingestion by the symbiotic polychaete *Branchiosyllis* living in sponges (*Cinachyrella* sp.) following the 2019 oil spill on the tropical coast of Brazil. **SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT**, RADARWEG 29, 1043 NX AMSTERDAM, NETHERLANDS, vol. 801, Dec. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149655>.

ECHEVESTE, Pedro; DACHS, Jordi; BERROJALBIZ, Naiara; AGUSTÍ, Susana. Decrease in the abundance and viability of oceanic phytoplankton due to trace levels of complex mixtures of organic pollutants. **Chemosphere**, vol. 81, no. 2, p. 161–168, Sep. 2010. DOI 10.1016/j.chemosphere.2010.06.072. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.06.072>.

ESCOBAR, Herton. Mystery oil spill threatens marine sanctuary in Brazil. **Science**, vol. 366, no. 6466, p. 672 LP – 672, 8 Nov. 2019. DOI 10.1126/science.366.6466.672. Disponível em: <http://science.sciencemag.org/content/366/6466/672.abstract>.

ESKINAZI-SANT'ANNA, Eneida Maria; TUNDIST, José Galizia. Zooplâncton do estuário do Pina (Recife-Pernambuco-Brasil): composição e distribuição temporal. **Revista Brasileira de Oceanografia**, vol. 44, no. 1, p. 23–33, 1996. <https://doi.org/10.1590/s1413-77391996000100003>.

- GHOSAL, Debajyoti; GHOSH, Shreya; DUTTA, Tapan K.; AHN, Youngho. Current state of knowledge in microbial degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): A review. **Frontiers in Microbiology**, vol. 7, no. AUG, 2016. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.01369>.
- GUILLARD, Robert R. L. Culture of Phytoplankton for Feeding Marine Invertebrates. **Culture of Marine Invertebrate Animals**. Boston, MA: Springer US, 1975. p. 29–60. DOI 10.1007/978-1-4615-8714-9_3. Disponível em: http://link.springer.com/10.1007/978-1-4615-8714-9_3.
- HONDA, Masato; SUZUKI, Nobuo. Toxicities of polycyclic aromatic hydrocarbons for aquatic animals. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, vol. 17, no. 4, 2020. <https://doi.org/10.3390/ijerph17041363>.
- JIANG, Zhibing; HUANG, Yijun; CHEN, Quanzhen; ZENG, Jiangning; XU, Xiaoqun. Acute toxicity of crude oil water accommodated fraction on marine copepods: The relative importance of acclimatization temperature and body size. **Marine Environmental Research**, vol. 81, p. 12–17, Oct. 2012. DOI 10.1016/j.marenvres.2012.08.003. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0141113612001420>.
- KIRBY, Mark F.; LAW, Robin J. Accidental spills at sea - Risk, impact, mitigation and the need for co-ordinated post-incident monitoring. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 60, no. 6, p. 797–803, 2010. DOI 10.1016/j.marpolbul.2010.03.015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.03.015>.
- LALLI, C M; PARSONS, T R. Biological oceanography: an introduction Butterworth–Heinemann. 1997. .
- LATASA M, RODRÍGUEZ F, AGUSTÍ S & ESTRADA M. 2023. Progress in Oceanography Distribution patterns of phytoplankton groups along isoirradiances layers in oligotrophic tropical and subtropical oceans. **Progress in Oceanography**, vol. 217. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2023.103098>
- LI, Xiao Dong; WANG, Xin Yi; XU, Meng En; JIANG, Yong; YAN, Tian; WANG, Xiao Cheng. Progress on the usage of the rotifer *Brachionus plicatilis* in marine ecotoxicology: A review. **Aquatic Toxicology**, vol. 229, no. September, p. 105678, 2020. DOI 10.1016/j.aquatox.2020.105678. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2020.105678>.
- LIU, Xin; WIRTZ, Kai W. Total oil spill costs and compensations. **Maritime Policy and Management**, vol. 33, no. 1, p. 49–60, 2006. <https://doi.org/10.1080/03088830500513352>.

- LOTUFO, Guilherme R. Toxicity of sediment-associated PAHs to an estuarine copepod: Effects on survival, feeding, reproduction and behavior. **Marine Environmental Research**, vol. 44, no. 2, p. 149–166, Aug. 1997. DOI 10.1016/S0141-1136(96)00108-0. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0141113696001080>.
- MAGALHAES, K M; CARREIRA, R S; ROSA, J S; ROCHA, P P; SANTANA, F M; YOGUI, G T. 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**, vol. 175, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113334>.
- MAGRIS, Rafael Almeida; GIARRIZZO, Tommaso. Mysterious oil spill in the Atlantic Ocean threatens marine biodiversity and local people in Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 153, no. December 2019, p. 110961, 2020. DOI 10.1016/j.marpolbul.2020.110961. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110961>.
- MATIAS DE OLIVEIRA, Radan Elvis; NIEMEYER ATTADEMO, Fernanda Loffler; GALVINCIO, Jaqueline Silva; DA BOAVIAGEM FREIRE, Augusto Carlos; DA SILVA, Alessandra Salles; DE LORENA PIRES, Juliana Maia; PALHARES DE LIMA, Laize Regina; FERREIRA AGUIAR, Joao Mauricio; MOREIRA, Amy Borges; DOS SANTOS MELO, Lucas Inacio; GAVILAN, Simone Almeida; LIMA, Stella Almeida; LIMA, Mariana Almeida; DE LIMA SILVA, Flavio Jose; DE OLIVEIRA, Moacir Franco. Successful rehabilitation of an oiled sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) affected by the biggest oil spill disaster in Brazil. **VETERINARNI MEDICINA**, TESNOV 17, PRAGUE, 117 05, CZECH REPUBLIC, vol. 66, no. 7, p. 313–319, 2021. <https://doi.org/10.17221/81/2020-VETMED>.
- METTING, F. B. Biodiversity and application of microalgae. **Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology**, vol. 17, no. 5–6, p. 477–489, Nov. 1996. DOI 10.1007/BF01574779. Disponível em: <https://academic.oup.com/jimb/article/17/5-6/477/5988981>.
- MIRANDA, Ricardo J; PINTO, Taciana K O; LOPES, Rosy V R; SANTOS, Janisson W; SAMPAIO, Claudio L S; SANTOS, Robson G; PEREIRA, Pedro H C; CARDOSO, Andrei T C; MALHADO, Ana C M; LADLE, Richard J. Oil Spill Disaster in Southwest Atlantic Coast: an Evaluation of Short-Term Effects on Coral Reef Benthic Assemblages. **ANAIS DA ACADEMIA BRASILEIRA DE CIENCIAS**, RUA ANFILOFIO DE CARVALHO, 29, 3 ANDAR, 20030-060 RIO JANEIRO, BRAZIL, vol. 94, no. 2, 2022. <https://doi.org/10.1590/0001-376520220210401>.

- MULLER, M N; YOGUI, G T; GALVEZ, A O; JANNUZZI, L G D; DE SOUZA, J F; MONTES, M D F; MELO, PAMD; NEUMANN-LEITAO, S; ZANARDI-LAMARDO, E. Cellular accumulation of crude oil compounds reduces the competitive fitness of the coral symbiont *Symbiodinium glynnii*. **ENVIRONMENTAL POLLUTION**, vol. 289, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117938>.
- OLALEYE, Yusuf O; KADIRI, Medina O. Toxicity of Water Accommodated Fractions of Waste Engine Oil on Growth of Selected Marine Algae. **West African Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, vol. 2, no. 1, p. 1–8, 2021. .
- OLIVEIRA, LMTM; SALEEM, J; BAZARGAN, A; DUARTE, J L D; MCKAY, G; MEILI, L. Sorption as a rapidly response for oil spill accidents: A material and mechanistic approach. **JOURNAL OF HAZARDOUS MATERIALS**, vol. 407, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124842>.
- PENA, P G L; NORTHCROSS, A L; LIMA, M A G; REGO, R C F. The crude oil spill on the Brazilian coast in 2019: the question of public health emergency. **CADERNOS DE SAUDE PUBLICA**, vol. 36, no. 2, 2020. <https://doi.org/10.1590/0102-311X00231019>.
- PÉREZ, Patricia; FERNÁNDEZ, Emilio; BEIRAS, Ricardo. Use of fast repetition rate fluorometry on detection and assessment of PAH toxicity on microalgae. **Water, Air, and Soil Pollution**, vol. 209, no. 1–4, p. 345–356, 2010. <https://doi.org/10.1007/s11270-009-0203-9>.
- PERHAR, G.; ARHONDITSIS, G. B. Aquatic ecosystem dynamics following petroleum hydrocarbon perturbations: A review of the current state of knowledge. **Journal of Great Lakes Research**, vol. 40, no. S3, p. 56–72, 2014. DOI 10.1016/j.jglr.2014.05.013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jglr.2014.05.013>.
- POLÍCIA FEDERAL. PF conclui investigações sobre a origem das manchas de óleo que atingiram o litoral brasileiro entre 2019 e 2020. 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/pf/pt-br/assuntos/noticias/2021/12/pf-conclui-investigacoes-sobre-a-origem-das-manchas-de-oleo-que-atingiram-o-litoral-brasileiro-entre-2019-e-2020>. Accessed on: 25 Feb. 2022.
- PRÓO, S.A.Guzmán del; CHÁVEZ, E A; ALATRISTE, F M; DE LA CAMPA, S; DE LA CRUZ, G; GÓMEZ, L; GUADARRAMA, R; GUERRA, A; MILLE, S; TORRUCO, D. The impact of the Ixtoc-1 oil spill on zooplankton. **Journal of Plankton Research**, vol. 8, no. 3, p. 557–581, 1 Jan. 1986. DOI 10.1093/plankt/8.3.557. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/plankt/8.3.557>.
- RHEE, Jae Sung; YU, In Tag; KIM, Bo Mi; JEONG, Chang Bum; LEE, Kyun Woo; KIM, Min

- Jung; LEE, Su Jae; PARK, Gyung Soo; LEE, Jae Seong. Copper induces apoptotic cell death through reactive oxygen species-triggered oxidative stress in the intertidal copepod *Tigriopus japonicus*. **Aquatic Toxicology**, vol. 132–133, p. 182–189, 2013. DOI 10.1016/j.aquatox.2013.02.013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2013.02.013>.
- ROHAL, Melissa; AINSWORTH, Cameron; LUPHER, Brach; MONTAGNA, Paul A.; PARIS, Claire B.; PERLIN, Natalie; SUPRENAND, Paul Mark; YOSKOWITZ, David. The effect of the Deepwater Horizon oil spill on two ecosystem services in the Northern Gulf of Mexico. **Environmental Modelling & Software**, vol. 133, no. May, p. 104793, Nov. 2020. DOI 10.1016/j.envsoft.2020.104793. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104793>.
- SAMBROTTO, Raymond N. Ocean chemistry: Biogeochemical regimes in focus. **Nature Geoscience**, vol. 7, no. 12, p. 862–863, 2014. <https://doi.org/10.1038/ngeo2309>.
- SANTANA, Julianna L; RIOS, Aline S; CALADO, Tereza Cristina S; ZANARDI-LAMARDO, Eliete; SOUZA-FILHO, Jesser F. Reef crab population changes after oil spill disaster reach Brazilian tropical environments. **MARINE POLLUTION BULLETIN**, THE BOULEVARD, LANGFORD LANE, KIDLINGTON, OXFORD OX5 1GB, ENGLAND, vol. 183, Oct. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114047>.
- SANTOS, Gleice S.; BRITO-LOLAIA, Morgana; SCHWAMBORN, Ralf. Two new methods for sampling zooplankton and larval assemblages in tropical reef ecosystems. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, vol. 491, p. 27–37, 2017. DOI 10.1016/j.jembe.2017.03.008. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jembe.2017.03.008>.
- SANVICENTE-AÑORVE, Laura; SÁNCHEZ-CAMPOS, Mitzi; ALATORRE-MENDIETA, Miguel; LEMUS-SANTANA, Elia; GUERRA-CASTRO, Edlin. Zooplankton functional traits in a tropical estuarine system: Are lower and upper estuaries functionally different? **Frontiers in Marine Science**, vol. 9, no. December, p. 1–16, 2022. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.1004193>.
- SIEBURTH, John Mc N.; SMETACEK, Victor; LENZ, Jürgen. Pelagic ecosystem structure: Heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. **Limnology and Oceanography**, vol. 23, no. 6, p. 1256–1263, 1978. <https://doi.org/10.4319/lo.1978.23.6.1256>.
- SILVA, Alef Jonathan da; MELO, Pedro Augusto Mendes de Castro; NEUMANN-LEITÃO, Sigrid; MELO JÚNIOR, Mauro de. Non-predatory mortality of planktonic copepods in a

- reef area influenced by estuarine plume. **Marine Environmental Research**, vol. 159, p. 105024, Jul. 2020. DOI 10.1016/j.marenvres.2020.105024. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0141113619306828>.
- SOARES, M O; RABELO, Emanuelle Fontenele. Severe ecological impacts caused by one of the worst orphan oil spills worldwide. **Marine Environmental Research**, vol. 187, no. January, p. 105936, 2023. DOI 10.1016/j.marenvres.2023.105936. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2023.105936>.
- SOARES, M O; TEIXEIRA, C E P; ARRUDA BEZERRA, Luis Ernesto; PAIVA, Sandra Vieira; LOPES TAVARES, Tallita Cruz; GARCIA, Tatiane Martins; DE ARAUJO, Jorge The; CAMPOS, Carolina Coelho; CAVALCANTE FERREIRA, Sarah Maria; MATTHEWS-CASCON, Helena; FROTA, Alice; FROTA MONT'ALVERNE, Tarin Cristino; SILVA, Solange Teles; RABELO, Emanuelle Fontenele; BARROSO, Cristiane Xerez; DE FREITAS, Joao Eduardo P; DE MELO JUNIOR, Mauro; DE SANTANA CAMPELO, Renata Polyana; DE SANTANA, Claudeilton Severino; ... CAVALCANTE, Rivelino Martins. Oil spill in South Atlantic (Brazil): Environmental and governmental disaster. **Marine Policy**, THE BOULEVARD, LANGFORD LANE, KIDLINGTON, OXFORD OX5 1GB, OXON, ENGLAND, vol. 115, no. November 2019, p. 103879, May 2020. DOI 10.1016/j.marpol.2020.103879. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0308597X19308346>.
- SOARES, M O; TEIXEIRA, C E P; BEZERRA, L. E.A.; ROSSI, S.; TAVARES, T.; CAVALCANTE, R.M. M. Brazil oil spill response: Time for coordination. **Science**, 1200 NEW YORK AVE, NW, WASHINGTON, DC 20005 USA, vol. 367, no. 6474, p. 155, 10 Jan. 2020. DOI 10.1126/science.aaz9993. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.aaz9993>.
- SOARES, M O; TEIXEIRA, C E P; BEZERRA, Luis Ernesto Arruda; RABELO, Emanuelle Fontenele; CASTRO, Italo Braga; CAVALCANTE, Rivelino Martins. The most extensive oil spill registered in tropical oceans (Brazil): the balance sheet of a disaster. **Environmental Science and Pollution Research**, TIERGARTENSTRASSE 17, D-69121 HEIDELBERG, GERMANY, vol. 29, no. 13, p. 19869–19877, 21 Mar. 2022. DOI 10.1007/s11356-022-18710-4. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s11356-022-18710-4>.
- SOUZA, Christiane Sampaio; MAFALDA JR, Paulo de Oliveira; DE KIKUCHI, Ruy Kenji Papa; DOMINGUEZ, Jose Maria Landim. Assessment of the Brazilian Coast Oil Spill Impact in the fish eggs and larvae development from the Tropical Continental Shelf.

REGIONAL STUDIES IN MARINE SCIENCE, RADARWEG 29, 1043 NX AMSTERDAM, NETHERLANDS, vol. 56, Nov. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2022.102635>.

SOUZA, Christiane Sampaio; OLIVEIRA MAFALDA JUNIOR, Paulo; CONCEICAO, Laura Rodrigues; KIKUCHI, Ruy Kenji Papa; DOMINGUEZ, Jose Maria Landim. The impact of Brazilian coast oil spill on the mesozooplankton of the tropical narrowest continental shelf. **AQUATIC ECOLOGY**, VAN GODEWIJCKSTRAAT 30, 3311 GZ DORDRECHT, NETHERLANDS, vol. 57, no. 2, p. 481–498, Jun. 2023. <https://doi.org/10.1007/s10452-023-10024-y>.

STEINBERG, Deborah K.; LANDRY, Michael R. Zooplankton and the Ocean Carbon Cycle. **Annual Review of Marine Science**, vol. 9, no. 1, p. 413–444, 2017. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010814-015924>.

SUBASHCHANDRABOSE, Suresh R.; WANG, Liang; VENKATESWARLU, Kadiyala; NAIDU, Ravi; MEGHARAJ, Mallavarapu. Interactive effects of PAHs and heavy metal mixtures on oxidative stress in *Chlorella* sp. MM3 as determined by artificial neural network and genetic algorithm. **Algal Research**, vol. 21, p. 203–212, 2017. DOI 10.1016/j.algal.2016.11.018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.algal.2016.11.018>.

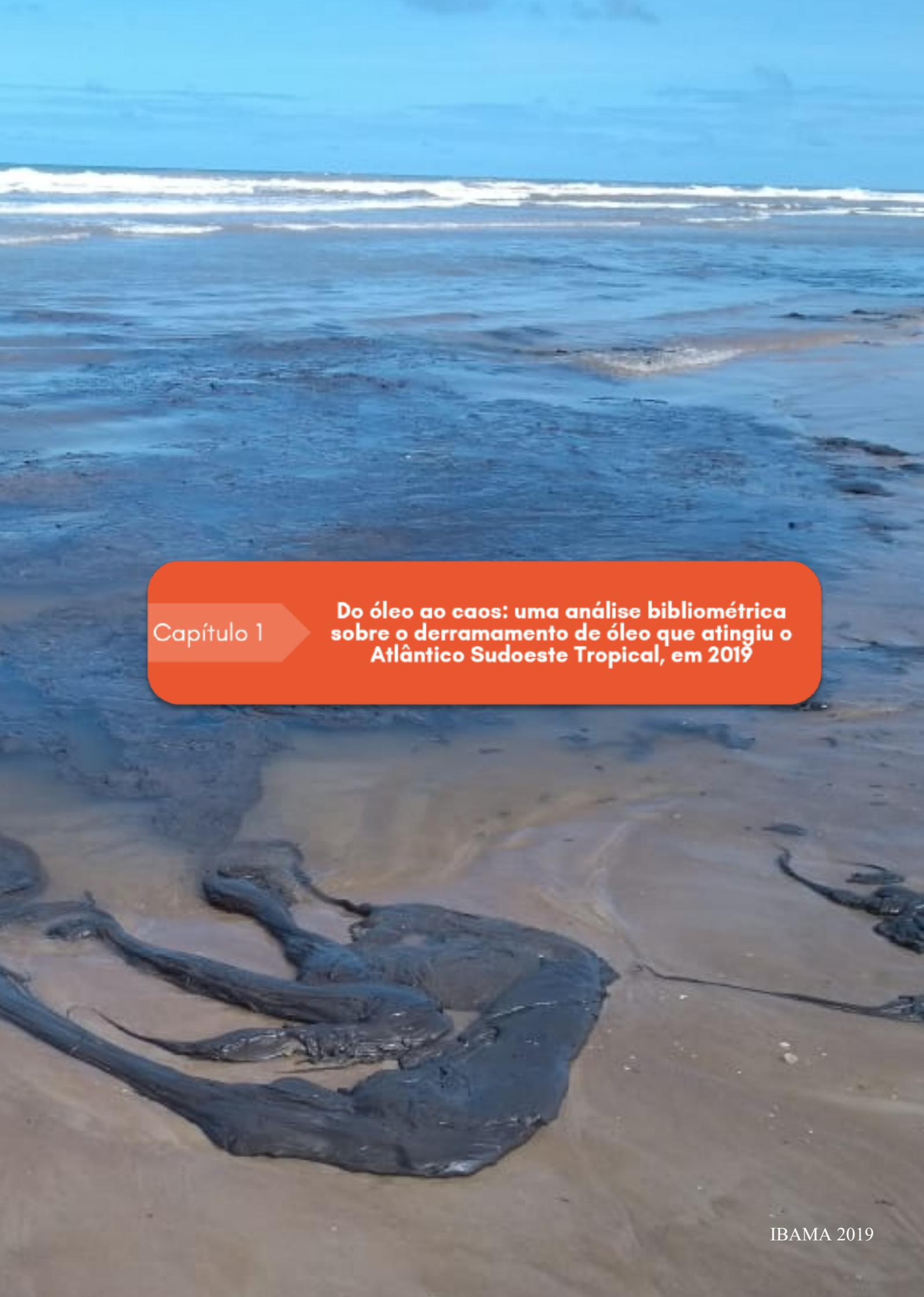
SUNAGAWA, Shinichi; ACINAS, Silvia G.; BORK, Peer; BOWLER, Chris; ACINAS, Silvia G.; BABIN, Marcel; BORK, Peer; BOSS, Emmanuel; BOWLER, Chris; COCHRANE, Guy; DE VARGAS, Colomban; FOLLOWS, Michael; GORSKY, Gabriel; GRIMSLEY, Nigel; GUIDI, Lionel; HINGAMP, Pascal; IUDICONE, Daniele; JAILLON, Olivier; KANDELS, Stefanie; ... DE VARGAS, Colomban. Tara Oceans: towards global ocean ecosystems biology. **Nature Reviews Microbiology**, vol. 18, no. 8, p. 428–445, 12 Aug. 2020. DOI 10.1038/s41579-020-0364-5. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41579-020-0364-5>.

TEAL, John M.; HOWARTH, Robert W. Oil spill studies: A review of ecological effects. **Environmental Management**, vol. 8, no. 1, p. 27–43, Jan. 1984. DOI 10.1007/BF01867871. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/BF01867871>.

UTTIERI, Marco; NIHONGI, Ai; HINOW, Peter; MOTSCHMAN, Jeffrey; JIANG, Houshuo; ALCARAZ, Miquel; STRICKLER, J. Rudi. Copepod manipulation of oil droplet size distribution. **Scientific Reports**, vol. 9, no. 1, p. 10–17, 2019. DOI 10.1038/s41598-018-37020-9. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-018-37020-9>.

WELLS, Peter G. The iconic Torrey Canyon oil spill of 1967 - Marking its legacy. **Marine**

- Pollution Bulletin**, vol. 115, no. 1–2, p. 1–2, 2017. DOI 10.1016/j.marpolbul.2016.12.013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.12.013>.
- WILLIA, R.; COLLINS, N. R. Seasonal composition of meroplankton and holoplankton in the Bristol Channel. **Marine Biology: International Journal on Life in Oceans and Coastal Waters**, vol. 92, no. 1, p. 93–101, 1986. <https://doi.org/10.1007/BF00392751>.
- YIN, Liping; ZHANG, Min; ZHANG, Yuanling; QIAO, Fangli. The long-term prediction of the oil-contaminated water from the Sanchi collision in the East China Sea. **Acta Oceanologica Sinica**, vol. 37, no. 3, p. 69–72, 2018. <https://doi.org/10.1007/s13131-018-1193-5>.
- ZACHARIAS, Daniel Constantino; GAMA, Carine Malagolini; FORNARO, Adalgiza. Mysterious oil spill on Brazilian coast: Analysis and estimates. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 165, p. 112125, Apr. 2021. DOI 10.1016/j.marpolbul.2021.112125. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X21001594>.
- ZACHARIAS, Daniel Constantino; GAMA, Carine Malagolini; HARARI, Joseph; DA ROCHA, Rosmeri Porfirio; FORNARO, Adalgiza. Mysterious oil spill on the Brazilian coast – Part 2: A probabilistic approach to fill gaps of uncertainties. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 173, p. 113085, Dec. 2021. DOI 10.1016/j.marpolbul.2021.113085. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X2101119X>.



Capítulo 1

Do óleo ao caos: uma análise bibliométrica sobre o derramamento de óleo que atingiu o Atlântico Sudoeste Tropical, em 2019

Do óleo ao caos: uma análise bibliométrica sobre o derramamento de óleo que atingiu o Atlântico Sudoeste Tropical, em 2019

RESUMO

Derramamentos de óleo são considerados graves problemas para os ecossistemas, principalmente pela capacidade que possuem de afetar os organismos que vivem nos locais impactados. Em 2019, um evento de derramamento de óleo ocorreu no oceano Atlântico Sudoeste Tropical e o material derramado chegou aos ecossistemas costeiros do Brasil, contaminando ambientes recifais, praias, estuários e manguezais. Neste estudo, foi avaliado se ocorreu um interesse crescente da comunidade científica em relação ao evento de derramamento de óleo e o panorama numérico das pesquisas após quase 4 anos do evento. Os resultados demonstram que foram publicados 91 documentos que se relacionam com o foco do estudo e a ocorrência de crescimento no número de publicações ao longo dos anos. A maior parte dos estudos foi publicada em revistas científicas e, geralmente, de alto impacto, refletindo a relevância do tema. Foi registrada a participação de autores do Brasil e outros 16 países. Os principais estudos abordaram o impacto do derramamento em organismos e ecossistemas, o desmonte da proteção ambiental e a falta de resposta do Governo Federal, na época. Estas informações demonstram a importância que tem sido dada e os esforços realizados pela comunidade científica para entender os danos e os efeitos desse derramamento de óleo sobre o meio ambiente e as suas implicações socioambientais. O presente estudo poderá também colaborar para a tomada de decisões sobre a conservação da biodiversidade marinha e a prevenção frente a possíveis futuros eventos.

Palavras-chave: bibliometrix, VOSviewer, impacto ambiental, Brasil, contaminação, revisão.

INTRODUÇÃO

A contaminação por óleo nos ambientes naturais tem sido um problema recorrente e que gera grandes preocupações devido à natureza dos compostos presentes neste material e a capacidade que possuem em causar efeitos adversos para os organismos dos ecossistemas afetados, além de problemas socioeconômicos (LIU *et al.*, 2022). Esse tema tem recebido a atenção global há diversos anos, sendo mais evidente após a ocorrência de grandes eventos de

derramamento como o que ocorreu no golfo do México, em 2010 (PERHAR; ARHONDITSIS, 2014). Recentemente, no ano de 2019, houve um derramamento de óleo no Atlântico Sudoeste e o material foi levado pelas correntes marinhas até o litoral brasileiro, passando a impactar diversos ecossistemas (ESCOBAR, 2019). Este derramamento foi considerado o maior evento em extensão ocorrido no Atlântico Sudoeste, com aproximadamente ~5380 toneladas de material derramadas e que chegaram a afetar uma extensão de 2.890 km (SOARES *et al.*, 2022). Desde então, este evento passou a ter atenção e a concentração de esforços com o intuito de avaliar os impactos resultantes desse evento e melhorar sua compreensão (SOARES; RABELO, 2023).

Inicialmente com fonte desconhecida, mas com origem comum confirmada através de análises químicas (LOURENCO *et al.*, 2020), foram conduzidas investigações com o objetivo de desvendar a origem do derramamento desse material (LOBAO *et al.*, 2022; ZACHARIAS *et al.*, 2021). Ao mesmo tempo, foram conduzidas pesquisas sobre os riscos do óleo sobre a biota dos ecossistemas afetados (CAMPELO *et al.*, 2021; SOARES *et al.*, 2020), risco a saúde pública (PENA *et al.*, 2020), contaminação dos recursos pesqueiros (MAGALHAES *et al.*, 2022), no turismo e na pesca (SANTANA RIBEIRO *et al.*, 2021). Além disso, a efetividade e as respostas empregadas pelos governantes foram questionadas (BARBOSA; SANTOS ALVES; VIVEIROS GRELE, 2021; BRUM; CAMPOS-SILVA; OLIVEIRA, 2020). Foi analisado também se o interesse da população, avaliado através do engajamento nas redes sociais, diminuiu nos meses seguintes (ALMEIDA *et al.*, 2022). Também foi destacado que a ocorrência da pandemia da COVID-19 nos meses seguintes ao derramamento de óleo do Atlântico, em 2019, pode ter elevado o grau de dificuldade para uma rápida resposta e detecção dos impactos sofridos pelos ecossistemas (MAGALHÃES *et al.*, 2021), o que pode ter ocasionado um impacto tardio no desenvolvimento de estudos sobre o evento. Portanto, é necessária uma investigação temporal do desenvolvimento dos estudos relacionados ao derramamento de óleo de 2019.

Este estudo tem como objetivo apresentar um panorama numérico do estado histórico-recente e atual das pesquisas sobre o derramamento de óleo ocorrido no Atlântico em 2019. As informações aqui apresentadas têm o propósito de incentivar o desenvolvimento de novos estudos relacionados a esse evento, bem como de prover dados importantes para futuras pesquisas e tomadas de decisões. Considerando esse contexto, o presente estudo buscou avaliar a hipótese de que o evento recebeu uma importância crescente da comunidade científica. Além disso, algumas questões relevantes sobre os estudos que abordaram o derramamento de óleo no Atlântico, em 2019, foram apresentadas: Quantos estudos foram desenvolvidos até o momento?

Qual número de pesquisadores envolvidos nos estudos? Houve participação de pesquisadores internacionais nos estudos? Quais revistas estão publicando esses trabalhos? Quais as principais palavras-chave usadas nesses estudos? Quais trabalhos apresentaram o maior número de citações?

MATERIAL E MÉTODOS

O conjunto de dados contendo os trabalhos que mencionam o evento de derramamento de óleo foi obtido através de buscas na base de dados Web of Science (WoS), conforme análises bibliométricas anteriores (RANI *et al.*, 2023; ZHOU *et al.*, 2021). Durante a busca, foram utilizadas as seguintes combinações de termos relacionados ao evento de derramamento: (oil spilled OR oil spill OR petroleum spilled OR petroleum spill) AND (Brazil OR brazilian OR coastal region of brazil OR coastal region of Brazilian). A opção “buscar nos tópicos” foi selecionada, garantindo que as palavras fossem buscadas nos títulos, resumos e palavras-chave. Optou-se por não usar aspas delimitando os termos, conforme realizado por Rani *et al.* (2023), para ampliar a quantidade de artigos alcançados. Não foi realizada restrição de idiomas, tipo de documento, categoria, mas realizamos a restrição de ano sendo considerado o intervalo de anos de 2019 até julho de 2023. O ano de 2019 foi usado como período inicial por ter sido o período em que o derramamento ocorreu. A partir do conjunto de dados, foi feita uma verificação dos títulos e resumos para confirmar se o trabalho abordava o derramamento de óleo ocorrido em 2019. Trabalhos que não abordavam o evento foram excluídos imediatamente. Quando a leitura do título e do resumo não permitiram a categorização, foi realizada uma verificação no conteúdo do trabalho.

Análise bibliométrica

A realização de uma análise bibliométrica envolve cinco etapas (RANI *et al.*, 2023): (i) delimitação do objetivo da pesquisa, (ii) coleta de dados, (iii) análise dos dados obtidos, (iv) visualização das informações e (v) a interpretação dos resultados. Após a obtenção dos dados, o software R (R CORE TEAM, 2022) e o VOSviewer (ARIA; CUCCURULLO, 2017) foram usados para a análise e visualização das informações. No R, foi realizada uma análise de regressão para avaliar o crescimento do número de estudos ao longo dos anos e assim responder à hipótese apresentada. O pacote "bibliometrix" (ARIA; CUCCURULLO, 2017) foi empregado com a finalidade de realizar análises abrangentes em diversos aspectos de estudos bibliométricos. Especificamente, foram utilizados recursos dessa ferramenta para examinar os seguintes elementos: tipos de documentos, anos de publicação, autores e coautorias, países de

origem das publicações, instituições envolvidas, fontes de periódicos utilizadas, periódicos co-citados, palavras-chave relevantes e referências co-citadas. Através dessas análises, foi possível construir mapas representativos de redes de interações para a visualização, de forma mais clara e organizada, das relações entre os elementos identificados nas publicações analisadas.

Os gráficos de palavras gerados pelo "VOSviewer" apresentam informações importantes sobre os tópicos (ZHOU *et al.*, 2021). O tamanho do círculo do nó indica a relevância do tópico: quanto maior o círculo, mais importante é o tópico. A proximidade do círculo ao centro indica maior relevância. A proximidade entre os círculos dos nós revela conexões mais estreitas entre os tópicos. Além disso, a espessura das linhas que conectam os nós indica a frequência em que eles aparecem juntos em documentos. Os nós com cores diferentes representam diferentes grupos de agrupamento.

RESULTADOS

Foram encontrados 293 resultados sendo que três foram trabalhos duplicados e, do total restante analisado, apenas 91 tinham relação com o evento de derramamento destacado. Foram registrados 80 artigos científicos, quatro revisões e sete outros documentos. Considerando a produção ao longo dos anos, foi publicado um documento já em 2019 e, nos anos seguintes, o número de publicação teve um notável aumento e apresentou tendência de crescimento (2020 = 13, 2021 = 29, 2022 = 41, $R^2=0.99$). Entretanto, até o momento atual (julho de 2023), foram publicados 7 documentos para o ano de 2023. Os documentos estão distribuídos em 42 fontes, sendo as principais fontes de publicações os periódicos Anais da Academia Brasileira de Ciências e Marine Pollution Bulletin, que juntos concentram 40% das publicações (Tabela 1-1). Apesar da revista científica Anais da Academia Brasileira de Ciências ter tido mais artigos publicados, o mesmo padrão não foi registrado para o número de citações (29), sendo que as revistas Marine Pollution Bulletin, Science and Marine Policy apresentaram o maior número de citações (283, 152 e 93, respectivamente).

Tabela 1-1. Vinte principais fontes de publicação dos documentos sobre o derramamento de óleo no atlântico em 2019.

Fonte	Número de publicações	Número de citações	Fator de impacto
Anais da Academia Brasileira de Ciências	19	29	1.3

Marine Pollution Bulletin	17	283	5.8
Science	4	152	56.9
Environmental Pollution	4	24	8.9
Cadernos de Saúde Pública	3	59	2.8
Environmental Science and Pollution Research	3	17	5.8
Marine Policy	2	93	3.8
Science of The Total Environment	2	39	9.8
Ocean & Coastal Management	2	34	4.6
Frontiers in Marine Science	2	7	3.7
Marine Environmental Research	2	5	3.3
Land Use Policy	1	60	7.1
Journal of Hazardous Materials	1	43	13.6
Current Issues in Tourism	1	18	3.9
Chemosphere	1	14	8.8
Food Analytical Methods	1	11	2.9
Environmental Monitoring And Assessment	1	9	3
Media Culture & Society	1	7	3.3
Scientific Reports	1	7	4.6
Materials	1	6	3.4

Foram identificados 510 autores que estiveram envolvidos na produção desses estudos. Os autores representaram 17 países, entre os quais o Brasil apresentou maioria absoluta (408), seguido de Portugal, USA e Espanha (18,16 e 15, respectivamente). Foi registrada uma porcentagem de internacionalização de 34%, sendo que os principais pesquisadores que contribuíram com os pesquisadores brasileiros foram da Espanha, Itália, Portugal e Alemanha, que juntos representaram mais que 50% das conexões dos pesquisadores brasileiros com outros 12 países que tiveram coautoria nos estudos (Figura 1-1). Considerando os principais primeiros autores, SOARES MO produziu o maior número de estudos, seguido de MALHADO ACM e ROSA FILHO JS (9, 6 e 5, respectivamente; Tabela 1-2). Em relação ao número de citação, artigos com CAVALCANTE RM como primeiro autor tiveram o maior número de citações (156), enquanto que para SOARES MO foram registradas 124 citações e 106, para o conjunto de artigos liderados por SANTANA CS.

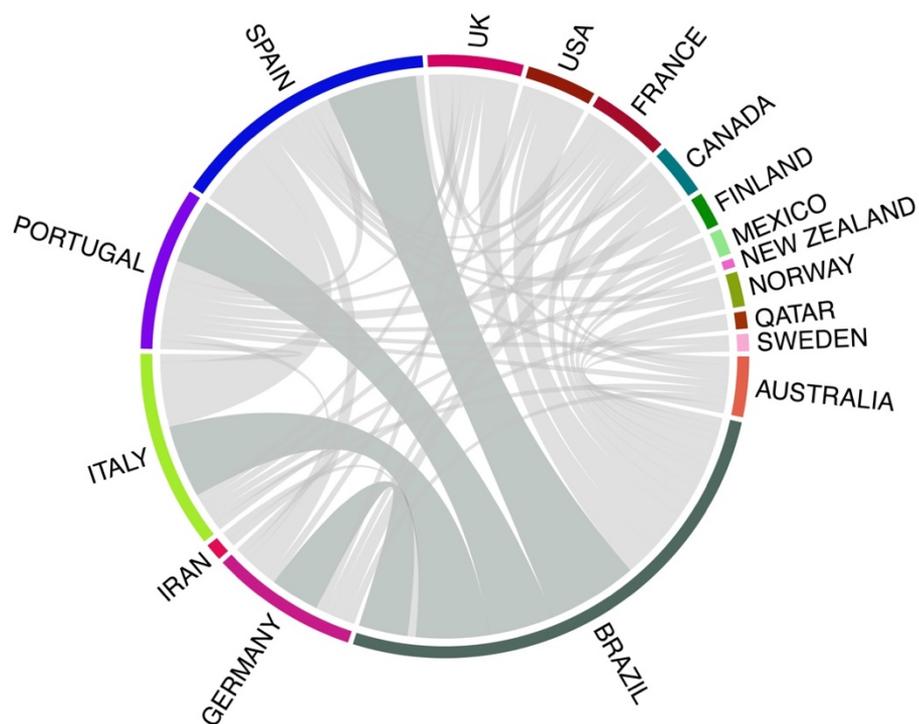


Figura 1-1. Diagrama da rede das colaborações entre as diferentes nacionalidades. Barras de coloração cinza escura representam ~50% das conexões.

Tabela 1-2. Vinte principais autores de publicação dos documentos sobre o derramamento de óleo no atlântico em 2019.

