



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO**  
**DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE**

**RESPOSTA DA MACROFAUNA BENTÔNICA À BIORREMEDIAÇÃO *IN SITU* EM  
SEDIMENTOS CONTAMINADOS POR HIDROCARBONETOS NO LITORAL DE  
PERNAMBUCO**

**RECIFE**

**2024**

FALBER FADO ARAÚJO PINA XIMENES

**RESPOSTA DA MACROFAUNA BENTÔNICA À BIORREMEDIAÇÃO *IN SITU* EM SEDIMENTOS CONTAMINADOS POR HIDROCARBONETOS NO LITORAL DE PERNAMBUCO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Biodiversidade

Orientadora: Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Mônica Lúcia Botter-Carvalho

RECIFE

2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal Rural de Pernambuco  
Sistema Integrado de Bibliotecas  
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

X6r

Ximenes, Falber Fado Araújo Pina  
RESPOSTA DA MACROFAUNA BENTÔNICA À BIORREMEDIAÇÃO IN SITU EM SEDIMENTOS  
CONTAMINADOS POR HIDROCARBONETOS NO LITORAL DE PERNAMBUCO / Falber Fado Araújo Pina  
Ximenes. - 2024.  
66 f. : il.

Orientadora: Monica Lucia Botter Botter-Carvalho.  
Inclui referências.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade,  
Recife, 2024.

1. Bentos. 2. Bioestimulação. 3. Estuário. 4. Experimento de campo. 5. HPA. I. Botter-Carvalho, Monica Lucia Botter, orient. II. Título

CDD 333.95

---

FALBER FADO ARAÚJO PINA XIMENES

Resposta da macrofauna bentônica à biorremediação *in situ* em sedimentos  
contaminados por hidrocarbonetos no litoral de Pernambuco

Dissertação apresentada em \_\_\_\_/\_\_\_\_/\_\_\_\_

**Banca Examinadora**

---

Dra. Mônica Lúcia Botter-Carvalho  
Universidade Federal Rural de Pernambuco  
(Orientadora)

---

Dr. José Souto Rosa Filho  
Universidade Federal de Pernambuco  
(Titular)

---

Dra. Paula Braga Gomes  
Universidade Federal Rural de Pernambuco  
(Titular)

---

Dra. Monica Ferreira Costa  
Universidade Federal de Pernambuco  
(Suplente)

## **Agradecimentos**

Gostaria de agradecer as instituições de pesquisa que tornaram possível a realização e financiamento desse trabalho. Agradeço a CAPES pela concessão da bolsa e a FACEPE pelo financiamento ao Projeto Pro-Óleo: Biorremediação, restauração e monitoramento de ecossistemas costeiros impactados pelo petróleo em Pernambuco (APQ-0723-5.06/19).

Agradeço a Deus pela oportunidade dada de ter vivenciado e realizado algo tão grandioso quanto um mestrado. Sou grato pela saúde (física e emocional) e inteligência (ainda que em muitos momentos eu tenha duvidado de possuí-la) concedida.

Agradeço a minha família que tanto cuidaram e me deram suporte durante essa jornada. Em especial a Painho e Mainha, os quais sempre me instruíram no caminho da educação e me apoiam em qualquer decisão correta. Aos meus irmãos Fernanda e Fleber. Minha Voinha Mariinha. Meu primo Gabriel e as minhas tias Andrea, Janacy e especialmente Janaina, por me receber em sua casa quando precisei e ser como uma segunda mãe para mim. Amo vocês!

Agradeço à Myrella, minha vida, por ser a melhor parceira de vida possível. Todo amor, apoio, consolo, ajuda e as vezes que você me lembrava de quem eu sou e do que sou capaz foram essências durante esses 2 anos. É por mim e por você! Te amo infinito!

Agradeço à Mônica por ser a melhor orientadora desse universo. Graças a senhora, eu comecei a sonhar em um dia ser mestre e sem sua existência em minha vida eu creio que isso não seria possível de acontecer. Minha admiração vai além das maravilhosas orientações, contribuições, análises estatísticas e realização do projeto. Você me inspira como pessoa e profissional!

Agradeço também a Paulo Carvalho, pelas contribuições e ajuda durante a realização do experimento, me inspiro e o admiro demais!

Agradeço aos meus amigos de laboratório pela parceria, amizade, sorrisos e ajuda com o projeto. Vocês foram meu alívio cômico e meu suporte nessa reta final. Em especial à Raquel pela ajuda nas coletas e triagem, à Wyllyane, Marcos e Duda por terem se enfiado na lama junto comigo nesse estuário e a Daniel e Joelson pelas boas risadas.

Agradeço aos meus amigos Letícia Rayane, João Pedro Retonde, Italo e Millena pelo apoio, ajuda e por terem suportado todos meus surtos nesse período. Aos meus

rotamigos Leticia Tais, Edson, Thais, João Pedro, Rizzi, Alanis e Bruna, sem a alegria de vocês na universidade esse mestrado não teria sido o mesmo. A todos do ônibus universitário em geral.

Agradeço aos meus amigos da pós-graduação Fátima, Rafael, Thayna, Bruna, Nhirvana, Dani, Ana Paula e Luan. Foi ótimo viver essa experiência com vocês!

Agradeço à Dra Ana Paula Valença pela ajuda na identificação da macrofauna. A professora Dra Eliete Zanardi Lamardo pela realização das análises de HPA no sedimento. Ao laboratório LEMS da professora Dra Betânia pela concessão da sonda multiparâmetros.

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade (PPGBio) e a Universidade Federal Rural de Pernambuco por serem minha casa nesses 2 anos.

## SUMÁRIO

1. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA .....	11
1.1 Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs).....	11
1.2 Técnicas de Biorremediação .....	12
1.3 O sedimento e a macrofauna bentônica .....	13
2. REFERÊNCIAS .....	16
3. HIPÓTESES.....	22
4. OBJETIVO GERAL .....	22
ARTIGO .....	23
INTRODUÇÃO.....	25
MATERIAL E MÉTODOS.....	27
Área de estudo .....	27
Desenho amostral .....	29
Macrofauna Bentônica.....	30
Parâmetros ambientais.....	32
Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA).....	32
Procedimentos em laboratório .....	33
Análises Estatísticas .....	33
RESULTADOS .....	34
Parâmetros ambientais.....	34
HPA no sedimento.....	35
Macrofauna bentônica .....	38
DISCUSSÃO .....	44
CONCLUSÃO.....	51
REFERÊNCIAS .....	52

## LISTA DE FIGURAS

- Fig. 1** Área de estudo, região de Atapuz, estuário do rio Itapessoca (costa tropical do Brasil) ..... 29
- Fig. 2** Desenho amostral do experimento de biorremediação realizado no estuário do rio Itapessoca (costa tropical do Brasil) ..... 30
- Fig. 3** Experimento de biorremediação no estuário do rio Itapessoca (costa tropical do Brasil) ..... 31
- Fig. 4** A) Grade delimitadora das unidades amostrais; B) Amostradores inseridos no sedimento para a coleta da macrofauna, granulometria e matéria orgânica; C) Fertilizantes líquido e granulado antes da aplicação ..... 31
- Fig. 5** Gráfico da ACP com dados das variáveis ambientais no estuário do rio Itapessoca, litoral tropical do Brasil. C = Controle, O = Fertilizante Osmocote, L = Fertilizante líquido, os números indicam o tempo de duração do experimento; OD = oxigênio dissolvido, Naft = naftaleno, Acl = Acenaftileno, Fe = Fenantreno, An = Antraceno, Pi = Pireno, BaAn = Benzo[a]antraceno, BbFlt = Benzo[b]fluoranteno, BaP = Benzo[a]pireno, IcdP = Indeno[1,2,3-cd]pireno ..... 37
- Fig. 6** Densidade das espécies da macrofauna dominantes no estuário rio Itapessoca, costa tropical do Brasil; Tratamentos: C = controle, O = fertilizante osmocote, L = fertilizante líquido; Dias: 0, 30, 58 e 103; As barras verticais indicam o desvio padrão ..... 40
- Fig. 7** Descritores das comunidades de macroinvertebrados bentônicos no estuário no estuário rio Itapessoca, costa tropical do Brasil; Tratamentos: C = controle, O = fertilizante osmocote, L = fertilizante líquido; Dias: 0, 30, 58 e 103 ..... 41
- Fig. 8** Análise canônica de coordenadas principais (CAP), eixo 1: 60,75% e eixo 2: 20,82%, com as espécies (vetores) que mais contribuíram para as diferenças entre os tratamentos (C = controle, O = fertilizante osmocote, L = fertilizante líquido) ao longo dos dias (0, 30, 58 e 103) no estuário rio Itapessoca, litoral pernambucano (Brasil)..... 43

## LISTA DE TABELAS

**Tabela 1** Valores (média  $\pm$  desvio padrão) da salinidade, pH, oxigênio dissolvido (OD), temperatura e amônia no sedimento, e percentuais de matéria orgânica (MO) e silte e argila do sedimento das áreas de amostragem no estuário do rio Itapessoca (costa tropical do Brasil), C = controle, O = fertilizante osmocote, L = fertilizante líquido, As medições foram feitas nos dias 04/03 (dia 0), 03/04 (dia 30), 01/05 (dia 58) e 15/06 (dia 103) de 2024 ..... 35

**Tabela 2** Concentrações e razões de HPAs em amostras de sedimento no estuário do rio Itapessoca, litoral tropical do Brasil; Naft = Naftaleno, Acl = Acenaftileno, Acf = Acenafteno, Fl = Fluoreno, Fe = Fenantreno, An = Antraceno, Flt = Fluoranten, Pi = Pireno, BaAn = Benzo[a]antraceno, Cri = Criseno, BbFlt = Benzo[b]fluoranteno, BkFlt = Benzo[k]fluoranteno, BaP = Benzo[a]pireno, DahAn = Dibenzo[a,h]antraceno, IcdP = Indeno[1,2,3-cd]pireno, BghiPer = Benzo[ghi]perileno. LMW = baixo peso molecular; HMW = alto peso molecular; An/178 = antraceno/antraceno + fenantreno; Fl/Fl + Pi = fluoranteno/fluoranteno + pireno; BaAn/228 = benzo[a]antraceno/ benzo[a]antraceno + criseno, ND = não detectado, LQ = limite de quantificação, B = bloco; C = controle, O = fertilizante osmocote, L = fertilizante líquido ..... 36

**Tabela 3** Táxons registrados no estuário do rio Itapessoca, costa tropical do Brasil; C = controle, O = fertilizante osmocote, L = fertilizante líquido ..... 39

**Tabela 4** Resultados da PERMANOVA e do PERMIDISP para os fatores tratamento e dia de coleta no estuário rio Itapessoca, costa tropical do Brasil; Df: Grau de liberdade, SS: soma dos quadrados, MS: quadrado médio, P([erm]): valor de p após permutação de Monte Carlo ..... 42