Autores	Número de publicações	Número de citações
SOARES MO	9	124
MALHADO ACM	6	29
ROSA FILHO JS	5	70
CAVALCANTE RM	4	156
CARREIRA RS	4	17
LADLE RJ	4	26
LENTINI CAD	4	9
MAGALHAES KM	4	50
ZANARDI-LAMARDO E	4	64
TOSTE R	3	15
KIKUCHI RKP	3	5
LANDAU L	3	9

OLIVEIRA AHB	3	14
PINTO FR	3	24
SILVA FR	3	24
TEIXEIRA CEP	3	47
YOGUI GT	3	62
MASSONE CG	3	2
NOBRE P	3	5
ASSAD LPF	2	11

Em relação a afiliações institucionais, foi observado que a Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) apresentou o maior número de contribuições, seguida da Universidade Federal do Ceará (UFC), Universidade Federal Rural Pernambuco (UFRPE), Universidade Federal Rio de Janeiro (UFRJ), simultaneamente, 30, 24, 20 e 18. Foi possível verificar fortes conexões entre UFPE e a UFRPE, bem como da UFC com a Università de Salento (Figura 1-2). Foi possível visualizar o agrupamento de algumas instituições e a falta de conexões. O primeiro grupo formado pelas conexões com a UFBA, um segundo formado pela UFC, outro pela UFPE, um quarto formado Università de Salento e outro pela UFAL.

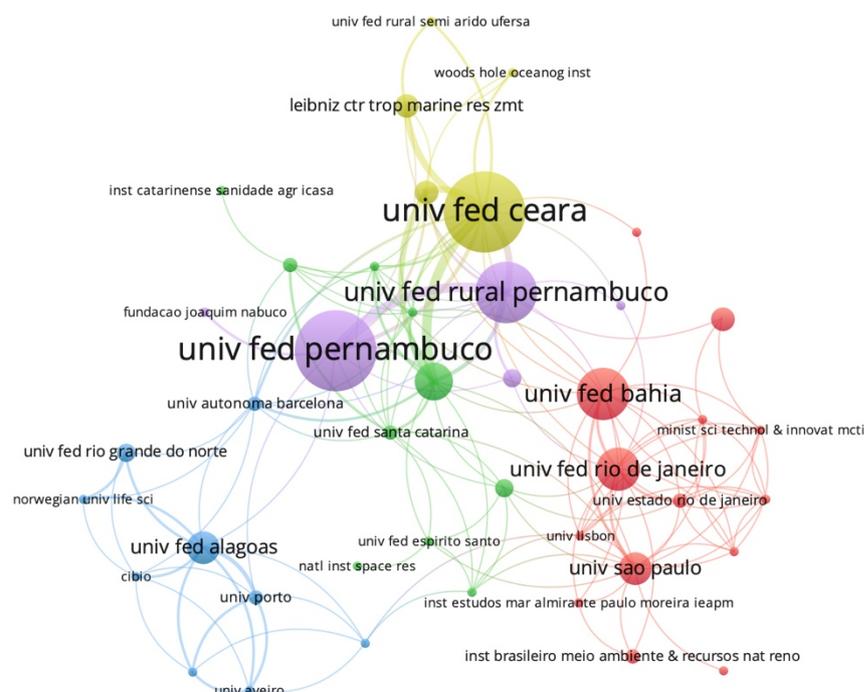


Figura 1-2. Análise de associações entre as afiliações dos autores e as conexões entre elas. As cores representam os agrupamentos.

O trabalho mais citado mundialmente teve um total de 93 citações (SOARES *et al.*, 2020), enquanto que o segundo teve 70 citações (MAGRIS; GIARRIZZO, 2020), e o terceiro 60 citações (BARBOSA; SANTOS ALVES; VIVEIROS GRELLE, 2021). Isto demonstra a relevância e impacto que esses trabalhos apresentam para a área de estudo e o tema abordado (Tabela 1-3).

Tabela 1-3. Principais trabalhos e número de citações totais e citações por ano.

Documentos	DOI	Total de citações	Total de citações por ano
SOARES MO, 2020, MAR POL	10.1016/j.marpol.2020 .103879	93	23.3
MAGRIS RA, 2020, MAR POLLUT BULL	10.1016/j.marpolbul.2 020.110961	70	17.5
BARBOSA LG, 2021, LAND USE POL	10.1016/j.landusepol.2 021.105384	60	20
LOURENCO RA, 2020, MAR POLLUT BULL	10.1016/j.marpolbul.2 020.111219	58	14.5
ESCOBAR H, 2019, SCIENCE	10.1126/science.366.6 466.672	53	10.6
OLIVEIRA LMTM, 2021, J HAZARD MATER	10.1016/j.jhazmat.202 01.124842	43	14.3
SOARES MO, 2020, SCIENCE	10.1126/science.aaz99 93	42	10.5
OLIVEIRA OMC, 2020, MAR POLLUT BULL	10.1016/j.marpolbul.2 020.111597	34	8.5
BRUM HD, 2020, SCIENCE	10.1126/science.aba03 69	34	8.5
MAGALHAES KM, 2021, SCI TOTAL ENVIRON	10.1016/j.scitotenv.20 20.142872	33	11

Considerando os termos usados como palavras-chave, foram registrados um total de 446 palavras ou conjuntos de palavras, sendo que o mais usado foi “oil spill”, presente em 27% dos estudos. “Petroleum” e “Brazil” também estiveram entre os mais usados, presentes em 7,7% e

6,5% dos artigos, respectivamente (Figura 1-3). Na rede de palavras, o termo “oil spill” teve maior destaque, localizando-se ao centro e realizando conexão com diversos outros termos (Figura 3). É possível observar a presença de seis agrupamentos ao considerar as cores que identificam a coocorrência entre os termos. No agrupamento (i), do lado direito, estão os termos usados por trabalhos que destacaram o impacto sofrido pelos ambientes, como manguezais e os problemas socioeconômicos gerados; o (ii), superior, indica os trabalhos que mencionaram e cobraram a resposta do governo ao impacto; o (iii), superior esquerdo, identificou os riscos da poluição de petróleo e os problemas para organismos com os peixes; o (iv), esquerdo, mostra os estudos que enfatizam o risco da contaminação por petróleo e seus compostos ao ambiente e em atividades com a pesca; e o (v), inferior, traz os artigos que abordam a composição do óleo e investigação da origem do derramamento.

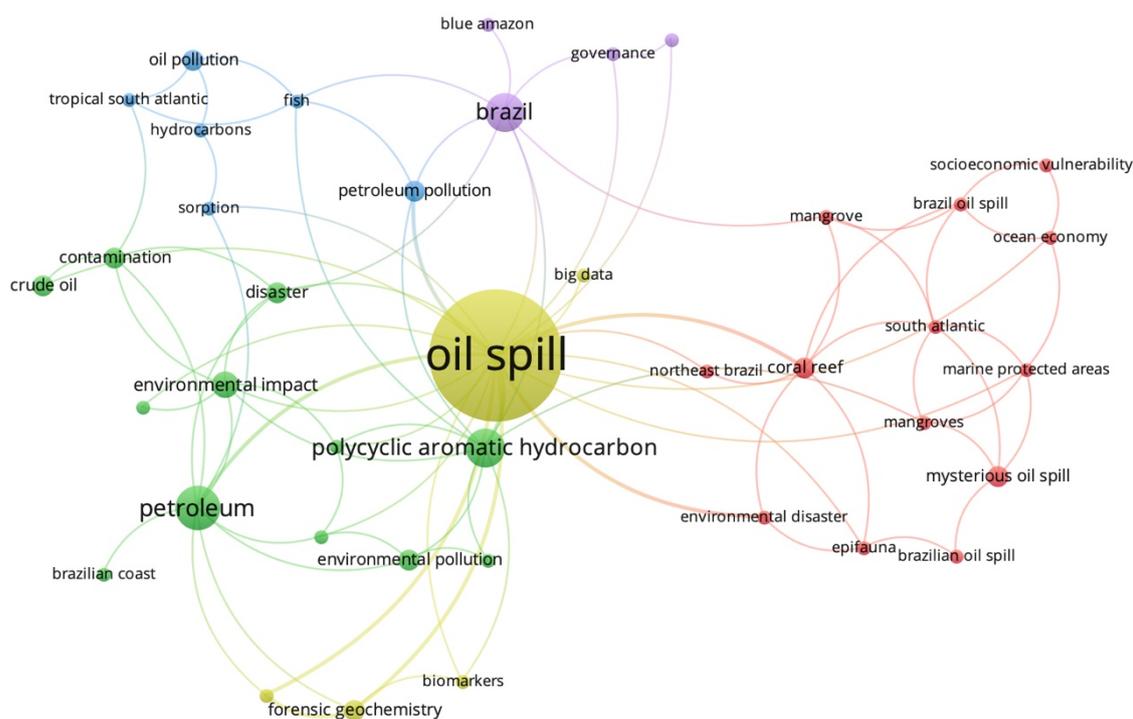


Figura 1-3. Análise de associações de palavras-chave para a literatura sobre o derramamento de óleo do Atlântico, em 2019. As cores representam os agrupamentos.

O mapa temático demonstra os padrões relacionados aos temas abordados em sua situação atual e perspectivas futuras (Figura 1-4). Na análise, foram consideradas a centralidade e a densidade das redes de palavras. A centralidade de uma rede mede sua interação com outras redes de termos e reflete a relevância de um tema no campo de estudo, ao passo que os grupos

das palavras “oil spill” e “Brazil” apresentaram maior destaque. A densidade avalia o desenvolvimento do tema e sua força interna, com base no grau de interconexão entre os elementos desse agrupamento, como observado para “brown seaweed” e “pollution”.

No quadrante superior direito (motor themes), os agrupamentos “coral reef” e “Brazil” tiveram maior foco, sendo esses temas que foram desenvolvidos e considerados essenciais para a estruturação do campo de estudo. No quadrante superior direito (niche themes), os grupos “brown seaweed” e “pollution” estiveram em foco e são temas bem desenvolvidos e muito específicos, ao passo que desempenham menor papel no campo geral. No quadrante inferior esquerdo (emerging or disappearing topics), temas como “epifauna” e “disaster” se destacaram, considerados temas que podem estar em início de desenvolvimento dentro do campo e se tornarem novas tendências no campo de estudo. No inferior direito (basic themes), os grupos “environmental impact” e “hydrocarbons” estiveram destacados e consistem em temas de alta centralidade e baixa densidade, tidos como básicos para o desenvolvimento do campo de estudo. A ocorrência do tema “oil spill” entre os quadrantes superior e inferior do lado direito, indica que é um tema que tem estruturado o campo, ao passo que também é considerado básico no campo de estudo.

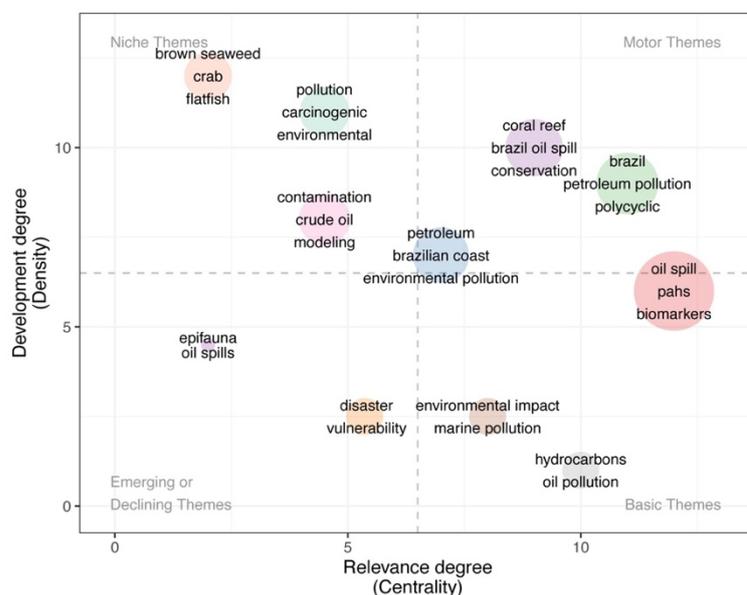


Figura 1-4. Mapa temático dos temas básicos a partir das palavras-chave dos documentos sobre o derramamento de óleo de 2019 no atlântico.

DISCUSSÃO

No presente estudo, são apresentadas informações relevantes sobre o desenvolvimento de estudos que abordaram o derramamento de óleo ocorrido no Atlântico, em 2019 e que ainda seguem escassas (SOARES; RABELO, 2023). Foram identificados 91 estudos após a realização de busca de literatura na base de dados da Web of Science, considerando o período entre 2019 e a atualidade. No geral, foi observado um crescimento do número de publicações sobre esse tema ao longo dos anos. As principais fontes de publicação dos estudos, autores e suas informações (nacionalidade, afiliação, número de citações), os principais trabalhos e os principais termos usados nos estudos, bem como as tendências dos temas abordados são apresentadas nesta pesquisa. Entretanto, este estudo tem como limitação o fato de não considerar a literatura cinza, por não serem indexados pela WoS, e isto pode gerar uma subestimação do número de estudos que abordam o evento e causar desvio nos resultados (RANI *et al.*, 2023).

Considerando que os 91 documentos selecionados foram publicados gradativamente durante os anos subsequentes ao evento e seguindo uma tendência crescente, conforme observado, é possível supor que o derramamento de óleo tem tido um interesse crescente e recebido mais atenção da comunidade científica com o passar do tempo. No entanto, uma análise de menções em rede social demonstrou que o interesse da população passou a diminuir já nos meses seguintes (ALMEIDA *et al.*, 2022). É importante considerar que logo após o derramamento de óleo, ocorreu a pandemia da COVID-19 que dificultou a realização de estudos e ações para minimizarem o impacto causado pelo derramamento de óleo (CAMERA *et al.*, 2022; MAGALHÃES *et al.*, 2021) e assim ter causado um retardo na realização e publicação dos estudos. A disseminação dos documentos em 42 fontes, com destaque para Anais da Academia Brasileira de Ciências, Marine Pollution Bulletin, Science, e Environmental Pollution, que são revistas científicas de alto impacto científico, corroboram para a divulgação do tema de estudo e evidenciam a projeção em relação ao cenário global logo após a primeira publicação (ESCOBAR, 2019). Outros fatores que demonstram a relevância do tema abordado é a quantidade de autores de diversas instituições e de diferentes nacionalidades. Esse engajamento evidencia a importância atribuída pela comunidade científica ao que ficou conhecido por ser o mais extenso evento de derramamento de óleo do Atlântico Sudoeste (SOARES *et al.*, 2020).

O artigo mais citado que abordou o derramamento destacou o impacto da chegada desse material sobre os organismos e os ecossistemas, além de um alerta sobre o número de áreas de conservação que foram impactadas foi o de SOARES *et al.*, (2020). O segundo mais citado apresentou uma lista das espécies ameaçadas que podem ter sofrido impacto do derramamento

do óleo e a amplitude do impacto sobre a biodiversidade, recursos pesqueiros e o turismo (MAGRIS; GIARRIZZO, 2020), enquanto que o terceiro mais citado apresentou os impactos causados pelo desmonte da estrutura de proteção ambiental por parte do governo da época (BARBOSA; SANTOS ALVES; VIVEIROS GRELE, 2021). Outros estudos também destacaram a forma de resposta do governo ao derramamento indicando a falta de ação e efetividade durante o momento de maior impacto do óleo na região costeira do Brasil (BRUM; CAMPOS-SILVA; OLIVEIRA, 2020; LIMA; DA COSTA, 2022; MAGALHÃES *et al.*, 2021). No momento, o governo era comandado pelo presidente Jair Messias Bolsonaro, que teve sua imagem associada a uma série de medidas que colocaram em risco o meio ambiente e populações tradicionais (FERRANTE; FEARNSTIDE, 2019). Devido a fonte inicialmente misteriosa do derramamento de óleo, alguns autores usaram o termo “Mysterious oil spill” para se referir ao evento (CARREIRA *et al.*, 2022; ESCOBAR, 2019; LOURENCO *et al.*, 2020; MAGRIS; GIARRIZZO, 2020; ZACHARIAS *et al.*, 2021; ZACHARIAS; GAMA; FORNARO, 2021). Entretanto, em dezembro de 2021, a polícia federal brasileira apontou um navio como o causador do derramamento e indiciou os responsáveis legais pela empresa, assim como o comandante e o chefe de máquinas do navio por crime ambiental (POLÍCIA FEDERAL, 2021).

Na análise de associação das palavras-chave usadas foi demonstrado que o termo “oil spill” foi o principal usado pelos autores, considerando que quanto maior o nó, maior a quantidade de trabalhos que o mencionaram (LI *et al.*, 2019). Este termo foi usado por estudos de diferentes abordagens, como o efeito do derramamento sobre larvas de peixes (SOUZA *et al.*, 2022), o efeito sinérgico entre o derramamento de óleo e a pandemia da COVID-19 que agravaram os danos ambientais e socioeconômicos (MAGALHÃES *et al.*, 2021), o uso de algoritmos computacionais para investigar a fonte de derramamento do óleo (TESSAROLO *et al.*, 2023), a avaliação das ações de resposta do governo brasileiro ao evento (BARBEIRO; INOJOSA, 2022) e o uso de técnicas para a remoção de compostos do óleo (ANJOS *et al.*, 2021). Os agrupamentos formados pelas palavras-chave mostraram os temas focados dentro do campo de estudo e os evidenciam. Uma parte dos estudos se concentrou em avaliar os impactos sofridos pelos ecossistemas e a sociedade logo após o derramamento (CAMARA *et al.*, 2021; CAMPELO *et al.*, 2021; ESTEVO *et al.*, 2021; SOARES *et al.*, 2022). Enquanto isso, dois agrupamentos tiveram como principal ênfase a investigação na presença e os efeitos da contaminação por óleo e seus compostos, como os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, sobre os organismos (COSTA *et al.*, 2023; FERNANDES *et al.*, 2022; MAGALHAES *et al.*, 2022).

Um pequeno cluster na parte inferior apresentou termos ligados a trabalhos que buscaram identificar a origem do óleo e sua composição (CARREGOSA *et al.*, 2021; LIMA *et al.*, 2021; LOBAO *et al.*, 2022). Considerando as disposições das palavras no mapa temático “environmental impact” e “hydrocarbons” foram selecionados como de base, esses são temas tidos como amplamente estudados, sendo que os impactos dos hidrocarbonetos presentes no óleo têm sido evidenciados (BEN OTHMAN *et al.*, 2023; HONDA; SUZUKI, 2020). Os termos “coral reef” e “Brazil” representaram temas que tem impulsionados as pesquisas, e isso ocorreu por parte da área impactada conter recifes e pela atenção que esses ecossistemas tem sofrido devido às mudanças climáticas e acidificação dos oceanos (HOEGH-GULDBERG *et al.*, 2007).

As informações levantadas revelam a importância que tem sido dada para o evento de derramamento de óleo no Atlântico, em 2019, e os esforços realizados pela comunidade científica em investigar e compreender os danos ambientais e socioeconômicos causados por esse trágico evento. Além disso, a difusão dos estudos através de diversas fontes e a quantidade de citações demonstram a veiculação e a relevância deste impacto no campo de estudo de forma global, corroborada pela internacionalização das pesquisas. Entretanto, é reconhecida a importância da realização de mais estudos que busquem auxiliar na compreensão dos impactos causados e a persistência dos compostos do óleo nos ambientes naturais, considerando os seus altos riscos ambientais (LIU *et al.*, 2022). Outra importante perspectiva que deve ser considerada é o risco para a saúde das pessoas que tiveram contato direto com esse material (por terem atuado na remoção) ou indireta (quando se alimentaram de organismos contaminados) (PENA *et al.*, 2020).

Desta forma, o presente estudo também auxilia na resolução de uma das perguntas tidas com importantes para a conservação da biodiversidade marinha: *How should damage from anthropogenic oil release be quantified and what is the ecologically relevant scale for assessment?* (PARSONS *et al.*, 2014). A avaliação dos impactos deve variar de escala micro, como o efeito sobre um pequeno organismo simbiote de coral (MULLER *et al.*, 2021), à macro, como a investigação da área afetada pelo derramamento através de sensoriamento remoto (FREIRE *et al.*, 2022). O objetivo deve ser auxiliar na compreensão dos impactos causados em diferentes escalas. Para isso, é importante a realização de múltiplas pesquisas que identifiquem a extensão da área afetada, o volume e o tipo de óleo liberado, a sensibilidade dos organismos e ecossistemas locais, além da duração do impacto. Estas informações poderão gerar um panorama dos danos causados em diferentes áreas, como ambiental, sociais, bem como, econômicas e assim embasar a tomada de decisão de governos e instituições com o objetivo de minimizá-los.

Por fim, considerando que uma revisão recente apontou importantes iniciativas futuras para compreender os impactos causados pela contaminação do óleo (SOARES; RABELO, 2023) é importante a continuação das investigações. Esses pontos cruciais a serem considerados são: (1) investigação dos efeitos de longo prazo em diferentes níveis tróficos e serviços ecossistêmicos; (2) toxicidade dos compostos do óleo; (3) experimentos de mesocosmos para simular e entender melhor o impacto do petróleo na biota afetada; e (4) vigilância dos impactos agudos e crônicos sofridos pelos ecossistemas tropicais e comunidades humanas. Para impulsionar o desenvolvimento dessas iniciativas, a criação de um observatório se mostra relevante. Tal observatório teria como objetivo catalogar informações e disponibilizá-las em um banco de dados de acesso aberto, que beneficiaria a população, pesquisadores, entidades governamentais e outras instituições envolvidas no campo temático. Essa abordagem colaborativa e transparente se mostra fundamental para uma compreensão mais completa dos efeitos do evento de derramamento de óleo, em 2019, e para orientar ações efetivas de mitigação e conservação de ecossistemas, além de auxiliar na prevenção e efetiva resposta para eventos futuros.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, J. A. G. R.; GUEDES-SANTOS, J.; VIEIRA, F. A. S.; AZEVEDO, A. K.; SOUZA, C. N.; PINHEIRO, B. R.; CORREIA, R. A.; MALHADO, A. C. M.; LADLE, R. J. Public awareness and engagement in relation to the coastal oil spill in northeast Brazil. **ANAIS DA ACADEMIA BRASILEIRA DE CIENCIAS**, RUA ANFILOFIO DE CARVALHO, 29, 3 ANDAR, 20030-060 RIO JANEIRO, BRAZIL, v. 94, n. 2, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/0001-3765202220210395>
- ANJOS, R. B.; HILARIO, L. S.; DOS ANJOS, A. S.; DE ARAUJO COSTA, E. C.; PINHEIRO FROTA, T. M.; GONDIM, A. D.; DA SILVA, D. R. Combined Treatment (Alkali plus Thermal) of *Calotropis procera* Fiber for Removal of Petroleum Hydrocarbons in Cases of Oil Spill. **POLYMERS**, ST ALBAN-ANLAGE 66, CH-4052 BASEL, SWITZERLAND, v. 13, n. 19, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/polym13193285>
- ARIA, M.; CUCCURULLO, C. bibliometrix: An R-tool for comprehensive science mapping analysis. **Journal of Informetrics**, v. 11, n. 4, p. 959–975, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.joi.2017.08.007>

- BARBEIRO, P. P.; INOJOSA, F. C. P. Assessing the actions of the Brazilian Federal Government to respond to the 2019 mysterious oil spill: a perspective of the national environmental agency. **ANAIS DA ACADEMIA BRASILEIRA DE CIENCIAS**, rua anfilofio de carvalho, 29, 3 andar, 20030-060 Rio de Janeiro, Brazil, v. 94, n. 2, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/0001-3765202220210320>
- BARBOSA, L. G.; SANTOS ALVES, M. A.; VIVEIROS GRELLE, C. E. Actions against sustainability: Dismantling of the environmental policies in Brazil. **LAND USE POLICY**, THE BOULEVARD, LANGFORD LANE, KIDLINGTON, OXFORD OX5 1GB, OXON, ENGLAND, v. 104, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105384>
- BEN OTHMAN, H.; PICK, F. R.; SAKKA HLAILI, A.; LEBOULANGER, C. Effects of polycyclic aromatic hydrocarbons on marine and freshwater microalgae – A review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 441, n. July 2022, p. 129869, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129869>
- BRUM, H. D.; CAMPOS-SILVA, J. V.; OLIVEIRA, E. G. Brazil oil spill response: Government inaction. **Science**, 1200 NEW YORK AVE, NW, WASHINGTON, DC 20005 USA, v. 367, n. 6474, p. 155–156, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.aba0369>
- CAMARA, S. F.; PINTO, F. R.; DA SILVA, F. R.; SOARES, M. D.; DE PAULA, T. M. Socioeconomic vulnerability of communities on the Brazilian coast to the largest oil spill (2019-2020) in tropical oceans. **OCEAN & COASTAL MANAGEMENT**, v. 202, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105506>
- CAMERA, S. F.; DA SILVA, F. R.; PINTO, F. R.; SOARES, M. de O. Wicked multi-problems (COVID-19+Oil Spill plus wildFires) in Brazil and their effects on socioeconomic vulnerability. **INTERNATIONAL JOURNAL OF SOCIAL ECONOMICS**, HOWARD HOUSE, WAGON LANE, BINGLEY BD16 1WA, W YORKSHIRE, ENGLAND, v. 49, n. 11, p. 1625–1642, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1108/IJSE-09-2021-0536>
- CAMPELO, R. P. de S.; LIMA, C. D. M. de; SANTANA, C. S. de; SILVA, A. J. da; NEUMANN-LEITAO, S.; FERREIRA, B. P.; SOARES, M. de O.; JUNIOR, M. de M.; MELO, P. A. M. de C. Oil spills: The invisible impact on the base of tropical marine food webs. **MARINE POLLUTION BULLETIN**, THE BOULEVARD, LANGFORD LANE, KIDLINGTON, OXFORD OX5 1GB, ENGLAND, v. 167, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112281>

- CARREGOSA, J. C.; DOS SANTOS, I. R.; DE SA, M. S.; SANTOS, J. M.; WISNIEWSKI, A. Multiple reaction monitoring tool applied in the geochemical investigation of a mysterious oil spill in northeast Brazil. **ANAIS DA ACADEMIA BRASILEIRA DE CIENCIAS**, v. 93, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/0001-3765202120210171>
- CARREIRA, R. S.; ZANARDI-LAMARDO, E.; MASSONE, C. G.; ARAUJO, M.; NOBRE, P.; YOGUI, G. T. The mysterious oil spill in the northeastern coast of Brazil: tracking offshore seawater and the need for improved vessel facilities. **OCEAN AND COASTAL RESEARCH**, PRACA DO OCEANOGRAFICO, 191, CIDADE UNIVERSITARIA, SAO PAULO, SP 00000, BRAZIL, v. 70, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/2675-2824070.21079rsc>
- COSTA, G. K. de A.; DA SILVA, S. P. A.; TRINDADE, M. R. C. M.; DOS SANTOS, F. L.; CARREIRA, R. S.; MASSONE, C. G.; SANT'ANA, O. D.; DA SILVA, S. M. B. C. Concentration of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and histological changes in *Anomalocardia brasiliana* and *Crassostrea rhizophorae* from Pernambuco, Brazil after the 2019 oil spill. **MARINE POLLUTION BULLETIN**, THE BOULEVARD, LANGFORD LANE, KIDLINGTON, OXFORD OX5 1GB, ENGLAND, v. 192, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115066>
- ESCOBAR, H. Mystery oil spill threatens marine sanctuary in Brazil. **SCIENCE**, 1200 NEW YORK AVE, NW, WASHINGTON, DC 20005 USA, v. 366, n. 6466, p. 672, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.366.6466.672>
- ESTEVO, M. D.; LOPES, P. F. M.; DE OLIVEIRA, J. G. C.; JUNQUEIRA, A. B.; SANTOS, A. P. D.; LIMA, J. A. D.; MALHADO, A. C. M.; LADLE, R. J.; CAMPOS-SILVA, V. Immediate social and economic impacts of a major oil spill on Brazilian coastal fishing communities. **MARINE POLLUTION BULLETIN**, v. 164, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.111984>
- FERNANDES, G. M.; MARTINS, D. A.; DOS SANTOS, R. P.; DE SANTIAGO, I. S.; NASCIMENTO, L. S.; OLIVEIRA, A. H. B.; YAMAMOTO, F. Y.; CAVALCANTE, R. M. Levels, source appointment, and ecological risk of petroleum hydrocarbons in tropical coastal ecosystems (northeast Brazil): Baseline for future monitoring programmes of an oil spill area. **ENVIRONMENTAL POLLUTION**, THE BOULEVARD, LANGFORD LANE, KIDLINGTON, OXFORD OX5 1GB, OXON, ENGLAND, v. 296, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118709>
- FERRANTE, L.; FEARNSIDE, P. M. Brazil's new president and "ruralists" threaten

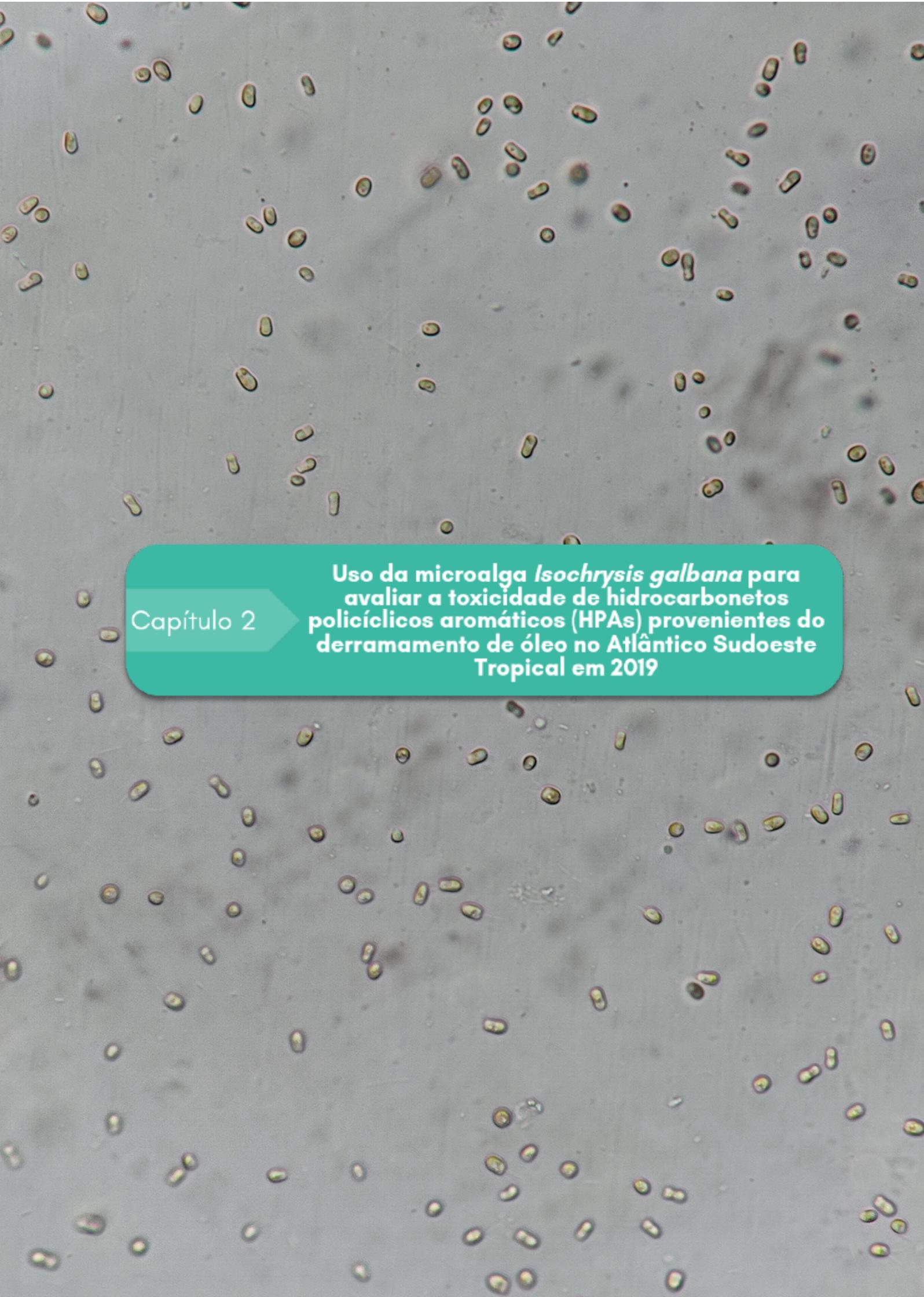
- Amazonia's environment, traditional peoples and the global climate. **Environmental Conservation**, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/S0376892919000213>
- FREIRE, N. C. F.; CAMPOS, L. H. R.; E QUEIROZ, V. D.; SOUZA V, L. B.; SILVA, M. C. Multispectral Remote Sensing for mapping the areas affected by the techno-industrial disaster of the oil spill on Brazilian beaches. **ANAIS DA ACADEMIA BRASILEIRA DE CIENCIAS**, RUA ANFILOFIO DE CARVALHO, 29, 3 ANDAR, 20030-060 RIO JANEIRO, BRAZIL, v. 94, n. 2, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/0001-3765202220210308>
- HOEGH-GULDBERG, O. *et al.* Coral Reefs Under Rapid Climate Change and Ocean Acidification. **Science**, v. 318, n. 5857, p. 1737–1742, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.1152509>
- HONDA, M.; SUZUKI, N. Toxicities of polycyclic aromatic hydrocarbons for aquatic animals. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17, n. 4, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ijerph17041363>
- LI, H.; JIANG, H. D.; YANG, B.; LIAO, H. An analysis of research hotspots and modeling techniques on carbon capture and storage. **Science of the Total Environment**, v. 687, n. 5, p. 687–701, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.013>
- LIMA, B. D.; MARTINS, L. L.; DE SOUZA, E. S.; PUDENZI, M. A.; DA CRUZ, G. F. Monitoring chemical compositional changes of simulated spilled Brazilian oils under tropical climate conditions by multiple analytical techniques. **Marine Pollution Bulletin**, v. 164, p. 111985, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.111985>
- LIMA, M. G. B.; DA COSTA, K. Quo vadis, Brazil? Environmental Malgovernance under Bolsonaro and the Ambiguous Role of the Sustainable Development Goals. **BULLETIN OF LATIN AMERICAN RESEARCH**, 111 RIVER ST, HOBOKEN 07030-5774, NJ USA, v. 41, n. 4, p. 508–524, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/blar.13336>
- LIU, B.; CHEN, B.; LING, J.; YE, X.; DONG, G.; MATCHINSKI, E. J.; ZHANG, B. Ecotoxicity Studies for On-Site Disposal of Decant Water During Oil Spills: A Review. **Frontiers in Environmental Science**, v. 10, n. July, p. 1–13, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.944010>
- LOBAO, M. M.; THOMAZELLI, F. F.; BATISTA, E. P. M. P.; DE OLIVEIRA, R. F.; DE SOUZA, M. D. C.; DE MATOS V, N. A. Chronic oil spills revealed by the most important set of samples from the incident in northeastern Brazil, 2019. **ANAIS DA ACADEMIA BRASILEIRA DE CIENCIAS**, RUA ANFILOFIO DE CARVALHO, 29, 3 ANDAR, 20030-060 RIO JANEIRO, BRAZIL, v. 94, n. 2, 2022. Disponível em:

<https://doi.org/10.1590/0001-3765202220210492>

- LOURENCO, R. A.; COMBI, T.; ALEXANDRE, M. D.; SASAK, S. T.; ZANARDI-LAMARDO, E.; YOGUI, G. T. Mysterious oil spill along Brazil's northeast and southeast seaboard (2019-2020): Trying to find answers and filling data gaps. **MARINE POLLUTION BULLETIN**, v. 156, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111219>
- MAGALHÃES, K. M.; BARROS, K. V. de S.; LIMA, M. C. S. de; ROCHA-BARREIRA, C. de A.; ROSA FILHO, J. S.; SOARES, M. de O. Oil spill + COVID-19: A disastrous year for Brazilian seagrass conservation. **SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT**, v. 764, p. 142872, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142872>
- MAGALHAES, K. M.; CARREIRA, R. S.; ROSA, J. S.; ROCHA, P. P.; SANTANA, F. M.; YOGUI, G. T. 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**, v. 175, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113334>
- MAGRIS, R. A.; GIARRIZZO, T. Mysterious oil spill in the Atlantic Ocean threatens marine biodiversity and local people in Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 153, n. December 2019, p. 110961, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110961>
- MULLER, M. N.; YOGUI, G. T.; GALVEZ, A. O.; JANNUZZI, L. G. D.; DE SOUZA, J. F.; MONTES, M. D. F.; MELO, P.; NEUMANN-LEITAO, S.; ZANARDI-LAMARDO, E. Cellular accumulation of crude oil compounds reduces the competitive fitness of the coral symbiont *Symbiodinium glynnii*. **ENVIRONMENTAL POLLUTION**, v. 289, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117938>
- PARSONS, E. C. M. *et al.* Seventy-one important questions for the conservation of marine biodiversity. **Conservation Biology**, v. 28, n. 5, p. 1206–1214, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/cobi.12303>
- PENA, P. G. L.; NORTHCROSS, A. L.; LIMA, M. A. G.; REGO, R. C. F. The crude oil spill on the Brazilian coast in 2019: the question of public health emergency. **CADERNOS DE SAUDE PUBLICA**, v. 36, n. 2, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/0102-311X00231019>
- PERHAR, G.; ARHONDITSIS, G. B. **Aquatic ecosystem dynamics following petroleum hydrocarbon perturbations: A review of the current state of knowledge**. International Association for Great Lakes Research., 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2014.05.013>

- POLÍCIA FEDERAL. **PF conclui investigações sobre a origem das manchas de óleo que atingiram o litoral brasileiro entre 2019 e 2020.** 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/pf/pt-br/assuntos/noticias/2021/12/pf-conclui-investigacoes-sobre-a-origem-das-manchas-de-oleo-que-atingiram-o-litoral-brasileiro-entre-2019-e-2020>. Acesso em: 25 fev. 2022.
- R CORE TEAM. **R: A language and Environment for Statistical Computing.** Vienna, Austria. 2022.
- RANI, M.; DUCOLI, S.; FEDERICI, S.; DEPERO, L. E. Influx of Near-Infrared Technology in Microplastic Community: A Bibliometric Analysis. **Microplastics**, v. 2, n. 1, p. 107–121, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/microplastics2010008>
- SANTANA RIBEIRO, L. C.; SOUZA, K. B.; DOMINGUES, E. P.; MAGALHAES, A. S. Blue water turns black: economic impact of oil spill on tourism and fishing in Brazilian Northeast. **CURRENT ISSUES IN TOURISM**, 2-4 PARK SQUARE, MILTON PARK, ABINGDON OX14 4RN, OXON, ENGLAND, v. 24, n. 8, p. 1042–1047, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/13683500.2020.1760222>
- SOARES, M. O. *et al.* Oil spill in South Atlantic (Brazil): Environmental and governmental disaster. **MARINE POLICY**, THE BOULEVARD, LANGFORD LANE, KIDLINGTON, OXFORD OX5 1GB, OXON, ENGLAND, v. 115, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2020.103879>
- SOARES, M. O.; RABELO, E. F. Severe ecological impacts caused by one of the worst orphan oil spills worldwide. **Marine Environmental Research**, v. 187, n. January, p. 105936, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2023.105936>
- SOARES, M. O.; TEIXEIRA, C. E. P.; BEZERRA, L. E. A.; RABELO, E. F.; CASTRO, I. B.; CAVALCANTE, R. M. The most extensive oil spill registered in tropical oceans (Brazil): the balance sheet of a disaster. **Environmental Science and Pollution Research**, TIERGARTENSTRASSE 17, D-69121 HEIDELBERG, GERMANY, v. 29, n. 13, p. 19869–19877, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-022-18710-4>
- SOUZA, C. S.; MAFALDA JR, P. de O.; DE KIKUCHI, R. K. P.; DOMINGUEZ, J. M. L. Assessment of the Brazilian Coast Oil Spill Impact in the fish eggs and larvae development from the Tropical Continental Shelf. **REGIONAL STUDIES IN MARINE SCIENCE**, RADARWEG 29, 1043 NX AMSTERDAM, NETHERLANDS, v. 56, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2022.102635>
- TESSAROLO, L. de F.; CAMILO BARRETO, F. T.; INNOCENTINI, V.; GONCALVES, I. A.; MARTON MARCONDES SILVA, L. H.; AQUIJE CHACALTANA, J. T.; PALMA,

- G.; MARTINS, R. G. A surface Lagrangian algorithm applied to the 2019 South Atlantic oil spill. **OCEAN ENGINEERING**, THE BOULEVARD, LANGFORD LANE, KIDLINGTON, OXFORD OX5 1GB, ENGLAND, v. 268, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.oceaneng.2022.113505>
- ZACHARIAS, D. C.; GAMA, C. M.; FORNARO, A. Mysterious oil spill on Brazilian coast: Analysis and estimates. **MARINE POLLUTION BULLETIN**, THE BOULEVARD, LANGFORD LANE, KIDLINGTON, OXFORD OX5 1GB, ENGLAND, v. 165, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112125>
- ZACHARIAS, D. C.; GAMA, C. M.; HARARI, J.; DA ROCHA, R. P.; FORNARO, A. Mysterious oil spill on the Brazilian coast – Part 2: A probabilistic approach to fill gaps of uncertainties. **Marine Pollution Bulletin**, v. 173, n. PB, p. 113085, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113085>
- ZHOU, M.; WANG, R.; CHENG, S.; XU, Y.; LUO, S.; ZHANG, Y.; KONG, L. Bibliometrics and visualization analysis regarding research on the development of microplastics. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 8, p. 8953–8967, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12366-2>

The background of the entire page is a microscopic image of the microalga *Isochrysis galbana*. The cells are small, oval-shaped, and appear as numerous light green or yellowish structures scattered across a greyish background. Some cells show internal structures like chloroplasts.

Capítulo 2

Uso da microalga *Isochrysis galbana* para avaliar a toxicidade de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) provenientes do derramamento de óleo no Atlântico Sudoeste Tropical em 2019

Uso da microalga *Isochrysis galbana* para avaliar a toxicidade de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) provenientes do derramamento de óleo no Atlântico Sudoeste Tropical em 2019

RESUMO

Os efeitos e intensidade dos danos causados pelos HPAs em organismos aquáticos podem variar de acordo com diversos fatores, incluindo o tipo de óleo e as condições ambientais em que os organismos sofrem exposição. Para entender melhor os impactos de derramamentos de óleo nos ecossistemas, é crucial realizar estudos que levem em consideração esses fatores. Neste estudo, foram conduzidos dois experimentos utilizando a microalga *Isochrysis galbana* como modelo para avaliar os efeitos dos HPAs oriundos de um óleo derramado no Atlântico em 2019, que atingiu a costa do Brasil, na base da cadeia alimentar. No primeiro experimento, avaliou-se a densidade de células, taxa de crescimento, concentração de clorofila-*a* e volume celular da microalga em resposta aos HPAs. No segundo experimento, analisou-se os efeitos dos HPAs na capacidade da população da microalga tolerar a predação do rotífero *Brachionus plicatilis*. Os resultados mostraram efeitos dos HPAs na densidade populacional da microalga: efeito estimulante nas menores concentrações testadas e decréscimo nas maiores concentrações, após 48h. Ao fim do período de 96h de exposição, a taxa de crescimento e a concentração de clorofila-*a* diminuíram. No entanto, foram registrados aumentos das concentrações de clorofila-*a* por célula e do volume celular. A relação dose-resposta revelou que a inibição de crescimento da microalga ocorreu em respostas aos HPAs ($IC_{50} = 651 \text{ ng L}^{-1}$). O experimento de predação demonstrou que a maior concentração causou redução na capacidade da população de microalga manter-se em um ambiente sob predação. Esses resultados indicam que maiores concentrações de HPAs podem causar efeitos negativos na microalga *I. galbana*, afetando sua densidade, taxa de crescimento, concentração de clorofila-*a*, volume celular e tolerância à predação. Isso indica que derramamentos de óleo, como o que ocorreu na costa brasileira em 2019, podem representar um impacto para a base da cadeia alimentar pelágica marinha.

Palavras-chave: IC_{50} , efeito tóxico, densidade populacional, taxa de crescimento, inibição de crescimento, clorofila-*a*, volume celular, tolerância à predação.

INTRODUÇÃO

Entre os fatores que podem causar impactos sobre as microalgas, a poluição ambiental por óleo derramado representa um risco relevante, pois esses organismos são sensíveis aos compostos tóxicos do óleo (BOPP; LETTIERI, 2007; OLALEYE; KADIRI, 2021; PÉREZ; FERNÁNDEZ; BEIRAS, 2010a; SUBASHCHANDRABOSE *et al.*, 2017). Quando essa comunidade é impactada, efeitos agudos e crônicos podem afetar negativamente a transferência de matéria e energia nas cadeias alimentares aquáticas, atingindo níveis tróficos superiores (BEN OTHMAN *et al.*, 2023; PERHAR; ARHONDITSIS, 2014). Isto ocorre devido as microalgas serem responsáveis por grande parte da produtividade primária dos ecossistemas aquáticos marinhos (METTING, 1996). Impactos causados pela exposição a compostos nocivos do óleo podem resultar em substituição de espécies sensíveis e mudança nas funções ecossistêmicas realizadas por essa comunidade (BEN OTHMAN *et al.*, 2018). Além disso, os compostos do óleo como os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) podem agir em combinação com outros poluentes orgânicos persistentes (POPs) e agravar o impacto sofrido por organismos da base da cadeia alimentar em ecossistemas já impactados (ECHEVESTE *et al.*, 2010).

Considerados poluentes prioritários da *U.S. Environmental Protection Agency*, os HPAs são compostos químicos formados principalmente por carbono e encontrados no óleo, resultantes da combustão incompleta (KEITH; TELLIARD, 1979). São reconhecidos como sendo dos compostos mais tóxicos, dentre aqueles presentes no óleo, para as microalgas marinhas (LIU *et al.*, 2022). A entrada desses compostos nos ecossistemas pode ocorrer a partir de derramamentos de óleo, como o ocorrido no Atlântico, em 2019, e que atingiu o litoral brasileiro (SOARES *et al.*, 2020). Quando esse óleo entra nos ecossistemas, fatores como as ondas, vento e a própria biota podem contribuir para a fragmentação desse material e liberação dos HPAs na água (ALMEDA *et al.*, 2014). Devido à natureza química estável e lipofílica, os HPAs possuem a capacidade de permanecerem no ambiente por grandes períodos de tempo (CLÉMENT *et al.*, 2004). Esses fatores influenciam sobre a intensidade do risco desses compostos para as microalgas marinhas, como já demonstrado em pesquisas anteriores (GHANBARZADEH *et al.*, 2022). A contaminação por esses compostos pode resultar em alterações na estrutura e biomassa da comunidade fitoplanctônica, além de modificações de interações ecológicas (BEN OTHMAN *et al.*, 2018).

Os efeitos dos HPAs sobre as microalgas têm sido amplamente investigados e de forma abrangente foram comprovados os efeitos prejudiciais causados por esses compostos (BEN OTHMAN *et al.*, 2023). Observou-se, por exemplo, que microalgas expostas a diferentes concentrações de HPAs demonstram uma relação direta de diminuição da taxa de crescimento

com o aumento das concentrações (MÜLLER *et al.*, 2021). Da mesma forma, os HPAs podem induzir a produção de espécies reativas de oxigênio (ROS) e causar efeitos oxidativos que são tóxicos para as microalgas (SARGIAN *et al.*, 2005). Além disso, foi comprovado que os HPAs podem causar genotoxicidade, alterando a expressão gênica, resultando em efeitos negativos sobre a ativação de enzimas importantes para processos celulares (CARVALHO *et al.*, 2011). No entanto, estudos que avaliaram a toxicidade de HPAs, obtidos a partir de amostras de óleo, indicaram que esses efeitos negativos podem variar dependendo do tipo de óleo ao qual os organismos são expostos, sensibilidade da espécie (SOFTCHECK, 2021) e condições de exposição (ALMEDA *et al.*, 2013). Portanto, é crucial a realização de estudos utilizando amostras provenientes de derramamentos de óleo no ambiente, em condições ambientais semelhantes às encontradas no local impactado, a fim melhorar a compreensão dos reais riscos ambientais associados à exposição a essas substâncias.

Neste estudo, avaliamos os efeitos tóxicos dos HPAs, provenientes de um óleo derramado no Atlântico, em 2019, e que atingiu o litoral brasileiro, sobre organismos da base da cadeia alimentar ao utilizando a microalga *Isochrysis galbana* Parke, 1949 como modelo. Essa microalga tem sido amplamente utilizada como modelo para avaliar os efeitos das substâncias contaminantes em ecossistemas devido à sua sensibilidade ecológica e capacidade de refletir os impactos tóxicos dessas substâncias sobre o fitoplâncton (BEN OTHMAN *et al.*, 2023). Neste contexto e diante da falta de estudos que investiguem os efeitos dos compostos tóxicos presentes no óleo derramado sobre a comunidade fitoplanctônica (SOARES; RABELO, 2023), foram testadas as seguintes hipóteses: Os HPAs do óleo derramado podem ter impactos negativos sobre a microalga *I. galbana*, afetando seu crescimento, biomassa, tamanho celular e tolerância à predação.

MATERIAL E MÉTODOS

Cultivo da alga

A microalga *Isochrysis galbana*, usada para os testes de exposição aos HPAs, foi cultivada no laboratório de cultivo do Museu de Oceanografia, da Universidade Federal de Pernambuco, em água do mar filtrada (filtro de 0,22 µm), esterilizada e com salinidade de 35ppt. O meio de cultivo foi o F/2 (GUILLARD, 1975), preparado a partir da adição dos macro e micronutrientes. Quando necessário, o pH foi ajustado com a adição de HCl, objetivando o

pH de aproximadamente 8,2. As culturas foram mantidas em fotoperíodo de 12:12h claro:escuro, com irradiação de $115 \mu\text{mol f\u00f3tons m}^{-2} \text{s}^{-1}$, sob a temperatura de $27^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$ e homogeneizadas 2 vezes ao dia.

Amostra de \u00f3leo e preparo da fra\u00e7\u00e3o sol\u00favel do \u00f3leo na \u00e1gua (FSA)

Durante o per\u00edodo de derramamento do \u00f3leo no Atl\u00e2ntico, em 2019, uma amostra do material que chegou \u00e0s praias do litoral brasileiro foi coletada na ba\u00eda de Tamandar\u00e9, PE, em outubro desse mesmo ano. A coleta foi realizada utilizando esp\u00e1tulas de metal e a amostra foi armazenada em um recipiente de vidro e conduzida para o Laborat\u00f3rio de Ecologia do Pl\u00e2ncton (LEPLANC), da Universidade Federal Rural de Pernambuco. No laborat\u00f3rio, a amostra foi mantida em freezer at\u00e9 a realiza\u00e7\u00e3o dos experimentos.

Preparo da solu\u00e7\u00e3o teste e an\u00e1lise dos HPAs

Para realizar o experimento de exposi\u00e7\u00e3o, a solu\u00e7\u00e3o teste, que consistiu da fra\u00e7\u00e3o sol\u00favel do \u00f3leo na \u00e1gua (FSA), foi preparada utilizando-se o \u00f3leo coletado na ba\u00eda de Tamandar\u00e9. Para isso, foi aplicado o m\u00e9todo proposto por Anderson et al. (1974), em que uma parte do \u00f3leo foi combinada com nove partes de \u00e1gua do mar filtrada (filtro GF/F). A solu\u00e7\u00e3o foi agitada com um agitador magn\u00e9tico, no escuro, a uma temperatura constante de 27°C , por 24 horas. Para evitar a ader\u00eancia de compostos do \u00f3leo, a barra magn\u00e9tica foi vedada com folha de alum\u00ednio. Ap\u00f3s a agita\u00e7\u00e3o, a solu\u00e7\u00e3o foi deixada em repouso por uma hora para permitir a separa\u00e7\u00e3o da fase aquosa, a qual foi filtrada usando-se um sistema de filtra\u00e7\u00e3o a v\u00e1cuo com um filtro de poro de $0,22 \mu\text{m}$. Essa solu\u00e7\u00e3o filtrada \u00e9 a FSA.

Para determinar as concentra\u00e7\u00f5es de HPAs na FSA, uma amostra de 1 L da solu\u00e7\u00e3o foi enviada ao Laborat\u00f3rio de Compostos Org\u00e2nicos em Ecossistemas Costeiros e Marinhos (OrganoMAR), da Universidade Federal de Pernambuco, onde a an\u00e1lise foi realizada. A extra\u00e7\u00e3o dos compostos foi realizada com uso do n-hexano e o extrato foi purificado em coluna de s\u00edlica/alumina e injetado em um cromat\u00f3grafo a g\u00e1s (Agilent Technologies, modelo 7820A) acoplado a um espectr\u00f4metro de massas (Agilent Technologies, modelo 5975C). Foi utilizada uma abordagem anal\u00edtica baseada no tempo de reten\u00e7\u00e3o e nos \u00edons m/z espec\u00edficos dos HPAs, para determina\u00e7\u00e3o das concentra\u00e7\u00f5es, seguindo o m\u00e9todo usado por M\u00fcller et al. (2021). Informa\u00e7\u00f5es sobre a maior concentra\u00e7\u00e3o de FSA testada est\u00e3o apresentadas na Tabela 2-1.

Tabela 2-1. Composi\u00e7\u00e3o e concentra\u00e7\u00e3o dos hidrocarbonetos polic\u00edclicos arom\u00e1ticos (HPAs) da maior concentra\u00e7\u00e3o testada, obtida a partir do \u00f3leo coletado em outubro de 2019 na Ba\u00eda de

Tamandaré, Pernambuco, Nordeste do Brasil, após o desastre com derramamento de petróleo ocorrido na Região Sudoeste do Atlântico Sudoeste.

Analito	Anéis	Concentração (ng L⁻¹)
Naftaleno	2	nd
C1 Naftalenos	2	89.871
C2 Naftalenos	2	179.094
C3 Naftalenos	2	85.901
C4 Naftalenos	2	18.761
Acenaftileno	3	< 1.00
Acenafteno	3	11.151
Fluoreno	3	21.560
C1 Fluorenos	3	46.126
C2 Fluorenos	3	25.575
C3 Fluorenos	3	12.479
Fenantreno	3	50.931
Antraceno	3	4.107
C1 Fenantrenos + Antracenos	3	52.452
C2 Fenantrenos + Antracenos	3	22.243
C3 Fenantrenos + Antracenos	3	8.522
C4 Fenantrenos + Antracenos	3	4.136
Fluoranteno	4	0.713
Pireno	4	3.948
C1 Fluorantenos + Pirenos	4	6.886
C2 Fluorantenos + Pirenos	4	6.447
C3 Fluorantenos + Pirenos	4	4.153
Benzo[a]antraceno	4	0.644
Criseno	4	2.509
C1 Benzo[a]antracenos + Crisenos	4	3.983
C2 Benzo[a]antracenos + Crisenos	4	3.558
C3 Benzo[a]antracenos + Crisenos	4	1.954
Benzo[b]fluoranteno	5	0.110
Benzo[k]fluoranteno	5	0.064
Benzo[a]pireno	5	0.237
Dibenzo[a,h]antraceno	5	< 1.00
Indeno[1,2,3-cd]pireno	6	nd
Benzo[ghi]perileno	6	0.078
Total	2-6	668.931

nd: não detectado

Valores precedidos por "<" são menores que o limite de quantificação (LQ)

Experimentos de exposição

Para avaliar os potenciais efeitos dos HPAs sobre a microalga *Isochrysis galbana*, foram realizados dois experimentos, ambos conduzidos em recipientes de vidro. Nos dois experimentos, as microalgas foram submetidas a diferentes concentrações de HPAs obtidas a partir do óleo derramado no litoral nordestino. Os experimentos foram realizados sob as mesmas condições de cultivo das microalgas, descritas anteriormente, as quais refletem as registradas nas águas costeiras do nordeste do Brasil, região que sofreu maior impacto devido ao derramamento de óleo (CAMPELO *et al.*, 2019; SANTOS; BRITO-LOLAIA; SCHWAMBORN, 2017; SILVA *et al.*, 2020). O uso de condições semelhantes às do ambiente teve como objetivo replicar o ecossistema costeiro local e fornecer um base mais realista para a avaliação dos efeitos que os HPAs podem ter causado para as microalgas locais.

Experimento 1: Nesse experimento, *Isochrysis galbana* foi exposta a diferentes concentrações de HPAs, durante um período experimental de 96hs, a fim de determinar os possíveis efeitos na densidade de células, taxa de crescimento, inibição de crescimento, concentração de clorofila-*a* e volume celular. Para isto, foram seguidas as recomendações da ABNT NBR 16181 (2013), que apresenta normas para bioensaios com microalgas marinhas. O experimento foi composto por cinco tratamentos experimentais, nos quais a microalga foi exposta a diferentes concentrações de HPAs (42, 84, 167, 335 e 669 ng L⁻¹), e um controle livre de HPAs. Como recipientes experimentais, foram usados Erlenmeyers de vidro com capacidade de 150 mL de capacidade, os quais receberam 80 mL de solução-teste e, posteriormente, um inóculo de 1x10⁴ células mL⁻¹. Cada um dos tratamentos era composto por quatro réplicas. As culturas foram homogeneizadas duas vezes ao dia e, a cada 24h, foram monitoradas quanto ao número de células, bem como as variáveis temperatura, salinidade e pH. A contagem do número de células foi realizada com o uso de um Flowcam (Model C71 Syringe Pump) com uma célula de fluxo FOV80 acoplada, a partir de uma subamostra de 2mL, conforme descrito por (MÜLLER *et al.*, 2021). Ao fim do teste, o Flowcam também foi usado para mensurar o volume celular (ESD).

Experimento 2: Este experimento foi baseado no que foi realizado por Sun *et al.* (2022). O objetivo foi avaliar os efeitos dos HPAs sobre a capacidade das microalgas tolerarem à predação. Para isto, a *Isochrysis galbana* foi usada como modelo, sendo exposta a diferentes concentrações de HPAs e submetida à pressão predatória do rotífero *Brachionus plicatilis*. Os recipientes utilizados tinham um volume total de 100 mL e foram preenchidos com 50 mL de três diferentes concentrações de HPAs (167, 335 e 669 ng L⁻¹), além de um controle sem HPAs. Cada concentração experimental foi replicada seis vezes e cada um dos recipientes-teste

recebeu um inóculo de 2×10^6 células mL^{-1} de *Isochrysis galbana* e de 10 ind. mL^{-1} do rotífero *Brachionus plicatilis*. As unidades amostrais foram submetidas às mesmas condições de cultivo, as quais refletiam as condições ambientais naturais, sob fotoperíodo 12:12 claro:escuro e irradiância de $115 \mu\text{mol f\u00f3tons m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Essas condições permitiram que a microalga continuasse a se multiplicar, possibilitando a comparação posterior das varia\u00e7\u00f5es populacionais entre os diferentes tratamentos.

Taxa de crescimento e concentra\u00e7\u00e3o de clorofila-*a*

A taxa de crescimento das culturas (dia^{-1}) foi determinada atrav\u00e9s do uso dos valores de densidade de *Isochrysis galbana* obtidos anteriormente com o uso do Flowcam. Os valores foram ent\u00e3o usados na seguinte equa\u00e7\u00e3o:

$$r = \frac{(\ln N1 - \ln N0)}{(t1 - t0)}$$

Onde *N1* e *N0* representam densidades celulares em tempo final e inicial dado em dias (*t1* e *t0*, respectivamente).

A inibi\u00e7\u00e3o da taxa de crescimento (*I%*) foi calculada em porcentagens, da seguinte forma:

$$I\% = \frac{(r_C - r_T)}{(r_C)}$$

Onde r_C \u00e9 a taxa m\u00e9dia de crescimento (dia^{-1}) no grupo controle e r_T \u00e9 o crescimento no tratamento.

As concentra\u00e7\u00f5es de clorofila-*a* (*Chla*) foram determinadas utilizando os m\u00e9todos de an\u00e1lise por meio de um espectrofot\u00f4metro. Ao fim do teste, foram coletadas al\u00edquotas de 40 mL de cada amostra, que foram filtradas em filtro de GF/F. Em seguida, os filtros foram colocados em tubos contendo acetona a 90% para extrair o pigmento (*Chla*) e mantidos refrigerados a 4°C , no escuro, por 24 horas. Ap\u00f3s este per\u00edodo, a medi\u00e7\u00e3o da concentra\u00e7\u00e3o de *Chla* foi realizada, utilizando um espectrofot\u00f4metro (PARSON; MAITA; LALLI, 1984). Dessa forma, foi obtido a concentra\u00e7\u00e3o de clorofila-*a* populacional ($\mu\text{g L}^{-1}$) e para a obten\u00e7\u00e3o da clorofila por c\u00e9lula ($\text{pg c\u00e9lula}^{-1}$) a concentra\u00e7\u00e3o de clorofila de cada cultura foi dividida pela densidade de c\u00e9lulas.

An\u00e1lises estat\u00edsticas

Considerando os pressupostos, testes Kruskal-wallis ou ANOVA seguidos dos testes de Dunn ou Tukey foram usados para avaliar se no experimento 1 as diferentes concentrações de HPAs resultaram em diferenças na densidade, taxa de crescimento, concentração de clorofila-*a* populacional e celular, bem como, no volume das células da microalga *Isochrysis galbana*. Da mesma forma, as taxas de crescimento do experimento 2 também foram comparados entre as concentrações. Para avaliar relação-dose resposta do aumento das concentrações de HPAs com o aumento da inibição de crescimento da microalga, foi aplicado um modelo dose-resposta utilizando o pacote ‘drc’ (RITZ; STREBIG, 2022), o que permitiu estimar os valores de IC₁₀, IC₅₀ e IC₉₀. A apresentação dos dados em forma de gráfico foi realizada através do uso do pacote ‘ggplot2’ (WICKHAM, 2011). Todas as análises estatísticas e construção dos gráficos foram realizadas no software R (R CORE TEAM, 2022), considerando valores de significância $p < 0,05$.

RESULTADOS

Densidade de células

Durante o experimento de exposição da microalga *Isochrysis galbana* aos HPAs provenientes do óleo derramado no Atlântico em 2019, observou-se um padrão de efeitos tóxicos variados ao longo do tempo. No período inicial de 24 horas, a concentração de 42 ng L⁻¹ resultou em uma densidade populacional mais elevada (36323 ± 5267 e controle = 22173 ± 3066 cél. mL⁻¹; teste de Dunn, $p < 0.01$; Figura 2-1), indicando um efeito estimulante nessa concentração. No entanto, após 48 horas de exposição, as concentrações de 335 e 669 ng L⁻¹ demonstraram uma redução significativa na densidade (teste de Dunn, $p < 0.01$), com médias de 43029 ± 3314 e 30376 ± 3404 cél. mL⁻¹, respectivamente, sendo esta última inferior à metade da densidade observada no grupo controle (65651 ± 4541 cél. mL⁻¹). Essa diminuição na densidade populacional nas concentrações de 335 e 669 ng L⁻¹ de HPAs persistiu em 72 horas (66088 ± 7158 , 38392 ± 6015 , controle = 106227 ± 5915 ; teste de Dunn, $p < 0.01$) e em 96 horas de exposição (158968 ± 15644 , 82539 ± 12817 , controle = 212736 ± 10631 ; teste de Dunn, $p < 0.01$), evidenciando a sensibilidade da microalga *Isochrysis galbana* a essas concentrações. No entanto, após o período de 96 horas, as concentrações de 42 e 84 ng L⁻¹ apresentaram uma densidade populacional maior do que o grupo controle (respectivamente, 239380 ± 10652 , 244489 ± 11484 e 212736 ± 10631 ; teste de Dunn, $p < 0.01$).

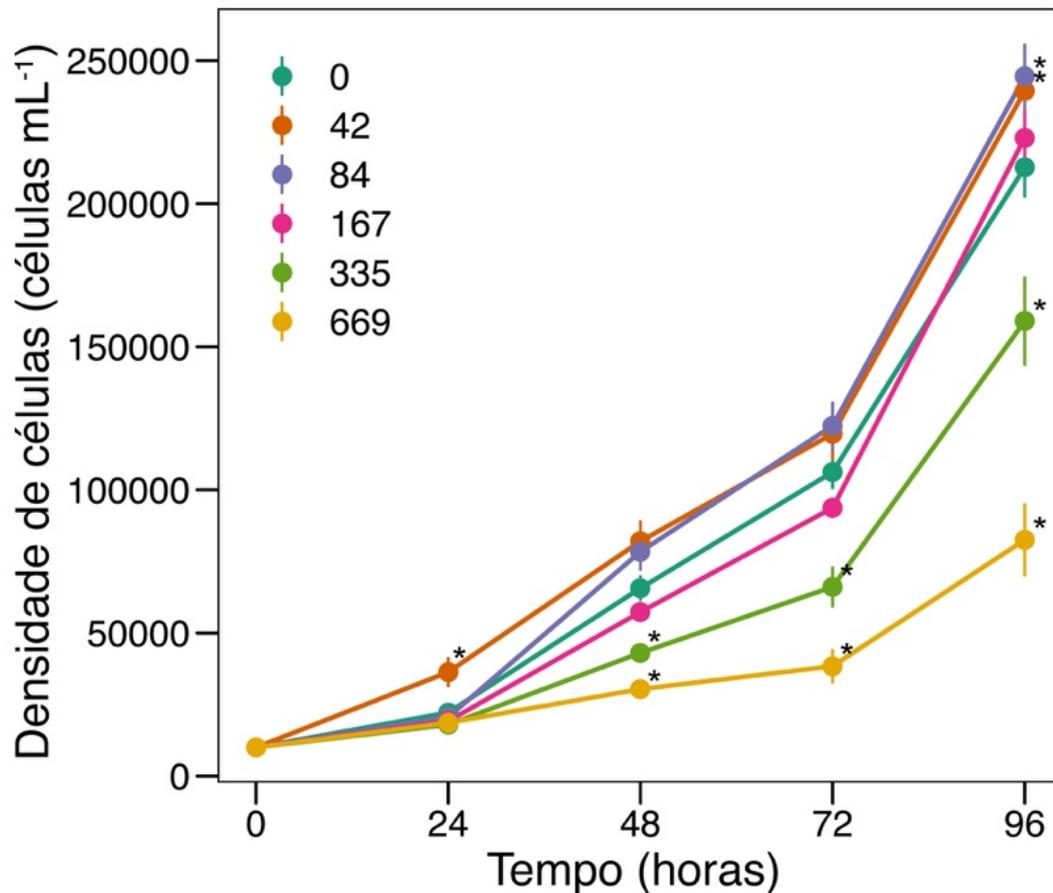


Figura 2-1. Densidade de células (cél. mL⁻¹) da microalga *Isochrysis galbana* nos diferentes tempos de exposição e concentrações de HPAs proveniente do óleo derramado no Atlântico em 2019. * Indica as concentrações que diferiram do tratamento controle (Teste de Dunn).

Taxas de crescimento

Foram observadas variações na taxa de crescimento de *Isochrysis galbana* quando exposta às diferentes concentrações de HPAs, com valores oscilando de 0,39 a 1,05 dia⁻¹. Ao comparar as concentrações, constatou-se que as concentrações mais elevadas de HPAs resultaram em um efeito negativo na taxa de crescimento da microalga *Isochrysis galbana* (Figura 2-2). Especificamente, as concentrações de 335 e 669 ng L⁻¹ apresentaram valores de crescimento menores em comparação ao tratamento controle ($0,97 \pm 0,02$ dia⁻¹, $0,81 \pm 0,06$ e $0,49 \pm 0,05$, respectivamente; teste de Dunn, $p < 0,01$).

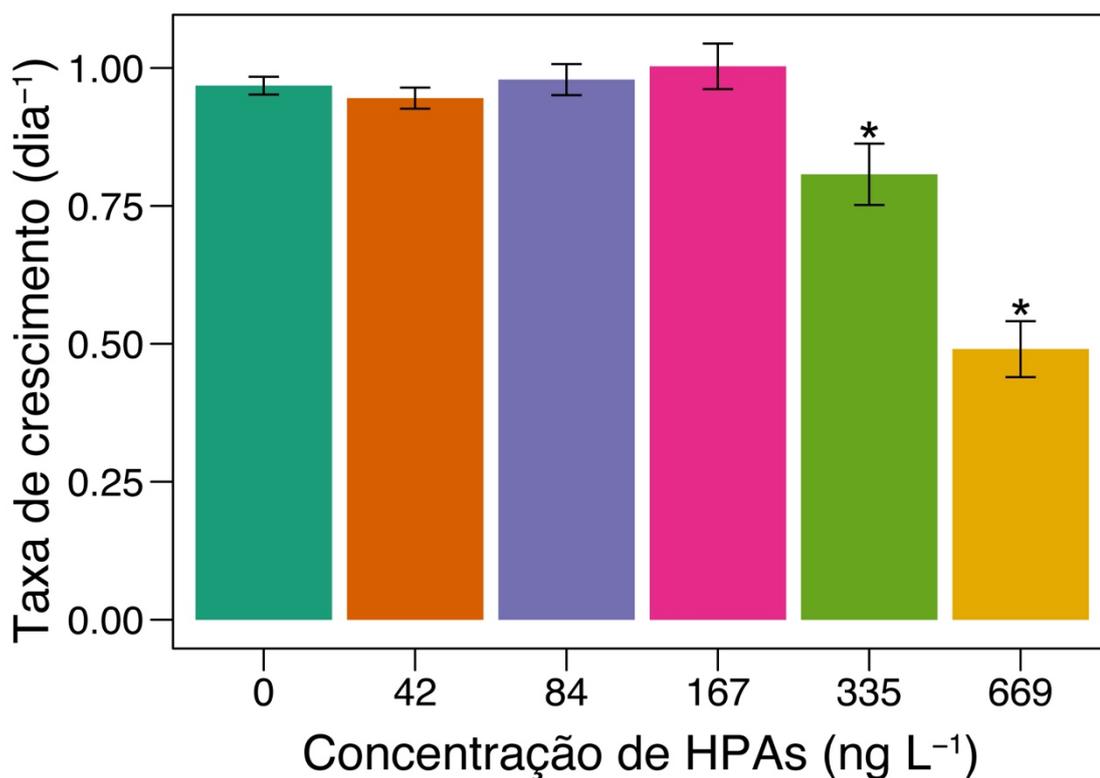


Figura 2-2. Taxa de crescimento (dia⁻¹) da microalga *Isochrysis galbana* para as diferentes concentrações de HPAs proveniente do óleo derramado no Atlântico em 2019. * Indica as concentrações que diferiram do tratamento controle (teste de Dunn).

Inibição de crescimento

Através do experimento de exposição, foi possível identificar uma clara relação de dose-resposta entre o aumento das concentrações de HPAs e a inibição de crescimento da microalga *Isochrysis galbana* (Figura 2-3). A taxa de inibição de crescimento variou de -9 a 69%, sendo um indicativo do efeito negativo capaz de inibir o crescimento da população. O modelo de dose-resposta revelou que concentrações relativamente baixas de HPAs já são capazes de causar efeitos prejudiciais na população de *Isochrysis galbana*, ao passo que a concentração que resulta em 10% de inibição de crescimento (CI₁₀) foi estimada em apenas 290 ng L⁻¹. À medida que as concentrações de HPAs aumentaram, atingindo a CI₅₀ de 651 ng L⁻¹, observou-se que 50% da população teve seu crescimento inibido. Para que 90% da população sofresse inibição de crescimento, seria necessário alcançar a concentração de CI₉₀, que foi estimada em 1462 ng L⁻¹.

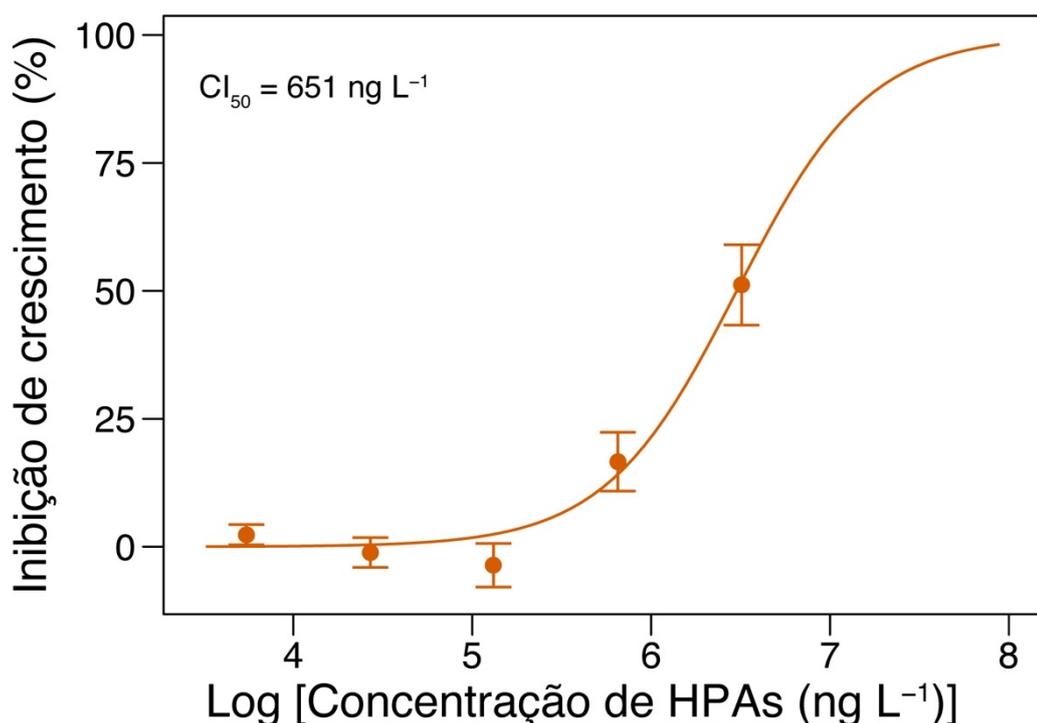


Figura 2-3. Curva de dose-reposta para a inibição de crescimento para a microalga *Isochrysis galbana* exposta a diferentes concentrações de HPAs proveniente do óleo derramado no Atlântico em 2019.

Concentração de clorofila-*a* na população

Após um período de exposição de 96 horas de *Isochrysis galbana* a diferentes concentrações de HPAs, observou-se que os níveis de clorofila-*a* variaram em relação ao grupo controle (teste de Kruskal-Wallis, $p < 0,01$; Figura 2-4). As concentrações mais baixas (42, 84 e 167 ng L⁻¹) tiveram valores de clorofila-*a* mais elevados (teste de Dunn, $p < 0,01$; $0,043 \pm 0,002$, $0,042 \pm 0,003$ e $0,041 \pm 0,002$ $\mu\text{g mL}^{-1}$, respectivamente) em relação ao controle ($0,036 \pm 0,003$ $\mu\text{g mL}^{-1}$). No entanto, para a maior concentração de HPAs ($669 \text{ ng L}^{-1} = 0,019 \pm 0,004$ $\mu\text{g mL}^{-1}$), registrou-se praticamente a metade da concentração do tratamento controle, indicando uma diminuição significativa na biomassa populacional.