**Tabela 5** Contribuição (correlação) das principais espécies às duas primeiras variáveis canônicas (C1 e C2) obtidas do CAP maximizando as diferenças entre os tratamentos (Controle, Osmocote e Fertilizante líquido) das amostras do estuário rio Itapessoca, litoral pernambucano (Brasil). Os números em negrito indicam valores maiores que 0,5 ..... 43

## RESUMO

Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) são uma ameaça constante às zonas estuarinas. A estimulação por fertilizantes inorgânicos em sedimentos contaminados é utilizada para acelerar o processo de remediação e geram respostas diversas as comunidades bentônicas nele presente. Considerando a macrofauna bentônica como aliada no monitoramento do processo biorremediativo, foi desenvolvido um estudo experimental de campo utilizando fertilizantes compostos por Nitrogênio, Fósforo e Potássio (NPK) de liberação lenta (Osmocote) e liberação rápida (líquido) com o objetivo de investigar o efeito da bioestimulação sobre a recuperação da fauna benthica em sedimentos contaminados por hidrocarbonetos e possíveis diferenças na estrutura do macrobentos em relação aos dois tipos de fertilizantes. Um delineamento em Blocos Randomizados foi montado na região de Atapuz, localizada no estuário do rio Itapessoca – PE. Foram determinados 4 blocos com 3 tratamentos: Controle (C), Fertilizante Líquido (L) e Fertilizante Osmocote (O). Amostras de sedimento foram recolhidas entre março e junho de 2023 para análises de macrofauna e HPAs, e medidos parâmetros físico-químicos e sedimentológicos. HPAs foram registrados em todas as amostras (concentrações variando de 0,30 ng/g<sup>-1</sup> a 190,09 ng/g<sup>-1</sup>). Benzo[a]pireno, benzo[a]antraceno e benzo[b]fluoranteno foram os HPAs com maiores concentrações. As concentrações de  $\sum$ 16HPAs revelam contaminação leve a moderada. Entre as variáveis ambientais, todas apresentaram valores constantes ao logo do experimento, exceto a pluviosidade aumentou consideravelmente no último mês. A adição de NPK não causou redução dos HPAs, e as concentrações de nutrientes utilizadas não aceleraram o processo biorremediativo. Foram contabilizados 1503 espécimes pertencentes a 29 táxons distribuídos nos filos Annelida, Mollusca, Crustacea, Sipuncula e Nemertea. *Sigambra grubii* foi a espécie dominante no local de estudo, seguido por *Oligochaeta* e *Anomalocardia flexuosa*. Não foram encontradas diferenças significativas na densidade, riqueza, diversidade e equitatividade na comunidade bentônica ( $p > 0,05$ ) entre as áreas de tratamento em relação a adição dos fertilizantes. A PERMANOVA indicou diferenças significativas apenas entre os Dias de amostragem ( $p < 0,05$ ). A utilização de fertilizantes a base de NPK não exerceram fortes influências na comunidade bentônica e não foram observadas distintas em relação aos tipos de fertilizantes inorgânicos utilizados no experimento.

**Palavras-chave:** Bentos, Bioestimulação, Estuário, Experimento de Campo, HPA.

## ABSTRACT

Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) are a constant threat to estuarine areas. Stimulation by inorganic fertilizers in contaminated sediments is used to accelerate the remediation process and generate diverse responses from the benthic communities present there. Considering the benthic macrofauna as an ally in monitoring the bioremediation process, a field experiment was developed using fertilizers composed of Nitrogen, Phosphorus and Potassium (NPK) of slow release (Osmocote) and fast release (liquid) with the aim of investigating the effect of biostimulation on the recovery of benthic fauna in sediments contaminated by hydrocarbons and possible differences in the structure of macrobenthos in relation to the two types of fertilizers. A randomized block design was set up in the Atapuz region, located in the Itapessoca river estuary – PE. 4 blocks with 3 treatments were determined: Control (C), Liquid Fertilizer (L) and Osmocote Fertilizer (O). Sediment samples were collected between March and June 2023 for macrofauna and PAH analysis, and physicochemical and sedimentological parameters were measured. PAHs were recorded in all samples (concentrations ranging from 0.30 ng/g<sup>-1</sup> to 190.09 ng/g<sup>-1</sup>). Benzo[a]pyrene, benzo[a]anthracene and benzo[b]fluoranthene were the PAHs with the highest concentrations. Concentrations of  $\sum 16$ PAHs reveal light to moderate contamination. Among the environmental variables, all presented constant values throughout the experiment, except rainfall increased considerably in the last month. The addition of NPK did not cause a reduction in PAHs, and the nutrient concentrations used did not accelerate the bioremediation process. 1503 specimens belonging to 29 taxa distributed in the phyla Annelida, Mollusca, Crustacea, Sipuncula and Nemertea were recorded. *Sigambra grubii* was the dominant species at the study site, followed by *Oligochaeta* and *Anomalocardia flexuosa*. No significant differences were found in the density, richness, diversity and evenness in the benthic community ( $p > 0.05$ ) between the treatment areas in relation to the addition of fertilizers. PERMANOVA indicated significant differences only between sampling days ( $p < 0.05$ ). The use of NPK-based fertilizers did not exert strong influences on the benthic community and no differences were observed in relation to the types of inorganic fertilizers used in the experiment.

**Key-words:** Benthos, Biostimulation, Estuary, Field Experiment, PAH,

## 1. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

As zonas costeiras são reconhecidas como algumas das áreas mais impactadas do oceano (Agardy et al., 2005) e suscetíveis a vários poluentes originários de atividades humanas. Esses poluentes representam ameaças significativas aos ecossistemas marinhos, qualidade da água e saúde humana (Vikas e Dwarakish, 2015). A Organização Mundial da Saúde (OMS) define a poluição costeira como a introdução de substâncias ou energia no ambiente marinho, incluindo estuários, com o potencial de causar efeitos deletérios, como danos aos recursos vivos, riscos à saúde humana, obstáculos às atividades marinhas, e deterioração da qualidade da água do mar. Algumas fontes comuns de poluentes nos estuários incluem escoamento urbano (Willis et al. 2017; Levin, Howe, Robertson, 2020), descarga de esgoto doméstico e industrial (Vikas e Dwarakish, 2015; Barcellos *et al.* 2019; Barletta, Lima, Costa, 2019; Romo, Chaudhary, Walker, 2019), escoamento agrícola (Conrad *et al.*, 2019; Adams *et al.*, 2020), detritos plásticos e microplásticos (Schmidt, Krauth, Wagner, 2017; Li *et al.*, 2023; Rajan, Khudsar, Kumar, 2023) e derramamentos de petróleo, com destaque para os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) (Eça et al., 2021; Ambade *et al.*, 2022; Grmasha *et al.* 2023).

### 1.1 Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs)

Em derramamentos de petróleo avaliações ambientais envolvendo hidrocarbonetos policíclicos aromáticos se fazem necessárias, uma vez que a persistência dos HPAs no ambiente pode ser nociva aos organismos (Dudhagara *et al.*, 2016; Guimarães et al., 2020). Devido à sua alta estabilidade, os HPAs podem permanecer no solo, na água e nos sedimentos por longos períodos, levando a um potencial acúmulo ao longo do tempo (Negreiros *et al.*, 2022). Os HPAs também podem ser transportados por longas distâncias através de correntes de ar e correntes oceânicas, levando à contaminação global (Kuppusamy *et al.*, 2017; Jesus *et al.*, 2022; Melo *et al.*, 2022).

Os HPAs de alto peso molecular, com quatro a seis anéis aromáticos, são mais lipofílicos, instáveis, têm menor dissolução em água e apresentam potencial cancerígeno e mutagênico (Schwarzenbach *et al.*, 2016; Okeke *et al.*, 2022). Os HPAs de baixo peso molecular, de dois a três anéis, apresentam uma toxicidade aguda alta, entretanto devido a sua alta solubilidade, os tornam mais voláteis e menos tóxicos (Fernandes *et al.* 2022).

Os HPAs são categorizados como de origem pirogênica, petrogênica e biogênica, com base em sua origem de produção (Patel *et al.*, 2020). Os HPAs pirogênicos são formados pela combustão espontânea incompleta de materiais orgânicos em altas temperaturas (350–1.200°C), com pouco ou nenhum oxigênio e são predominantemente de maior peso molecular (Abdel-Shafy e Mansour, 2016; Patel *et al.*, 2020). São provenientes da queima de combustíveis fósseis, madeira, carvão mineral, vulcanismo e incêndios florestais (Fontenelle, 2023). Os HPAs petrogênicos consistem principalmente de HPAs de menor peso molecular e são encontrados no petróleo e seus derivados, amplamente difundidos devido ao armazenamento, transporte, derramamentos acidentais de petróleo, atividades portuárias, operações de carga e descarga e infiltrações naturais por fendas no fundo oceânico e seus derivados (Patel *et al.*, 2020; Fontenelle, 2023). Os HPAs biogênicos são sintetizados por entidades biológicas, como microrganismos, fitoplâncton, algas e plantas durante a lenta conversão biológica de materiais orgânicos (Mojiri *et al.*, 2019; Patel *et al.*, 2020).

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US EPA) estabeleceu uma lista de 129 poluentes prioritários para monitoramento em estudos ambientais, dentre os quais estão inclusos 16 tipos de HPAs: Naftaleno, Acenaftileno, Acenafteno, Fluoreno, Fenantreno, Antraceno, Fluoranteno, Pireno, Benzo[a]antraceno, Criseno, Benzo[b]fluoranteno, Benzo[k]fluoranteno, Benzo[a]pireno, Dibenzo[a,h]antraceno, Indeno[1,2,3-cd]pireno, Benzo[ghi]perileno (USEPA, 1993). Esses 16 HPAs se tornaram um padrão para monitoramento global devido à sua frequência de ocorrência no meio ambiente, sua capacidade de análise e sua toxicidade. Eles são frequentemente alvo de monitoramento para avaliar riscos potenciais à saúde humana e ambiental (Andersson e Achten, 2015).

## 1.2 Técnicas de Biorremediação

A biorremediação é considerada um tratamento eficaz para recuperação de ambientes contaminados por óleo, ocorrendo através de variadas técnicas e com tratamentos de forma *ex situ* ou *in situ* (Vidali, 2001; Azubuike, Chikere, Okpokwasili, 2016). As principais técnicas são atenuação natural (Mulligan e Yong, 2004; Péquin *et al.*, 2022), bioaugmentação (Zhang *et al.*, 2021; Xue *et al.*, 2021), biopilha (Dias *et al.*, 2015; Whelan *et al.*, 2015; Jabbar *et al.*, 2019), biorreatores (Azubuike *et al.*, 2016), fitorremediação (Wang *et al.*, 2020; Kumari *et al.*, 2022), *landfarming* (Silva-Castro *et*

*al.*, 2012; Brown *et al.*, 2017; Effendi *et al.*, 2022) e bioestimulação (Curiel-Alegre *et al.*, 2017; Polyak *et al.*, 2018).

A bioestimulação se baseia no aumento da ação bacteriana pela adição de nutrientes ou substratos limitantes do crescimento, promovendo o crescimento da biota nativa e a consequente aceleração do processo de biodegradação natural em ambientes contaminados (Nikolopoulou e Kalogerakis, 2009; Khan *et al.*, 2017). A tecnologia de biorremediação foi desenvolvida na década de 1940, mas só ganhou popularidade na década de 1980 após o derramamento de óleo do Exxon Valdez (Lim *et al.*, 2016). Essa técnica foi utilizada entre 1989 e 1992 em praias afetadas pelo óleo proveniente desse derramamento, somando cerca de 50 T de nitrogênio e 5 T de fósforo utilizados durante o processo biorremediativo (Boufadel *et al.*, 2010).

A utilização de fertilizantes compostos por nitrogênio, fósforo e potássio, de liberação rápida ou lenta, é comum na literatura sobre biorremediação (Xu *et al.*, 2005; Dochukwu *et al.*, 2014; Tangahu *et al.*, 2017), tendo em vista que nitrogênio e fósforo são reconhecidos como nutrientes estimulantes de degradadores de hidrocarbonetos (Swannell *et al.*, 1999; Roy *et al.*, 2018; Péquin *et al.*, 2022). A adição de fertilizantes, ao aumentar as concentrações de nutrientes e promover a estabilidade da disponibilidade destes no sedimento, provoca o aumento da atividade metabólica microbiana, aumentando significativamente a biodegradação de hidrocarbonetos de petróleo (Xu *et al.*, 2005; Jafarinejad, 2017; Baniyasi e Mousavi, 2018).

A biorremediação de sedimentos contaminados por hidrocarbonetos através da bioestimulação tem sido reconhecida como um dos métodos menos invasivos, de menor impacto, que não promove efeitos adversos significativos, como produção de contaminantes secundários, e mais eficaz no tratamento de derramamentos de óleo em ambientes costeiros de média e baixa energia (Baniyasi e Mousavi, 2018; Cheng *et al.*, 2017; Polyak *et al.*, 2018). Entretanto, ainda há intensa busca pelo melhor tipo de fertilizante, dosagem e forma de aplicação para cada tipo de sedimento costeiro afetado por petróleo.

### 1.3 O sedimento e a macrofauna bentônica

O processo de adsorção de compostos químicos em sedimentos depende principalmente da interação entre as partículas orgânicas e os vários componentes do

sedimento (Liu *et al.* 2012; Li *et al.*, 2017). Em águas costeiras e estuarinas, gotículas de óleo naturalmente dispersas tendem a se agregar com material particulado em suspensão, minerais argilosos, matéria orgânica, areia e até fragmentos de conchas (Gong *et al.*, 2014; Li *et al.*, 2016). A zona estuarina, sendo uma zona de transição, desempenha um papel crucial na determinação do destino de vários contaminantes (Tremblay *et al.*, 2005). Variações de salinidade de zonas fluviais estuarinas têm o potencial de afetar a solubilidade de compostos orgânicos hidrofóbicos em água e alterar as propriedades físico-químicas do sedimento (Li *et al.* 2016). Essas mudanças, por consequência, influenciam na capacidade de adsorção de compostos hidrofóbicos nos sedimentos (Tremblay *et al.*, 2005; Andrade *et al.*, 2019).

O substrato contaminado habitado por organismos bentônicos pode promover bioacumulação, biotransformação e biodegradação (Hong *et al.* 2014). A contaminação química em sedimentos estuarinos faz que as comunidades macrobentônicas fiquem suscetíveis a mudanças estruturais, como alteração na composição taxonômica e diminuição de riqueza, abundância e biomassa (Hong *et al.* 2014, Ferreira, Coutinho, Oliveira, 2023).

O tempo para recuperação das comunidades bentônicas após derramamentos de petróleo pode variar drasticamente, levando de meses a anos (Hong *et al.* 2014), e são dependentes do tipo de óleo derramado, características dos sedimentos, condições ambientais, habitat e espécies afetadas e do tipo e nível de esforço de limpeza empregados (Seo, Lim, Choi., 2014; Andrade *et al.*, 2019; Wang *et al.*, 2020). Apesar de variável, geralmente há um padrão na recuperação, com as fases de impacto e de recuperação (Bejarano e Michel, 2016). Durante a fase de impacto a mortalidade e incrustações causadas pelo derramamento de óleo levam ao declínio quantificável na abundância e diversidade de espécies, alteração na composição taxonômica, resultando em efeitos negativos imediatos (Junoy *et al.*, 2013; Black *et al.* 2021). Após a fase de impacto, segue-se uma fase de recuperação, onde espécies oportunistas, muitas vezes aquelas capazes de tolerar ou se adaptar ao ambiente contaminado por óleo, começam a dominar a comunidade (Bejarano e Michel, 2016; Craveiro *et al.*, 2021; Campelo *et al.*, 2021). Sua presença aumentada é uma indicação inicial da resposta do ecossistema à perturbação. Com o tempo, à medida que o ambiente se recupera e as condições melhoram, as espécies macrobentônicas retornam gradualmente (Junoy *et al.*, 2014; Seo *et al.*, 2014; Bejarano e Michel, 2016).

Compreender essas fases distintas é crucial para avaliar os efeitos de longo prazo de derramamentos de óleo nas comunidades de invertebrados bentônicos após acidentes com petróleo (Bejarano e Michel, 2016). Monitorar e avaliar a composição e dinâmica da comunidade bentônica durante as fases de impacto e recuperação fornece informações valiosas sobre a resiliência e o potencial de recuperação do ecossistema afetado (Bejarano e Michel, 2016; Peterson *et al.* 2017). Diversas características do macrobentos são citadas como vantagens para sua utilização em estudos ambientais: 1. mobilidade restrita, que os faz bastante úteis para estudar efeitos localizados de poluição; 2. a maioria das espécies completa todo, ou a maior parte, do seu ciclo de vida dentro dos sedimentos, servindo como monitores contínuos da qualidade do sedimento; 3. abundância e facilidade de coletas quantitativas; 4. variados tipos de respostas ao estresse ambiental; 5. taxonomia relativamente simples; 6. os resultados dos estudos de populações locais não impactados e impactados são, na maioria das vezes, facilmente interpretáveis do ponto de vista biológico; e 7. existe uma extensa literatura sobre os efeitos de poluição sobre o macrobentos com os quais os dados de novos trabalhos podem ser comparados (Warwick e Clarke, 1993, Warwick e Clarke, 1994; Mobashi *et al.*, 2019).

Nesse contexto, uma vez que o aumento no aporte de nutrientes pode auxiliar no processo biorremediativo e causar por si só mudanças nas comunidades bentônicas em áreas estuarinas, o presente estudo investigou o efeito da adição de dois tipos de fertilizantes inorgânicos compostos por NPK em sedimentos contaminados por hidrocarbonetos no processo de recuperação natural da macrofauna bentônica. O estudo experimental foi realizado *in situ* em um ambiente estuarino impactado por HPAs, utilizando fertilizante de liberação lenta (granulado) e de rápida liberação (líquido) com o objetivo de investigar os possíveis efeitos da bioestimulação sobre a comunidade bentônica.

## 2. REFERÊNCIAS

- ABDEL-SHAFY, H. I.; MANSOUR, M. S. M. A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: source, environmental impact, effect on human health and remediation. **Egyptian journal of petroleum**, Amsterdam, v. 25, n. 1, p. 107-123, 2016.
- ADAMS, J. B. TALJAARD, S.; VAN NIEKERK, L.; LEMLEY, D. A.. Nutrient enrichment as a threat to the ecological resilience and health of South African microtidal estuaries. **African Journal of Aquatic Science**, Londres, v. 45, n. 1-2, p. 23-40, 2020.
- AGARDY, T., ALDER, J., DAYTON, P., CURRAN, S., KITCHINGMAN, A., WILSON, M., CATENAZZI, A., RESTREPO, J., BIRKELAND, C., BLABER, S., SAIFULLAH, S., BRANCH, G., BOERSMA, D., NIXON, S., DUGAN, P., DAVIDSON, N., VOROSMARTY, C., Chapter 19: coastal systems. *In*: HASSAN, R., SCHOLE, R., ASH, N. (Eds.), **Ecosystems and Human WellBeing: Current State and Trends: Findings of the Condition and Trends Working Group**. Millennium Ecosystem Assessment. 1st ed. Washington: Island Press, 2005. Cap. 19, p. 516-54.
- AMBADE, B. *et al.* Characterization, behavior, and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the estuary sediments. **Bulletin of environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 108, p. 243-252, 2022.
- ANDERSSON, J. T.; ACHTEN, C. Time to say goodbye to the 16 EPA PAHs? Toward an up-to-date use of PACs for environmental purposes. **Polycyclic aromatic compounds**, Londres, v. 35, n. 2-4, p. 330-354, 2015.
- ANDRADE, M. V. F. *et al.* Influence of sediment parameters on the distribution and fate of PAHs in an estuarine tropical region located in the Brazilian semi-arid (Jaguaribe River, Ceará coast). **Marine pollution bulletin**, Amsterdam, v. 146, p. 703-710, 2019.
- ASIF, Zunaira *et al.* Environmental impacts and challenges associated with oil spills on shorelines. **Journal of Marine Science and Engineering**, v. 10, n. 6, p. 762, 2022.
- AZUBUIKE, C. C.; CHIKERE, C. B.; OKPOKWASILI, G. C. Bioremediation techniques—classification based on site of application: principles, advantages, limitations and prospects. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 32, p. 1-18, 2016.
- BARLETTA, M.; LIMA, A. R. A; COSTA, M. F. Distribution, sources and consequences of nutrients, persistent organic pollutants, metals and microplastics in South American estuaries. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 651, p. 1199-1218, 2019.
- BANIASADI, M.; MOUSAVI, S. M. A comprehensive review on the bioremediation of oil spills. **Microbial action on hydrocarbons**, p. 223-254, 2018.
- BARCELLOS, D. *et al.* Phosphorus enriched effluents increase eutrophication risks for mangrove systems in northeastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, Amsterdam, v. 142, p. 58-63, 2019.
- BEJARANO, A. C.; MICHEL, J.. Oil spills and their impacts on sand beach invertebrate communities: A literature review. **Environmental pollution**, Oxford, v. 218, p. 709-722, 2016.
- BLACK, T. A. *et al.* Surface oil is the primary driver of macroinvertebrate impacts following spills of diluted bitumen in freshwater. **Environmental Pollution**, v. 290, p. 117929, 2021.