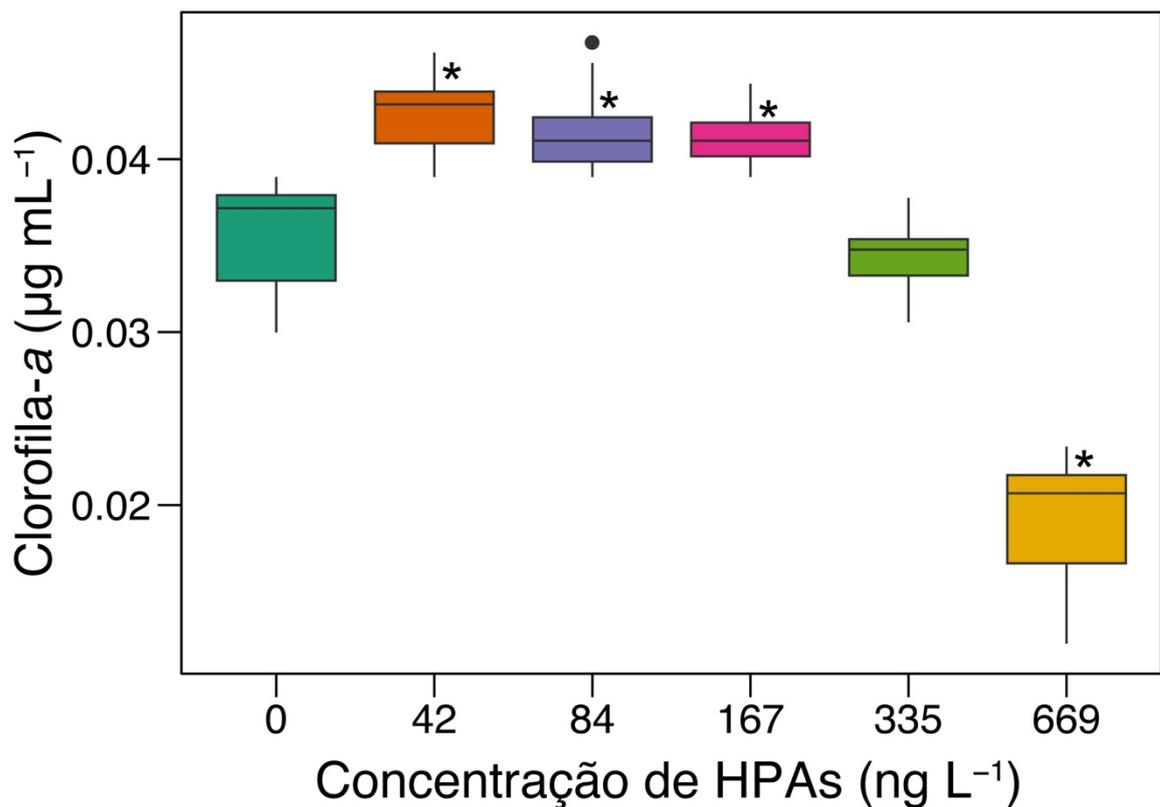


Figura 2-4. Concentração de clorofila-*a* populacional, em resposta às diferentes concentrações de HPAs proveniente do óleo derramado no Atlântico em 2019. * Indica as concentrações que diferiram do tratamento controle (teste de Dunn).

Concentração de clorofila-*a* nas células

A análise da concentração de clorofila-*a* celular revelou um padrão inverso em relação aos resultados a nível populacional. Observou-se que concentrações mais elevadas de HPAs resultaram em maiores concentrações de clorofila-*a* em cada célula (teste de Kruskal-Wallis, $p < 0,01$; Figura 2-5). O grupo controle apresentou os menores valores de clorofila-*a* nas células ($0,17 \pm 0,018$ pg cél.⁻¹), enquanto os tratamentos com concentrações de 167, 335 e 669 ng L⁻¹ demonstraram os maiores valores ($0,20 \pm 0,021$, $0,23 \pm 0,023$, $0,25 \pm 0,042$ pg cél.⁻¹, respectivamente).

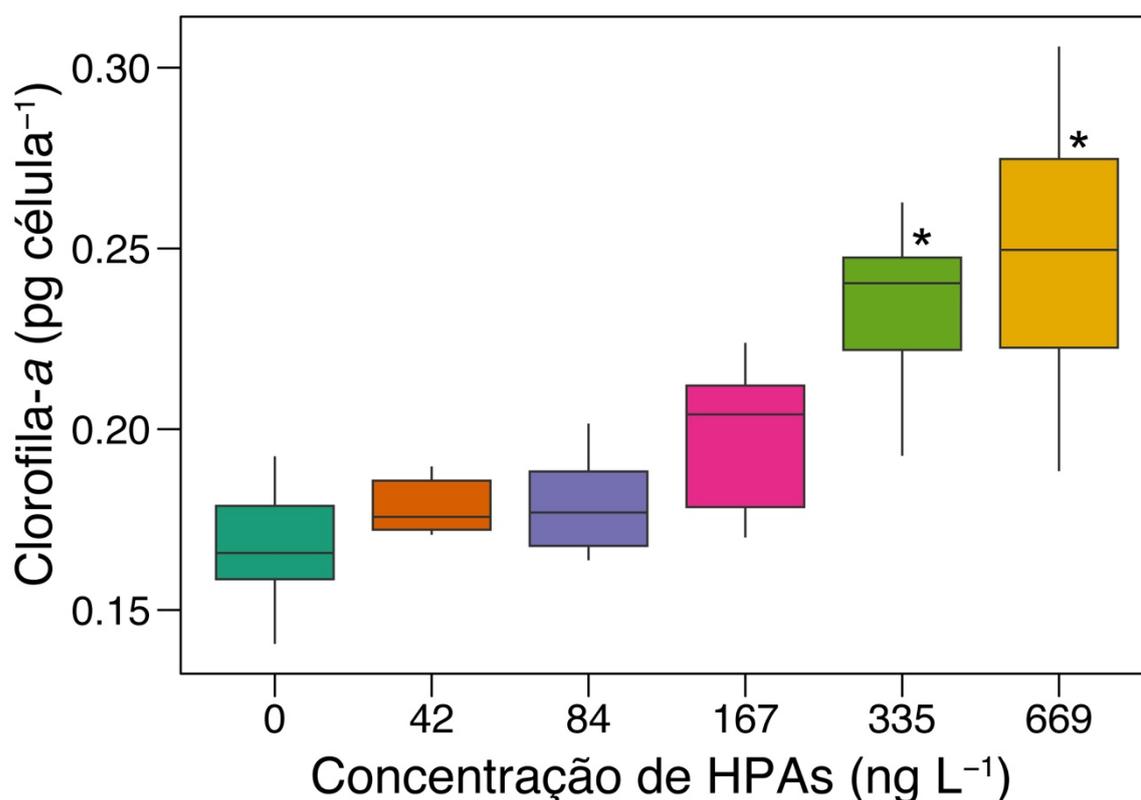


Figura 2-5. Concentração de clorofila-*a* ao nível celular, em resposta às diferentes concentrações de HPAs proveniente do óleo derramado no Atlântico em 2019. * Indica as concentrações que diferiram do tratamento controle (teste de Dunn).

Volume celular

O volume celular também apresentou uma relação positiva com o aumento das concentrações de HPAs, demonstrando que concentrações elevadas de HPAs resultaram em maiores volumes celulares (teste de Kruskal-Wallis, $p < 0,01$; Figura 2-6). No tratamento controle, as células apresentaram média de $54.2 \pm 10 \mu\text{m}^3$. Por outro lado, nas concentrações de 167, 335 e 669 ng L^{-1} foi evidenciado um aumento no volume celular, sendo que a concentração mais alta ocasionou um aumento de quase um terço quando comparado com os resultados obtidos no grupo controle (60 ± 1.25 , 64.9 ± 4.39 e $68.4 \pm 3.21 \mu\text{m}^3$, respectivamente).

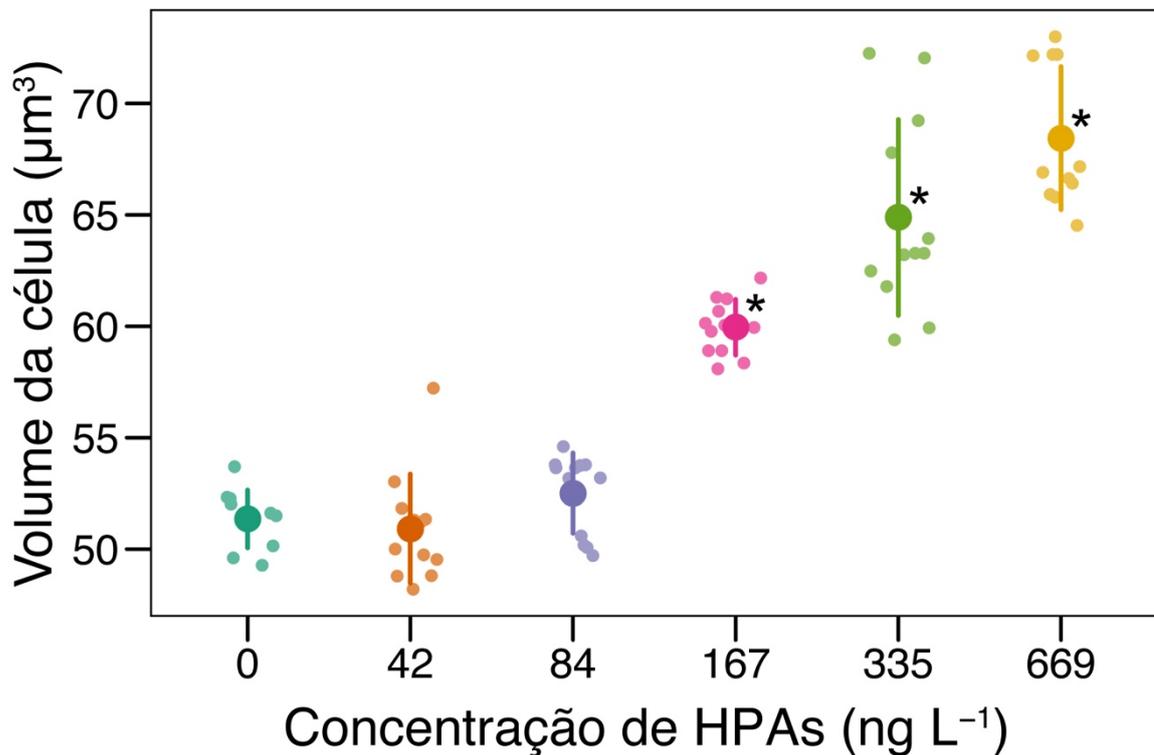


Figura 2-6. Volume celular para as diferentes concentrações de HPAs proveniente do óleo derramado no Atlântico em 2019. * Indica as concentrações que diferiram do tratamento controle (teste de Dunn).

Experimento de predação

No experimento realizado para avaliar os possíveis efeitos negativos dos HPAs sobre a tolerância de *Isochrysis galbana* à predação, observou-se que, após 48 horas de exposição, a capacidade da população de se manter tolerante à predação foi afetada (ANOVA, $p < 0,05$; Figura 2-7). A concentração de 167 ng L⁻¹ de HPAs demonstrou uma melhoria na tolerância da *Isochrysis galbana* à predação, evidenciada por uma taxa de crescimento maior ($0,49 \pm 0,06$ dia⁻¹) e uma menor inibição de crescimento ($0,40 \pm 0,07\%$) em comparação ao grupo controle ($0,38 \pm 0,04$ dia⁻¹ e $0,53 \pm 0,05\%$, respectivamente). Por outro lado, na concentração mais elevada (669 ng L⁻¹), houve uma redução significativa na tolerância da população em suportar a pressão predatória, com uma taxa de crescimento de menos que a metade do grupo controle ($0,16 \pm 0,08$ dia⁻¹) e cerca de 80% de inibição do crescimento populacional (Tabela 2-2).

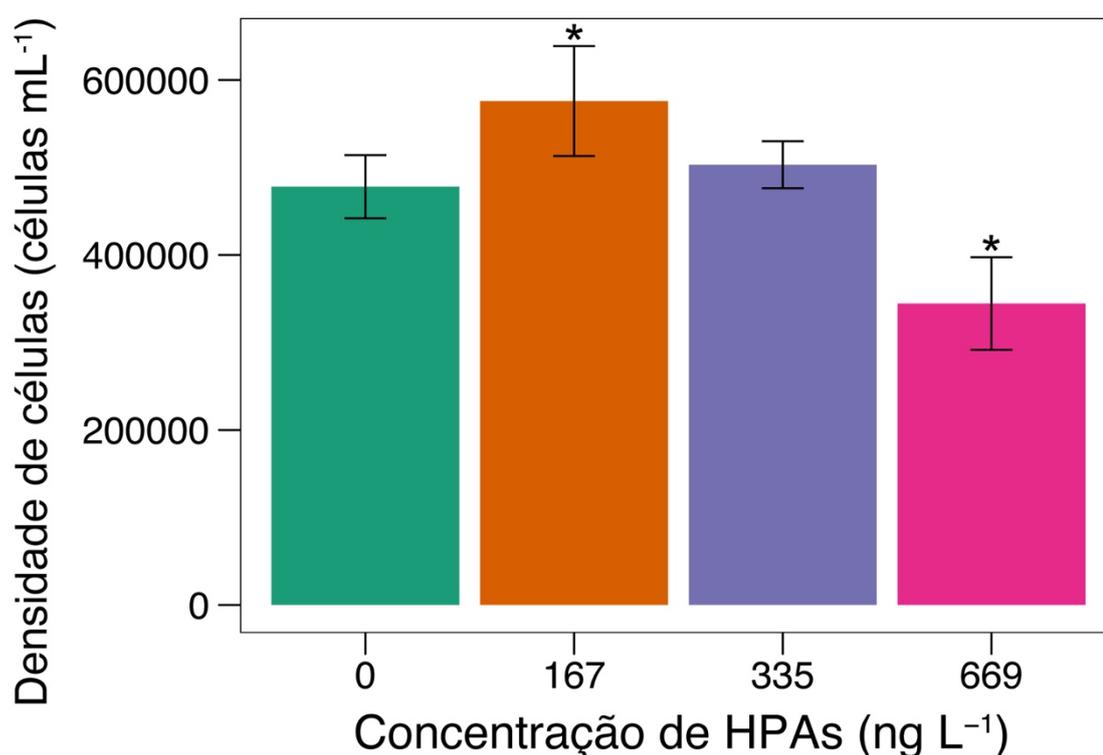


Figura 2-7. Densidade de células (cel. mL⁻¹) da microalga *Isochrysis galbana* após 48h de exposição à predação e diferentes concentrações de HPAs proveniente do óleo derramado no Atlântico em 2019. * Indica as concentrações que diferiram do tratamento controle (teste de Dunn).

Tabela 2-2. Taxa de crescimento e inibição de crescimento da microalga *Isochrysis galbana* após 48h de exposição à predação e diferentes concentrações de HPAs proveniente do óleo derramado no Atlântico em 2019.

Concentração	N	Taxa de crescimento (dia ⁻¹)	Inibição de crescimento (%)
0	6	0,38 (0,04)	53 (5)
167*	6	0,49 (0,06)	40 (7)
335	6	0,35 (0,03)	57 (3)
669*	6	0,16 (0,08)	80 (9)

Média (Desvio padrão)

* Concentrações significativamente diferentes do grupo de controle (teste de Tukey, p<0,01)

DISCUSSÃO

Neste estudo, foi demonstrada a sensibilidade, em níveis populacionais e celulares, da microalga marinha *Isochrysis galbana*, utilizada como modelo para avaliar os efeitos dos HPAs

de um óleo derramado no Atlântico em 2019. A maioria dos estudos sobre os efeitos dos HPAs em organismos da base da cadeia alimentar aquática utiliza compostos isolados, com poucos abordando misturas de HPAs e, ainda menos, considerando misturas desses compostos obtidos a partir de amostra ambiental após derramamento de óleo (BEN OTHMAN *et al.*, 2023). Aqui, foi registrado que as maiores concentrações testadas reduziram a densidade populacional logo após um período de 48h. Ao fim do período de exposição (96h), observou-se também a diminuição da taxa de crescimento e das concentrações de clorofila-*a* nas culturas, ao passo que houve aumento da inibição de crescimento, das concentrações de clorofila-*a* por célula e do volume celular. Além disso, a contaminação pelos HPAs causou a diminuição na capacidade da microalga tolerar à predação exercida pelo rotífero *Brachionus plicatilis*. Este estudo indica, portanto, que HPAs presentes em óleos têm a capacidade de impactar organismos planctônicos, que estão na base da cadeia alimentar, conforme apresentado anteriormente (PERHAR; ARHONDITSIS, 2014; SARGIAN *et al.*, 2005). Estes resultados contribuem para o entendimento dos danos causados por derramamentos de óleo, especialmente o ocorrido no oceano Atlântico em 2019 e que até então não tinham sido realizadas investigações dos efeitos sobre o fitoplâncton (SOARES; RABELO, 2023).

O aumento da densidade verificado após o período de 24hs no tratamento de menor concentração de HPAs (42 ng L⁻¹) e, posteriormente, ao fim do teste (96h de exposição) também para a concentração 84 ng L⁻¹, sugere um efeito hormeses desses compostos em baixas concentrações. Esses resultados estão de acordo com outros estudos que relataram o estímulo/tolerância de espécies de microalgas em resposta a baixas concentrações de HPAs (BEN OTHMAN *et al.*, 2018; CHAN; CHIU, 1985; EL-SHEEKH *et al.*, 2000; ROSETH *et al.*, 1996). Por outro lado, concentrações mais elevadas (335 e 669 ng L⁻¹) tiveram redução de densidade populacional após o período de 48h de exposição, o que indica um efeito negativo. Esse efeito persistiu até o fim do teste (96h), à medida que os valores de densidade da maior concentração apresentaram redução de 2,5 vezes em relação ao tratamento controle. Os HPAs podem impactar as microalgas, e a toxicidade associada ao tempo pode indicar o aumento dos efeitos negativos à medida que a exposição se prolonga (PÉREZ; FERNÁNDEZ; BEIRAS, 2010b).

O efeito negativo das maiores concentrações de HPAs na taxa de crescimento das microalgas foi demonstrado, ao passo que, estas tiveram menores taxas de crescimento em comparação ao tratamento controle. Este padrão está de acordo com o que foi demonstrado em uma recente revisão, onde foi destacado o efeito dos HPAs sobre a taxa de crescimento de microalgas (BEN OTHMAN *et al.*, 2023). Durante a exposição ao mesmo óleo que foi usado

no presente estudo, a espécie de simbiote de coral *Symbiodinium glynnii* apresentou diminuição do seu crescimento (MÜLLER *et al.*, 2021). Estes autores relacionaram o decréscimo da taxa de crescimento a possíveis efeitos genotóxicos, que poderiam ser passados para as gerações seguintes e resultarem em problemas fisiológicos. A inibição de crescimento das algas verdes *Chlorella vulgaris* e da diatomácea *Skeletonema costatum*, conhecida por formar florações, ocorreram iniciando na menor concentração testada ($1 \mu\text{g L}^{-1}$) do HPA fenantreno (JIANG *et al.*, 2022). Este HPA é o principal obtido a partir de amostra do óleo derramado no Atlântico, em 2019, como foi apresentado pela análise química realizada pelo presente estudo e anteriormente (MÜLLER *et al.*, 2021). Essa diminuição do crescimento pode estar relacionada a intoxicação das microalgas pelos HPAs que podem causar os seguintes efeitos: diminuição da capacidade de realizar fotossíntese (PÉREZ; FERNÁNDEZ; BEIRAS, 2010a); problemas na realização de importantes processos celulares, devido à alterações genéticas que acabam afetando ativação de enzimas essenciais (CARVALHO *et al.*, 2011); à produção de espécies reativas de oxigênio (ROS), desencadeando a oxidação de proteínas, mutações no DNA, danos à membrana celular e, em casos extremos, desencadear o processo de apoptose (SUBASHCHANDRABOSE *et al.*, 2017); bioacumulação (MÜLLER *et al.*, 2021); e problemas no processo de divisão celular (ROSETH *et al.*, 1996). A diminuição na taxa de crescimento da microalga *Isochrysis galbana* sugere que um ou mais desses fatores, possivelmente combinados, podem ter afetado sua saúde durante o período de exposição e resultaram nessa condição observada.

Os efeitos sofridos pela microalga com o aumento da concentração de HPAs foi confirmado pelo modelo dose-resposta que indicou uma relação direta do aumento das concentrações desses compostos com o aumento da inibição de crescimento. Relação semelhante já tinha sido demonstrada para *Isochrysis galbana*, assim como para as algas *Skeletonema costatum* e *Thalassiosira pseudonana*, variando de acordo com a espécie e o tipo de óleo usado (SOFTCHECK, 2021). Entretanto, Softcheck (2021) usou apenas concentrações nominais da fração do óleo acomodada em água (FAA), não apresentando análises químicas com concentrações de HPAs. O modelo, aqui apresentado, indicou que concentrações relativamente baixas são capazes de resultar em 10% de inibição de crescimento da população ($IC_{10} = 290 \text{ ng L}^{-1}$). Com o aumento das concentrações, a população passou a declinar e a concentração de 651 ng L^{-1} de HPAs já causa inibição de crescimento para 50% da população (IC_{50}). Müller *et al.* (2021) em estudo com concentração quatro vezes maior (2.818 ng L^{-1}) observaram efeitos sobre o crescimento de 50% da população de *Symbiodinium glynnii*, em um experimento com duração de 14 dias. Em um experimento em que comunidades naturais de

fitoplâncton foram expostas a HPAs, os autores registraram EC_{50} de 1.210 e 2.040 $ng L^{-1}$ de HPAs, variando com a estação de amostragem, concentrações que foram capazes de afetar negativamente o crescimento da população (BEN OTHMAN *et al.*, 2018). Para outros grupos taxonômicos, a exposição aos HPAs causou a mortalidade na espécie de crustáceo *Artemia salina* ($LC_{50} = 100.760 ng L^{-1}$), problemas no desenvolvimento larval de ouriço-do-mar (*Lytechinus variegatus*, $EC_{50} = 39.840 ng L^{-1}$), e produção de prole por copépode (*Nitokra sp.*, $EC_{50} = 24.210 ng L^{-1}$), conforme apresentado anteriormente por (SANTANA *et al.*, 2021).

As diferenças observadas para os valores de clorofila-*a* também são indícios do impacto sofrido pela microalga durante o período de exposição. A maior concentração testada de HPAs resultou em decréscimo de 50% da concentração de clorofila-*a* populacional. Para a alga *S. costatum*, a exposição ao HPA fenantreno resultou em, ao menos, teor de clorofila-*a* 61% menor, esse padrão não foi registrado para *C. vulgaris* (JIANG *et al.*, 2022). Entretanto, para *Isochrysis galbana*, foi observado um aumento de clorofila-*a* nas concentrações de HPAs em relação ao controle para a concentração de 167 $ng L^{-1}$, assim como para as demais concentrações testadas que foram inferiores a esta. Baixas concentrações de certos compostos químicos podem causar o efeito de hormese, estimulando os organismos a alocar recursos para um rápido desenvolvimento em resposta a condições estressantes (CEDERGREEN *et al.*, 2007). Segundo a teoria, esse fenômeno pode ser observado em características como crescimento, longevidade e reprodução, e pode ser explicado como uma adaptação evolutiva dos indivíduos para manter sua aptidão em ambientes em constante mudança (FORBES, 2000).

O aumento da quantidade de clorofila-*a* por célula e também do volume celular podem indicar que as células acumularam substâncias em seu interior e encontraram dificuldades em se dividir. Os HPAs possuem a capacidade de induzir perturbações ao processo de divisão das células, resultando em aumento do tamanho celular e retardando o processo de crescimento populacional, uma vez que as células passam a requerer mais tempo para se multiplicarem (SARGIAN *et al.*, 2005). A diminuição da taxa de crescimento populacional pode não estar associada exclusivamente a mortalidade celular, mas também com o aumento do tempo para as células realizarem seu ciclo de divisão (PERHAR; ARHONDITSIS, 2014). Sargin *et al.* (2005) relacionaram o aumento das células aos efeitos de subprodutos dos HPAs oxidados (quinonas), os quais podem causar prejuízos às membranas, juntamente com ROS capazes de danificar o DNA das células. Recentemente, foi demonstrado que HPAs, do mesmo óleo usado neste estudo, afetaram o processo de divisão do simbionte de coral *Symbiodinium glynnii* (MÜLLER *et al.*, 2021). Essa hipótese tem um reforço com os resultados aqui apresentados.

Embora tenha sido demonstrado que os HPAs podem reduzir a predação do zooplâncton sobre o fitoplâncton (CEREZO; AGUSTI, 2015), aqui foi verificado que a microalga *Isochrysis galbana* apresentou menor tolerância à predação na maior concentração testada de HPAs (669 ng L⁻¹). Essa condição pode representar um perigo para o ecossistema, pois pode resultar em uma diminuição na aptidão competitiva da microalga em relação ao predador, levando a um desequilíbrio ecológico. É importante notar que, embora as concentrações de HPAs usadas neste estudo tenham sido menores do que as registradas em áreas afetadas por derramamentos de óleo, ainda assim, elas tiveram efeitos importante sobre a microalga modelo. As concentrações usadas são ambientalmente relevantes, ao passo que estiveram abaixo de valores registrados após derramamentos de óleo como no Deepwater Horizon 23.200 ng L⁻¹(BOEHM; MURRAY; COOK, 2016), North Cape 115.000 ng L⁻¹(REDDY; QUINN, 2001) e Prestige 28.800 ng L⁻¹ (GONZÁLEZ *et al.*, 2006). Os valores observados também foram inferiores aos padrões estabelecidos para a qualidade ambiental da água (BRASIL, 2005; EU, 2008; US EPA, 2015).

A realização desses experimentos permitiu contribuir para a compreensão dos efeitos de misturas complexas de HPAs sobre organismos da base da cadeia alimentar. Há evidências de impacto desses compostos na população de microalga *Isochrysis galbana*, confirmando a capacidade de gerarem danos aos organismos e, conseqüentemente, sobre os ecossistemas (BRUSSAARD *et al.*, 2016; ECHEVESTE *et al.*, 2010). Assim, derramamentos de óleo, como ocorrido no Atlântico em 2019, devem ser considerados impactos significativos para biota dos ecossistemas afetados (CAMPELO *et al.*, 2021; SOARES *et al.*, 2020), uma vez que os HPAs podem causar efeitos agudos e crônicos, com o potencial de reduzir a produtividade fitoplanctônica, o que, por sua vez, pode resultar em impactos para todo o ecossistema (BEN OTHMAN *et al.*, 2018, 2023; PERHAR; ARHONDITSIS, 2014). Nos ambientes naturais, os HPAs passam a fazer parte de uma mistura de poluentes, incluindo outras substâncias químicas tóxicas e que, juntamente com os HPAs, fazem parte dos poluentes orgânicos persistentes (POPs), sendo capazes de agravar ainda mais a condição de ecossistemas aquáticos já impactados (ECHEVESTE *et al.*, 2010). Estes mesmos autores afirmam que a toxicidade da mistura formada por POPs pode elevar em 1000 vezes a toxicidade que era esperada para um poluente isolado. Os HPAs podem ainda causar o desaparecimento de espécies sensíveis, enquanto são substituídas por espécies que apresentam alta tolerância, resultando assim em modificações na estrutura e funções dos grupos afetados (BEN OTHMAN *et al.*, 2018).

CONCLUSÃO

No presente estudo, foi demonstrado que os HPAs de um óleo derramado no Atlântico Sudoeste Tropical, em 2019, causam efeitos tóxicos sobre a microalga marinha *Isochrysis galbana*. As maiores concentrações de HPAs testadas causaram diminuição da densidade populacional, taxa de crescimento, concentração de clorofila-*a* populacional, enquanto que houve aumento das concentrações de clorofila-*a* por célula e do volume celular. Além disso, foi demonstrado que a exposição a esses compostos causou diminuição da sua tolerância a predação, resultando em maior susceptibilidade ao declínio populacional. Desta forma, este estudo indica que derramamentos de óleo, incluindo o que atingiu os ecossistemas costeiros brasileiros em 2019, podem representar potenciais danos sobre organismos da base da cadeia alimentar marinha. Além disso, estes resultados de ecotoxicidade contribuem para lançar luz sobre o problema da poluição marinha por compostos tóxicos do óleo, que segue sendo gravemente negligenciada (BEN OTHMAN *et al.*, 2023). Isso é preocupante, pois tem sido identificado como um dos principais desafios que ameaçam a integridade dos ecossistemas marinhos (PARSONS *et al.*, 2014). Portanto, faz-se necessário a realização de mais estudos que evidencie como os danos por compostos presentes no óleo e como podem ser minimizados.

REFERÊNCIAS

- ABNT NBR 16181. **Ecotoxicologia aquática - Toxicidade crônica - Método de ensaio com microalgas marinhas**Rio de Janeiro, 2013.
- ALMEDA, R.; BACA, S.; HYATT, C.; BUSKEY, E. J. Ingestion and sublethal effects of physically and chemically dispersed crude oil on marine planktonic copepods. **Ecotoxicology**, v. 23, n. 6, p. 988–1003, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10646-014-1242-6>
- ALMEDA, R.; WAMBAUGH, Z.; WANG, Z.; HYATT, C.; LIU, Z.; BUSKEY, E. J. Interactions between Zooplankton and Crude Oil: Toxic Effects and Bioaccumulation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. **PLoS ONE**, v. 8, n. 6, p. e67212, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0067212>
- ANDERSON, J. W.; NEFF, J. M.; COX, B. A.; TATEM, H. E.; HIGHTOWER, G. M. Characteristics of dispersions and water-soluble extracts of crude and refined oils and their toxicity to estuarine crustaceans and fish. **Marine Biology**, v. 27, n. 1, p. 75–88, 1974. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF00394763>

- BEN OTHMAN, H.; LANOUGUÈRE, É.; GOT, P.; SAKKA HLAILI, A.; LÉBOULANGER, C. Structural and functional responses of coastal marine phytoplankton communities to PAH mixtures. **Chemosphere**, v. 209, p. 908–919, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.153>
- BEN OTHMAN, H.; PICK, F. R.; SAKKA HLAILI, A.; LÉBOULANGER, C. Effects of polycyclic aromatic hydrocarbons on marine and freshwater microalgae – A review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 441, n. July 2022, p. 129869, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129869>
- BOEHM, P. D.; MURRAY, K. J.; COOK, L. L. Distribution and Attenuation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Gulf of Mexico Seawater from the Deepwater Horizon Oil Accident. **Environmental Science and Technology**, v. 50, n. 2, p. 584–592, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03616>
- BOPP, S. K.; LETTIERI, T. Gene regulation in the marine diatom *Thalassiosira pseudonana* upon exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). **Gene**, v. 396, n. 2, p. 293–302, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gene.2007.03.013>
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de Março de 2005 (Retificada). Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Conselho Nacional do Meio Ambiente**, seção 204, p. 36.
- BRUSSAARD, C. P. D.; PEPERZAK, L.; BEGGAH, S.; WICK, L. Y.; WUERZ, B.; WEBER, J.; SAMUEL AREY, J.; VAN DER BURG, B.; JONAS, A.; HUISMAN, J.; VAN DER MEER, J. R. Immediate ecotoxicological effects of short-lived oil spills on marine biota. **Nature Communications**, v. 7, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/ncomms11206>
- CAMPELO, R. P. de S.; BONOU, F. K.; DE MELO JÚNIOR, M.; DIAZ, X. F. G.; BEZERRA, L. E. A.; NEUMANN-LEITÃO, S. Zooplankton biomass around marine protected islands in the tropical Atlantic Ocean. **Journal of Sea Research**, v. 154, p. 101810, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.seares.2019.101810>
- CAMPELO, R. P. de S.; LIMA, C. D. M. de; DE SANTANA, C. S.; JONATHAN DA SILVA, A.; NEUMANN-LEITÃO, S.; FERREIRA, B. P.; SOARES, M. de O.; MELO JÚNIOR, M. de; MELO, P. A. M. de C. Oil spills: The invisible impact on the base of tropical marine food webs. **Marine Pollution Bulletin**, v. 167, p. 112281, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112281>
- CARVALHO, R. N.; BURCHARDT, A. D.; SENA, F.; MARIANI, G.; MUELLER, A.; BOPP,

- S. K.; UMLAUF, G.; LETTIERI, T. Gene biomarkers in diatom *Thalassiosira pseudonana* exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons from contaminated marine surface sediments. **Aquatic Toxicology**, v. 101, n. 1, p. 244–253, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2010.10.004>
- CEDERGREEN, N.; STREIBIG, J. C.; KUDSK, P.; MATHIASSEN, S. K.; DUKE, S. O. The Occurrence of Hormesis in Plants and Algae. **Dose-Response**, v. 5, n. 2, p. dose-response.0, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.2203/dose-response.06-008.cedergreen>
- CEREZO, M. I.; AGUSTI, S. Polycyclic aromatic hydrocarbons alter the structure of oceanic and oligotrophic microbial food webs. **Marine Pollution Bulletin**, v. 101, n. 2, p. 726–735, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.10.004>
- CHAN, K. yu; CHIU, S. Y. The effects of diesel oil and oil dispersants on growth, photosynthesis, and respiration of *Chlorella salina*. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 14, n. 3, p. 325–331, 1985. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF01055410>
- CLÉMENT, B.; DEVAUX, A.; PERRODIN, Y.; DANJEAN, M.; GHIDINI-FATUS, M. Assessment of sediment ecotoxicity and genotoxicity in freshwater laboratory microcosms. **Ecotoxicology**, v. 13, n. 4, p. 323–333, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1023/B:ECTX.0000033090.54897.94>
- ECHEVESTE, P.; DACHS, J.; BERROJALBIZ, N.; AGUSTÍ, S. Decrease in the abundance and viability of oceanic phytoplankton due to trace levels of complex mixtures of organic pollutants. **Chemosphere**, v. 81, n. 2, p. 161–168, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.06.072>
- EL-SHEEKH, M. M.; EL-NAGGAR, A. H.; OSMAN, M. E. H.; HAIEDER, A. Comparative studies on the green algae *Chlorella homosphaera* and *Chlorella vulgaris* with respect to oil pollution in the river Nile. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 124, n. 1, p. 187–204, 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.1023/A:1005268615405>
- EU. Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council of 16 December 2008 on environmental quality standards in the field of water policy, amending and subsequently repealing Council Directives 82/176/EEC, 83/513/EEC, 84/156/EEC, 84/491/EEC,. **Official Journal of the European Union**, v. 348, n. 513, p. 84–97, 2008. Disponível em: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0105&rid=3>
- FORBES, V. E. Is hormesis an evolutionary expectation? **Functional Ecology**, v. 14, n. 1, p.

- 12–24, 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2000.00392.x>
- GHANBARZADEH, M.; NIKNAM, V.; SOLTANI, N.; EBRAHIMZADEH, H.; SHAHAVI, M. H. Removal of Phenanthrene by some microalga species and study of antioxidative compounds in *Nostoc calcicola* ISC 89. **Journal of Soils and Sediments**, v. 22, n. 1, p. 109–119, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11368-021-03065-z>
- GONZÁLEZ, J. J. *et al.* Spatial and temporal distribution of dissolved/dispersed aromatic hydrocarbons in seawater in the area affected by the Prestige oil spill. **Marine Pollution Bulletin**, v. 53, n. 5–7, p. 250–259, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.09.039>
- GUILLARD, R. R. L. Culture of Phytoplankton for Feeding Marine Invertebrates. *In: Culture of Marine Invertebrate Animals*. Boston, MA: Springer US, 1975. p. 29–60. *E-book*. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-1-4615-8714-9_3
- JIANG, L.; PAN, Y.; ZHU, S.; QIU, J.; SHANG, Y.; XU, J.; LI, F.; WANG, H. Stimulatory and inhibitory effects of phenanthrene on physiological performance of *Chlorella vulgaris* and *Skeletonema costatum*. **Scientific Reports**, v. 12, n. 1, p. 1–10, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-022-08733-9>
- KEITH, L.; TELLIARD, W. Priority pollutants: I-a perspective view. **Environmental Science & Technology**, v. 13, n. 4, p. 416–423, 1979. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/es60152a601>
- LIU, B.; CHEN, B.; LING, J.; YE, X.; DONG, G.; MATCHINSKI, E. J.; ZHANG, B. Ecotoxicity Studies for On-Site Disposal of Decant Water During Oil Spills: A Review. **Frontiers in Environmental Science**, v. 10, n. July, p. 1–13, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.944010>
- METTING, F. B. Biodiversity and application of microalgae. **Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology**, v. 17, n. 5–6, p. 477–489, 1996. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF01574779>
- MÜLLER, M. N.; YOGUI, G. T.; GÁLVEZ, A. O.; JANNUZZI, L. G. de S.; SOUZA FILHO, J. F.; MONTES, M. de J. F.; MELO, P. A. M. de C.; NEUMANN-LEITÃO, S.; ZANARDI-LAMARDO, E. Cellular accumulation of crude oil compounds reduces the competitive fitness of the coral symbiont *Symbiodinium glynnii*. **Environmental Pollution**, v. 289, n. March, p. 117938, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117938>
- OLALEYE, Y. O.; KADIRI, M. O. Toxicity of Water Accommodated Fractions of Waste Engine Oil on Growth of Selected Marine Algae. **West African Journal of Fisheries and**

- Aquatic Sciences**, v. 2, n. 1, p. 1–8, 2021.
- PARSON, T. R.; MAITA, Y.; LALLI, C. M. **A Manual of Chemical & Biological Methods for Seawater Analysis**. First edit ed. Elsevier, 1984. *E-book*. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/C2009-0-07774-5>
- PARSONS, E. C. M. *et al.* Seventy-one important questions for the conservation of marine biodiversity. **Conservation Biology**, v. 28, n. 5, p. 1206–1214, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/cobi.12303>
- PÉREZ, P.; FERNÁNDEZ, E.; BEIRAS, R. Use of fast repetition rate fluorometry on detection and assessment of PAH toxicity on microalgae. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 209, n. 1–4, p. 345–356, 2010 a. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11270-009-0203-9>
- PÉREZ, P.; FERNÁNDEZ, E.; BEIRAS, R. Fuel toxicity on *Isochrysis galbana* and a coastal phytoplankton assemblage: Growth rate vs. variable fluorescence. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 73, n. 3, p. 254–261, 2010 b. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2009.11.010>
- PERHAR, G.; ARHONDITSIS, G. B. **Aquatic ecosystem dynamics following petroleum hydrocarbon perturbations: A review of the current state of knowledge**. International Association for Great Lakes Research., 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2014.05.013>
- R CORE TEAM. **R: A language and Environment for Statistical Computing**. Vienna, Austria. 2022.
- REDDY, C. M.; QUINN, J. G. The North Cape oil spill: Hydrocarbons in Rhode Island coastal waters and Point Judith Pond. **Marine Environmental Research**, v. 52, n. 5, p. 445–461, 2001. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0141-1136\(01\)00100-3](https://doi.org/10.1016/S0141-1136(01)00100-3)
- RITZ, M. C.; STREBIG, J. C. Package ‘drc’. 2022.
- ROSETH, S.; EDVARDSSON, T.; BOTTEN, T. M.; FUGLESTAD, J.; FONNUM, F.; STENERSEN, J. Comparison of acute toxicity of process chemicals used in the oil refinery industry, tested with the diatom *Chaetoceros gracilis*, the flagellate *Isochrysis galbana*, and the zebra fish, *Brachydanio rerio*. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 15, n. 7, p. 1211–1217, 1996. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/etc.5620150729>
- SANTANA, D. C. N.; PERINA, F. C.; LOURENÇO, R. A.; DA SILVA, J.; MOREIRA, L. B.; DE SOUZA ABESSA, D. M. Levels of hydrocarbons and toxicity of water-soluble fractions of maritime fuels on neotropical invertebrates. **Ecotoxicology**, v. 30, n. 10, p. 2109–2118, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10646-021-02486-3>
- SANTOS, G. S.; BRITO-LOLAIA, M.; SCHWAMBORN, R. Two new methods for sampling

- zooplankton and larval assemblages in tropical reef ecosystems. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 491, p. 27–37, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2017.03.008>
- SARGIAN, P.; MOSTAJIR, B.; CHATILA, K.; FERREYRA, G. A.; PELLETIER, É.; DEMERS, S. Non-synergistic effects of water-soluble crude oil and enhanced ultraviolet-B radiation on a natural plankton assemblage. **Marine Ecology Progress Series**, v. 294, p. 63–77, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.3354/meps294063>
- SILVA, A. J. da; MELO, P. A. M. de C.; NEUMANN-LEITÃO, S.; MELO JÚNIOR, M. de. Non-predatory mortality of planktonic copepods in a reef area influenced by estuarine plume. **Marine Environmental Research**, v. 159, p. 105024, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105024>
- SOARES, M. O. *et al.* Oil spill in South Atlantic (Brazil): Environmental and governmental disaster. **MARINE POLICY**, THE BOULEVARD, LANGFORD LANE, KIDLINGTON, OXFORD OX5 1GB, OXON, ENGLAND, v. 115, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2020.103879>
- SOARES, M. O.; RABELO, E. F. Severe ecological impacts caused by one of the worst orphan oil spills worldwide. **Marine Environmental Research**, v. 187, n. January, p. 105936, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2023.105936>
- SOFTCHECK, K. A. Marine Algal Sensitivity to Source and Weathered Oils. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 40, n. 10, p. 2742–2754, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/etc.5128>
- SUBASHCHANDRABOSE, S. R.; WANG, L.; VENKATESWARLU, K.; NAIDU, R.; MEGHARAJ, M. Interactive effects of PAHs and heavy metal mixtures on oxidative stress in *Chlorella* sp. MM3 as determined by artificial neural network and genetic algorithm. **Algal Research**, v. 21, p. 203–212, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.algal.2016.11.018>
- SUN, Z.; MA, W.; TANG, X.; ZHANG, X.; YANG, Y.; ZHANG, X. Toxicity of triphenyl phosphate toward the marine rotifer *Brachionus plicatilis*: Changes in key life-history traits, rotifer-algae population dynamics and the metabolomic response. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 241, n. March, p. 113731, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113731>
- US EPA. National Recommended water quality criteria–human health criteria table. **Environmental Protection Agency**, United States Environmental Protection Agency Washington, DC, USA, 2015.

WICKHAM, H. ggplot2. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics**, v. 3, n. 2, p. 180–185, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/wics.147>

The background of the entire page is a microscopic image of numerous rotifers, specifically Brachionus plicatilis. These organisms are small, pear-shaped, and transparent, with a distinct yellowish-brown internal structure. They are scattered across the light gray background, some showing their characteristic cilia and tail-like appendages.

Capítulo 3

Toxicidade de HPAs de um derramamento de óleo no Atlântico Sudoeste sobre o Rotífera *Brachionus plicatilis* e uma avaliação de risco ambiental

Toxicidade de HPAs de um derramamento de óleo no Atlântico Sudoeste sobre o Rotífera *Brachionus plicatilis* e uma avaliação de risco ambiental

RESUMO

Derramamentos de óleo representam um grande risco para os ecossistemas marinhos. Os compostos tóxicos presentes nesse material, como os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), impactam a biota dos locais afetados, conforme registrado durante um evento de derramamento de óleo que atingiu o Atlântico Sudoeste em 2019. No entanto, os efeitos ainda não são totalmente conhecidos e compreendidos, sendo altamente variáveis. O presente estudo avaliou os efeitos tóxicos dos HPAs de um óleo derramado no Oceano Atlântico sobre a sobrevivência de um consumidor primário, o rotífero *Brachionus plicatilis*, e sua relação trófica com um produtor primário, a microalga *Isochrysis galbana*. Os resultados demonstram que as maiores concentrações testadas causaram maiores valores de mortalidade e menores taxas de filtração e de ingestão, quando comparados com o controle. Foi confirmado, através do modelo dose-resposta, uma relação direta entre o aumento da mortalidade e as concentrações de HPAs, sendo a CL_{50} estimada em 456 ng L^{-1} , indicando alta sensibilidade do rotífero a esses compostos. A análise de risco apresentada confirmou o alto risco que os compostos presentes no óleo derramado em 2019 podem representar para a espécie testada. Esses resultados contribuem para o entendimento dos problemas causados após derramamentos de óleo, principalmente o ocorrido no Atlântico em 2019. Além disso, os resultados confirmam que os organismos mais basais da cadeia alimentar e suas interações são afetados negativamente por esse tipo de contaminação, podendo representar um risco significativo para o equilíbrio ambiental dos ecossistemas atingidos.

Palavras-chave: óleo derramado; Brasil; zooplâncton; CL_{50} ; predação.

INTRODUÇÃO

O aumento das atividades antrópicas tem afetado a biota e gerado riscos significativos para os ecossistemas marinhos, principalmente em decorrência da poluição que pode ocorrer nesses ambientes com a entrada de agrotóxicos, metais pesados, petróleo e seus derivados (LI

et al., 2020). O aumento da poluição por óleo e o risco de vazamento tem gradativamente aumentado com a expansão crescente da indústria petrolífera (OSSAI *et al.*, 2020). Derramamentos de óleo podem gerar diversos problemas ambientais e econômicos em consequência da introdução desse material nos ecossistemas, como ocorreu após a explosão na plataforma de perfuração "Deepwater Horizon" no norte do Golfo do México (BEYER *et al.*, 2016; ROHAL *et al.*, 2020). Em 2019, um derramamento de óleo ocorreu no Atlântico Sudoeste e chegou a atingir mais de 3000 Km da costa brasileira (SOARES *et al.*, 2020). A entrada desse material nos ecossistemas acarretou uma série de problemas sociais como o risco a saúde pública (PENA *et al.*, 2020) e os efeitos negativos para o turismo e na pesca local (SANTANA RIBEIRO *et al.*, 2021). Além disso, diversos impactos ocorreram sobre a biodiversidade dos locais afetados, conforme tem sido demonstrado (IBAMA, 2020; LIU *et al.*, 2022).

Mudanças nas estruturas das comunidades marinhas e nas relações tróficas, podem acontecer em diferentes níveis ecológicos em decorrência de eventos de derramamentos de óleo (PERHAR; ARHONDITSIS, 2014). O risco desses eventos se torna ainda maior devido ao impacto a organismos dos primeiros níveis da cadeia alimentar estão sujeitos durante a exposição aos compostos tóxicos do óleo (SUN *et al.*, 2018). Considerados altamente tóxicos para a biota, os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) são capazes de causar efeitos negativos aos organismos zooplancônicos que atuam na transferência de energia dos produtores primários para os níveis tróficos superiores (ALMEDA *et al.*, 2013). Esses efeitos podem ser ainda mais perigosos quando são usados alguns tipos de dispersantes para diminuir a presença desse material nos ambientes afetados (RICO-MARTÍNEZ; SNELL; SHEARER, 2013).

Diversos estudos laboratoriais têm demonstrado que os HPAs podem causar mudanças nos organismos expostos a eles. Essas mudanças incluem o aumento de espécies reativas de oxigênio (ROS), alterações na atividade enzimática e proteica, mudanças na expressão gênica, efeitos narcóticos e neurotóxicos (GAO *et al.*, 2017; HANSEN *et al.*, 2017; KIM *et al.*, 2017; LOTUFO, 1997). Essas alterações estão sendo associadas ao aumento da mortalidade, diminuição na taxa de alimentação e ingestão de organismos expostos aos compostos tóxicos do óleo (HANSEN *et al.*, 2017; WILLIAMS; POWELL; WATTS, 2016; ZHENG *et al.*, 2017). No ambiente natural, foi demonstrada a ingestão de óleo pelo zooplâncton e o declínio da estrutura da comunidade após o derramamento de óleo no Atlântico Sudoeste em 2019 (CAMPELO *et al.*, 2021; SOUZA *et al.*, 2023). No entanto, os efeitos do derramamento de óleo ocorrido no atlântico em 2019 sobre os organismos marinhos ainda não são claros (SOARES; RABELO, 2023). Desta forma, são necessários novos estudos que se concentrem

em apresentar informações de como os efeitos dos compostos do óleo afetaram a vida marinha. Além disso, é importante ressaltar que a necessidade desses estudos é ainda maior devido à alta variabilidade dos efeitos tóxicos causados pelo óleo (MOORE; DWYER, 1974).

Este estudo teve como objetivo avaliar os efeitos tóxicos dos compostos (HPAs) de um óleo derramado no Atlântico Sudoeste e que chegou aos ecossistemas costeiros do Brasil, sobre a sobrevivência de um consumidor primário, o rotífero *Brachionus plicatilis* Müller, 1786, e sua relação ecológica com uma espécie da base da cadeia alimentar (a microalga *Isochrysis galbana*). O rotífero *B. plicatilis* foi selecionado como espécie modelo devido à sua alta importância ecológica, já que possui grande contribuição na produção secundária de diversos ecossistemas (RICO-MARTÍNEZ *et al.*, 2016), incluindo ambientes impactados pelo derramamento de 2019, como apresentado anteriormente (ESKINAZI-SANT'ANNA; TUNDISI, 1996). As seguintes hipóteses foram testadas: (i) O aumento das concentrações de compostos tóxicos do óleo (HPAs) resulta em diminuição da sobrevivência de *B. plicatilis*; (ii) A interação entre *B. plicatilis* e a microalga *I. galbana* é afetada pelo aumento das concentrações de HPAs, resultando em diminuição da taxa de filtração e de ingestão.

MATERIAL E MÉTODOS

Cultivo de *B. plicatilis*

O rotífero *B. plicatilis* foi cultivado em câmara incubadora no laboratório de cultivo do museu de oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Para garantir condições similares aos ambientes naturais afetados da região nordeste do Brasil, utilizou-se água do mar filtrada e esterilizada, com salinidade de 32 psu. Os organismos foram cultivados em meio F/2 (GUILLARD, 1975). Para manter as condições ideais, sempre que necessário ajustou-se o pH para aproximadamente 8,2, mediante a adição controlada de HCl. As condições de iluminação foram mantidas em um fotoperíodo de 12 horas de luz e 12 horas de escuridão. Além disso, a temperatura foi mantida estável em $27^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$. A alimentação do *B. plicatilis* foi baseada na microalga *I. galbana* em uma concentração de 2×10^5 .

Amostra de óleo e preparo da FSA

No período do incidente de derramamento de óleo no Atlântico em 2019, uma amostra do óleo que chegou às praias do litoral brasileiro foi coletada, especificamente na Baía do município de Tamandaré. Para essa coleta, foram utilizadas espátulas de metal e a amostra foi

cuidadosamente armazenada em um recipiente de vidro, com o intuito de evitar a contaminação do material. Em seguida, a amostra foi transportada para o Laboratório de Ecologia do Plâncton (LEPLANC) da Universidade Federal Rural de Pernambuco. No laboratório, a amostra ficou devidamente preservada em freezer para garantir a integridade do material até a realização dos experimentos.

Preparo e análise da solução-teste de HPAs

A preparação da solução teste contendo a fração solúvel do óleo na água (FSA), foi baseada no método proposto por Anderson et al. (1974). O óleo coletado na Baía de Tamandaré, em outubro de 2019, teve uma parte combinada com nove de água do mar filtrada através de um filtro GF/F. O processo de preparo da solução foi realizado em um ambiente escuro com a utilização de um agitador, mantendo a temperatura constante a 27 °C, ao longo de 24 horas. Para evitar que os compostos do óleo aderissem à barra magnética foi usada uma folha de alumínio para envolvê-la. Após o período de 24h a solução ficou em repouso por uma hora para que a fase aquosa se separasse, e então foi realizada a filtração utilizando um sistema a vácuo com um filtro GF/F, resultando na solução teste utilizada nos ensaios.

As concentrações de HPAs foram determinadas a partir de uma amostra de 1 L retirada da solução teste e analisada pelo Laboratório de Compostos Orgânicos em Ecossistemas Costeiros e Marinhos (OrganoMAR) da Universidade Federal de Pernambuco para a análise. Nesse laboratório, a extração dos compostos foi conduzida utilizando o solvente n-hexano, e o extrato foi purificado por meio de coluna de sílica/alumina. Em seguida, foi injetou-se o extrato em um cromatógrafo a gás (Agilent Technologies, modelo 7820A), o qual estava conectado a um espectrômetro de massas (Agilent Technologies, modelo 5975C). A quantificação das concentrações de HPAs foi realizada por meio de uma abordagem analítica baseada no tempo de retenção e nos íons m/z específicos, seguindo o método usado por Müller et al. (2021). As informações da maior concentração-teste são apresentadas na Tabela 3-1.

Tabela 3-1. Composição e concentração dos hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HPAs) da maior concentração testa, obtida a partir do óleo coletado em outubro de 2019 na Baía de Tamandaré, Pernambuco, Nordeste do Brasil.

Analito	Anéis	Concentração (ng L⁻¹)
Naftaleno	2	10.737
C ₁ -Naftalenos	2	8.082

C ₂ -Naftalenos	2	702.866
C ₃ -Naftalenos	2	836.727
C ₄ -Naftalenos	2	269.959
Acenaftileno	3	2.835
Acenafteno	3	86.897
Fluoreno	3	31.361
C ₁ -Fluorenos	3	481.340
C ₂ -Fluorenos	3	336.180
C ₃ -Fluorenos	3	136.459
Fenantreno	3	90.247
Antraceno	3	22.242
C ₁ -Fenantrenos + C ₁ -Antracenos	3	386.758
C ₂ -Fenantrenos + C ₂ -Antracenos	3	228.809
C ₃ -Fenantrenos + C ₃ -Antracenos	3	68.021
C ₄ -Fenantrenos + C ₄ -Antracenos	3	19.052
Fluoranteno	4	11.149
Pireno	4	52.247
C ₁ -Fluorantenos + C ₁ -Pirenos	4	65.624
C ₂ -Fluorantenos + C ₂ -Pirenos	4	35.649
C ₃ -Fluorantenos + C ₃ -Pirenos	4	15.330
Benzo[a]antraceno	4	5.026
Criseno	4	24.613
C ₁ -Benzo[a]antracenos + C ₁ -Crisenos	4	20.546
C ₂ -Benzo[a]antracenos + C ₂ -Crisenos	4	11.263
C ₃ -Benzo[a]antracenos + C ₃ -Crisenos	4	4.851
Benzo[b]fluoranteno	5	0.624
Benzo[k]fluoranteno	5	< 1,03
Benzo[a]pireno	5	2.443
Dibenzo[a,h]antraceno	5	< 1,03
Indeno[1,2,3-cd]pireno	6	nd
Benzo[ghi]perileno	6	< 1,03
Total	2-6	3967.938

Efeito dos HPAs na sobrevivência

O experimento usado para avaliar os efeitos do HPAs sobre a sobrevivência de *B. plicatilis* foi realizado conforme sugerido por ASTM (1991) e adaptado para um período mais prolongado de exposição (72h), conforme realizado anteriormente (SNELL *et al.*, 1991). O experimento foi realizado nas mesmas condições do cultivo, baseado em condições naturais dos

ambientes impactados (CAMPELO *et al.*, 2019; SANTOS; BRITO-LOLAIA; SCHWAMBORN, 2017; SILVA *et al.*, 2020). Resumidamente, o teste consistiu na exposição de *B. plicatilis* a diferentes concentrações de HPAs, obtidas a partir do óleo derramado no Atlântico Sudoeste em 2019 e que chegou à região costeira do Brasil. O teste foi composto de cinco tratamentos com concentrações de HPAs (248, 496, 992, 1984 e 3968 ng L⁻¹) e um tratamento controle sem HPAs, cada um contendo quatro réplicas. Os recipientes foram enriquecidos com nutrientes e vitaminas nas concentrações do meio F/2 para garantir as condições ideais para *B. plicatilis*. Cada recipiente teste, com capacidade de 7 mL, recebeu um volume de 4 mL da solução teste e 10 rotíferos recém nascidos (<4h). O experimento teve a mortalidade monitorada após períodos de 24, 48 e 72h, onde um indivíduo que não apresentava mobilidade do corpo ou de suas partes (ex. mastax) por 5 segundos foram considerados mortos.

Efeito dos HPAs na alimentação

Para avaliar o efeito dos HPAs sobre a alimentação de *B. plicatilis*, um experimento de exposição e alimentação foi realizado, baseado no que foi realizado anteriormente (CHENG *et al.*, 2020; SUN *et al.*, 2022). Os organismos foram submetidos ao teste em recipientes de vidro com capacidade de 100 mL que tiveram 50% da sua capacidade preenchida com a solução teste. Cada teste consistiu na exposição dos organismos às concentrações de 167, 335 e 669 ng L⁻¹ de HPAs e um tratamento controle (livre de HPAs), cada um contendo 3 réplicas, sendo o teste repetido duas vezes. No início do teste, cada recipiente recebeu uma concentração 2,3 x 10⁵ cél. mL⁻¹ da microalga *I. galbana* e 10 ind. L⁻¹ de *B. plicatilis*. Um recipiente contendo apenas a microalga para cada tratamento foi usado para avaliar o crescimento da alga sem a presença do rotífero. Após o período de 48h, subamostras de 2 mL de cada cultura foram usadas para avaliar as concentrações das microalgas, através de um Flowcam (Model C71 Syringe Pump) contendo uma célula de fluxo FOV80 acoplada, conforme realizado por MÜLLER *et al.* (2021).

A taxa de filtração e ingestão foram usadas para avaliar a quantidade de células de *I. galbana* consumidas por *B. plicatilis* por hora (cél. ind.⁻¹ h⁻¹), foi calculada da seguinte forma (FROST, 1972; ZHOU *et al.*, 2009):

$$F = \frac{V}{n} \times \frac{\ln C_t - \ln C_{tf}}{t}$$

$$G = \frac{V}{n} \times \frac{\ln C_t - \ln C_{tf}}{t} \times \frac{C_{tf} - C_0}{\ln C_{tf} - \ln C_0}$$

Onde F é a taxa de filtração (sendo o volume de água filtrado, mL ind.⁻¹ h⁻¹) G é a taxa de *grazing* (número de células ingeridas, cél. ind.⁻¹ h⁻¹), V é o volume do recipiente teste (mL), t é o tempo do experimento (h), n é o número de *B. plicatilis*, C_0 é densidade de *I. galbana* no início do teste, C_t é a densidade ao fim do teste sem o *grazing* e C_{tf} é a densidade final com o *grazing*.

Avaliação de Risco Ecológico (ARE)

A avaliação de risco para a água foi construída com base na norma EC (2002), que consiste na derivação de valores de coeficiente de risco (RQ) para as concentrações ambientais medidas e previstas na água (MEC_{water} e PEC_{water}) apresentadas neste estudo, e concentração sem efeito previsto para a água (PNEC_{water}). O valor PNEC foi calculado pela razão entre o valor da concentração de efeito não observado (NOEC), obtido a partir da avaliação ecotoxicológica obtida neste estudo, e os valores HC5 estabelecidos por Ben Othman *et al.* (2023), e um fator de avaliação foi AF = 1000 para CL₅₀ CE₅₀, AF=100 para NOEC e AF = 5 para os dados HC5. O valor de AF foi selecionado considerando o grau de incerteza associado ao número de informações ecotoxicológicas para diferentes dados encontrados na literatura, conforme orientado por EC (2002).

$$PNEC_{\text{água}} = \frac{CL50 \text{ ou } CI50 \text{ ou } HC5}{AF}$$

Em seguida o coeficiente de risco (RQ) foi calculado e a interpretação foi de acordo com a seguinte escala: Baixo risco ecológico = RQ (<0,1), Médio risco = RQ (0,1–1), Alto risco = RQ (>1), conforme realizado anteriormente (GAO *et al.*, 2014; TIAN *et al.*, 2020)

$$RQ = \frac{MEC \text{ ou } PEC}{PNEC}$$

Análise de dados

Todas as análises de dados foram realizadas através do software R (R CORE TEAM, 2022) e os resultados foram considerados significativos quando os testes apresentaram $p < 0,05$.

Os testes estatísticos foram selecionados com base no atendimento aos pressupostos, sendo que as comparações entre a mortalidade, taxa de filtração e ingestão entre as concentrações foram realizadas através de testes de comparações de múltiplas amostras, como ANOVA ou Kruskal-wallis e seguidos do teste de Tukey ou Dunn. A relação entre o aumento das concentrações de HPAs e o aumento da mortalidade, foi avaliada com base em um modelo de relação dose-resposta utilizando o pacote ‘drc’ (RITZ; STREBIG, 2022). Os gráficos foram gerados com o auxílio do ‘ggplot2’ (WICKHAM, 2011).

RESULTADOS

Efeitos dos HPAs na sobrevivência de *B. plicatilis*

Durante o experimento, a mortalidade do *B. plicatilis* variou de 0 a 100% entre as concentrações testadas e HPAs. Não foram registradas diferenças na mortalidade entre as concentrações testadas nas primeiras 24h (Kruskal-Wallis/Dunn, $p > 0,05$; Figura 3-1). Após o período de 48h o tratamento controle apresentou mortalidade de $3,3 \pm 7,7\%$, enquanto que as concentrações 496, 1984 e 3968 ng L^{-1} de HPAs apresentaram valores maiores de mortalidade (respectivamente, $18,3 \pm 15,9\%$, $18,3 \pm 10,3\%$ e $15 \pm 9\%$; Kruskal-Wallis/Dunn, $p < 0,05$).

Apesar dos resultados obtidos após o período de 72h exceder o tempo determinado pelo protocolo de exposição e os valores de mortalidade no controle terem superado o ideal de $< 10\%$ para aceitabilidade do teste, os dados são apresentados para dar uma ideia do efeito que os HPAs do óleo derramado poderiam causar para esses organismos ao longo do tempo. Ao fim do tempo do teste (74hs), apenas o tratamento de 248 ng L^{-1} de HPAs não diferenciou do tratamento controle (controle = $18,3 \pm 10,3\%$, 248 ng L^{-1} = $28,3 \pm 18,0\%$), enquanto que as concentrações de 496, 992, 1984 e 3968 apresentaram valores maiores de mortalidade ($50 \pm 16,0\%$, $73,3 \pm 13,0\%$, $86,7 \pm 17,8\%$, $91,7 \pm 10,3\%$, respectivamente; Kruskal-Wallis/Dunn, $p < 0,05$).

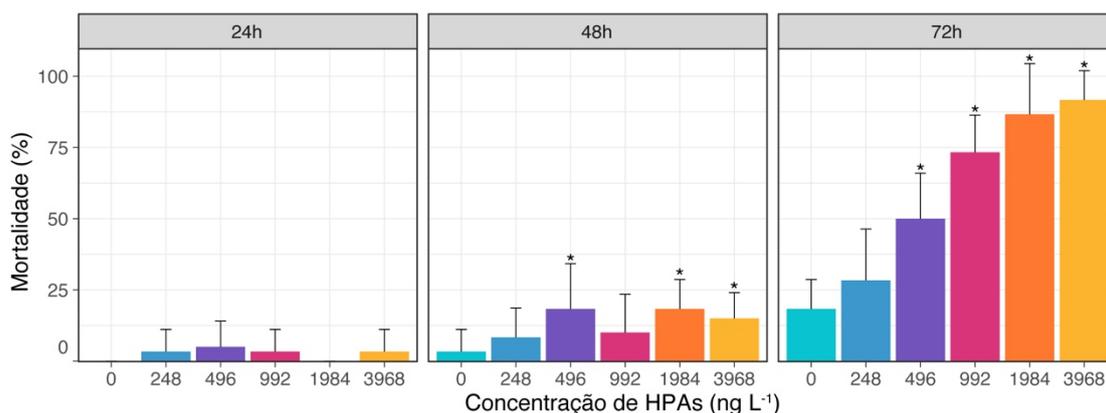


Figura 3-1. Valores médios de mortalidade do Rotifera *B. plicatilis*, após os períodos de exposição de 24h, 48h e 74h a diferentes concentrações de HPAs. As barras de erro indicam o desvio padrão e * indica tratamentos diferentes do controle.

O modelo dose-resposta gerado a partir dos dados de 72h de exposição deve ser considerado com cautela, uma vez que o percentual de mortalidade no controle superou os valores indicados para confiabilidade e aceitação do teste (mortalidade < 10%). Justificamos o uso do resultado diante da carência de dados sobre a toxicidade dos compostos desse óleo. O modelo dose-resposta confirmou uma relação entre o aumento das concentrações de HPAs e o aumento da mortalidade do Rotifera *B. plicatilis* (Figura 3-2). Segundo estimado pelo modelo dose-resposta, a concentração de 103 ng L⁻¹ de HPAs foi capaz de causar efeito tóxico e gerar a mortalidade de 10% da população (CL₁₀). A concentração letal para causar a mortalidade de metade da população (CL₅₀) foi 456 ng L⁻¹ e a concentração de 2016 ng L⁻¹ foi capaz de ocasionar a mortalidade de 90% da população (CL₉₀).

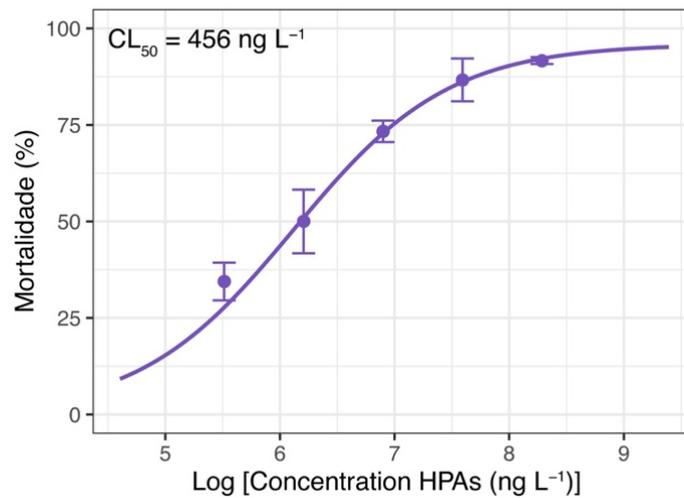


Figura 3-2. Curva de dose-resposta para a mortalidade (%) do Rotifera *B. plicatilis* exposto durante 72h a diferentes concentrações de HPAs provenientes do óleo derramado no Atlântico Sudoeste 2019.

Efeito dos HPAs na alimentação

O experimento da taxa de filtração e de ingestão para avaliar a modificação da interação entre a *I. galbana* e o *B. plicatilis* devido aos efeitos tóxicos dos HPAs, revelou que esses compostos foram capazes de influenciar a relação entre esses dois organismos (Figura 3-3). A taxa de filtração foi afetada negativamente pelo aumento das concentrações de HPAs, sendo que foram registradas diferenças entre a taxa de filtração do controle ($0,00131 \text{ mL ind.}^{-1} \text{ h}^{-1}$) e todas as outras concentrações testadas ($167 = 0,00097$; $335 = 0,00086$; $669 \text{ ng L}^{-1} = 0,00082 \text{ mL ind.}^{-1} \text{ h}^{-1}$; ANOVA, $p < 0,01$). O mesmo padrão foi registrado para a taxa de ingestão, sendo observada uma diminuição relacionada ao aumento das concentrações de HPAs (controle = 438 ± 20 ; $167 = 355 \pm 44$; $335 = 313 \pm 19$; $669 \text{ ng L}^{-1} = 235 \pm 53 \text{ cél. ind.}^{-1} \text{ h}^{-1}$; ANOVA, $p < 0,01$).

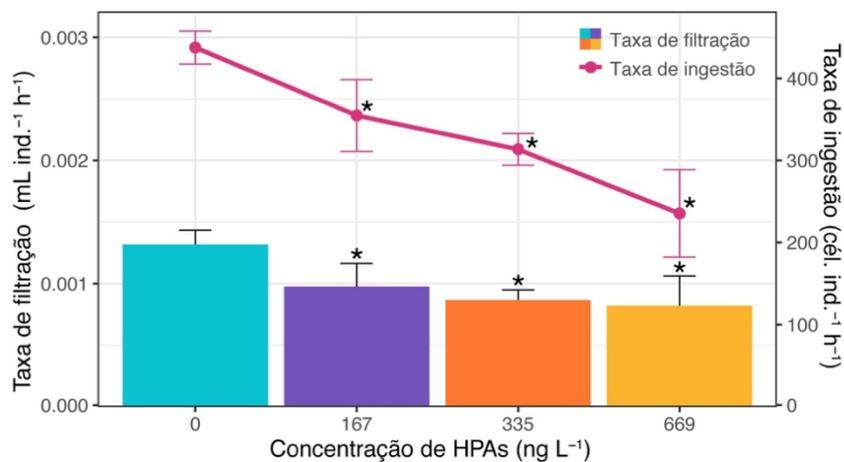


Figura 3-3. Valores médios e desvios-padrão das taxas de filtração e ingestão para *B. plicatilis* expostos a diferentes concentrações de HPAs provenientes do óleo derramado no Atlântico Sudoeste em 2019.

Avaliação de Risco Ecológico

A análise de risco ecológico realizada inicialmente para estimar o nível de riscos dos HPAs encontrados no óleo do derramamento que ocorreu em 2019, demonstrou alto risco para a espécie aqui testada (Figura 3-4). Os resultados indicam que a concentração de HPAs liberada pelo óleo de 2019 representa alto risco para *B. plicatilis* (RQ= 927,4). Em relação às concentrações registradas em outros episódios de derramamento de óleo (North Cape, RQ = 46371,0; Deepwater Horizon, RQ = 9354,8) e dados de ambientes com poluição de HPAs persistente e oriunda de diversas fontes (Persian Gulf - Iran; RQ= 7395,2; Coastal seawater - UK, RQ= 4314,5). Também foram registrados níveis elevados de perigo para esse Rotífera. Além disso, essa avaliação considerou dados previamente apresentados confirmando o alto risco que a concentração de HPAs no óleo do derramamento de 2019 poderia representar para outros organismos (Tabela 3-2). Isso representa um alto risco para organismos aquáticos de forma geral e um risco moderado para as microalgas marinhas (RQ = 2,07 e 0,22, respectivamente), de acordo com dados revisados por Ben Othman et al. (2023). Observa-se, a partir dos valores para diferentes espécies apresentados na tabela 3-2, que a concentração representa um risco ainda mais elevado.

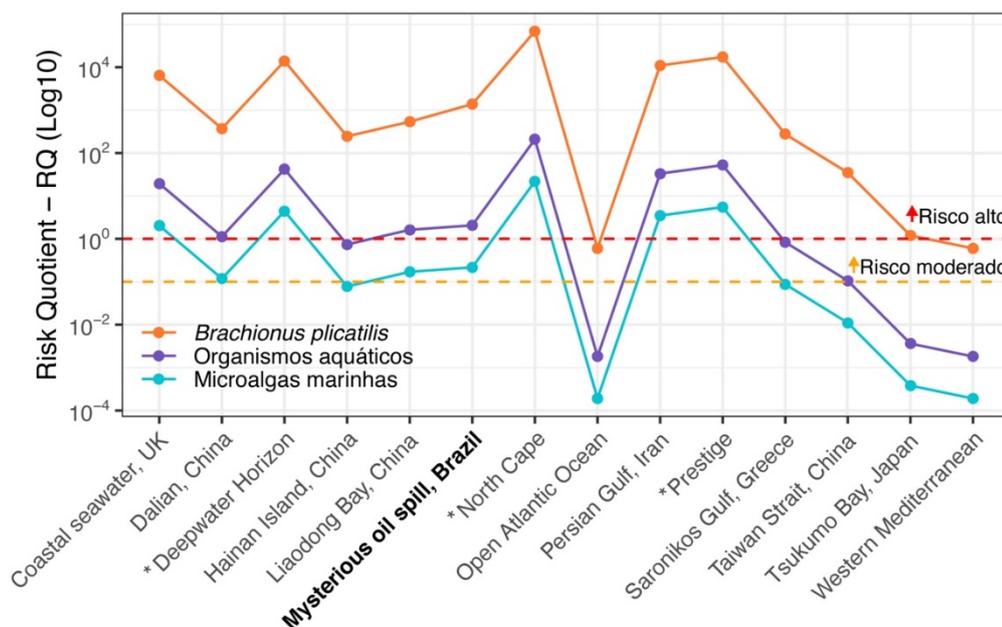


Figura 3-4. Coeficiente de risco (RQ) considerando a Concentração de efeito não observado (NOEC) da taxa de ingestão obtida experimentalmente para o *B. plicatilis* e valores revisados anteriormente por Ben Othman et al. (2023) para os organismos aquáticos e microalgas marinhas para localidades com ou sem acidentes de *oil-spill* . * Indica dados de derramamento de óleo.

Tabela 3-2. Coeficiente de risco para diferentes organismos baseado na concentração de HPAs liberados na água obtida experimentalmente a partir do óleo derramado no Atlântico Sudoeste em 2019.

Organismos	MEC	LC50 ou EC50 / HC5	PNEC	RQ	Fonte
<i>Artemia salina</i> (Linnaeus, 1758)		100,76	0,1008	22,8	Rodrigues et al. 2010
<i>Nitokra</i> sp		24,215	0,0242	95,0	Rodrigues et al. 2010
<i>Lytechinus variegatus</i> (Lamarck, 1816)		39,837	0,0398	57,7	Rodrigues et al. 2010
Comunidade de copépodes		31	0,0310	74,2	Almeda et al. 2013
<i>Boreogadus saida</i> (Lepechin, 1774)		30	0,0300	76,7	Gardiner 2013
<i>Myoxocephalus</i> sp		30	0,0300	76,7	Gardiner 2013
<i>Danio rerio</i> (Hamilton, 1822)		126,814	0,1268	18,1	Philibert et al. 2016
<i>Pimephales promelas</i> Rafinesque, 1820	2,3*	20,6	0,0206	111,7	Robidoux et al. 2018
<i>Oncorhyncus mykiss</i> (Walbaum, 1792)		15,4	0,0154	149,4	Robidoux et al. 2018
<i>Menidia beryllina</i> (Cope, 1867)		13,7	0,0137	167,9	Barron et al. 2018
<i>Daphnia magna</i> (Straus, 1820)		25,3	0,0253	90,9	Robidoux et al. 2018
<i>Ceriodaphnia dubia</i> Richard, 1894		14,5	0,0145	158,6	Barron et al. 2018
<i>Americamysis bahia</i> (Molenock, 1969)		9,8	0,0098	234,7	Barron et al. 2018
<i>Symbiodinium glynnii</i>		2,818	0,0028	816,2	Müller et al. 2021
Organismos marinhos (geral)		2,760	0,552	4,2	Ben Othman et al. 2023
Microalgas marinhas (geral)		26,300	5,26	0,4	Ben Othman et al. 2023

<i>Isochrysis galbana</i> Parke 1949	0,651	0,000651	3533,0	Silva (não publicado)
Náuplios de Copepoda	0,412	0,000412	5582,5	Silva (não publicado)
Copepoditos	0,362	0,000362	6353,6	Silva (não publicado)
<i>Brachionus plicatilis</i> (MÜLLER, 1786)	0,248	0,00248	927,4	Presente estudo

* Concentração obtida experimentalmente por Muller et al. (2021), com o óleo do derramamento de 2019.

DISCUSSÃO

O presente estudo investigou os efeitos dos compostos tóxicos (HPAs) presentes no óleo derramado no Atlântico em 2019, chegando à região costeira brasileira e causando impactos significativos para diversos ecossistemas, sobre o Rotífera *B. plicatilis* e sua interação com a microalga *I. galbana*. Os resultados demonstraram a sensibilidade de *B. plicatilis* e que ela variou em relação às concentrações testadas e o tempo de exposição. O modelo dose-resposta indicou a relação direta entre o aumento da quantidade de HPAs e o aumento da sobrevivência de *B. plicatilis*. Além disso, a concentração desses compostos afetou negativamente as taxas de filtração e ingestão de *B. plicatilis*, gerando alteração na sua interação com a microalga *I. galbana*. A avaliação de risco ecológico apresentada demonstrou o alto risco dos HPAs para *B. plicatilis* e outros organismos aquáticos.

A resistência apresentada por *B. plicatilis*, observado nas primeiras 24h, já foi demonstrada anteriormente, bem como o efeito negativo sobre a população em certas concentrações de óleo (KARTASHEV; KOVAL'SKAYA, 2012). Após 48h de exposição foi verificado que algumas concentrações, incluindo a maior testada, resultaram em mortalidades de *B. plicatilis* superiores ao controle. Ao ser prolongado para 72h o experimento resultou em elevada mortalidade nas maiores concentrações de HPAs, comparados com o controle. Estes resultados estão de acordo com uma recente revisão, em que foi apresentado o risco da poluição por óleo para a saúde de *B. plicatilis* (LI *et al.*, 2020). A variação dos efeitos dos HPAs ao longo do tempo sobre o rotífero reforça a hipótese de que a sensibilidade a um composto tóxico pode aumentar com a duração da exposição (SNELL *et al.*, 1991). O aumento da mortalidade observado nas maiores concentrações de HPAs pode estar associado aos problemas que esses compostos causam nos organismos. Esses problemas incluem o aumento de espécies reativas de oxigênio (ROS), alterações na atividade enzimática e proteica (GAO *et al.*, 2017), bem como, mudanças na expressão de genes relacionados à produção de citocromo P450 (KIM *et al.*, 2017). Além disso, já foi demonstrado para outros invertebrados, que esses compostos

podem causar efeitos narcóticos (LOTUFO, 1997) e neurotóxicos ao influenciar negativamente a atividade de neurotransmissores (HANSEN *et al.*, 2017).