- BOUFADEL, M. C. *et al.* Nutrient and oxygen concentrations within the sediments of an Alaskan beach polluted with the Exxon Valdez oil spill. **Environmental Science & Technology**, v. 44, n. 19, p. 7418-7424, 2010.
- BRAGG, James R. *et al.* Effectiveness of bioremediation for the Exxon Valdez oil spill. **Nature**, v. 368, n. 6470, p. 413-418, 1994.
- BROWN, D. M. *et al.* Comparison of landfarming amendments to improve bioremediation of petroleum hydrocarbons in Niger Delta soils. **Science of the Total Environment**, v. 596, p. 284-292, 2017.
- CAMPELO, R. P. de S. *et al.* Oil spills: the invisible impact on the base of tropical marine food webs. **Marine Pollution Bulletin**, Amsterdam, v. 167, p. 112281, 2021.
- CHENG, Y. *et al.* Integrated electrochemical treatment systems for facilitating the bioremediation of oil spill contaminated soil. **Chemosphere**, v. 175, p. 294-299, 2017.
- CONRAD, S. R. *et al.* Nutrient and trace metal fluxes into estuarine sediments linked to historical and expanding agricultural activity (Hearnes Lake, Australia). **Estuaries and coasts**, v. 42, p. 944-957, 2019.
- CRAVEIRO, N. *et al.* Immediate effects of the 2019 oil spill on the macrobenthic fauna associated with macroalgae on the tropical coast of Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 165, p. 112107, 2021.
- CURIEL-ALEGRE, S. *et al.* Evaluation of biostimulation, bioaugmentation, and organic amendments application on the bioremediation of recalcitrant hydrocarbons of soil. **Chemosphere**, v. 307, p. 135638, 2022.
- DIAS, R. L. *et al.* Hydrocarbon removal and bacterial community structure in on-site biostimulated biopile systems designed for bioremediation of diesel-contaminated Antarctic soil. **Polar biology**, v. 38, n. 5, p. 677-687, 2015.
- DOCHUKWU, U. *et al.* Comparative effects of mashed mushroom and NPK Fertilizer on the bioremediation of crude oil polluted soil. **Int J Curr Microbiol App Sci**, v. 3, n. 10, p. 65-70, 2014.
- DUDHAGARA, D. R. *et al.* Distribution, sources and ecological risk assessment of PAHs in historically contaminated surface sediments at Bhavnagar coast, Gujarat, India. **Environmental pollution**, Amsterdam, v. 213, p. 338-346, 2016.
- EÇA, G. F. *et al.* Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and shellfish from Todos os Santos bay, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, Amsterdam, v. 173, p. 112944, 2021
- EFFENDI, A. J.; RAMADAN, B. S. & HELMY, Q. Enhanced remediation of hydrocarbons contaminated soil using electrokinetic soil flushing–Landfarming processes. **Bioresource Technology Reports**, v. 17, p. 100959, 2022.
- US EPA. Provisional guidance for quantitative risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons. **Development**, p. 1-28, 1993.
- Escobar, H. Mystery oil spill threatens marine sanctuary in Brazil. **Science**, 366 (2019), p. 672.
- FERNANDES, G. M. *et al.* 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**, v. 296, p. 118709, 2022.

FERREIRA, N. M.; COUTINHO, R.; DE OLIVEIRA, L. S. Emerging studies on oil pollution biomonitoring: A systematic review. **Marine Pollution Bulletin**, Amsterdam, v. 192, p. 115081, 2023.

FONTENELLE, Fabiana Ribeiro. **Estudo de biodisponibilidade de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos - HPAs na água do mar nos ecossistemas marinhos do Sistema Estuarino de Santos - São Vicente e do sistema estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape**. 2018. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, Sao Paulo, 2018. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/21/21137/tde-31012019-135643/pt-br.php>. Acesso em: 13 abr. 2023.

GUIMARÃES, L. M.; DE FRANÇA, E. J.; DE ARRUDA, G. N.; ALBERGARIA-BARBOSA, A. C. R. Historical inputs of polycyclic aromatic hydrocarbons in the preserved tropical estuary of the Itapicuru River, Bahia, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, Amsterdam, v. 156, p. 111218, 2020.

GONG, Yanyan et al. A review of oil, dispersed oil and sediment interactions in the aquatic environment: influence on the fate, transport and remediation of oil spills. **Marine pollution bulletin**, v. 79, n. 1-2, p. 16-33, 2014.

GRMASHA, R. A. *et al.* Polycyclic aromatic hydrocarbons in the surface water and sediment along Euphrates River system: Occurrence, sources, ecological and health risk assessment. **Marine Pollution Bulletin**, Amsterdam, v. 187, p. 114568, 2023

HONG, S. *et al.* Environmental and ecological effects and recoveries after five years of the Hebei Spirit oil spill, Taean, Korea. **Ocean & coastal management**, v. 102, p. 522-532, 2014.

JABBAR, N. M. *et al.* Challenges in the implementation of bioremediation processes in petroleum-contaminated soils: A review. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, v. 18, p. 100694, 2022.

JAFARINEJAD S. Oil-spill response. Petroleum waste treatment and pollution control. **Elsevier**, Oxford, p. 117–148, 2017.

JESUS, Fátima *et al.* A review on polycyclic aromatic hydrocarbons distribution in freshwater ecosystems and their toxicity to benthic fauna. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, p. 153282, 2022.

JUNOY, J. *et al.* Seven years of macroinfauna monitoring at Ladeira beach (Corrubedo Bay, NW Spain) after the Prestige oil spill. **Oceanologia**, v. 55, n. 2, p. 393-407, 2013.

JUNOY, J. *et al.* Macroinfaunal recovery on the beach most severely affected by the ‘Prestige’ oil spill (O Rostro, Galicia, north-west Spain). **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 94, n. 1, p. 17-24, 2014.

KHAN, A. H. A. *et al.* Role of nutrients in bacterial biosurfactant production and effect of biosurfactant production on petroleum hydrocarbon biodegradation. **Ecological Engineering**, v. 104, p. 158-164, 2017.

KUMARI, K. *et al.* Selection of plant species for phytoremediation of oil drilling sites: An overview. **Phytoremediation of Abandoned Mining and Oil Drilling Sites**, p. 455-472, 2021.

KUPPUSAMY, S. *et al.* Remediation approaches for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) contaminated soils: Technological constraints, emerging trends and future directions. **Chemosphere**, Amsterdam, v. 168, p. 944-968, 2017.

- LEVIN, P. S.; HOWE, E. R.; ROBERTSON, J. C. Impacts of stormwater on coastal ecosystems: the need to match the scales of management objectives and solutions. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 375, n. 1814, p. 20190460, 2020.
- LI, R. *et al.* Role of salinity in the multiphase redistribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediment suspension. **Environmental Earth Sciences**, v. 75, p. 1-9, 2016.
- LI, H. *et al.* Pilot-scale benthic microbial electrochemical system (BMES) for the bioremediation of polluted river sediment. **Journal of Power Sources**, v. 356, p. 430-437, 2017.
- LI, Y. *et al.* The fate of microplastic pollution in the Changjiang River estuary: A review. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 425, p. 138970, 2023.
- LIM, M. W. *et al.* A comprehensive guide of remediation technologies for oil contaminated soil—Present works and future directions. **Marine pollution bulletin**, v. 109, n. 1, p. 14-45, 2016.
- LIMA, D. F. *et al.* Bioremediation in Mangrove Sediments Impacted by Oil Using Two Types of Fertilizers NPK and OSMOCOTE, Brazil. **Open Journal of Marine Science**, v. 2, n. 4, p. 119, 2012.
- LIU, Z. *et al.* The weathering of oil after the Deepwater Horizon oil spill: insights from the chemical composition of the oil from the sea surface, salt marshes and sediments. **Environmental research letters**, v. 7, n. 3, p. 035302, 2012.
- MAPELLI, Francesca *et al.* Biotechnologies for marine oil spill cleanup: indissoluble ties with microorganisms. **Trends in biotechnology**, v. 35, n. 9, p. 860-870, 2017.
- MELO, P. T. S. *et al.* PAHs impacts on aquatic organisms: contamination and risk assessment of seafood following an oil spill accident. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 94, 2022.
- MOJIRI, A. *et al.* Comprehensive review of polycyclic aromatic hydrocarbons in water sources, their effects and treatments. **Science of the total environment**, Amsterdam, v. 696, p. 133971, 2019.
- MULLIGAN, C. N.; YONG, R. N. Natural attenuation of contaminated soils. **Environment international**, v. 30, n. 4, p. 587-601, 2004.
- NIKOLOPOULOU, M.; KALOGERAKIS, N. Biostimulation strategies for fresh and chronically polluted marine environments with petroleum hydrocarbons. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology: International Research in Process, Environmental & Clean Technology**, v. 84, n. 6, p. 802-807, 2009.
- OKEKE, E. S. *et al.* Emerging bio-dispersant and bioremediation technologies as environmentally friendly management responses toward marine oil spill: A comprehensive review. **Journal of Environmental Management**, Amsterdam, v. 322, p. 116123, 2022.
- PATEL, A. B. *et al.* Polycyclic aromatic hydrocarbons: sources, toxicity, and remediation approaches. **Frontiers in Microbiology**, v. 11, p. 562813, 2020.
- PÉQUIN, B. *et al.* Natural attenuation of oil in marine environments: A review. **Marine Pollution Bulletin**, Amsterdam, v. 176, p. 113464, 2022.

PETERSON, M. G. *et al.* Long-term studies of seasonal variability enable evaluation of macroinvertebrate response to an acute oil spill in an urban Mediterranean-climate stream. **Hydrobiologia**, v. 797, p. 319-333, 2017.

POLYAK, Y. M. *et al.* Effect of remediation strategies on biological activity of oil-contaminated soil-A field study. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 126, p. 57-68, 2018.

RAJAN, K.; KHUDSAR, F. A.; KUMAR, R. Spatio-temporal patterns of microplastic contamination in surface waters of Hooghly River Estuary: Causes and consequences. **Regional Studies in Marine Science**, Amsterdam, v. 65, p. 103111, 2023.

ROMO, J.; CHAUDHARY, M.; WALKER, T. R. Baseline assessment of contaminants in marine biota prior to remediation of industrial effluent impacted sediments in a former tidal estuary in Nova Scotia, Canada. **Marine pollution bulletin**, Amsterdam, v. 145, p. 641-648, 2019.

ROY, A. *et al.* Biostimulation and bioaugmentation of native microbial community accelerated bioremediation of oil refinery sludge. **Bioresource Technology**, v. 253, p. 22-32, 2018.

SCHMIDT, C.; KRAUTH, T.; WAGNER, S. Export of plastic debris by rivers into the sea. **Environmental science & technology**, Washington, v. 51, n. 21, p. 12246-12253, 2017.

SCHRATZBERGER, Michaela *et al.* Response of estuarine meio-and macrofauna to in situ bioremediation of oil-contaminated sediment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 46, n. 4, p. 430-443, 2003.

SCHWARZENBACH, R. P.; GSCHWEND, P. M.; IMBODEN, D. M. **Environmental organic chemistry**. 3rd ed. [S.l.]: Editora John Wiley & Sons, 2016. 1024 p.

SEO, J.; LIM, H.; CHOI, J.. Threshold value of Benthic Pollution Index (BPI) for a muddy healthy benthic faunal community and its application to Jinhae Bay in the southern coast of Korea. **Ocean Science Journal**, v. 49, p. 313-328, 2014.

SILVA-CASTRO, G. A. *et al.* Application of selected microbial consortia combined with inorganic and oleophilic fertilizers to recuperate oil-polluted soil using land farming technology. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 14, n. 4, p. 719-726, 2012.