A relação direta entre o aumento da mortalidade em resposta ao aumento das concentrações de HPAs foi confirmado pelo modelo dose-resposta. Isso indica que o aumento da mortalidade ocorreu em resposta ao aumento das concentrações de HPAs, sendo a concentração letal para 50% da população (CL_{50}) estimada em 456 ng L^{-1} . Rico-Martínez *et al.* (2013), também registraram uma relação semelhante para o aumento da mortalidade com o aumento das concentrações de compostos do óleo. Recentemente, uma revisão realizada por Ben Othman *et al.* (2023), estimou que uma concentração de 2760 ng L^{-1} de HPAs seria capaz de representar risco para 5% dos organismos marinhos avaliados. Portanto, pode-se considerar *B. plicatilis* como uma espécie sensível a esses compostos tóxicos. É ressaltado novamente que a mortalidade superior a 10% registrada no controle afeta a confiabilidade desses resultados em relação a se o efeito foi causado exclusivamente pelo composto tóxico aqui testados (ASTM, 1991). Apesar disso, os dados foram apresentados, uma vez que, nos ambientes naturais esses organismos podem passar por diversos estresses ambientais e a resposta é uma soma de todas as fontes que afetam sua aptidão e resistência.

O experimento de alimentação que avaliou a interação entre o rotífero *B. plicatilis* e a microalga *I. galbana* revelou um efeito negativo dos HPAs sobre a taxa de filtração e ingestão do rotífero. A diminuição da atividade de consumo por *B. plicatilis* em concentrações tóxicas pode ser considerada uma resposta negativa ao processo de intoxicação (ZHENG *et al.*, 2017). Esta diminuição pode ter ocorrido em decorrência da diminuição da velocidade de natação e taxa de movimentação causadas pelos compostos tóxicos do óleo (WILLIAMS; POWELL; WATTS, 2016). Esse efeito negativo dos compostos do óleo sobre a atividade natatória também foi registrado para o copépode *Calanus finmarchicus*, que do mesmo modo diminuiu a sua atividade alimentar (HANSEN *et al.*, 2017). Além disso, alterações fisiológicas podem resultar em diminuição dos movimentos de estruturas usadas para ingerir os alimentos (cílios), bem como a diminuição de neuro-transmissores envolvidos no processo de ingestão e digestão (YANG *et al.*, 2021). A alteração dessa relação ecológica se mostra um problema para a cadeia alimentar marinha, considerando que os rotíferos desempenham importante papel como consumidores primários (SUN *et al.*, 2018). Desta forma, os compostos tóxicos do óleo podem causar um desequilíbrio na transferência de matéria e energia dos produtores primários para os níveis tróficos superiores, afetando o funcionamento correto dos ecossistemas marinhos.

O alto nível de risco dos HPAs, liberados do óleo derramado no Atlântico Sudoeste em 2019, foi identificado para *B. plicatilis*. Do mesmo modo, os resultados mostram que outras

espécies aquáticas apresentaram alto risco devido à presença desses compostos. Os efeitos de derramamentos de óleo, bem como de seus compostos sobre os organismos de ambientes aquáticos têm sido discutidos e os seus riscos vem sendo confirmados (LIU *et al.*, 2022). Os problemas decorrentes desse tipo de contaminação podem afetar diversas comunidades, como o fitoplâncton, zooplâncton, peixes, aves aquáticas, mamíferos marinhos e organismos bentônicos (PERHAR; ARHONDITSIS, 2014). Desta forma, o evento de derramamento de óleo ocorrido em 2019 pode ser considerado um evento capaz de gerar risco ambiental para diversas espécies que habitam os ambientes afetados, conforme vem sendo demonstrado (SOARES; RABELO, 2023), incluindo espécies ameaçadas (MAGRIS; GIARRIZZO, 2020). Os impactos desse derramamento de 2019 já têm sido demonstrados e foram observadas mudanças histológicas em corais (COSTA *et al.*, 2023), ingestão de gotículas de óleo por organismos zooplânctônicos (CAMPELO *et al.*, 2021; SOUZA *et al.*, 2023), além da mortalidade de aves, tartarugas e mamíferos marinhos (IBAMA, 2020). Em comparação a outros eventos de derramamento de óleo e regiões com contaminação persistente por HPAs, foi demonstrado o considerável risco que o derramamento de 2019 pode ter representado para a biota marinha. Para a espécie aqui testada, ficou evidente os riscos que esses compostos podem representar, principalmente em altas concentrações como as registradas no grande derramamento da "Deepwater Horizon" no norte do Golfo do México (BEYER *et al.*, 2016; ROHAL *et al.*, 2020).

Esses resultados contribuem para o entendimento do impacto dos HPAs provenientes de derramamentos de óleo, especialmente o que atingiu a costa brasileira em 2019. Os resultados reforçam os efeitos deletérios dos HPAs nos ecossistemas, uma vez que esses compostos representam um elevado risco para a saúde de organismos que residem nos ecossistemas afetados, do mesmo modo que para as interações ecológicas. Desta forma, o monitoramento dos ecossistemas torna-se de grande necessidade, tendo em vista que, esses compostos podem gerar uma série de problemas para os ecossistemas e acarretarem perdas de biodiversidade e econômicas (LIU *et al.*, 2022; ROHAL *et al.*, 2020). Em paralelo, ações que busquem mitigar os impactos de derramamentos de óleo sobre os ecossistemas marinhos devem ser incentivadas. Contudo, é importante considerar se o tipo de estratégia usada pode agravar ainda mais o risco para a biota, como a aplicação de certos dispersantes que estão associados ao aumento da toxicidade para os organismos (RICO-MARTÍNEZ; SNELL; SHEARER, 2013). Além disso, são necessários novos estudos que propiciem o melhor entendimento dos efeitos que esses compostos podem causar nos ambientes. Considerando que os efeitos tóxicos de óleos derramados podem variar conforme o tipo de óleo, condições ambientais e espécies

afetadas (MOORE; DWYER, 1974). Com base nas informações apresentadas e o risco ecológico dos compostos tóxicos testados, é necessária a união de esforços para desenvolver novas medidas de proteção de ecossistemas marinhos e prevenção contra possíveis eventos de derramamentos futuros. Essa colaboração entre a sociedade civil, governos, comunidade científica, ONGs e outras organizações poderia garantir equilíbrio ambiental, bem como a preservação dos recursos para a geração atual e as futuras.

CONCLUSÃO

Em conclusão, o presente estudo apresentou informações sobre os efeitos dos HPAs presentes em óleo derramado no Atlântico Sudoeste em 2019 e que atingiu a região costeira do Brasil, na sobrevivência de um consumidor primário (*B. plicatilis*) e sua interação alimentar com uma microalga (*I. galbana*). Os resultados demonstraram que as concentrações mais elevadas de óleo acarretaram maior mortalidade deste rotífero, diminuição na taxa de filtração e ingestão. Além disso foi demonstrado o elevado risco que esses compostos podem representar para *B. plicatilis* e outros organismos, principalmente em concentrações de HPAs registradas em locais de grandes derramamentos de óleo. Esses resultados contribuir para o entendimento dos efeitos de derrames de óleo e a presença de HPAs nos ambientes que resultam em uma série de implicações ecológicas.

REFERÊNCIAS

- ALMEDA, R.; WAMBAUGH, Z.; WANG, Z.; HYATT, C.; LIU, Z.; BUSKEY, E. J. Interactions between Zooplankton and Crude Oil: Toxic Effects and Bioaccumulation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. **PLoS ONE**, v. 8, n. 6, p. e67212, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0067212>
- ANDERSON, J. W.; NEFF, J. M.; COX, B. A.; TATEM, H. E.; HIGHTOWER, G. M. Characteristics of dispersions and water-soluble extracts of crude and refined oils and their toxicity to estuarine crustaceans and fish. **Marine Biology**, v. 27, n. 1, p. 75–88, 1974. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF00394763>
- ASTM. Standard Guide for Acute Toxicity Test with the Rotifer Brachionus. **Annual Book of ASTM Standards**, v. 91, p. 4555–4562, 1991.
- BEN OTHMAN, H.; PICK, F. R.; SAKKA HLAILI, A.; LEBOULANGER, C. Effects of

- polycyclic aromatic hydrocarbons on marine and freshwater microalgae – A review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 441, n. July 2022, p. 129869, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129869>
- BEYER, J.; TRANNUM, H. C.; BAKKE, T.; HODSON, P. V.; COLLIER, T. K. Environmental effects of the Deepwater Horizon oil spill: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 110, n. 1, p. 28–51, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.027>
- CAMPELO, R. P. de S.; BONOU, F. K.; DE MELO JÚNIOR, M.; DIAZ, X. F. G.; BEZERRA, L. E. A.; NEUMANN-LEITÃO, S. Zooplankton biomass around marine protected islands in the tropical Atlantic Ocean. **Journal of Sea Research**, v. 154, p. 101810, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.seares.2019.101810>
- CAMPELO, R. P. de S.; LIMA, C. D. M. de; SANTANA, C. S. de; SILVA, A. J. da; NEUMANN-LEITAO, S.; FERREIRA, B. P.; SOARES, M. de O.; JUNIOR, M. de M.; MELO, P. A. M. de C. Oil spills: The invisible impact on the base of tropical marine food webs. **MARINE POLLUTION BULLETIN, THE BOULEVARD, LANGFORD LANE, KIDLINGTON, OXFORD OX5 1GB, ENGLAND**, v. 167, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112281>
- CHENG, Y.; WANG, J.; YI, X.; LI, L.; LIU, X.; RU, S. Low microalgae availability increases the ingestion rates and potential effects of microplastics on marine copepod *Pseudodiaptomus annandalei*. **Marine Pollution Bulletin**, v. 152, n. December 2019, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110919>
- COSTA, G. K. de A.; DA SILVA, S. P. A.; TRINDADE, M. R. C. M.; DOS SANTOS, F. L.; CARREIRA, R. S.; MASSONE, C. G.; SANT'ANA, O. D.; DA SILVA, S. M. B. C. Concentration of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and histological changes in *Anomalocardia brasiliiana* and *Crassostrea rhizophorae* from Pernambuco, Brazil after the 2019 oil spill. **MARINE POLLUTION BULLETIN, THE BOULEVARD, LANGFORD LANE, KIDLINGTON, OXFORD OX5 1GB, ENGLAND**, v. 192, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115066>
- EC, (European Commission). **Technical Guidance Document on risk Assessment. Part 1. Part 2.** Disponível em: <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/111111111/5619>
- ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M.; TUNDIST, J. G. Zooplâncton do estuário do Pina (Recife-Pernambuco-Brasil): composição e distribuição temporal. **Revista Brasileira de Oceanografia**, v. 44, n. 1, p. 23–33, 1996. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s1413->

77391996000100003

- FROST, B. W. Effects of size and concentration of food particles on the feeding behavior of the marine planktonic copepod *Calanus pacificus*. **Limnology and Oceanography**, v. 17, n. 6, p. 805–815, 1972. Disponível em: <https://doi.org/10.4319/lo.1972.17.6.0805>
- GAO, C.; ZHANG, X.; XU, N.; TANG, X. Toxic effects of combined effects of anthracene and UV radiation on *Brachionus plicatilis*. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 64, n. 1, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/64/1/012121>
- GAO, P.; LI, Z.; GIBSON, M.; GAO, H. Ecological risk assessment of nonylphenol in coastal waters of China based on species sensitivity distribution model. **Chemosphere**, v. 104, p. 113–119, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.076>
- GUILLARD, R. R. L. Culture of Phytoplankton for Feeding Marine Invertebrates. *In: Culture of Marine Invertebrate Animals*. Boston, MA: Springer US, 1975. p. 29–60. *E-book*. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-1-4615-8714-9_3
- HANSEN, B. H.; ALTIN, D.; NORDTUG, T.; ØVERJORDET, I. B.; OLSEN, A. J.; KRAUSE, D.; STØRDAL, I.; STØRSETH, T. R. Exposure to crude oil micro-droplets causes reduced food uptake in copepods associated with alteration in their metabolic profiles. **Aquatic Toxicology**, v. 184, p. 94–102, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2017.01.007>
- IBAMA. **Manchas de óleo | Litoral Brasileiro Boletim | Fauna | 12/02/2020**. Disponível em: <https://www.ibama.gov.br/phocadownload/emergenciasambientais/2020/manchasdeoleo/2020-02-12-ibama-manchasdeoleo-boletim-fauna.pdf>.
- KARTASHEV, A. G.; KOVAL'SKAYA, M. V. Effect of petroleum pollution on rotifer. **Contemporary Problems of Ecology**, v. 5, n. 4, p. 371–375, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1134/S1995425512040075>
- KIM, H. S.; HAN, J.; KIM, H. J.; HAGIWARA, A.; LEE, J. S. Identification of 28 cytochrome P450 genes from the transcriptome of the marine rotifer *Brachionus plicatilis* and analysis of their expression. **Comparative Biochemistry and Physiology - Part D: Genomics and Proteomics**, v. 23, n. March, p. 1–7, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cbd.2017.04.005>
- LI, X. D.; WANG, X. Y.; XU, M. E.; JIANG, Y.; YAN, T.; WANG, X. C. Progress on the usage of the rotifer *Brachionus plicatilis* in marine ecotoxicology: A review. **Aquatic Toxicology**, v. 229, n. September, p. 105678, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2020.105678>

- LIU, B.; CHEN, B.; LING, J.; YE, X.; DONG, G.; MATCHINSKI, E. J.; ZHANG, B. Ecotoxicity Studies for On-Site Disposal of Decant Water During Oil Spills: A Review. **Frontiers in Environmental Science**, v. 10, n. July, p. 1–13, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.944010>
- LOTUFO, G. R. Toxicity of sediment-associated PAHs to an estuarine copepod: Effects on survival, feeding, reproduction and behavior. **Marine Environmental Research**, v. 44, n. 2, p. 149–166, 1997. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0141-1136\(96\)00108-0](https://doi.org/10.1016/S0141-1136(96)00108-0)
- MAGRIS, R. A.; GIARRIZZO, T. Mysterious oil spill in the Atlantic Ocean threatens marine biodiversity and local people in Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 153, n. December 2019, p. 110961, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110961>
- MOORE, S. F.; DWYER, R. L. Effects of oil on marine organisms: a critical assessment of published data. **Water Research**, v. 8, n. 10, p. 819–827, 1974.
- MÜLLER, M. N.; YOGUI, G. T.; GÁLVEZ, A. O.; JANNUZZI, L. G. de S.; SOUZA FILHO, J. F.; MONTES, M. de J. F.; MELO, P. A. M. de C.; NEUMANN-LEITÃO, S.; ZANARDI-LAMARDO, E. Cellular accumulation of crude oil compounds reduces the competitive fitness of the coral symbiont *Symbiodinium glynnii*. **Environmental Pollution**, v. 289, n. March, p. 117938, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117938>
- OSSAI, I. C.; AHMED, A.; HASSAN, A.; HAMID, F. S. Remediation of soil and water contaminated with petroleum hydrocarbon: A review. **Environmental Technology and Innovation**, v. 17, p. 100526, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100526>
- PENA, P. G. L.; NORTHCROSS, A. L.; LIMA, M. A. G.; REGO, R. C. F. The crude oil spill on the Brazilian coast in 2019: the question of public health emergency. **CADERNOS DE SAUDE PUBLICA**, v. 36, n. 2, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/0102-311X00231019>
- PERHAR, G.; ARHONDITSIS, G. B. Aquatic ecosystem dynamics following petroleum hydrocarbon perturbations: A review of the current state of knowledge. **Journal of Great Lakes Research**, v. 40, n. S3, p. 56–72, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2014.05.013>
- R CORE TEAM. **R: A language and Environment for Statistical Computing**. Vienna, Austria. 2022.
- RICO-MARTÍNEZ, R.; ARZATE-CÁRDENAS, M. A.; ROBLES-VARGAS, D.; PÉREZ-LEGASPI, I. A.; ALVARADO-FLORES, J.; SANTOS-MEDRANO, G. E. Rotifers as

- Models in Toxicity Screening of Chemicals and Environmental Samples. *In*: ARZATE-CÁRDENAS, M. A. (org.). **Invertebrates - Experimental Models in Toxicity Screening**. Rijeka: InTech, 2016. p. Ch. 4. *E-book*. Disponível em: <https://doi.org/10.5772/61771>
- RICO-MARTÍNEZ, R.; SNELL, T. W.; SHEARER, T. L. Synergistic toxicity of Macondo crude oil and dispersant Corexit 9500A ® to the *Brachionus plicatilis* species complex (Rotifera). **Environmental Pollution**, v. 173, p. 5–10, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.09.024>
- RITZ, M. C.; STREBIG, J. C. Package ‘drc’. 2022.
- ROHAL, M.; AINSWORTH, C.; LUPHER, B.; MONTAGNA, P. A.; PARIS, C. B.; PERLIN, N.; SUPRENAND, P. M.; YOSKOWITZ, D. The effect of the Deepwater Horizon oil spill on two ecosystem services in the Northern Gulf of Mexico. **Environmental Modelling & Software**, v. 133, n. May, p. 104793, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104793>
- SANTANA RIBEIRO, L. C.; SOUZA, K. B.; DOMINGUES, E. P.; MAGALHAES, A. S. Blue water turns black: economic impact of oil spill on tourism and fishing in Brazilian Northeast. **CURRENT ISSUES IN TOURISM**, 2-4 PARK SQUARE, MILTON PARK, ABINGDON OX14 4RN, OXON, ENGLAND, v. 24, n. 8, p. 1042–1047, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/13683500.2020.1760222>
- SANTOS, G. S.; BRITO-LOLAIA, M.; SCHWAMBORN, R. Two new methods for sampling zooplankton and larval assemblages in tropical reef ecosystems. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 491, p. 27–37, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2017.03.008>
- SILVA, A. J. da; MELO, P. A. M. de C.; NEUMANN-LEITÃO, S.; MELO JÚNIOR, M. de. Non-predatory mortality of planktonic copepods in a reef area influenced by estuarine plume. **Marine Environmental Research**, v. 159, p. 105024, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105024>
- SNELL, T. W.; MOFFAT, B. D.; JANSSEN, C.; PERSOONE, G. Acute toxicity tests using rotifers. III. Effects of temperature, strain, and exposure time on the sensitivity of *Brachionus plicatilis*. **Environmental Toxicology & Water Quality**, v. 6, n. 1, p. 63–75, 1991. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/tox.2530060106>
- SOARES, M. O.; RABELO, E. F. Severe ecological impacts caused by one of the worst orphan oil spills worldwide. **Marine Environmental Research**, v. 187, n. January, p. 105936, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2023.105936>
- SOARES, M. O.; TEIXEIRA, C. E. P.; BEZERRA, L. E. A.; ROSSI, S.; TAVARES, T.;

- CAVALCANTE, R. M. M. Brazil oil spill response: Time for coordination. **Science**, 1200 NEW YORK AVE, NW, WASHINGTON, DC 20005 USA, v. 367, n. 6474, p. 155, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.aaz9993>
- SOUZA, C. S.; OLIVEIRA MAFALDA JUNIOR, P.; CONCEICAO, L. R.; KIKUCHI, R. K. P.; DOMINGUEZ, J. M. L. The impact of Brazilian coast oil spill on the mesozooplankton of the tropical narrowest continental shelf. **AQUATIC ECOLOGY**, VAN GODEWIJCKSTRAAT 30, 3311 GZ DORDRECHT, NETHERLANDS, v. 57, n. 2, p. 481–498, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10452-023-10024-y>
- SUN, Y.; WANG, Y.; LEI, J.; QIAN, C.; ZHU, X.; AKBAR, S.; HUANG, Y.; YANG, Z. Temperature-dependent elimination efficiency on *Phaeocystis globosa* by different initial population sizes of rotifer *Brachionus plicatilis*. **Chemosphere**, v. 203, p. 474–481, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.04.008>
- SUN, Z.; MA, W.; TANG, X.; ZHANG, X.; YANG, Y.; ZHANG, X. Toxicity of triphenyl phosphate toward the marine rotifer *Brachionus plicatilis*: Changes in key life-history traits, rotifer-algae population dynamics and the metabolomic response. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 241, n. March, p. 113731, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113731>
- TIAN, Y.; ZENG, Y.; LI, C.; WANG, X.; LIU, Q.; ZHAO, Y. Ecological risk assessment of petroleum hydrocarbons on aquatic organisms based on multisource data. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 192, n. January, p. 110262, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110262>
- WICKHAM, H. ggplot2. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics**, v. 3, n. 2, p. 180–185, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/wics.147>
- WILLIAMS, M. B.; POWELL, M. L.; WATTS, S. A. Combined effects of Corexit EC 9500A with secondary abiotic and biotic factors in the rotifer *Brachionus plicatilis*. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**, v. 188, n. 22, p. 39–44, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2016.06.005>
- YANG, Y.; JIAN, X.; TANG, X.; MA, W.; SUN, Z.; ZHANG, X.; FANG, K.; ZHANG, X. Feeding behavior toxicity in the marine rotifer *Brachionus plicatilis* caused by 2,2',4,4'-tetrabromodiphenyl ether (BDE-47): Characteristics and mechanisms. **Chemosphere**, v. 271, p. 129512, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129512>
- ZHENG, L.; PAN, L.; LIN, P.; MIAO, J.; WANG, X.; LIN, Y.; WU, J. Evaluating the toxic effects of three priority hazardous and noxious substances (HNS) to rotifer *Brachionus plicatilis*. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 35, p. 27277–27287,

2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0298-2>

ZHOU, W.; TANG, X.; QIAO, X.; WANG, Y.; WANG, R.; FENG, L. Ingestion of *Brachionus plicatilis* under different microalgae conditions. **Chinese Journal of Oceanology and Limnology**, v. 27, n. 3, p. 473–479, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00343-009-9208-x>

A dense field of microscopic copepods, appearing as small, reddish-brown, segmented organisms with multiple legs, scattered across a light-colored background. The organisms are in various orientations and stages of movement.

Capítulo 4

**Efeito de um derramamento de óleo no
Atlântico Sudoeste sobre a mortalidade de
copéodes planctônicos**

Efeito de um derramamento de óleo no Atlântico Sudoeste sobre a mortalidade de copépodes planctônicos

RESUMO

Derramamentos de óleo, como o ocorrido no Atlântico Sudoeste em 2019, podem representar grande risco para os organismos planctônicos e conseqüentemente para a base da teia trófica marinha. Neste estudo, avaliaram-se os percentuais de mortalidade de copépodes planctônicos marinhos antes, durante e após o derramamento de óleo. Além disso, realizou-se um experimento de exposição da comunidade de copépodes a diferentes concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs). Os percentuais de copepoditos mortos aumentaram durante a chegada do óleo ($22 \pm 8\%$) o que não persistiu no mês seguinte. Registrou-se, através do experimento, a relação dose-resposta entre as concentrações de HPAs e a mortalidade de copépodes. Os náuplios apresentaram LC_{50} de $412,9 \text{ ng L}^{-1}$, enquanto os copepoditos apresentaram LC_{50} de $362,7 \text{ ng L}^{-1}$. Os resultados indicaram que a comunidade de copépodes é negativamente afetada por eventos de derramamento de óleo, servindo como indicadores de possíveis impactos dessa contaminação no ecossistema marinho.

Palavras-chave: petróleo; hidrocarboneto; zooplâncton; vermelho neutro

INTRODUÇÃO

Ao mesmo tempo em que a produção global e a demanda do transporte marítimo de óleo (petróleo) aumentam, elevam-se também os riscos de acidentes de derramamento capazes de provocar contaminação e grandes perdas ambientais nas áreas afetadas (KIRBY; LAW, 2010). Esses eventos podem gerar gastos de milhões de dólares com perdas da diversidade biológica e serviços ecossistêmicos, com a remoção do material do ambiente, realização de pesquisas para avaliação dos impactos a curto médio e longo prazo, além de elevadas perdas socioeconômicas (LIU; WIRTZ, 2006). Essas perdas aconteceram no Brasil quando, a partir de setembro de 2019, foram observadas manchas de óleo em diversos locais do litoral. Esse material chegou a atingir mais de 3.000 km de extensão, contaminando diversos ecossistemas costeiros como manguezais, praias, bancos de algas e pradarias de fanerógamas, recifes e

estuários (SOARES *et al.*, 2020b, 2020a). Cerca de 870 mil pessoas dependentes da pesca artesanal e do turismo local foram diretamente afetadas em alguma medida, bem como diversas espécies que residem na área foram atingidas, incluindo 27 espécies ameaçadas de extinção (elasmobrânquios, teleósteos, mamíferos e invertebrados) que também sofreram com os efeitos da chegada do óleo em seus habitats (MAGRIS; GIARRIZZO, 2020).

Derramamentos de óleo em ambientes aquáticos representam um risco significativo para a biota marinha. Seus efeitos tóxicos passam de um nível trófico para outro, afetando o fitoplâncton, zooplâncton, peixes, aves aquáticas, mamíferos marinhos e organismos bentônicos (PERHAR; ARHONDITSIS, 2014a). Esses organismos podem sofrer estresse agudo e/ou crônico (mortalidade, embriotoxicidade, imunotoxicidade, estresse oxidativo, entre outros), resultantes da exposição aos compostos tóxicos do óleo que ficam dispersos na coluna d'água (AVILA; BERSAMO; FILLMANN, 2010; LIU *et al.*, 2022; LOYA; RINKEVICH, 1980). Tal exposição ocorre pelo contato direto, pela absorção através das vias respiratórias e pela ingestão direta de óleo (ALMEDA; CONNELLY; BUSKEY, 2016) ou a partir de alimento contaminado (ARIAS *et al.*, 2016). Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) são os compostos mais tóxicos do óleo, sendo capazes de causar a mortalidade da biota marinha (LIU *et al.*, 2022). Os impactos do óleo sobre essa biota podem resultar em efeitos negativos sobre os ecossistemas, afetando serviços como a ciclagem de carbono orgânico particulado, conforme registrado após o derramamento ocorrido no Golfo do México, o qual ficou conhecido como “*Deepwater Horizon oil spill*” (ROHAL *et al.*, 2020). Nos ecossistemas marinhos, os organismos zooplânctônicos desempenham um papel importante na ciclagem de nutrientes, enquanto também realizam a transferência de energia dos produtores primários para os níveis tróficos superiores nas teias alimentares pelágicas (STEINBERG; LANDRY, 2017). Os copépodes são geralmente os organismos mais abundantes do zooplâncton, em termos de densidade numérica, pois apresentam grande dominância e chegam a constituir até 90% dessa comunidade (SANTOS; BRITO-LOLAIA; SCHWAMBORN, 2017a; SILVA *et al.*, 2020). Esses organismos apresentaram interação com o óleo, ingerindo ou ficando presos em gotículas, durante o derramamento que ocorreu em 2019 no Atlântico Sudoeste que atingiu a região costeira do Brasil (Campelo *et al.*, 2021).

Diversos autores usaram copépodes como modelo para investigar os efeitos tóxicos do óleo sobre a biota marinha e confirmaram o impacto negativo que esses organismos sofrem ao serem expostos ao óleo em laboratório, constatando a sensibilidade dos copépodes a esse poluente (ALMEDA *et al.*, 2013, 2021; ALMEDA; CONNELLY; BUSKEY, 2016; ARIAS *et al.*, 2016; KUSK; WOLLENBERGER, 1999; SEURONT, 2011). Efeitos narcóticos

(LOTUFO, 1997), estresse oxidativo (HAN *et al.*, 2014) e efeitos neurotóxicos (HANSEN *et al.*, 2017) são alguns dos problemas relatados após a exposição a diferentes concentrações de HPAs. Relações dose-resposta demonstraram que maiores concentrações de óleo podem resultar em maiores índices de mortalidade dos copépodes (AVILA; BERSAMO; FILLMANN, 2010; JIANG *et al.*, 2012). A resposta dos copépodes à toxicidade dos HPAs também pode variar de acordo com o estágio de vida (ALMEDA *et al.*, 2016) e a espécie (JIANG *et al.*, 2012). Outros fatores como tamanho corporal, condições ambientais (salinidade, temperatura e disponibilidade de alimento) além de tipo e concentração do óleo podem refletir sobre os efeitos tóxicos sofridos pelos copépodes (MOORE; DWYER, 1974).

A maior parte dos estudos, como os apresentados anteriormente, têm sido realizadas em laboratório e excluem a variabilidade das condições ambientais, além de geralmente avaliarem espécies isoladas. Desta forma, é importante entender que os efeitos de um derramamento de óleo são difíceis de prever e podem ter grandes diferenças em relação a resultados obtidos em laboratório e de difíceis previsões (TEAL; HOWARTH, 1984). Outro aspecto que deve ser considerado é que poucos estudos realizados na região tropical buscaram entender os efeitos da exposição de comunidades de copépodes a derramamentos de óleo em diferentes concentrações de HPAs (RUIZ *et al.*, 2021). Há, portanto, uma dificuldade natural na comparação de resultados de estudos que avaliam os efeitos do óleo sobre os organismos zooplânctônicos devido a diferenças metodológicas, condições a que os organismos foram expostos e até mesmo pela composição variável do óleo (ALMEDA *et al.*, 2013). Desta forma, a avaliação e o monitoramento em diversos ecossistemas marinhos são de grande importância para que se possa compreender os efeitos do óleo sobre os organismos e os impactos ecológicos causados (MAGRIS; GIARRIZZO, 2020).

O presente estudo avaliou os percentuais de mortalidade *in situ* de copépodes planctônicos marinhos antes, durante e após um derramamento de óleo na Baía de Tamandaré – uma região rica em ecossistemas costeiros no Nordeste do Brasil. Além disso, avaliou-se o efeito agudo (mortalidade) de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), do óleo obtido em campo, sobre a comunidade de copépodes em bioensaios de laboratório. Foram testadas as seguintes hipóteses: (i) a comunidade de copépodes planctônicos costeira sofre efeitos letais com a entrada de óleo nesses ecossistemas; e (ii) o aumento das concentrações de HPAs na água causa aumento nos percentuais de mortalidade dos copépodes planctônicos.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A área de estudo (Baía de Tamandaré) é parte do sitio 18 da rede ILTER (International Long Term Ecological Research) (Peld-TAMS). Situada no litoral sul do estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil (Figura 4-1). A área apresenta clima tropical quente e úmido e, durante o ano, as médias de temperaturas variam de 25°C a 30°C (ALVARES *et al.*, 2013). A região possui duas estações bem definidas: a estação chuvosa, que ocorre entre abril e agosto (precipitação média de 268,9 mm), e a estação seca, que ocorre de setembro a março (precipitação média de 70,4 mm) (SILVA *et al.*, 2020).

A Baía de Tamandaré encontra-se dentro da área do Parque Natural Municipal (PNM) Forte Tamandaré e duas áreas marinhas protegidas: Área de Proteção Ambiental (APA) Costa dos Corais e APA Guadalupe. Também está localizada ao lado da APA Serrambi (SILVEIRA *et al.*, 2021). Ela sofre influência diária do sistema estuarino formado pelos rios Ilhetas e Mamucabas, bem como a influência sazonal do estuário do Rio Una. Conta ainda com a presença de recifes dominados principalmente por macroalgas e zoantídeos (LEÃO; DOMINGUEZ, 2000; MAIDA; FERREIRA, 1997). É uma área que apresenta uma complexa estrutura de ecossistemas conectados, entre eles recifes, estuários e manguezais (FERREIRA *et al.*, 2006; SILVEIRA *et al.*, 2021). A Baía de Tamandaré possui grande biodiversidade, incluindo espécies de peixes de valor econômico que possibilitam que moradores locais ainda utilizem a pesca artesanal como atividade principal de fonte de renda (FERREIRA; MAIDA; CAVA, 2001). A baía também abriga uma zona de exclusão de captura, que é uma iniciativa voltada para a recuperação e conservação de recifes de coral. Nesta área, apenas atividades de pesquisas são permitidas (SILVEIRA *et al.*, 2021).

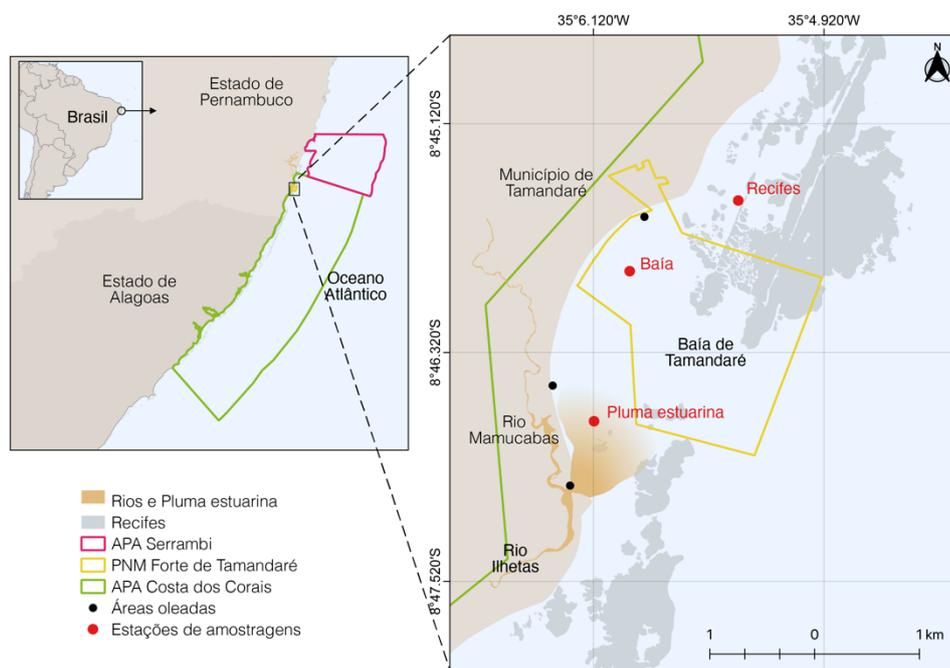


Figura 4-1. Área de estudo destacando a Baía de Tamandaré (Pernambuco, Nordeste do Brasil), bem como os limites do Parque Natural Municipal (PNM) Forte Tamandaré, da Área de Proteção Ambiental (APA) Costa dos Corais, da APA Guadalupe e da APA Serrambi. O mapa à direita apresenta também as áreas oleadas e estações de amostragem.

Monitoramento da mortalidade *in situ*

Para avaliar o efeito agudo da chegada do óleo sobre a comunidade de copépodes planctônicos, foram realizadas amostragens na Baía de Tamandaré ($8^{\circ} 45' 47,2''$ S, $35^{\circ} 05' 52,1''$ W), um dos locais afetados pela chegada desse material. As amostragens ocorreram entre setembro de 2017 e agosto de 2018 (6 campanhas - período anterior ao derramamento) (SILVA *et al.*, 2020) e entre outubro de 2019 a setembro de 2020 (5 campanhas - durante e após o derramamento), realizando-se o mesmo desenho amostral no dois períodos amostrais e coletas nas mesmas três estações da Baía de Tamandaré (baía, pluma estuarina e recifes). As amostras foram obtidas através de arrastos horizontais com rede de plâncton de $64 \mu\text{m}$ de abertura de malha (captura de náuplios e copepoditos e comparação com dados anteriores), com copo sem abertura, durante 3 minutos e sempre na camada superficial (< 1 m de profundidade). Após cada arrasto, as amostras foram submetidas à técnica de coloração com o vermelho neutro para a análise de mortalidade (Elliott; Tang, 2009) e congeladas para posterior análise. O vermelho neutro é um corante que é incorporado nos lisossomos das células dos organismos vivos, possibilitando a diferenciação de organismos que estavam vivos e mortos no momento da

coleta. Esse método já foi usado anteriormente, para avaliar a mortalidade de copépodes após a exposição a diferentes concentrações de óleo (LEE; MORRIS; BOATWRIGHT, 1980).

Durante a amostragem, foi utilizada uma sonda multiparâmetro Horiba U50 para obtenção de algumas variáveis ambientais (temperatura, turbidez e salinidade). Adicionalmente, para cada ponto de amostragem, foi coletado 1 L de água para determinação de clorofila-*a* a partir de espectrofotometria. Após a filtração da amostra em filtro GF/F, o material retido foi extraído com acetona por 18 horas a 4 °C (PARSON; MAITA; LALLI, 1984). A pluviosidade durante as campanhas amostrais foi obtida a partir de dados coletados em uma estação meteorológica localizada no município de Tamandaré (PE) e disponíveis no site da Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC), considerando 30 dias antes de cada coleta.

Em laboratório, amostras do experimento com vermelho neutro foram descongeladas em água do mar, filtradas em filtro GF/F e acidificada ($\text{pH} < 7$) pela adição de HCl para realçar a cor do vermelho neutro em animais (Elliott e Tang, 2009). Os copépodes foram classificados como vivos quando apresentaram cor avermelhada no interior dos corpos e mortos quando não apresentaram. Além disso, os animais foram identificados em nível de família e classificados quanto à fase de vida em náuplios (fases larvais) e copepoditos (fases juvenis e adulta). As análises foram realizadas sob microscópio e estereomicroscópio, com luz difusa e em laboratório com baixo nível de luz ambiente (para evitar a perda de coloração do material em análise).

Experimento de exposição da comunidade de copépodes à fração solúvel do óleo

Para avaliar se maiores concentrações de compostos tóxicos do óleo podem aumentar a mortalidade, foi realizado um experimento de exposição da comunidade costeira de copépodes planctônica à fração solúvel do óleo em água (FSA) obtida a partir de amostras do óleo coletado na Baía de Tamandaré em outubro de 2019. O experimento foi baseado em estudos anteriores (Almeda et al., 2013; Jönander and Dahllöf, 2020), que avaliaram efeitos da interação entre o zooplâncton e o óleo. Amostras da comunidade zooplânctônica da Baía de Tamandaré foram obtidas através de arrastos com duas redes de plâncton, de 64 e 200 μm de abertura de malha (para se obter melhor representação da comunidade). De forma simultânea as redes foram arrastadas horizontalmente 5 vezes, durante 5 minutos a 2 nós de velocidade para evitar a mortalidade dos organismos. As amostras da comunidade foram passadas em uma malha de 500 μm para remover possíveis predadores. Em seguida, foram mantidas em caixas térmicas com água do mar, para manter a temperatura próxima às registradas *in situ* e conduzidas para o

laboratório. No laboratório foram aclimatadas por 24 h (até o início do experimento) sob condições próximas à do ambiente: temperatura de 27 ± 1 °C, salinidade de 32 ± 2 , pH de 8, concentração de oxigênio dissolvido superior a 6 mg L^{-1} e fotoperíodo controlado de 12/12 h (claro/escuro).