SWANNELL, R. P. J. *et al.* A field demonstration of the efficacy of bioremediation to treat oiled shorelines following the Sea Empress incident. **Environmental Technology**, v. 20, n. 8, p. 863-873, 1999.

TANGAHU, B. V. *et al.* Bioremediation of oil contaminated soil by biostimulation method using NPK fertilizer. **Open Access Library Journal**, v. 4, n. 11, p. 1-8, 2017.

TREMBLAY, L. *et al.* Effects of temperature, salinity, and dissolved humic substances on the sorption of polycyclic aromatic hydrocarbons to estuarine particles. **Marine Chemistry**, v. 96, n. 1-2, p. 21-34, 2005.

VIDALI, M. Bioremediation. an overview. **Pure and applied chemistry**, v. 73, n. 7, p. 1163-1172, 2001.

VIKAS, M.; DWARAKISH, G. S. Coastal pollution: a review. **Aquatic Procedia**, Amsterdam, v. 4, p. 381-388, 2015.

- WANG, Y. *et al.* Environmental impact and recovery of the Bohai Sea following the 2011 oil spill. **Environmental Pollution**, v. 263, p. 114343, 2020.
- WARWICK, R. M.; CLARKE, K. R. Species size distributions in marine benthic communities. **Oecologia**, v. 61, p. 32-41, 1984.
- WARWICK, R. M.; CLARKE, K. R. Increased variability as a symptom of stress in marine communities. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 172, n. 1-2, p. 215-226, 1993.
- WARWICK, R. M.; CLARKE, K. R. Relearning the ABC: taxonomic changes and abundance/biomass relationships in disturbed benthic communities. **Marine Biology**, v. 118, p. 739-744, 1994.
- WHELAN, M. J. *et al.* Fate and transport of petroleum hydrocarbons in engineered biopiles in polar regions. **Chemosphere**, Amsterdam, v. 131, p. 232-240, 2015.
- Willis, K.; Denise Hardesty, B.; Kriwoken, L.; Wilcox, C. Differentiating littering, urban runoff and marine transport as sources of marine debris in coastal and estuarine environments. **Scientific reports**, v. 7, n. 1, p. 44479, 2017.
- XUE, J. *et al.* Evaluation of response of dynamics change in bioaugmentation process in diesel-polluted seawater via high-throughput sequencing: Degradation characteristic, community structure, functional genes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 403, p. 123569, 2021.
- ZHANG, W. *et al.* Microbial community and function evaluation in the start-up period of bioaugmented SBR fed with aniline wastewater. **Bioresour. Technol.**, v. 319, p. 124148, 2021.

### **3. HIPÓTESES**

- A bioestimulação por adição de nutrientes inorgânicos promove a recuperação natural das comunidades bentônicas em sedimentos estuarinos contaminados com HPAs.
- As respostas das comunidades macrobentônica à aplicação de fertilizantes inorgânicos de liberação lenta e rápida são diferentes em sedimentos estuarinos contaminados com HPAs.

### **4. OBJETIVO GERAL**

Avaliar experimentalmente o efeito da biorremediação *in situ* (bioestimulação) sobre a recuperação da fauna benthica em sedimentos contaminados por hidrocarbonetos.

### **5. OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- a. Testar a eficácia do uso de fertilizantes inorgânicos a base de NPK como bioestimulante na recuperação de sedimentos estuarinos contaminados com HPAs utilizando a macrofauna bentônica com indicador;
- b. Caracterizar as modificações temporais na estrutura das comunidades macrobentônicas em sedimentos estuarinos contaminados por HPAs após a aplicação de fertilizantes a base de NPK de liberação lenta e rápida.

## ARTIGO

Submetido na revista *Hydrobiologia*

### **Respostas das comunidades macrobentônicas à adição de nutrientes inorgânicos em sedimentos estuarinos contaminados por hidrocarbonetos policíclicos na costa tropical do Brasil**

#### **Resumo:**

Um estudo experimental *in situ* foi realizado em um ambiente estuarino impactado por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) na costa tropical do Brasil. Foram testadas as hipóteses de que adição fertilizantes inorgânicos à base de nitrogênio, fósforo e potássio (NPK) de liberação lenta (Osmocote) e de rápida liberação (líquido) promove alterações positivas na densidade, riqueza e diversidade de espécies da macrofauna bentônica ao longo do tempo e que as comunidades respondem de forma distinta ao uso de fertilizantes a base de NPK de liberação rápida e lenta. A macrofauna foi comparada em intervalos de aproximadamente quatro semanas em 4 blocos com 3 áreas de tratamento (C – controle, O – Osmocote e L – líquido) durante 14 semanas. As amostras foram coletadas aleatoriamente em parcelas subdivididos em 36 quadrantes de 1,5m<sup>2</sup> cada. Foram registrados HPAs em todas as amostras, com concentrações indicando um estuário leve a moderadamente contaminado. O poliqueta *Sigambra grubii* e Oligochaetas foram dominantes. Densidade, riqueza, diversidade e a estrutura das comunidades variaram significativamente temporalmente, mas não entre tratamentos. Os fertilizantes inorgânicos, fossem eles de liberação rápida ou lenta, não foram capazes de acelerar o processo biorremediativo ou exercer fortes influências nas comunidades bentônicas.

**Palavras-chave:** Bioestimulação, Enriquecimento inorgânico, Estuário Experimento de Campo, HPA

## **Responses of the macrofauna to the addition of two types of fertilizers in sediments contaminated by polycyclic aromatic hydrocarbons in a tropical estuarine region**

### **Abstract:**

An *in situ* experimental study was carried out in an estuarine environment impacted by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) on the tropical coast of Brazil. The hypotheses were tested that the addition of inorganic fertilizers based on nitrogen, phosphorus and potassium (NPK) of slow release (Osmocote) and rapid release (liquid) promotes positive changes in the density, richness and diversity of species of benthic macrofauna throughout the time and that communities respond differently to the use of fast- and slow-release NPK-based fertilizers. Macrofauna was compared at intervals of approximately four weeks in 4 blocks with 3 treatment areas (C – control, O – Osmocote and L – liquid) for 14 weeks. The samples were collected randomly in plots subdivided into 36 quadrants of 1.5m<sup>2</sup> each. PAHs were recorded in all samples, with concentrations indicating a lightly to moderately contaminated estuary. The polychaete *Sigambra grubii* and *Oligochaetas* were dominant. Density, richness, diversity and community structure varied significantly over time, but not between treatments. Inorganic fertilizers, whether quick or slow release, were not able to accelerate the bioremediation process or exert strong influences on benthic communities.

**Keywords:** Biostimulation, Estuary, Field Experiment, HPA, Inorganic enrichment

## INTRODUÇÃO

Estuários estão entre os sistemas naturais mais valiosos do planeta quanto ao provimento de bens e serviços (Basset et al., 2013); entretanto estão vulneráveis a diversos estressores, sendo considerado um dos ecossistemas costeiros mais impactados por ações antrópicas (Suzzy et al., 2022). Um dos principais contaminantes do ambiente estuarino são os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) (Vikas & Dwarakish, 2015), que têm elevado potencial tóxico e cancerígeno (Dudhagara et al., 2016; Zhu et al., 2017; Tiam et al., 2022).

Os HPAs podem chegar no ambiente por fontes naturais ou antrópicas e sua composição pode revelar sua origem (Patel et al., 2020). Sua presença nos estuários deve ser avaliada, visto que 16 HPAs são classificados como poluentes prioritários para monitoramento em estudos ambientais (US EPA, 1993). Os HPAs de baixo peso molecular (dois a três anéis) são formados em baixas temperaturas e comumente encontrados no petróleo e combustíveis derivados de petróleo (Abdel-Shafy & Mansour, 2016). Por sua vez, os de alto peso molecular (quatro a seis anéis) são gerados em altas temperaturas, através da combustão incompleta de materiais orgânicos (Oros & Ross, 2004; Patel et al., 2020).

Os HPAs apresentam uma maior estabilidade e resistência quando em contato com a água e sua propriedade hidrofóbica contribuem para um acúmulo no sedimento (Ambade et al., 2022; Jesus et al., 2022). Os estuários são, particularmente, suscetíveis à contaminação por HPAs, dado que são o destino final de muitos efluentes de origem urbana e industrial, e as flutuações de salinidade têm o potencial de afetar a solubilidade em água de substâncias orgânicas hidrofóbicas e alterar as características físico-químicas dos sedimentos (Li et al. 2016). Essas mudanças exercem influência sobre a capacidade dos sedimentos de acumular compostos hidrofóbicos (Tremblay et al., 2005; Andrade et al., 2019; Ambade et al., 2022).

Presentes nos sedimentos, os organismos bentônicos ficam suscetíveis aos efeitos ocasionados pela poluição por hidrocarbonetos, que variam com o tipo de ecossistema, a comunidade habitante e a carga de contaminantes (Yoo et al., 2023). Esses organismos

em contato com substratos contaminados podem sofrer alterações morfológicas, fisiológicas e danos genéticos (Woo et al., 2006; Zhang et al., 2016; Camargo et al., 2017), que refletem em mudanças na estrutura das populações e comunidades como diminuição da riqueza, abundância e biomassa (Hong et al., 2014, Ferreira et al., 2023; Yoo et al., 2023).

Buscando minimizar os efeitos negativos da contaminação por HPAs nos sedimentos, técnicas de remediação capazes de degradar, de forma mais acelerada, os compostos de hidrocarbonetos têm sido desenvolvidas (Reis, et al., 2013; Sun et al., 2023). A biorremediação baseada na bioestimulação utiliza fertilizantes inorgânicos, compostos principalmente por nitrogênio e fósforo, para promover o crescimento de populações microbianas nativas, acelerando o processo de biodegradação natural dos compostos deletérios (Nikolopoulou & Kalogerakis, 2013; Jafarinejad, 2017; Khan et al., 2017). Essa técnica tem se mostrado eficaz no tratamento de derramamentos de óleo em ambientes costeiros com níveis médios e baixos de energia, não levando a efeitos adversos significativos, como a produção de contaminantes secundários (Cheng et al., 2017; Baniyasi & Mousavi, 2018; Polyak et al., 2018).

Em uma pesquisa conduzida por Xu & Obbard (2003), foi investigada a eficácia da combinação de fertilizantes de lenta liberação, como o OSMOCOTE e o Inipol EAP-22, juntamente com nutrientes inorgânicos, na degradação de hidrocarbonetos de petróleo em sedimentos de praia. Os resultados revelaram uma impressionante taxa de degradação de 96% dos hidrocarbonetos alifáticos presentes nos óleos tratados com Osmocote. Esta abordagem promoveu o estímulo do metabolismo dos microrganismos nativos do ambiente e a liberação controlada de nutrientes, potencializando a biodegradação dos hidrocarbonetos petrolíferos no ambiente sedimentar costeiro.

Outros estudos, como, por exemplo os de Rosa (2001) e Coelho (2005) destacam a eficácia do fertilizante a base de Nitrogênio, Fósforo e Potássio (NPK) na biorremediação de derrames de óleo, demonstrando a completa biodegradação de alcanos e isoprenóides, e a biodegradação parcial de compostos aromáticos. Além disso, as pesquisas de Xu et al. (2004) revelam que o OSMOCOTE, de liberação lenta, estimula as atividades metabólicas microbianas, acelerando significativamente a biodegradação de hidrocarbonetos em solos contaminados por atividades petrolíferas.