Durante o período de aclimação e no início dos testes, os organismos foram alimentados com uma dieta mista das microalgas *Thalassiosira weissflogii* ($20.000 \text{ células mL}^{-1}$) e *Isochrysis galbana* ($170.000 \text{ células mL}^{-1}$), cultivadas no laboratório de cultivo do Museu de Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco (Recife, Brasil). As microalgas foram cultivadas em meio de cultura F/2 e as condições que afetam seu crescimento foram padronizadas e monitoradas como a seguir: temperatura de 27 ± 1 °C, salinidade de 32 ± 2 , pH de 8, fotoperíodo de 12/12 h (claro/escuro) e radiação luminosa de $150 \mu\text{E m}^{-2} \text{ s}^{-1}$.

O experimento consistiu na exposição da comunidade de copépodes à FSA, em microcosmos feitos com recipientes cilíndricos de vidro com volume útil de 2,5 L (diâmetro: 13cm, altura: 21cm). Em cada microcosmo, foi adicionada uma alíquota da comunidade concentrada com aproximadamente 300 ind. L^{-1} . Os microcosmos foram divididos em quatro tratamentos com diferentes concentrações da FSA: 3,12%, 6,25%, 12,5% e 25%, além de um tratamento controle contendo apenas a comunidade e água do ambiente (n de réplicas por tratamento = 3). A duração do experimento foi de 48 h e os recipientes-teste foram incubados nas mesmas condições em que os organismos foram aclimatados em laboratório. Ao fim do período de exposição, cada recipiente-teste foi submetido à técnica do vermelho neutro (ver Elliott e Tang, 2009) para posterior distinção dos organismos vivos e mortos.

Preparo da FSA e análise química

A solução-estoque da FSA foi obtida a partir do óleo coletado em outubro de 2019 na Baía de Tamandaré e armazenado em recipientes de vidro que foram acondicionados em freezer até o momento da preparação da solução. A preparação da FSA foi feita de acordo com o método sugerido por Anderson *et al.* (1974), no qual se usou uma parte de óleo para nove partes de água do mar filtrada com filtro GF/F. A solução foi agitada em um agitador magnético, no escuro e a uma temperatura constante de 27 °C, por um período de 24 horas. Utilizou-se um béquer e uma barra magnética que foi hermeticamente selada com folha de alumínio para evitar a aderência de compostos do óleo em sua superfície. Depois desse período, a solução permaneceu em repouso por 1 h até a retirada da fase aquosa, que foi filtrada em sistema de filtração a vácuo e filtro GF/F e usada como solução-estoque de FSA (100%).

Uma amostra de 1 L da solução estoque foi separada para a determinação das concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) no Laboratório de Compostos Orgânicos em Ecossistemas Costeiros e Marinhos (OrganoMAR) da Universidade Federal de Pernambuco. Resumidamente, a FSA foi extraída com n-hexano, o extrato foi purificado em coluna de sílica/alumina e injetado em cromatógrafo a gás (Agilent Technologies, modelo 7820A), acoplado a espectrômetro de massas (Agilent Technologies, modelo 5975C). A identificação e quantificação dos analitos de interesse foram feitas a partir do tempo de retenção e íons m/z típicos dos HPAs (MÜLLER *et al.*, 2021). As concentrações de HPAs da maior concentração testada são apresentados da Tabela 4-1.

Tabela 4-1. Composição e concentração dos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) na solução de maior concentração testada, obtida a partir do óleo coletado em outubro de 2019 na Baía de Tamandaré, Pernambuco, Nordeste do Brasil.

Analito	Anéis	Concentração (ng L⁻¹)
Naftaleno	2	33.503
C1-Naftalenos	2	42.173
C2-Naftalenos	2	183.578
C3-Naftalenos	2	188.060
C4-Naftalenos	2	94.663
Acenaftileno	3	2.720
Acenafteno	3	20.838
Fluoreno	3	20.313
C1-Fluorenos	3	120.165
C2-Fluorenos	3	103.933
C3-Fluorenos	3	55.563
Fenantreno	3	50.268
Antraceno	3	5.113
C1-Fenantrenos + C1-Antracenos	3	113.823
C2-Fenantrenos + C2-Antracenos	3	105.358
C3-Fenantrenos + C3-Antracenos	3	57.815
C4-Fenantrenos + C4-Antracenos	3	25.150
Fluoranteno	4	3.148
Pireno	4	26.475
C1-Fluorantenos + C1-Pirenos	4	55.550
C2-Fluorantenos + C2-Pirenos	4	49.678
C3-Fluorantenos + C3-Pirenos	4	31.700
Benzo[a]antraceno	4	4.468

Criseno	4	25.240
C1-Benzo[a]antracenos + C1-Crisenos	4	35.905
C2-Benzo[a]antracenos + C2-Crisenos	4	28.025
C3-Benzo[a]antracenos + C3-Crisenos	4	14.848
Benzo[b]fluoranteno	5	1.005
Benzo[k]fluoranteno	5	0.708
Benzo[a]pireno	5	3.328
Dibenzo[a,h]antraceno	5	< 1.00
Indeno[1,2,3-cd]pireno	6	Nd
Benzo[ghi]perileno	6	1.038
Total	2-6	1504.1425

Análises estatísticas

Os dados percentuais foram previamente convertidos no arco-seno da raiz quadrada. Todas as análises estatísticas foram conduzidas no software R Studio. As premissas de cada teste foram atendidas e os resultados foram considerados significativos para valores de $p < 0,05$.

Para avaliar possíveis aumentos dos percentuais de mortalidade de náuplios e copepoditos durante a chegada do óleo, foi realizada a comparação entre diferentes campanhas amostrais (incluindo dados de campanhas anteriores ao derramamento; SILVA *et al.*, 2020) por meio de modelo linear generalizado misto (GLMM). O modelo foi gerado usando as campanhas como efeito fixo e as estações de amostragem como efeito aleatório. A distribuição “gamma” foi usada por atender os requisitos e apresentar o melhor ajuste. Para a implementação do modelo, foi usado o pacote ‘glmmTMB’ (MAGNUSSON *et al.*, 2017). O pacote ‘DHARMA’ foi usado para avaliar se o modelo estava bem ajustado (HARTIG; HARTIG, 2017). Também foram realizadas comparações pareadas (teste post hoc de Tukey) com médias marginais estimadas usando o pacote ‘emmeans’ (LENTH *et al.*, 2018).

Para avaliar a relação das concentrações de HPA totais com a mortalidade de copépodes, aplicou-se um modelo de regressão curva dose-resposta com ajuste de 4 parâmetros para obtenção da concentração letal a 50% dos organismos (CL_{50}). Essa regressão foi gerada com a utilização do pacote ‘drc’ para o R (RITZ; STREBIG, 2022).

RESULTADOS

Variáveis Ambientais

Durante todo período de amostragem, a variação na média entre as campanhas amostrais foi a seguinte: temperatura $26,6 \pm 0,1$ a $30,4 \pm 0,41$ °C, turbidez $0,2 \pm 0,6$ a $9,88 \pm 2,72$ NTU, salinidade $29,17 \pm 0,98$ a $34,28 \pm 2,32$, e a pluviosidade variou de 3,5 a 318 mm entre as campanhas (Figura 4-2). Também foi observado que a concentração de clorofila-*a* apresentou variação média entre as campanhas de $1,4 \pm 0,58$ a $3,54 \pm 2,18$ $\mu\text{g L}^{-1}$, com leve incremento ocorrendo justamente no mês da chegada do óleo na Baía de Tamandaré.

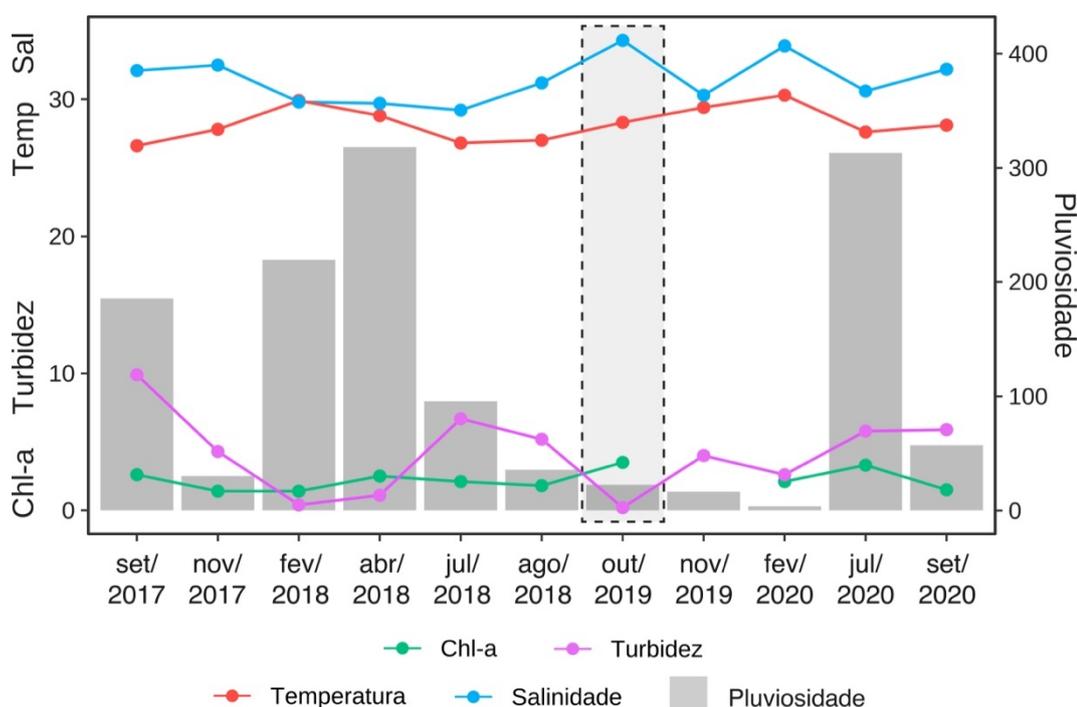


Figura 4-2. Valores médios para as variáveis ambientais medidas nas campanhas amostrais realizadas entre setembro de 2017 e agosto de 2018 (SILVA *et al.*, 2020) e outubro de 2019 a setembro de 2020 na Baía de Tamandaré, Pernambuco, Nordeste do Brasil.

Mortalidade *in situ*

Os percentuais de mortalidade da comunidade de copépodes planctônicos para todo o período variaram de 3 a 34%, com média de $11 \pm 6\%$ para os náuplios. Para os copepoditos, a mortalidade variou de 2 a 34%, com média de $13 \pm 6\%$. Ao compararmos temporalmente as campanhas amostrais, foi possível observar um aumento acentuado nos percentuais de mortos no momento da chegada do óleo, com a campanha amostral desse período diferindo das demais (GLMM, $p < 0,05$; Figura 4-3). Contudo, não foram constatadas diferenças significativas para os náuplios em comparação com campanhas que apresentaram elevados valores de mortalidade mesmo sem a presença do óleo (Tukey, $p > 0,05$). Para os copepoditos, foi possível registrar o aumento dos percentuais de mortos no momento da chegada do óleo (Tukey, $p < 0,05$). Desta

forma, os percentuais de mortos mostraram-se mais acentuados para os copepoditos do que para as fases larvais (náuplios: $16 \pm 8\%$; copepoditos: $22 \pm 8\%$). Porém, no mês seguinte ao impacto, foi observado o retorno dos percentuais de mortalidade em níveis próximos aos registrados em campanhas amostrais anteriores (Figura 4-3).

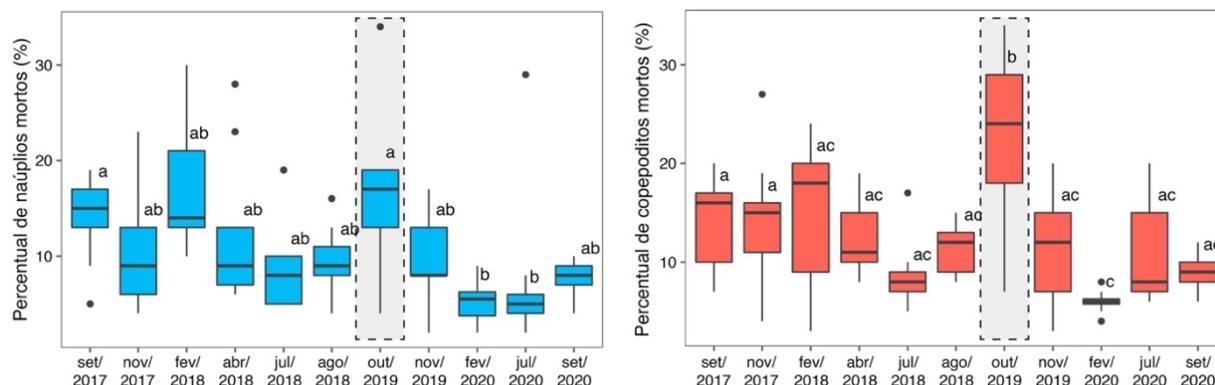


Figura 4-3. Percentuais de mortalidade não predatória de náuplios e copepoditos nas campanhas amostrais realizadas entre setembro de 2017 e agosto de 2018 (SILVA *et al.*, 2020) e outubro de 2019 a setembro de 2020 na Baía de Tamandaré, Pernambuco, Nordeste do Brasil. As letras diferentes indicam diferenças significativas entre as mortalidades nas campanhas amostrais de acordo com os testes GLMM e Tukey ($p > 0,05$).

Ao considerar os percentuais de mortalidade separadamente para as famílias taxonômicas que apresentaram maior ocorrência na Baía de Tamandaré, também é possível observar que para as famílias ocorreram percentuais elevados de mortalidade nas duas fases de vida no mês de outubro de 2019, quando houve a chegada do óleo no local (GLMM, $p < 0,05$; Figura 4-4). Apesar dos maiores valores de mortalidade observados para os náuplios das famílias Longipediidae e Oithonidae no momento da chegada do óleo (18 e 17%, respectivamente), assim como para os copepoditos das famílias Oithonidae e Paracalanidae (24 e 23%, respectivamente), esses percentuais de mortalidade não diferiram estatisticamente daqueles obtidos em diversas outras campanhas realizadas sem o impacto do óleo (Tukey, $p > 0,05$).

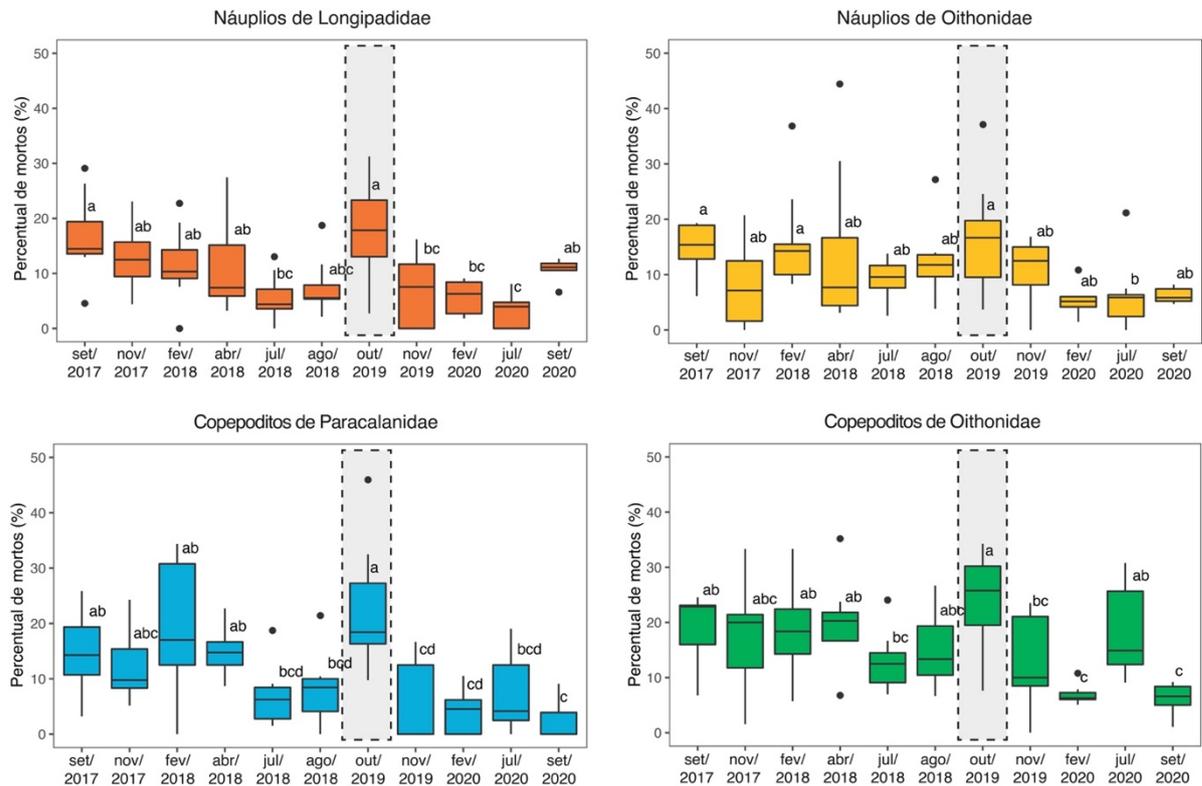


Figura 4-4. Percentuais de mortalidade não predatória de náuplios e copepoditos das famílias mais frequentes, para as campanhas amostrais realizadas entre setembro de 2017 e agosto de 2018 (SILVA *et al.*, 2020) e outubro de 2019 a setembro de 2020 na Baía de Tamandaré, Pernambuco, Nordeste do Brasil. As letras diferentes indicam diferenças significativas entre as campanhas amostrais de acordo com os testes GLMM e Tukey.

Experimento de exposição da comunidade aos HPAs

O experimento de exposição demonstrou que existe relação dose-resposta, uma vez que foi confirmado que o aumento das concentrações de HPAs pode causar diminuição na sobrevivência da comunidade de copépodes. A sobrevivência no experimento variou de 5,10 a 96,50% para os náuplios e de 11,50 a 91,80% para os copepoditos, dependendo das concentrações de HPAs. O modelo dose-resposta foi significativo e a CL_{50} foi estimada em 412,9 ng L⁻¹ para os náuplios e 362,7 ng L⁻¹ para os copepoditos (Figura 4-5).

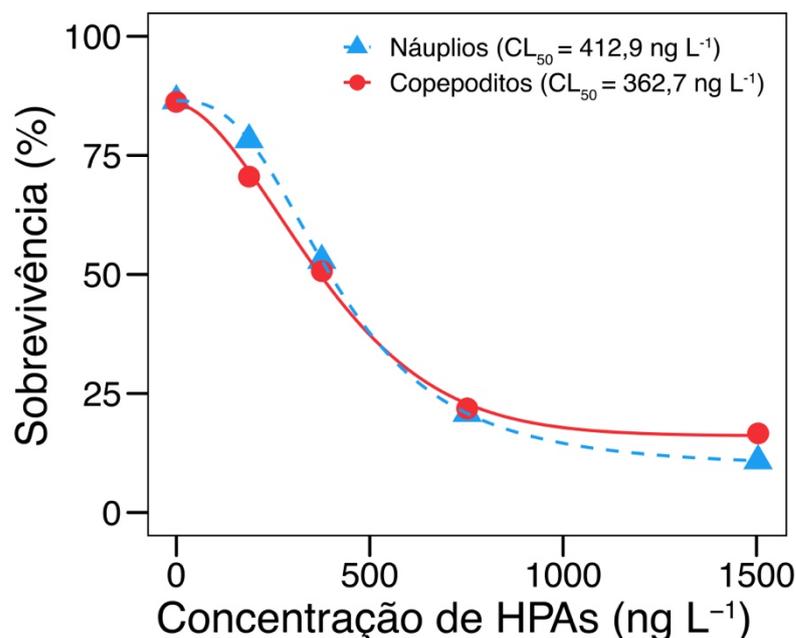


Figura 4-5. Curva dose-resposta da sobrevivência de copépodes (náuplios e copepoditos) após 48 h de exposição às diferentes concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) presentes na fração solúvel do óleo (FSA) coletado em outubro de 2019 na Baía de Tamandaré, Pernambuco, Nordeste do Brasil.

Em laboratório, a comunidade de copépodes exposta ao óleo do derramamento foi representada principalmente por náuplios das famílias Longipediidae e Oithonidae e copepoditos das famílias Harpacticidae, Longipediidae, Oithonidae, Paracalanidae e Tachidiidae (Tabela 4-2). Para os náuplios, a mortalidade média no controle foi de 12% e entre as concentrações o menor percentual de mortos foi 13% (HPAs = 188 ng L⁻¹), e o maior foi 91% (HPAs = 752 ng L⁻¹), respectivamente registrados para a família Longipediidae e Oithonidae. Os copepoditos tiveram 14% de mortalidade média no controle, enquanto para as concentrações de HPAs família Longipediidae apresentou o menor percentual de mortos (0%, HPAs = 188 ng L⁻¹) e o maior percentual foi para a família Harpacticidae (90%, 1504 ng L⁻¹). Nas principais famílias foi possível observar maiores percentuais de organismos mortos com o aumento das concentrações de HPAs. Os organismos das famílias Harpacticidae, Oithonidae e náuplios de Longipediidae tiveram maior sensibilidade ao aumento das concentrações de HPAs, conforme demonstrado pelos maiores percentuais de mortos nas maiores concentrações de exposição.

Tabela 4-2. Percentuais de mortalidade de copépodes das principais famílias, após 48 h de exposição às diferentes concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs)

presentes na fração solúvel do óleo (FSA) coletado em outubro de 2019 na Baía de Tamandaré, Pernambuco, Nordeste do Brasil.

	0 ng L⁻¹	188 ng L⁻¹	376 ng L⁻¹	752 ng L⁻¹	1504 ng L⁻¹
Náuplios	12% (n=298)	13% (n=205)	33% (n=69)	82% (n=143)	89% (n=168)
Longipediidae	13% (n=170)	13% (n=158)	23% (n=44)	83% (n=92)	89% (n=92)
Oithonidae	12% (n=115)	16% (n=38)	59% (n=22)	91% (n=44)	89% (n=72)
Copepoditos	14% (n=611)	23% (n=364)	45% (n=473)	77% (n=475)	83% (n=473)
Acartidae	0% (n=10)			45% (n=11)	67% (n=9)
Harpacticidae	12% (n=196)	11% (n=123)	42% (n=120)	79% (n=107)	90% (n=79)
Longipediidae	14% (n=7)	0% (n=10)	0% (n=7)		57% (n=7)
Oithonidae	15% (n=325)	33% (n=183)	53% (n=285)	84% (n=288)	86% (n=344)
Paracalanidae	6% (n=34)	26% (n=23)	32% (n=31)	47% (n=36)	50% (n=18)
Tachidiidae	23% (n=26)	21% (n=14)	11% (n=19)	55% (n=22)	62% (n=13)

DISCUSSÃO

O presente estudo fornece a primeira estimativa do impacto do derramamento do óleo sobre a mortalidade de copépodes planctônicos em uma importante área costeira do Nordeste brasileiro. Uma comparação direta foi realizada utilizando os dados de mortalidade não predatória de copépodes coletados na fase crítica do derramamento óleo na baía de Tamandaré, dados pretéritos ao desastre (SILVA *et al.*, 2020), e dados pós evento do derramamento de óleo. Os resultados apontam que a chegada do óleo nesse ecossistema causou efeitos letais na comunidade de copépodes planctônicos, corroborando com uma série de estudos que demonstraram a toxicidade do óleo sobre os organismos planctônicos (ALMEDA *et al.*, 2013, 2021; ALMEDA; CONNELLY; BUSKEY, 2016; AVILA; BERSAMO; FILLMANN, 2010; JIANG *et al.*, 2012). Evidenciou-se também que os efeitos observados não persistiram por muito tempo, uma vez que já nos meses seguintes não houve registros elevados de mortalidade. Além disso são apresentados dados de um experimento de exposição da comunidade zooplancônica à fração solúvel do óleo derramado em 2019. Nele observou-se uma relação de aumento da mortalidade com o aumento da concentração de HPAs dissolvidos na água. Este estudo é um dos poucos que avaliou os efeitos letais do óleo (coletado no ambiente após um derramamento) sobre uma comunidade natural de copépodes planctônicos e associou os dados obtidos *in situ* com os resultados de um experimento conduzido *ex situ*.

As condições hidrográficas durante o derramamento de óleo eram semelhantes às habituais na área de estudo e em outras regiões costeiras tropicais brasileiras, sugerindo que a

comunidade não estava enfrentando estresses naturais adicionais e que resultaram em adaptação e estruturação da comunidade local (LEÃO; DOMINGUEZ, 2000; NEUMANN-LEITÃO *et al.*, 2018; SANTOS; BRITO-LOLAIA; SCHWAMBORN, 2017b; SILVA *et al.*, 2020). Variáveis como temperatura, salinidade e alimento disponível influenciam diretamente na resposta dos organismos aos efeitos tóxicos do óleo (MOORE; DWYER, 1974), de modo que é importante o registro das variáveis ambientais durante esses impactos, bem como a investigação da relação das mesmas com o potencial aumento dos efeitos tóxicos do óleo. Destaca-se que, durante a chegada do óleo, foi registrado o maior valor médio de clorofila-*a* ($3,54 \pm 2,18 \mu\text{g L}^{-1}$), indicando possivelmente que os organismos não estavam sofrendo com a falta de alimento que poderia causar aumento dos percentuais de mortos. O aumento significativo no valor de clorofila-*a* observado pode ser atribuído tanto à reduzida taxa de herbivoria dos copépodes quanto à maior resistência do fitoplâncton aos efeitos do óleo. A maior resistência de algumas microalgas e o efeito estimulante no crescimento das mesmas sob certas concentrações de óleo já foi registrado na literatura (BRETHERTON *et al.*, 2020). Entretanto, a maior parte dos estudos têm demonstrado que as algas são impactadas negativamente com efeitos tóxicos do óleo (BRETHERTON *et al.*, 2018; JIANG *et al.*, 2010; PERHAR; ARHONDITSIS, 2014b), podendo causar diminuição na taxa de crescimento e acumulação de compostos, conforme observado em um experimento realizado com óleo proveniente do mesmo derramamento investigado no presente estudo (MÜLLER *et al.*, 2021).

A dominância dos copépodes foi confirmada nas amostras coletadas, inclusive no momento da chegada do óleo (CAMPELO *et al.*, 2021; SILVA *et al.*, 2020), grupo que possui a melhor *performance* para aplicação da técnica do vermelho neutro, possibilita a distinção de vivos e mortos no momento da amostragem (ELLIOTT; TANG, 2009). Esses fatores justificam a escolha desse grupo como modelo para avaliar os efeitos da contaminação por óleo e os possíveis danos aos ecossistemas costeiros estudados. Outro fator é a sensibilidade, já demonstrada anteriormente, que os copépodes possuem aos compostos tóxicos do óleo (ALMEDA *et al.*, 2021; AVILA; BERSAMO; FILLMANN, 2010; LOTUFO, 1997; SEURONT, 2011). Foi observado que os percentuais de mortalidade mais altos foram registrados durante a chegada do óleo, e esses valores foram elevados em comparação com os normalmente observados no local. No entanto, esses valores ainda estavam dentro da faixa típica de mortalidade registrada em ambientes marinhos (Ver revisão de Tang and Elliott, 2014). Esses elevados percentuais de mortalidade no momento em que o óleo estava presente no ecossistema, é um indicativo do impacto negativo sobre essa comunidade. Copépodes expostos ao óleo podem apresentar efeitos severos em sua saúde, aumento dos índices de

mortalidade, bem como, diminuição das taxas de reprodução e ingestão (ALMEDA *et al.*, 2013; ALMEDA; CONNELLY; BUSKEY, 2016). Efeitos letais também já foram registrados para os náuplios, que podem sofrer, igualmente, efeitos subletais como a redução do crescimento, desenvolvimento e atividade natatória (ALMEDA *et al.*, 2016). Esses efeitos podem, ainda, ser potencializados por fatores como a radiação ultravioleta (UV), uso de dispersantes (ALMEDA *et al.*, 2014) e temperatura (RUIZ *et al.*, 2021).

Os elevados percentuais de mortalidade de copepoditos, em comparação com os náuplios, sugerem uma maior interação desse estágio de vida com o óleo. Traços de ingestão de óleo por copepoditos, durante a chegada do óleo em 2019 na Baía de Tamandaré, foram registrados e considerados um grande problema para as cadeias alimentares marinhas (CAMPELO *et al.*, 2021). A interação dos copepoditos com o óleo pode ter ocorrido de forma facilitada devido ao melhor desenvolvimento dos seus aparelhos bucais, tornando-os mais capazes de interagir, manusear e ingerir partículas de óleo de tamanhos maiores em comparação com os náuplios. Os copepoditos podem atuar no processo de fragmentação do óleo, gerando gotículas menores que ficariam biodisponíveis para organismos de tamanho menor, como os náuplios (UTTIERI *et al.*, 2019). A ingestão de gotículas de óleo é uma via que permite que os organismos tenham contato com HPAs de baixa solubilidade e que são mais tóxicos do que aqueles mais solúveis em água (ALMEDA *et al.*, 2014). Isso poderia explicar porque apenas os percentuais de mortalidade dos copepoditos foram maiores durante o evento em comparação com as demais campanhas. Outro fator que poderia influenciar os elevados percentuais de mortos entre os copepoditos é o fato de que as carcaças desses estágios podem permanecer mais tempo (horas/dias) se decompondo no ambiente (SILVA *et al.*, 2020; TANG; FREUND; SCHWEITZER, 2006), permitindo maior tempo de disponibilidade no meio para a captura durante a amostragem. Além disso, a entrada de novos náuplios no sistema poderia ter feito com que os percentuais de mortos fossem reduzidos, ao passo que esses náuplios teriam tido menos tempo de contato com o óleo e menos tempo para apresentar a letalidade como resposta aguda.

No mês seguinte à chegada de óleo na Baía de Tamandaré, observamos que os percentuais de mortos voltaram aos níveis compatíveis com os de campanhas anteriores ao derramamento (SILVA *et al.*, 2020). Esse rápido retorno pode ser um indicativo que os compostos tóxicos seguiram algumas vias: (1) dispersão no ambiente até atingirem concentrações mais baixas e menos tóxicas; (2) deposição no compartimento bentônico; (3) transporte para outros compartimentos; e/ou (5) assimilação parcial pelos organismos. Dados de um monitoramento da costa sul de Rhode Island (EUA) mostraram que as concentrações de

HPAs na coluna d'água podem variar temporalmente logo após um derramamento de óleo, diminuem rapidamente já na primeira semana e retornam aos níveis basais em 32 dias (REDDY; QUINN, 2001). De fato, o monitoramento dos níveis de HPAs nas praias de Pernambuco mostrou que as concentrações na água caíram drasticamente uma semana após os esforços de limpeza do óleo encalhado, retornando para níveis próximos aos naturais (dados não publicados). É importante ressaltar que apesar dos percentuais de mortalidade terem voltado aos níveis dentro da normalidade local em curto prazo, isso não é um indicativo de que os efeitos tóxicos do óleo sobre a comunidade tenham cessado, pois o percentual de mortalidade é um indicador que revela se a comunidade está sofrendo com efeitos letais que causam sua mortalidade, mas não indica efeitos subletais de longo prazo. Estes podem causar danos à comunidade por tempo indeterminado e são resultantes da interação dos organismos com concentrações não-letais dos contaminantes.

No experimento realizado foram usadas concentrações de HPAs dentro da faixa e até menores do que os valores observados após eventos de derramamento de óleo: < 1 a $115 \mu\text{g L}^{-1}$ (revisão de MÜLLER *et al.*, 2021). As concentrações também foram menores que os limites de concentração de HPAs estabelecidos nas legislações de qualidade de água do Brasil (BRASIL, 2005), dos Estados Unidos (US EPA, 2015) e da Europa (EU, 2008). Ainda assim registrou-se aumento da mortalidade de copépodes (náuplios e copepoditos) com o aumento das concentrações de HPAs na água. Outros estudos já haviam apontado uma relação dose-resposta em experimentos de exposição de copépodes a diferentes concentrações de óleo (AVILA; BERSAMO; FILLMANN, 2010; JIANG *et al.*, 2012; LOTUFO, 1997). Náuplios de *Acartia tonsa* e *Temora turbinata* apresentaram LC_{50} de 1,88 e 1,95 $\mu\text{L L}^{-1}$ de óleo bruto, enquanto que os adultos apresentaram mortalidade de 26% e 7% de mortalidade (ALMEDA *et al.*, 2016), respectivamente, depois da exposição a 1 $\mu\text{L L}^{-1}$ de HPAs + dispersante (ALMEDA *et al.*, 2014). Nossos resultados apresentaram a mesma tendência, visto que os náuplios exibiram LC_{50} levemente maior que os copepoditos.

Registrou-se variação nos percentuais de mortalidade entre as famílias, indicando que algumas podem apresentar maior sensibilidade em comparação com outras. Isso pode ser explicado pelo fato de que a resposta que os organismos marinhos apresentam à exposição ao óleo é influenciada por muitos fatores, incluindo tempo de exposição, tipo e concentração do óleo, salinidade, temperatura, disponibilidade de alimento, tamanho do organismo e estágio ontogenético (MOORE; DWYER, 1974). Diferenças na sensibilidade apresentada por diferentes espécies foram demonstradas anteriormente (HARRIS *et al.*, 1977; JIANG *et al.*, 2012). Segundo os autores, os efeitos tóxicos do óleo são inversamente proporcionais ao

tamanho dos organismos, ao passo que espécies menores recebem maiores impactos em suas populações. No presente estudo, Oithonidae e Harpacticidae, famílias de copépodes menores, apresentaram maiores percentuais de mortalidade em comparação com Longipediae e Paracalanidae (maior tamanho), corroborando a hipótese dos autores mencionados anteriormente. Entretanto, existe uma dificuldade natural na comparação de resultados de estudos que avaliam os efeitos do óleo sobre os organismos, devido a diferenças metodológicas utilizados no estudo, condições em que os organismos são expostos e até mesmo pela composição variável do óleo (ALMEDA *et al.*, 2013). Apesar disso, nossos resultados *ex situ* podem ainda ter subestimado o impacto real sofrido pelos copépodes em ambiente naturais, uma vez que foi realizada somente a exposição dos organismos à fração solúvel do óleo, excluindo assim as gotículas de óleo. Conforme discutido anteriormente, a exposição dos organismos ao óleo bruto disperso na água seria uma aproximação mais realista do impacto de um derramamento de óleo porque possibilitaria a ingestão de gotículas de óleo pelos copépodes. Assim, eles teriam contato direto com HPAs mais tóxicos através da ingestão (ALMEDA *et al.*, 2014).

Alguns mecanismos de ação podem ter causado a mortalidade dos copépodes durante sua exposição ao óleo tanto no ambiente quanto durante a realização do experimento em laboratório. Efeitos narcóticos associados a distúrbios na função da membrana e capazes de reduzir a motilidade dos organismos, bem como a possibilidade de reagir a estímulos, já foram considerados a causa da mortalidade de copépodes expostos ao óleo (LOTUFO, 1997). Estresse oxidativo, causado por espécies reativas de oxigênio (ROS), foi observado quando copépodes da espécie *Tigriopus japonicus* foram expostos a concentrações de HPAs. Entretanto, os autores não encontraram alterações nos índices de mortalidade nas concentrações testadas (HAN *et al.*, 2014). O estresse oxidativo, que pode ser causado por fatores ambientais e por exposição a contaminantes, está relacionado diretamente com os mecanismos de mortalidade celular, visto que o aumento dos níveis de ROS pode resultar em morte por vias não fisiológicas (necróticas) ou reguladas (apoptóticas) (RYTER *et al.*, 2007). Um estudo anterior demonstrou que os HPAs também podem causar efeitos neurotóxicos, visto que foi observada redução de acetilcolina durante a exposição do copépode *Calanus finmarchicus* (HANSEN *et al.*, 2017). Esses mesmos autores registraram movimentos natatórios praticamente ausentes após 4 dias de exposição, fator que pode reduzir as chances de sobrevivência desses organismos no ambiente natural.

Este estudo contribui também para o entendimento das possíveis causas da mortalidade sofrida pelos copépodes no ambiente, assunto que vem recebendo mais atenção desde que o método de coloração do vermelho neutro foi adaptado para aplicação em campo (ELLIOTT;

TANG, 2009). Desde então, o uso da técnica do vermelho neutro permitiu associar mortalidade à falta de alimento (FRANGOULIS *et al.*, 2011), baixas concentrações de oxigênio (ELLIOTT; PIERSON; ROMAN, 2013), alta radiação solar (AL-AIDAROOS *et al.*, 2014), salinidade (MARTÍNEZ; ESPINOSA; CALLIARI, 2014), altas temperaturas (TANG *et al.*, 2019) e levantamentos sísmicos para prospecção de recursos petrolíferos (MCCAULEY *et al.*, 2017). Aqui foi usado o método do vermelho neutro para avaliar os efeitos agudos do óleo sobre os copépodes. A partir disso, foi possível registrar uma relação entre a chegada do óleo e o aumento da mortalidade no ecossistema da Baía de Tamandaré, bem como uma associação direta entre mortalidade e concentrações de HPAs no experimento de laboratório. Ressaltamos que a mortalidade de copépodes pode causar um impacto ecológico no ecossistema marinho, por resultar em mudanças nos processos ecossistêmicos. Considerando que, os copépodes atuam no fluxo de matéria e energia dos produtores primários para os demais níveis tróficos e mudanças na estrutura da comunidade representam um risco para a manutenção desse processo (STEINBERG; LANDRY, 2017). A capacidade dos copépodes de bioacumular os compostos tóxicos do óleo (ARIAS *et al.*, 2016; CARLS; SHORT; PAYNE, 2006) é um outro problema ambiental decorrente da exposição a derrames, uma vez que a concentração deste contaminante pode ser biomagnificada, ou seja, pode aumentar a cada nível trófico (ASHOK *et al.*, 2022). A fragmentação de gotículas de óleo em partículas ainda menores, realizada pelos copépodes, também consiste em um risco ambiental, considerando que essas gotículas menores ficam biodisponíveis para ingestão por animais menores e para a via microbiana (UTTIERI *et al.*, 2019). Acredita-se ainda que as carcaças dos copépodes mortos, capazes de permanecer no ambiente por dias (SILVA *et al.*, 2020), podem representar uma fonte de exposição aos compostos do óleo para a alça microbiana e os organismos necrófagos. Para a confirmação dessa hipótese sugere-se a realização de estudos que analisem as concentrações de compostos do óleo em organismos expostos a carcaças contaminadas.