Como ferramenta para monitorar e avaliar os processos de biorremediação em ambientes costeiros, a macrofauna bentônica é considerada uma grande aliada e um dos principais grupos biológicos utilizados para essa finalidade (Bejarano & Michel, 2016; Peterson et al., 2017). Seu uso apresenta diversas vantagens uma vez que a comunidade apresenta mobilidade restrita, ciclo de vida geralmente dentro dos sedimentos, elevada abundância, facilidade de coletas quantitativas e variados tipos de respostas ao estresse ambiental (Warwick & Clarke, 1993, Warwick & Clarke, 1994).

Nesse contexto, foi desenvolvido um experimento de campo utilizando fertilizantes inorgânicos de liberação lenta (Osmocote Forth Cote - 15N- 9P- 12K) e rápida (líquido solúvel em água - 10N-10P-10K) com o objetivo de (1) testar a eficácia do uso do fertilizante inorgânico como bioestimulante através da sua aplicação *in situ*, (2) identificar e descrever possíveis variações temporais na estrutura das comunidades macrobentônicas em resposta à adição dos dois tipos de fertilizante. As hipóteses testadas são que a adição de nutrientes inorgânicos a base de NPK levam a alterações positivas na densidade, riqueza e diversidade de espécies da macrofauna bentônica ao longo do tempo e que a macrofauna responde de forma diferente aos tipos de fertilizantes inorgânicos aplicados.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo**

O estudo foi realizado no estuário do rio Itapessoca (07°40'40"S, 034°51'40"W), com uma distância aproximada de 73 km da Cidade do Recife (Fig. 1), e que está inserido na Área de Proteção Ambiental Estuarina do Rio Itapessoca (Lei Estadual nº 9.931, de 11 de dezembro de 1986).

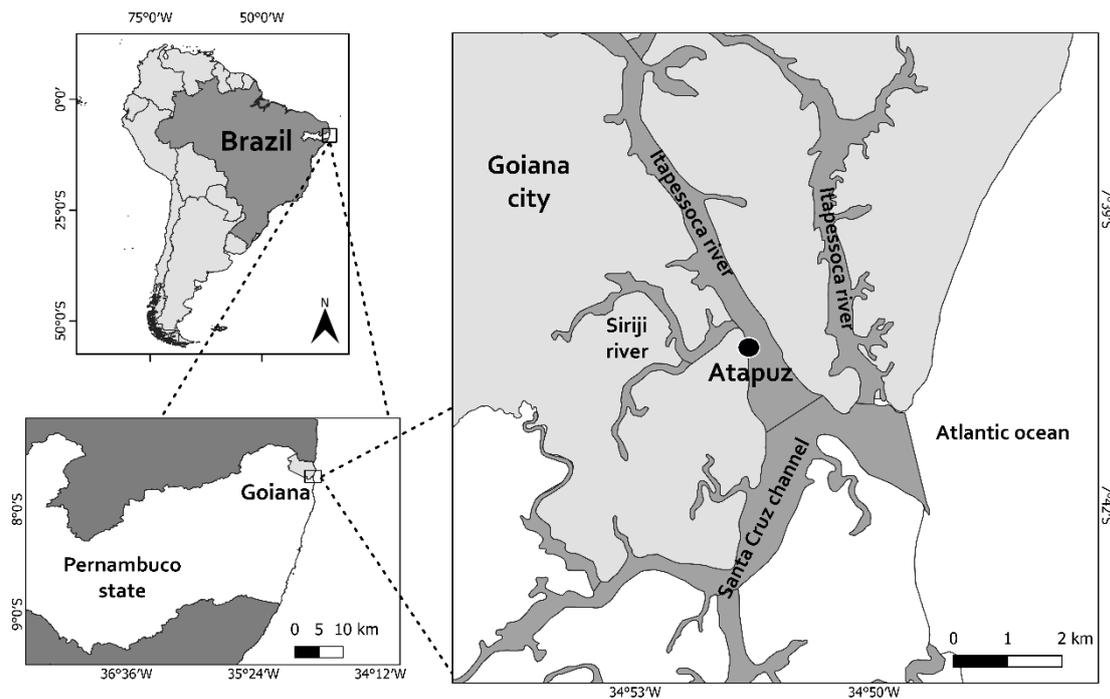
A área de estudo do rio Itapessoca, cerca a Ilha de Itapessoca no município de Goiana, Pernambuco, situada na mesorregião da mata norte, com uma extensão de 39,98 km<sup>2</sup> (Fidem, 2007). O estuário é influenciado pela circulação atmosférica regional, caracterizada pela massa equatorial atlântica e polar atlântica, afetando o clima local. Os ventos costeiros, predominantes tem direção do SE de setembro a fevereiro e do NE de

março a agosto, influenciam os padrões pluviométricos anuais, com médias pluviiais de 1600 mm.ano<sup>-1</sup> (CPRH, 2003).

O clima é classificado seguindo a classificação de Koppen (1948), como tropical chuvoso tipo As', com chuvas concentradas entre março e agosto e temperaturas médias anuais em torno de 26°C. O período chuvoso ocorre de abril a agosto, enquanto os meses mais secos são novembro e dezembro, amenizados por brisas marinhas (CPRH, 2022). A umidade costeira, em torno de 60% ao ano, é influenciada pela frente polar atlântica (Heckendorff; Lima, 1985). As marés são semidiurnas, variando entre 0,7 e 2,3 m, e a circulação da água é controlada principalmente por correntes de maré, com salinidade substancialmente maior durante a estação seca (34) em comparação com a estação chuvosa (27) (Medeiros & Kjerfve, 1993).

A rede fluvial perene abriga uma variada fauna e flora, devido à distribuição relativamente uniforme das chuvas na região (CPRH, 2022). São de grande importância para a pesca artesanal, provendo alimento e sustento para as comunidades de pescadores locais (Quinamo, 2007; De Lucena & Medeiros, 2020; Bruzaca et al., 2022).

Destaca-se também que a região foi uma das mais de 1.000 localidades afetadas pelo derramamento de óleo em 2019 no Brasil (IBAMA, 2023), onde cerca de 5mil toneladas de petróleo bruto atingiram a Costa Litorânea Brasileira (Soares et al., 2022).



**Fig. 1** Área de estudo, região de Atapuz, estuário do rio Itapessoca (costa tropical do Brasil)

### Desenho amostral

Foi utilizado um delineamento em Blocos Randomizados para testar o efeito dos fertilizantes sobre a comunidade macrobentônica. O experimento foi montado durante a maré baixa no dia 4 de março de 2022 (D0). Foram definidos 4 blocos com 3 tratamentos cada, posicionados paralelos à linha d'água. Os blocos distavam 6 m entre si, enquanto dentro de cada bloco as parcelas dos tratamentos mediam 1,5 x 1,5 m e distavam 3 m entre si (Fig. 2 e 3).

Os tratamentos foram: 1) Sem adição de fertilizantes (C); 2) Adição de fertilizante granulado de liberação lenta de 3 a 4 meses Osmocote Forth Cote com concentração de 15N- 9P- 12K (O), e 3) Adição de fertilizante inorgânico líquido solúvel em água com concentração 10N-10P-10K (L).

O fertilizante granulado foi aplicado apenas uma vez no início do experimento (Dia 0) e o fertilizante líquido foi aplicado quinzenalmente. Em cada parcela do tratamento O (fertilizante granulado) foi aplicada uma dose única de 0,18 kg/m<sup>2</sup> de Nitrogênio, totalizando 0,4 kg/m<sup>2</sup> (baseado em Burns et al., 2000). Nas parcelas com tratamento L (fertilizante líquido) foram aplicadas quantidades semelhantes de

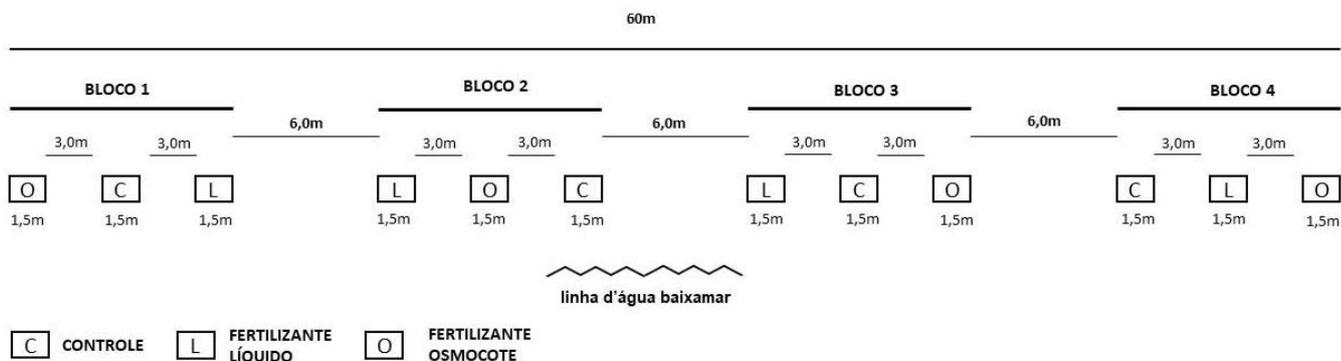
Nitrogênio ( $\sim 0,20 \text{ kg/m}^2$ ). O fertilizante líquido foi previamente diluído em água e aplicado com regador em cada parcela.

As amostras foram coletadas nos dias 0 (D0), 30 (D30), 58 (D58) e 103 (D103), após a adição dos fertilizantes (adaptado de Xu et al., 2005). Em D0 foram amostradas apenas as áreas C, e nos demais dias foram tomadas amostras em todas as áreas (C, L e O).

Para garantir a aleatoriedade da amostragem em cada parcela foi disposta uma armação de PVC de  $1,5 \times 1,5\text{m}$  subdividida em 36 quadrados, sendo sorteados dois desses quadrados para amostragem em cada ocasião de coleta (Fig. 4).