CONCLUSÃO

Nossos resultados demonstraram que os HPAs presentes no óleo causam impactos negativos sobre a comunidade de copépodes planctônicos.

O efeito agudo foi registrado diretamente no ambiente logo após um evento de derramamento, numa janela de detecção com duração restrita. A possibilidade de coleta imediata e existência de dados pretéritos na área, que é um sítio ILTER, foi fundamental para

os resultados. Desta forma, contribuiu-se com informações importantes sobre uma das principais questões para a conservação da biodiversidade marinha: “(30) *How should damage from anthropogenic oil release be quantified and what is the ecologically relevant scale for assessment?*” (PARSONS *et al.*, 2014).

O aumento dos percentuais de mortalidade dos copépodes foi diretamente correlacionado com o aumento das concentrações de HPAs. Essas informações permitiram entender as consequências de um derramamento de óleo sobre a comunidade de zooplâncton, bem como, o que pode ter acontecido com a comunidade de copépodes da região costeira do Nordeste do Brasil durante o derramamento de óleo em 2019 no Atlântico Sudoeste. O impacto ocorrido neste desastre do de óleo em 2019 no Atlântico Sudoeste é comparável aos impactos de derramamentos de óleo ocorridos anteriormente em outros locais do mundo.

Por fim, a estratégia de avaliar a mortalidade *in situ* é uma ferramenta importante capaz de auxiliar no monitoramento de impactos causados por derramamentos de óleo, principalmente quando há dados pretéritos para as áreas, possibilitando assim, o direcionamento da aplicação de ações que minimizem os danos ambientais em ecossistemas marinhos tropicais.

REFERÊNCIAS

- AL-AIDAROOS, A. M.; EL-SHERBINY, M. M. O.; SATHEESH, S.; MANTHA, G.; AGUSTI, S.; CARREJA, B.; DUARTE, C. M. High mortality of red sea zooplankton under ambient solar radiation. **PLoS ONE**, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0108778>
- ALMEDA, R.; BACA, S.; HYATT, C.; BUSKEY, E. J. Ingestion and sublethal effects of physically and chemically dispersed crude oil on marine planktonic copepods. **Ecotoxicology**, v. 23, n. 6, p. 988–1003, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10646-014-1242-6>
- ALMEDA, R.; CONNELLY, T. L.; BUSKEY, E. J. How much crude oil can zooplankton ingest? Estimating the quantity of dispersed crude oil defecated by planktonic copepods. **Environmental Pollution**, v. 208, p. 645–654, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.10.041>
- ALMEDA, R.; HARVEY, T. E.; CONNELLY, T. L.; BACA, S.; BUSKEY, E. J. Influence of UVB radiation on the lethal and sublethal toxicity of dispersed crude oil to planktonic copepod nauplii. **Chemosphere**, v. 152, p. 446–458, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.02.129>

- ALMEDA, R.; RODRIGUEZ-TORRES, R.; RIST, S.; WINDING, M. H. S.; STIEF, P.; HANSEN, B. H.; NIELSEN, T. G. Microplastics do not increase bioaccumulation of petroleum hydrocarbons in Arctic zooplankton but trigger feeding suppression under co-exposure conditions. **Science of the Total Environment**, v. 751, p. 141264, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141264>
- ALMEDA, R.; WAMBAUGH, Z.; WANG, Z.; HYATT, C.; LIU, Z.; BUSKEY, E. J. Interactions between Zooplankton and Crude Oil: Toxic Effects and Bioaccumulation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. **PLoS ONE**, v. 8, n. 6, p. e67212, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0067212>
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; DE MORAES GONÇALVES, J. L.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- ANDERSON, J. W.; NEFF, J. M.; COX, B. A.; TATEM, H. E.; HIGHTOWER, G. M. Characteristics of dispersions and water-soluble extracts of crude and refined oils and their toxicity to estuarine crustaceans and fish. **Marine Biology**, v. 27, n. 1, p. 75–88, 1974. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF00394763>
- ARIAS, A. H.; SOUISSI, A.; ROUSSIN, M.; OUDDANE, B.; SOUISSI, S. Bioaccumulation of PAHs in marine zooplankton: an experimental study in the copepod *Pseudodiaptomus marinus*. **Environmental Earth Sciences**, v. 75, n. 8, p. 691, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12665-016-5472-1>
- ASHOK, A.; HØJ, L.; BRINKMAN, D. L.; NEGRI, A. P.; AGUSTI, S. Food-chain length determines the level of phenanthrene bioaccumulation in corals. **Environmental Pollution**, v. 297, p. 118789, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.118789>
- AVILA, T. R.; BERSAMO, J. G. R.; FILLMANN, G. Lethal and Sub-Lethal Effects of the Water-Soluble Fraction of a Light Crude Oil on the Planktonic Copepod *Acartia tonsa*. **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, v. 5, n. 1, p. 19–25, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.5132/jbse.2010.01.004>
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de Março de 2005 (Retificada). Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Conselho Nacional do Meio Ambiente**, seção 204, p. 36.
- BRETHERTON, L.; HILLHOUSE, J.; KAMALANATHAN, M.; FINKEL, Z. V.; IRWIN, A.

- J.; QUIGG, A. Trait-dependent variability of the response of marine phytoplankton to oil and dispersant exposure. **Marine Pollution Bulletin**, v. 153, n. July 2019, p. 110906, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110906>
- BRETHERTON, L.; WILLIAMS, A.; GENZER, J.; HILLHOUSE, J.; KAMALANATHAN, M.; FINKEL, Z. V.; QUIGG, A. Physiological response of 10 phytoplankton species exposed to macondo oil and the dispersant, Corexit. **Journal of Phycology**, v. 54, n. 3, p. 317–328, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/jpy.12625>
- CAMPELO, R. P. de S.; LIMA, C. D. M. de; DE SANTANA, C. S.; JONATHAN DA SILVA, A.; NEUMANN-LEITÃO, S.; FERREIRA, B. P.; SOARES, M. de O.; MELO JÚNIOR, M. de; MELO, P. A. M. de C. Oil spills: The invisible impact on the base of tropical marine food webs. **Marine Pollution Bulletin**, v. 167, p. 112281, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112281>
- CARLS, M. G.; SHORT, J. W.; PAYNE, J. Accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons by *Neocalanus* copepods in Port Valdez, Alaska. **Marine Pollution Bulletin**, v. 52, n. 11, p. 1480–1489, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.05.008>
- ELLIOTT, D. T.; PIERSON, J. J.; ROMAN, M. R. Copepods and hypoxia in Chesapeake Bay: abundance, vertical position and non-predatory mortality. **Journal of Plankton Research**, v. 35, n. 5, p. 1027–1034, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/plankt/fbt049>
- ELLIOTT, D. T.; TANG, K. W. Simple staining method for differentiating live and dead marine zooplankton in field samples. **Limnology and Oceanography: Methods**, v. 7, n. 1972, p. 585–594, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.4319/lom.2009.7.585>
- EU. Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council of 16 December 2008 on environmental quality standards in the field of water policy, amending and subsequently repealing Council Directives 82/176/EEC, 83/513/EEC, 84/156/EEC, 84/491/EEC,. **Official Journal of the European Union**, v. 348, n. 513, p. 84–97, 2008. Disponível em: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0105&rid=3>
- FERREIRA, B. P.; MAIDA, M.; CASTRO, C. B.; PIRES, D. O.; DAMICO, T. M.; PRATES, A. P. L.; MARX, D. The status of coral reefs in Brazil. *In*: 2006, **Proc. 10th Intern. Coral Reef. Symp.** p. 1011–1015.
- FERREIRA, B. P.; MAIDA, M.; CAVA, F. Características e perspectivas para o manejo da pesca na APA Marinha Costa dos Corais. *In*: 2001, **Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação.** p. 50–58.
- FRANGOULIS, C.; SKLIRIS, N.; LEPOINT, G.; ELKALAY, K.; GOFFART, A.;

- PINNEGAR, J. K.; HECQ, J.-H. Importance of copepod carcasses versus faecal pellets in the upper water column of an oligotrophic area. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 92, n. 3, p. 456–463, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.02.005>
- HAN, J.; WON, E. J.; HWANG, D. S.; SHIN, K. H.; LEE, Y. S.; LEUNG, K. M. Y.; LEE, S. J.; LEE, J. S. Crude oil exposure results in oxidative stress-mediated dysfunctional development and reproduction in the copepod *Tigriopus japonicus* and modulates expression of cytochrome P450 (CYP) genes. **Aquatic Toxicology**, v. 152, p. 308–317, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2014.04.027>
- HANSEN, B. H.; ALTIN, D.; NORDTUG, T.; ØVERJORDET, I. B.; OLSEN, A. J.; KRAUSE, D.; STØRDAL, I.; STØRSETH, T. R. Exposure to crude oil micro-droplets causes reduced food uptake in copepods associated with alteration in their metabolic profiles. **Aquatic Toxicology**, v. 184, p. 94–102, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2017.01.007>
- HARRIS, R. P.; BERDUGO, V.; CORNER, E. D. S.; KILVINGTON, C. C.; OFHARA, S. C. M. FACTORS AFFECTING THE RETENTION OF A PETROLEUM HYDROCARBON BY MARINE PLANKTONIC COPEPODS. *In: Fate and Effects of Petroleum Hydrocarbons in Marine Ecosystems and Organisms*. Elsevier, 1977. p. 286–304. *E-book*. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-021613-3.50035-8>
- HARTIG, F.; HARTIG, M. F. Package ‘DHARMa’. **Vienna, Austria: R Development Core Team**, 2017.
- JIANG, Z.; HUANG, Y.; CHEN, Q.; ZENG, J.; XU, X. Acute toxicity of crude oil water accommodated fraction on marine copepods: The relative importance of acclimatization temperature and body size. **Marine Environmental Research**, v. 81, p. 12–17, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2012.08.003>
- JIANG, Z.; HUANG, Y.; XU, X.; LIAO, Y.; SHOU, L.; LIU, J.; CHEN, Q.; ZENG, J. Advance in the toxic effects of petroleum water accommodated fraction on marine plankton. **Acta Ecologica Sinica**, v. 30, n. 1, p. 8–15, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2009.12.002>
- JÖNANDER, C.; DAHLLÖF, I. Short and long-term effects of low-sulphur fuels on marine zooplankton communities. **Aquatic Toxicology**, v. 227, n. July, p. 105592, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2020.105592>
- KIRBY, M. F.; LAW, R. J. Accidental spills at sea - Risk, impact, mitigation and the need for co-ordinated post-incident monitoring. **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, n. 6, p. 797–803, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.03.015>

- KUSK, K. O.; WOLLENBERGER, L. Fully defined saltwater medium for cultivation of and toxicity testing with marine copepod *Acartia tonsa*. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 18, n. 7, p. 1564–1567, 1999. Disponível em: [https://doi.org/10.1897/1551-5028\(1999\)018<1564:FDSMFC>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1897/1551-5028(1999)018<1564:FDSMFC>2.3.CO;2)
- LEÃO, Z. M. A. N.; DOMINGUEZ, J. M. L. Tropical Coast of Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 41, n. 1–6, p. 112–122, 2000. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00105-3](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00105-3)
- LEE, W. .; MORRIS, A.; BOATWRIGHT, D. Mexican oil spill: A toxicity study of oil accommodated in seawater on marine invertebrates. **Marine Pollution Bulletin**, v. 11, n. 8, p. 231–234, 1980. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(80\)90413-0](https://doi.org/10.1016/0025-326X(80)90413-0)
- LENTH, R.; SINGMANN, H.; LOVE, J.; BUERKNER, P.; HERVE, M. Emmeans: Estimated marginal means, aka least-squares means. **R package version**, v. 1, n. 1, p. 3, 2018.
- LIU, B.; CHEN, B.; LING, J.; YE, X.; DONG, G.; MATCHINSKI, E. J.; ZHANG, B. Ecotoxicity Studies for On-Site Disposal of Decant Water During Oil Spills: A Review. **Frontiers in Environmental Science**, v. 10, n. July, p. 1–13, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.944010>
- LIU, X.; WIRTZ, K. W. Total oil spill costs and compensations. **Maritime Policy and Management**, v. 33, n. 1, p. 49–60, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/03088830500513352>
- LOTUFO, G. R. Toxicity of sediment-associated PAHs to an estuarine copepod: Effects on survival, feeding, reproduction and behavior. **Marine Environmental Research**, v. 44, n. 2, p. 149–166, 1997. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0141-1136\(96\)00108-0](https://doi.org/10.1016/S0141-1136(96)00108-0)
- LOYA, Y.; RINKEVICH, B. Effects of Oil Pollution on Coral Reef Communities. **Marine Ecology Progress Series**, v. 3, n. 3, p. 167–180, 1980. Disponível em: <https://doi.org/10.3354/meps003167>
- MAGNUSSON, A.; SKAUG, H.; NIELSEN, A.; BERG, C.; KRISTENSEN, K.; MAECHLER, M.; VAN BENTHAM, K.; BOLKER, B.; BROOKS, M.; BROOKS, M. M. Package ‘glmmTMB’. **R Package Version 0.2.0**, 2017.
- MAGRIS, R. A.; GIARRIZZO, T. Mysterious oil spill in the Atlantic Ocean threatens marine biodiversity and local people in Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 153, n. December 2019, p. 110961, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110961>
- MAIDA, M.; FERREIRA, B. P. Coral reefs of Brazil: an overview. *In*: 1997, Panama. **Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium**. Panama: 1997. p. 263–274.

- MARTÍNEZ, M.; ESPINOSA, N.; CALLIARI, D. Incidence of dead copepods and factors associated with non-predatory mortality in the Río de la Plata estuary. **Journal of Plankton Research**, v. 36, n. 1, p. 265–270, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/plankt/fbt106>
- MCCAULEY, R. D.; DAY, R. D.; SWADLING, K. M.; FITZGIBBON, Q. P.; WATSON, R. A.; SEMMENS, J. M. Widely used marine seismic survey air gun operations negatively impact zooplankton. **Nature Ecology and Evolution**, v. 1, n. 7, p. 1–8, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0195>
- MOORE, S. F.; DWYER, R. L. Effects of oil on marine organisms: a critical assessment of published data. **Water Research**, v. 8, n. 10, p. 819–827, 1974.
- MÜLLER, M. N.; YOGUI, G. T.; GÁLVEZ, A. O.; JANNUZZI, L. G. de S.; SOUZA FILHO, J. F.; MONTES, M. de J. F.; MELO, P. A. M. de C.; NEUMANN-LEITÃO, S.; ZANARDI-LAMARDO, E. Cellular accumulation of crude oil compounds reduces the competitive fitness of the coral symbiont *Symbiodinium glynnii*. **Environmental Pollution**, v. 289, n. March, p. 117938, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117938>
- NEUMANN-LEITÃO, S. *et al.* Zooplankton From a Reef System Under the Influence of the Amazon River Plume. **Frontiers in Microbiology**, v. 9, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.00355>
- PARSON, T. R.; MAITA, Y.; LALLI, C. M. A Manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analysis. *In: A Manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analysis*.
- PARSONS, E. C. M. *et al.* Seventy-one important questions for the conservation of marine biodiversity. **Conservation Biology**, v. 28, n. 5, p. 1206–1214, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/cobi.12303>
- PERHAR, G.; ARHONDITSIS, G. B. Aquatic ecosystem dynamics following petroleum hydrocarbon perturbations: A review of the current state of knowledge. **Journal of Great Lakes Research**, v. 40, n. S3, p. 56–72, 2014 a. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2014.05.013>
- PERHAR, G.; ARHONDITSIS, G. B. **Aquatic ecosystem dynamics following petroleum hydrocarbon perturbations: A review of the current state of knowledge**. International Association for Great Lakes Research., 2014 b. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2014.05.013>
- REDDY, C. M.; QUINN, J. G. The North Cape oil spill: Hydrocarbons in Rhode Island coastal

- waters and Point Judith Pond. **Marine Environmental Research**, v. 52, n. 5, p. 445–461, 2001. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0141-1136\(01\)00100-3](https://doi.org/10.1016/S0141-1136(01)00100-3)
- RITZ, M. C.; STREBIG, J. C. Package ‘drc’. 2022.
- ROHAL, M.; AINSWORTH, C.; LUPHER, B.; MONTAGNA, P. A.; PARIS, C. B.; PERLIN, N.; SUPRENAND, P. M.; YOSKOWITZ, D. The effect of the Deepwater Horizon oil spill on two ecosystem services in the Northern Gulf of Mexico. **Environmental Modelling & Software**, v. 133, n. May, p. 104793, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104793>
- RUIZ, L. H.; EKUMAH, B.; ASIEDU, D. A.; ALBANI, G.; ACHEAMPONG, E.; JÓNASDÓTTIR, S. H.; KOSKI, M.; NIELSEN, T. G. Climate change and oil pollution: A dangerous cocktail for tropical zooplankton. **Aquatic Toxicology**, v. 231, n. December 2020, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2020.105718>
- RYTER, S. W.; KIM, H. P.; HOETZEL, A.; PARK, J. W.; NAKAHIRA, K.; WANG, X.; CHOI, A. M. K. Mechanisms of Cell Death in Oxidative Stress. **Antioxidants & Redox Signaling**, v. 9, n. 1, p. 49–89, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1089/ars.2007.9.49>
- SANTOS, G. S.; BRITO-LOLAIA, M.; SCHWAMBORN, R. Two new methods for sampling zooplankton and larval assemblages in tropical reef ecosystems. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 491, p. 27–37, 2017 a. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2017.03.008>
- SANTOS, G. S.; BRITO-LOLAIA, M.; SCHWAMBORN, R. Two new methods for sampling zooplankton and larval assemblages in tropical reef ecosystems. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 491, p. 27–37, 2017 b. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2017.03.008>
- SEURONT, L. Hydrocarbon Contamination Decreases Mating Success in a Marine Planktonic Copepod. **PLoS ONE**, v. 6, n. 10, p. e26283, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0026283>
- SILVA, A. J. da; MELO, P. A. M. de C.; NEUMANN-LEITÃO, S.; MELO JÚNIOR, M. de. Non-predatory mortality of planktonic copepods in a reef area influenced by estuarine plume. **Marine Environmental Research**, v. 159, p. 105024, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105024>
- SILVEIRA, C. B. L.; STRENZEL, G. M. R.; MAIDA, M.; GASPAR, A. L. B.; FERREIRA, B. P. Coral Reef Mapping with Remote Sensing and Machine Learning: A Nurture and Nature Analysis in Marine Protected Areas. **Remote Sensing**, v. 13, n. 15, p. 2907, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs13152907>

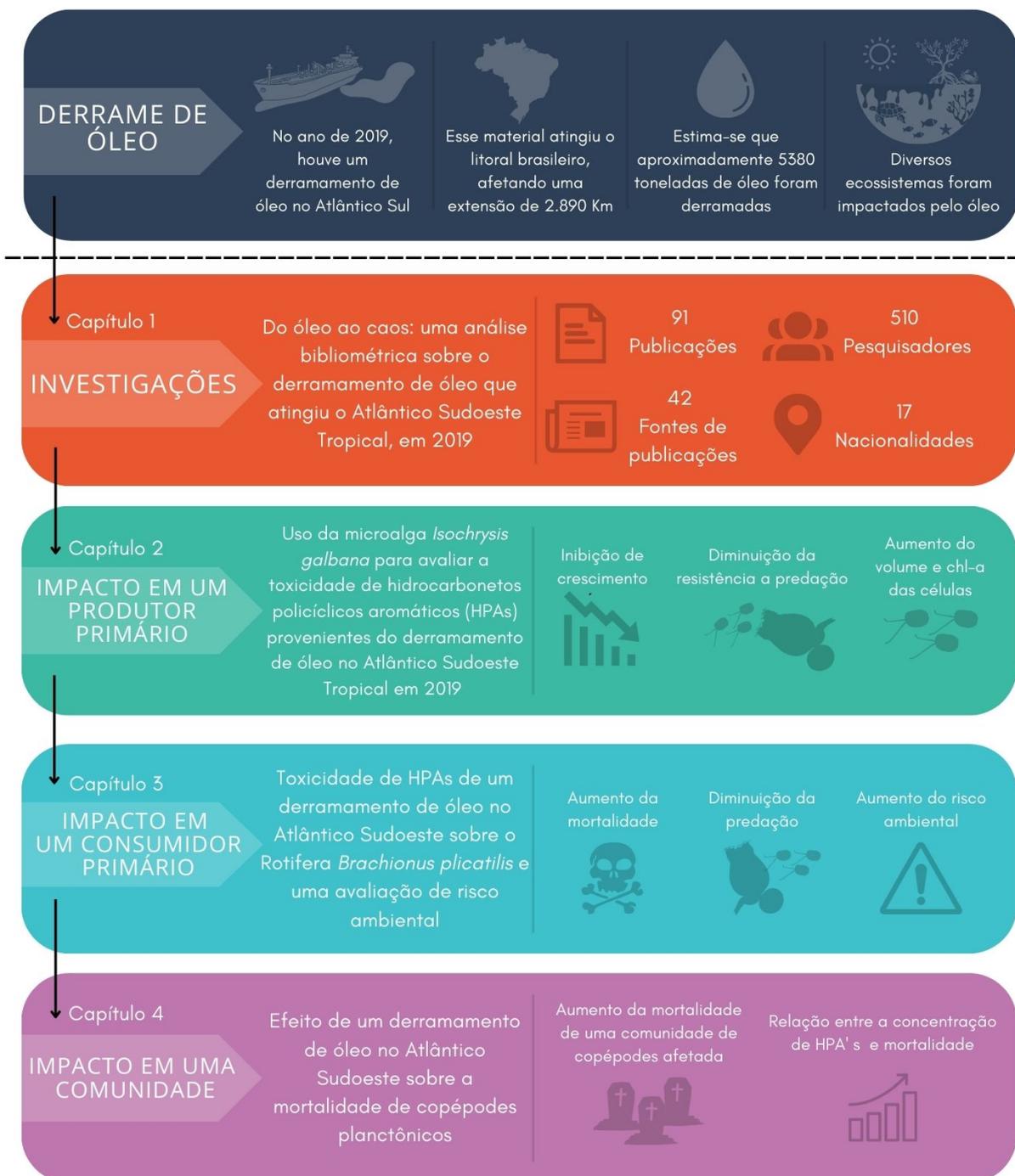
- SOARES, M. O. *et al.* Oil spill in South Atlantic (Brazil): Environmental and governmental disaster. **MARINE POLICY**, THE BOULEVARD, LANGFORD LANE, KIDLINGTON, OXFORD OX5 1GB, OXON, ENGLAND, v. 115, 2020 a. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2020.103879>
- SOARES, M. O.; TEIXEIRA, C. E. P.; BEZERRA, L. E. A.; ROSSI, S.; TAVARES, T.; CAVALCANTE, R. M. M. Brazil oil spill response: Time for coordination. **Science**, 1200 NEW YORK AVE, NW, WASHINGTON, DC 20005 USA, v. 367, n. 6474, p. 155, 2020 b. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.aaz9993>
- STEINBERG, D. K.; LANDRY, M. R. Zooplankton and the Ocean Carbon Cycle. **Annual Review of Marine Science**, v. 9, n. 1, p. 413–444, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010814-015924>
- TANG, K. W.; ELLIOTT, D. T. Copepod carcasses: Occurrence, fate and ecological importance. *In*: SEURONT, L. (org.). **Copepods: Diversity, Habitat and Behaviour**. Nova Science Publishers, 2014. p. 255–278.
- TANG, K. W.; FREUND, C. S.; SCHWEITZER, C. L. Occurrence of copepod carcasses in the lower Chesapeake Bay and their decomposition by ambient microbes. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 68, n. 3–4, p. 499–508, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.02.021>
- TANG, K. W.; IVORY, J. A.; SHIMODE, S.; NISHIBE, Y.; TAKAHASHI, K. Dead heat: copepod carcass occurrence along the Japanese coasts and implications for a warming ocean. **ICES Journal of Marine Science**, v. 76, n. 6, p. 1825–1835, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz017>
- TEAL, J. M.; HOWARTH, R. W. Oil spill studies: A review of ecological effects. **Environmental Management**, v. 8, n. 1, p. 27–43, 1984. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF01867871>
- US EPA. National Recommended water quality criteria–human health criteria table **Environmental Protection Agency**, United States Environmental Protection Agency Washington, DC, USA, 2015.
- UTTIERI, M.; NIHONGI, A.; HINOW, P.; MOTSCHMAN, J.; JIANG, H.; ALCARAZ, M.; STRICKLER, J. R. Copepod manipulation of oil droplet size distribution. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 10–17, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-018-37020-9>

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nesta tese, foi investigado um evento de derramamento de óleo que ocorreu no Atlântico Sudoeste em 2019, passando a atingir a região costeira do Brasil, com ênfase na comunidade planctônica. Foram avaliados os efeitos dos compostos tóxicos desse material sobre organismos planctônicos dos primeiros níveis da cadeia alimentar. No capítulo 1, foi apresentada uma bibliometria que demonstrou a atenção dada pela comunidade científica a esse evento, identificando-se os principais trabalhos, pesquisadores que atuaram nas investigações, além da participação de diferentes instituições e países. No capítulo 2 foi demonstrado que a exposição de uma microalga planctônica (*Isochrysis galbana*) aos compostos tóxicos do óleo (HPAs), resultou em diminuição da taxa de crescimento, aumento da concentração de clorofila-*a* nas células e aumento do volume celular, além de relação direta entre o aumento das concentrações de HPAs e aumento da inibição de crescimento, bem como, diminuição da tolerância à predação. No capítulo 3, foi apresentado o efeito negativo dos compostos tóxicos do óleo sobre um consumidor primário, o rotífero *Brachionus plicatilis* e sendo que esses organismos tiveram aumento da mortalidade nas maiores concentrações de HPAs, ao passo que, apresentou também diminuição da taxa de filtração e ingestão. Além disso, foi realizada uma análise de risco ecológico, que indicou o grave problema que as concentrações desses compostos em diferentes ambientes podem representar para as espécies testadas no presente estudo, assim como em outras espécies, com base em dados da literatura. No capítulo 4, uma comunidade de copépodes foi avaliada no ambiente durante o derrame e em meses seguintes, sendo verificado o aumento da mortalidade no momento da chegada do óleo no ambiente. Além disso, em um experimento apresentado nesse mesmo capítulo, a comunidade de copépodes exposta em microcosmos apresentou uma relação dose-resposta com as concentrações de HPAs. Considerando essas informações pode-se confirmar o impacto do derramamento de óleo ocorrido em 2019, sobre a comunidade planctônica, que por sua vez, representa um risco significativo para toda a teia trófica dos ambientes impactados. Com base nisso, recomenda-se que sejam realizadas mais pesquisas. Essas futuras pesquisas devem avaliar os impactos que esses efeitos negativos sofridos pelas comunidades planctônicas representam para os ecossistemas afetados.

AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DA CONTAMINAÇÃO POR DERRAMAMENTO DE ÓLEO NO ATLÂNTICO SUDOESTE TROPICAL POR MEIO DO USO DE ORGANISMOS PLANCTÔNICOS

Alef Jonathan da Silva



ANEXO I: WEB APP - OBSERVATÓRIO DO ÓLEO 2019

Aplicativo em desenvolvimento como o objetivo de apresentar informações sobre o derramamento de óleo ocorrido no Atlântico Sudoeste em 2019, bem como os trabalhos produzidos pela comunidade científica.

Link de acesso (temporário): <https://alefjonathan29.github.io/atlantoil>

Derramamento de óleo no Atlântico Sul em 2019

[Sobre o evento](#)
[Publicações científicas](#)
[Sobre este app](#)

Sobre

No ano de 2019, houve um derramamento de óleo no Atlântico Sul e o material foi levado pelas correntes até o litoral brasileiro, passando a impactar diversos ecossistemas. Este derramamento foi considerado o maior evento em extensão ocorrido no Atlântico Sul, com aproximadamente 5380 toneladas de material derramadas, chegando a afetar uma extensão de 2.890 km.

Os dados apresentados, nessa página, acerca do derramamento de óleo foram obtidos a partir de informações apresentadas pelo IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). Como órgão governamental responsável pela fiscalização e proteção ambiental, o IBAMA desempenha um papel crucial na coleta e análise de dados relacionados a incidentes ambientais. Com base nas informações aqui apresentadas, torna-se possível compreender a extensão dos danos causados pelo derramamento de óleo e os impactos sobre os ecossistemas costeiros e a fauna marinha.

Atenção: A última atualização realizada pelo IBAMA foi em 19/03/2020

Mais informações: [IBAMA](#)

596

Localidades afetadas

129

Municípios afetados

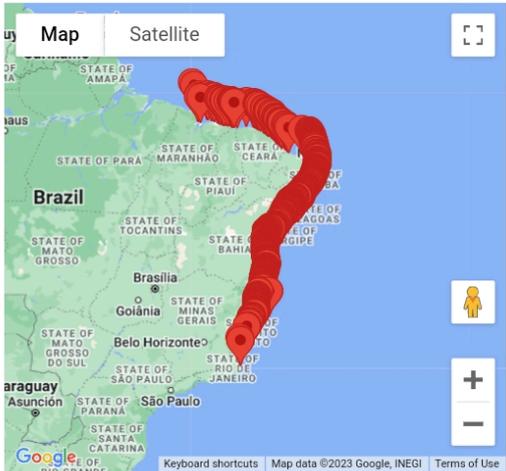
11

Estados afetados

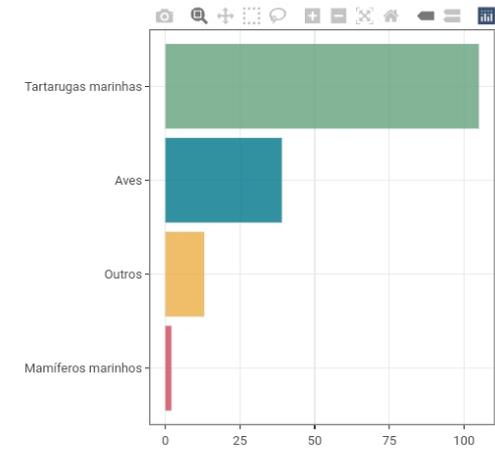
5380

Toneladas de óleo derramadas

Localidades oleadas



Organismos afetados



Dados das localidades oleadas

Copy CSV Excel PDF Print Column visibility
Show 1,009 entries
Search:

	localidade	município	sigla_uf	Latitude	Longitude
	<input type="text" value="All"/>				
1	Praia do Caburé	Paulino Neves	MA	2° 38' 4.431" S	42° 37' 58.21" W
2	Praia de Guaxindiba	Conceição da Barra	ES	18° 33' 18.37" S	39° 43' 54.42" W
3	São José da Coroa Grande	São José da Coroa Grande	PE	8° 52' 13.64" S	35° 7' 56.56" W
4	Abreu do Una	São José da Coroa Grande	PE	8° 51' 11.40" S	35° 8' 6.848" W
5	Ilha do Delta do Jequitinhonha	Belmonte	BA	15° 49' 27.92" S	38° 51' 57.30" W

Showing 1 to 1,009 of 1,009 entries

Previous
1
Next

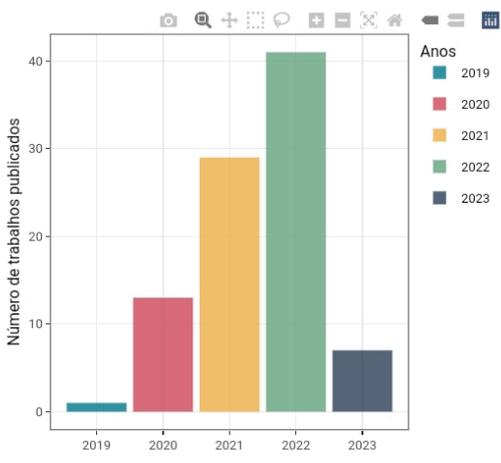
Sobre as publicações

Os dados aqui apresentados foram revisados por Alef Jonathan da Silva com última atualização em julho de 2023. As informações foram coletadas a partir de buscas na base de dados da Web of Science da seguinte forma: (oil spilled OR oil spill OR petroleum spilled OR petroleum spill) AND (Brazil OR brazilian OR coastal region of brazil OR coastal region of Brazilian). E posteriormente foram selecionados apenas os trabalhos que se referiam ao derramamento ocorrido em 2019 no atlântico sul e que atingiu o Brasil.

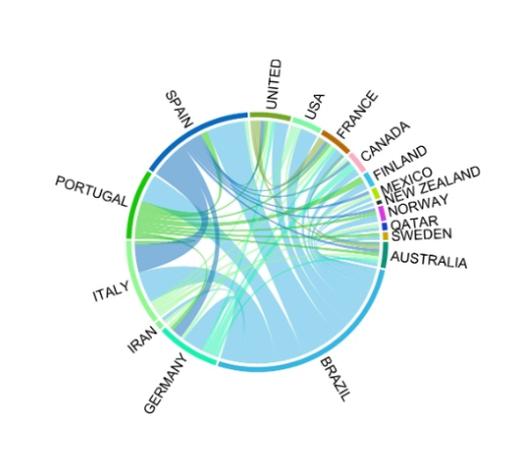
Atenção: última atualização foi realizada em Julho/2023

<p>91 Publicações</p>	<p>42 Fontes de publicações</p>	<p>510 Autores participantes</p>	<p>17 Nacionalidade dos autores</p>
----------------------------------	--	---	--

Número de publicações



Países com publicações e parcerias



Publicados em revistas científicas

Column visibility
Show **100** entries
Search:

AU	TI	DE	SO	PY	DOI
All	All	All	All		All

1	COSTA GKA; SILVA MRCM; SANTOS FL; CARREIRA RS; MASSONE CG; SANT'ANA OD; SILVA SMBC	CONCENTRATION OF POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS (PAHS) AND HISTOLOGICAL CHANGES IN ANOMALOCARDIA BRASILIANA AND CRASSOSTREA RHIZOPHORAE FROM PERNAMBUCO, BRAZIL AFTER THE 2019 OIL SPILL	BIVALVE; TROPICAL SOUTH ATLANTIC; CONTAMINATION; HISTOPATHOLOGY	MARINE POLLUTION BULLETIN	2023 https://doi.org/10.1016/j.mar
---	--	--	---	---------------------------	--

Showing 1 to 91 of 91 entries

Desenvolvedores

Este aplicativo foi desenvolvido por **Alef Jonathan da Silva**, aluno do Programa de Pós-Graduação da Universidade Federal de São Carlos, sob orientação do professor **Mauro de Melo Júnior** (Departamento de Biologia da Universidade Federal Rural de Pernambuco) e **Maria da Graça Gama Melão** (Departamento de Hidrobiologia da Universidade Federal de São Carlos).

Última atualização: **Julho/2023**

E-mail para contato: a.lef93@hotmail.com

Lattes:

[Alef Jonathan da Silva](#)

[Mauro de Melo Júnior](#)

[Maria da Graça Gama Melão](#)

Parceiros



Laboratório de Estudos de Plâncton



Apoiadores



Ferramentas usadas

Esse app foi criado em **linguagem R**, usando os seguintes pacotes:

tidyverse (Wickham 2017), **flexdashboard** (Sievert et al., n.d.), **shiny** (Chang et al. 2015), **DT** (Xie, Cheng, and Tan 2018), **readxl** (Wickham and Bryan 2019), **ggplot2** (Wickham 2016), **plotly** (Sievert et al. 2017), **googleway** (Cooley 2018), **knitr** (Xie 2013), **circlize** (Gu et al. 2014).

Chang, Winston, Joe Cheng, J Allaire, Yihui Xie, and Jonathan McPherson. 2015. "Package 'Shiny'." See [Http://CiteSeerX. Ist. Psu. Edu/Viewdoc/Download](http://CiteSeerX. Ist. Psu. Edu/Viewdoc/Download).

Cooley, D. 2018. "Accesses Google Maps APIs to Retrieve Data and Plot Maps [r Package Googleway Version 2.7. 1]." *Comprehensive R Archive Network (CRAN)*.

Gu, Zuguang, Lei Gu, Roland Eils, Matthias Schlesner, and Benedikt Brors. 2014. "" Circlize" Implements and Enhances Circular Visualization in r."

Sievert, Carson, Richard Iannone, JJ Allaire, and Barbara Borges. n.d. "Flexdashboard: R Markdown Format for Flexible Dashboards."

Sievert, Carson, Chris Parmer, Toby Hocking, Scott Chamberlain, Karthik Ram, Marianne Corvellec, and Pedro Despouy. 2017. "Plotly: Create Interactive Web Graphics via 'Plotly. Js!'" *R Package Version 4* (1): 110.

Wickham, Hadley. 2016. "Ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis." <https://ggplot2.tidyverse.org>.

———. 2017. "Tidyverse: Easily Install and Load the 'Tidyverse'" *R Package Version 1* (1): 2017.

Wickham, Hadley, and Jennifer Bryan. 2019. "Readxl: Read Excel Files. R Package Version 1.3. 1."

Xie, Yihui. 2013. "Knitr: A General-Purpose Package for Dynamic Report Generation in r." *R Package Version 1* (7): 1.

Xie, Yihui, Joe Cheng, and Xianying Tan. 2018. "DT: A Wrapper of the JavaScript Library 'DataTables'" *R Package Version 0.4*.