### Macrofauna Bentônica

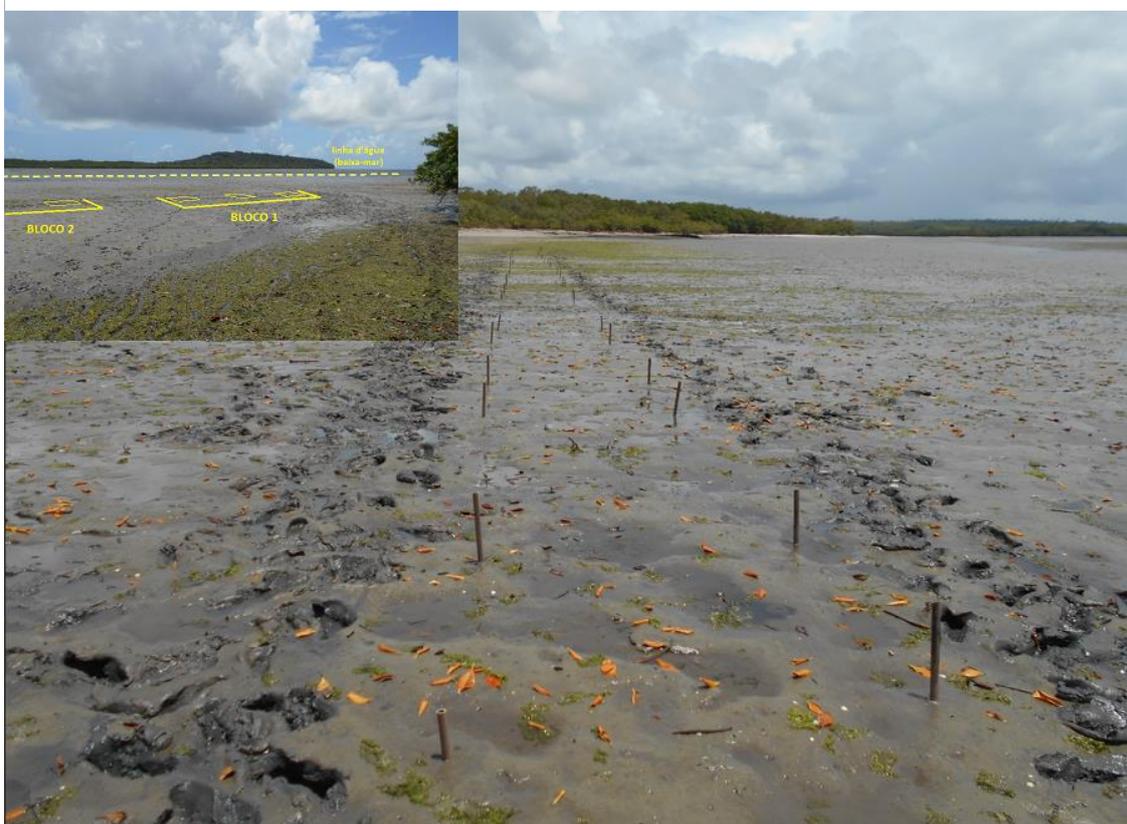
Um amostrador cilíndrico com  $40,69 \text{ cm}^2$  ( $7,2 \text{ cm}$  de diâmetro x  $20 \text{ cm}$  de profundidade) foi utilizado para as coletas de macrofauna (Fig. 4), totalizando 80 amostras (8 em D0, 24 em D30, 24 em D58 e 24 em D103). O material coletado foi acondicionado em sacos plásticos e fixado com formalina salina a 4%.



**Fig. 2** Desenho amostral do experimento de biorremediação realizado no estuário do rio Itapessoca (costa tropical do Brasil)



**Fig. 4** A) Grade delimitadora das unidades amostrais; B) Amostradores inseridos no sedimento para a coleta da macrofauna, granulometria e matéria orgânica; C) Fertilizantes líquido e granulado antes da aplicação



**Fig. 3** Experimento de biorremediação no estuário do rio Itapessoca (costa tropical do Brasil)

### Parâmetros ambientais

Medidas de temperatura, salinidade, pH e oxigênio dissolvido da água de percolação foram feitas utilizando sonda multiparâmetros (modelo Hannah AK88) em cada combinação bloco x tratamento por ocasião de coleta (exceção do dia 0, onde foi feita uma única medição para toda a área).

As concentrações de amônia da água de percolação foram medidas após adição de fertilizante (D30, D58 e D103) em todos os tratamentos dos blocos B1, B2 e B3. Essas medidas foram feitas com Checker®HC para Amônia em faixa alta (HI733) (Hanna instruments).

Amostras de sedimento para determinação de granulometria e conteúdo de matéria orgânica foram coletadas em todos os dias de amostragem, utilizando um amostrador de 16,62 cm<sup>2</sup> (4,6x20cm), totalizando 40 amostras (4 em D0, 12 em D30, 12 em D58 e 12 em D103).

Os dados de precipitação pluviométrica total diária e mensal (mm) foram obtidos da Estação Itamaracá (7°08'00"S 34°08'00"W) pertencente à Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC).

### Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA)

Foram feitas coleta do sedimento para análises de HPAs nos dias 30, 58 e 103. As amostras foram coletadas em todos os tratamentos dos blocos B1, B2 e B3, totalizando 27 amostras. Foram retirados 3 cm de sedimento com um amostrador pré-limpo de 7,2 cm de diâmetro. As amostras foram acondicionadas em embalagens de alumínio previamente descontaminados (tratamento térmico em mufla a 450 °C), armazenados em caixas de isopor e refrigerados durante o transporte até o laboratório OrganoMAR, do Departamento de Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco. As amostras foram armazenadas e mantidas em freezer (-20 °C) até o início das análises.

## Procedimentos em laboratório

Os macroinvertebrados foram separados do sedimento através de peneiramento úmido em malha de 0.5 mm. O material retido na malha foi preservado em formol a 4% com adição do corante Rosa de Bengala (Holme & McIntyre, 1971). A triagem e contagem foram realizadas sob estereomicroscópio e, posteriormente identificados até o menor nível taxonômico possível.

Para determinação do tamanho dos grãos, após secagem em estufa, o sedimento foi peneirado e as duas frações (grossos > 0,063mm e finos (silte + argila) < 0,063mm) (Suguio, 1973). A metodologia de Goldin (1987) foi empregada para estimar o conteúdo de matéria orgânica no sedimento. Para a determinação dos hidrocarbonetos, as amostras foram analisadas com base na metodologia de UNEP (1992) e Arruda-Santos et al. (2018).

## Análises Estatísticas

Uma Análise de Componentes Principais (PCA) foi realizada para representar espacialmente as amostras com base nos parâmetros ambientais (temperatura, salinidade, pH e oxigênio dissolvido, amônia, matéria orgânica, silte+argila, Naftaleno, Acenaftileno, Acenafteno, Fluoreno, Fenantreno, Antraceno, Fluoranteno, Pireno, Benzo[a]antraceno, Criseno, Benzo[b]fluoranteno, Benzo[k]fluoranteno, Benzo[a]pireno, Dibenzo[a,h]antraceno, Indeno[1,2,3-cd]pireno, Benzo[ghi]perileno e HPA total). Anterior a análise os dados de todas as variáveis foram transformados em raiz quadrada e normalizados. Essa análise foi realizada no programa PRIMER V.7

O efeito da adição de nutrientes nos descritores individuais (Densidade - ind.m<sup>-2</sup>, Riqueza - total de táxons presentes, Equitatividade de Pielou - log<sup>e</sup> e Diversidade de Shannon-Wiener - log<sup>e</sup>) e na estrutura das comunidades foi utilizada Análise de Variância Permutacional (Permanova) de modelo misto, considerando os blocos como fator aleatório e os tratamentos (Controle, Fertilizante granulado e Fertilizante Líquido) e Dias (0, 30, 53 e 103) como fatores fixos. Para representar a dispersão multivariada das amostras foi utilizada Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) (Anderson & Willis, 2003). Essas análises foram baseadas em matrizes de semelhança calculadas

utilizando Distância Euclidiana (descritores) e Similaridade de Bray Curtis (comunidades) com dados transformados por raiz quadrada (riqueza) ou logaritmizados ( $\log(x + 1)$ ). Anterior a realização das Permanova testou-se a homogeneidade multivariada das dispersões multivariadas usando PERMDISP (Anderson, 2006). Todas as análises foram realizadas utilizando o software PRIMER V.7 + PERMANOVA e considerando o nível de significância de 95%.

## RESULTADOS

### Parâmetros ambientais

Entre 04/02 e 04/03 (D0), foram registrados 39 mm de chuva. Entre D0 e D30 148,8 mm e entre D30 e D58, 173,7 mm. Entre os dias 58 e 103 houve alta pluviosidade, sendo registrados 765,6 mm de chuva (APAC, 2022).

A temperatura média da água oscilou entre  $28,7 \pm 1,61^{\circ}\text{C}$  (D30C) e  $33,9 \pm 0,76^{\circ}\text{C}$  (D58L). A salinidade média variou de  $29,3 \pm 1,04$  (D103O) a  $33,6 \pm 1,6$  (D30L). O pH esteve sempre próximo à neutralidade, variando entre  $6,47 \pm 0,07$  (D103O) e  $7,53 \pm 0,19$  (D30O). O oxigênio dissolvido flutuou ao longo do experimento, com valores médios entre  $2,05 \pm 1,04 \text{ mg.L}^{-1}$  (D103L) e  $5,15 \pm 0,73 \text{ mg.L}^{-1}$  (D30C) (Tabela 1).

No sedimento a amônia aumentou até D58, com posterior queda em D103. Os valores médios variaram entre  $1,23 \pm 0,15 \text{ mg.L}^{-1}$  (D103L) e  $22,63 \pm 18,32 \text{ mg.L}^{-1}$  (D58L). A matéria orgânica se manteve constantes durante o experimento, com valores médios variando de  $2,4 \pm 0,7\%$  a  $3,97 \pm 1,02\%$  (Tabela 1). A proporção de silte e argila variou de  $18,2 \pm 5,17\%$  a  $22,7 \pm 2,23\%$  (Tabela 1).

**Tabela 1** Valores (média  $\pm$  desvio padrão) da salinidade, pH, oxigênio dissolvido (OD), temperatura e amônia no sedimento, e percentuais de matéria orgânica (MO) e silte e argila do sedimento das áreas de amostragem no estuário do rio Itapessoca (costa tropical do Brasil), C = controle, O = fertilizante osmocote, L = fertilizante líquido, As medições foram feitas nos dias 04/03 (dia 0), 03/04 (dia 30), 01/05 (dia 58) e 15/06 (dia 103) de 2024

Parâmetro	Dia 0	Dia 30			Dia 58			Dia 103		
	C	C	O	L	C	O	L	C	O	L
Temperatura (°C)	33	28,7 $\pm$ 1,61	30,1 $\pm$ 1,14	28,8 $\pm$ 2,25	31,9 $\pm$ 1,14	32,2 $\pm$ 2,86	33,9 $\pm$ 0,76	31,6 $\pm$ 1,5	31,7 $\pm$ 1,05	31,7 $\pm$ 0,46
Salinidade	33	33,4 $\pm$ 2,04	31 $\pm$ 1,49	33,6 $\pm$ 1,6	32,7 $\pm$ 2,37	33,8 $\pm$ 0,31	33,5 $\pm$ 0,52	29,6 $\pm$ 0,7	29,3 $\pm$ 1,04	30,2 $\pm$ 0,67
pH	6,5	7,5 $\pm$ 0,04	7,42 $\pm$ 0,07	7,29 $\pm$ 0,16	7,44 $\pm$ 0,18	7,53 $\pm$ 0,19	7,47 $\pm$ 0,29	6,47 $\pm$ 0,07	6,49 $\pm$ 0,15	6,48 $\pm$ 0,19
OD (mg/L)	3,2	5,15 $\pm$ 0,73	4,9 $\pm$ 0,55	4,4 $\pm$ 0,18	4,5 $\pm$ 0,46	3,65 $\pm$ 1,14	4,4 $\pm$ 1,2	2,5 $\pm$ 0,9	3,5 $\pm$ 2,09	2,05 $\pm$ 1,04
Amônia (mg/L)	-	4,47 $\pm$ 4,86	21,1 $\pm$ 28,7	5,07 $\pm$ 2,80	20,1 $\pm$ 13,9	21,1 $\pm$ 7,18	22,6 $\pm$ 18,3	2,43 $\pm$ 0,25	2,43 $\pm$ 0,55	1,23 $\pm$ 0,15
MO (%)	3,65 $\pm$ 2,51	2,77 $\pm$ 0,74	3,33 $\pm$ 1,89	3,61 $\pm$ 1,57	2,49 $\pm$ 0,67	3,54 $\pm$ 1,89	3,97 $\pm$ 1,02	3,09 $\pm$ 0,81	2,4 $\pm$ 0,7	3,93 $\pm$ 1,34
Silte+argila (%)	20,3 $\pm$ 1,53	22,7 $\pm$ 2,23	19,9 $\pm$ 2,17	21,7 $\pm$ 2,98	23,1 $\pm$ 4,44	20,2 $\pm$ 2,92	22 $\pm$ 2,92	21,2 $\pm$ 2,03	18,2 $\pm$ 5,17	20 $\pm$ 2,93

#### HPA no sedimento

Foram registrados compostos de HPA em todas as amostras, com concentrações ( $\Sigma$ 16HPAs) variando de 0,30 ng/g<sup>-1</sup> a 190,09 ng/g<sup>-1</sup>, sendo benzo[a]pireno o composto com maior concentração (296,01 ng/g<sup>-1</sup>), seguido por benzo[a]antraceno (287,75 ng/g<sup>-1</sup>) e benzo[b]fluoranteno (267,65 ng/g<sup>-1</sup>) (Tabela 2).

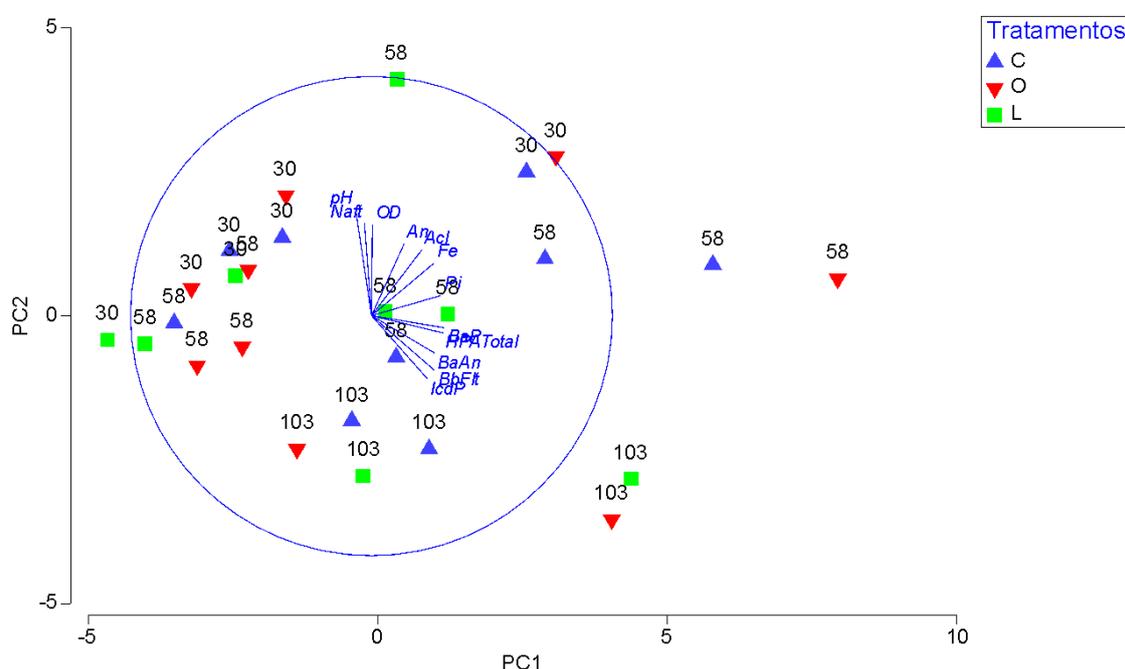
No dia 30 ocorreu a menor concentração de  $\Sigma$ 16HPAs, com 453,28 ng/g<sup>-1</sup>. Em seguida temos o dia 58 teve 616,43 ng/g<sup>-1</sup> de  $\Sigma$ 16HPAs. O dia 103 se destaca, apresentando a maior concentração de  $\Sigma$ 16HPAs (1006,12 ng/g<sup>-1</sup>).

Os valores da razão An/178 foram superiores a 0,1 em todas as amostras. Valores superiores a 0,5 da razão Fl/Fl + Pi foram registradas quase todas as amostras. Por sua vez, os valores da razão BaAn/228 foram sempre maiores que 0,55 (Tabela 2).

**Tabela 2** Concentrações e razões de HPAs em amostras de sedimento no estuário do rio Itapessoca, litoral tropical do Brasil; Naft = Naftaleno, Acl = Acenaftileno, Acf = Acenafteno, Fl = Fluoreno, Fe = Fenantreno, An = Antraceno, Flt = Fluoranten, Pi =Pireno, BaAn = Benzo[a]antraceno, Cri = Criseno, BbFlt = Benzo[b]fluoranteno, BkFlt = Benzo[k]fluoranteno, BaP = Benzo[a]pireno, DahAn = Dibenzo[a,h]antraceno, IcdP = Indeno[1,2,3-cd]pireno, BghiPer = Benzo[ghi]perileno. LMW = baixo peso molecular; HMW = alto peso molecular; An/178 = antraceno/antraceno + fenantreno; Fl/Fl + Pi = fluoranteno/fluoranteno + pireno; BaAn/228 = benzo[a]antraceno/benzo[a]antraceno + criseno, ND = não detectado, LQ = limite de quantificação, B = bloco; C = controle, O = fertilizante osmocote, L = fertilizante líquido

HPA	D30									D58									D103								
	B1C	B1O	B1L	B2C	B2O	B2L	B3C	B3O	B3L	B1C	B1O	B1L	B2C	B2O	B2L	B3C	B3O	B3L	B1C	B1O	B1L	B2C	B2O	B2L	B3C	B3O	B3L
Naft	0,42	0,43	0,30	0,44	0,34	0,42	0,66	1,03	0,2	0,29	0,2	0,32	0,26	0,25	1,07	0,25	0,32	0,1	0,24	0,21	0,25	0,26	0,18	0,2	0,17	0,15	0,23
Acl	0,22	0,54	<LQ	0,55	0,37	0,37	0,31	0,36	0,11	0,32	0,22	0,4	0,18	0,19	0,38	0,36	0,28	0,13	0,33	0,51	0,44	0,23	0,22	0,3	0,33	0,25	0,29
Acf	<LQ	0,08	<LQ	0,08	0,07	<LQ	0,03	<LQ	0,03	0,09	0,03	0,08	0,04	0,04	0,1	0,09	0,04	0,02	0,04	0,07	0,07	0,07	0,06	0,16	0,04	0,04	0,03
Fl	0,10	0,21	<LQ	0,23	0,14	0,08	0,15	0,11	0,04	0,29	0,06	0,11	0,04	0,1	0,11	0,09	0,07	0,06	0,12	0,36	0,2	0,11	0,13	0,25	0,15	0,13	0,1
Fe	1,01	2,12	<LQ	3,52	0,92	0,64	0,79	1,05	0,5	3,85	1,09	1,84	0,82	0,84	2,82	3,25	1,23	0,33	0,76	4,4	2,38	1,24	0,97	1,91	1,21	1,19	0,82
An	0,20	0,52	<LQ	0,74	0,27	0,21	0,16	0,26	0,11	0,9	0,14	0,33	0,17	0,15	2,71	0,65	0,2	0,07	0,22	1,14	0,36	0,22	0,16	0,37	0,22	0,36	0,22
Flt	4,13	10,43	<LQ	15,47	5,19	3,10	3,52	5,57	1,29	18,48	5,18	9,04	2,87	4,32	7,73	16,47	5,04	1,56	7,26	21,2	14,84	10,36	5,23	11,73	7,41	7,69	6,56
Pi	3,67	9,90	<LQ	13,26	5,18	3,14	3,46	5,51	1,21	15,44	4,38	9,01	2,78	4,08	6,42	13,58	4,52	1,44	6,84	17,21	11,08	8,62	5,47	9,48	7,34	6,63	6,22
BaAn	3,75	9,36	<LQ	9,99	8,08	3,98	4,59	4,84	1,86	27,94	4,42	10,76	4,34	5,78	13,3	18,02	5,81	2,71	13,08	19,14	10,92	14,57	7,17	36,24	25,87	10,94	10,29
Cri	2,55	7,80	<LQ	7,70	3,71	2,44	2,88	3,45	0,99	14,77	3,22	6,58	2,09	3,68	5,3	11,59	3,69	0,99	4,99	9,73	5,25	6,73	3,46	8,62	6,95	4,17	4,41
BbFlt	1,67	9,29	ND	7,87	3,38	3,72	3,96	4,44	3,63	16,8	4,2	8,74	2,73	6,33	8,18	15,75	4,6	3,6	11,59	28,79	11,42	14,73	7,28	29,71	32,2	9,42	13,62
BkFlt	3,11	13,12	ND	10,55	5,54	4,53	3,88	5,10	1,79	16	3,08	6,88	3,43	5,75	6,77	12,12	4,43	2,04	6,28	12,71	6,41	7,6	5,05	9,23	10,44	4,68	5,85
BaP	3,68	18,29	ND	15,95	7,89	6,13	5,89	7,74	2,76	22,22	4,23	10,64	3,79	8,25	9,2	16,91	5,65	5,03	14	29,96	11,14	14,59	9,24	17,53	21,86	9,94	13,49
DahAn	3,18	12,95	ND	10,98	5,95	5,48	0,6	6,75	0,27	1,68	0,36	0,78	0,41	0,74	0,8	1,45	0,43	0,72	2,06	4,51	1,23	1,99	0,98	4,13	6,11	1,43	2
IcdP	0,47	1,99	ND	1,98	0,94	0,88	5,49	1,56	1,79	12,79	2,32	5,57	2,93	4,95	7,09	9,88	3,47	2,9	10,49	20,46	8,21	10,01	5,82	16,02	25,33	8,76	11,56
BghiPer	2,52	10,85	ND	10,46	5,11	4,55	4,05	5,73	1,41	6,97	2,23	4,64	2,32	3,05	4,13	5,53	2,39	2,78	8,72	19,7	7,56	8,98	5,21	13,56	19,39	6,44	7,92
Σ16HPAs	30,67	107,88	0,30	109,77	53,07	39,68	40,43	53,50	17,98	158,84	35,36	75,73	29,22	48,51	76,12	125,98	42,17	24,5	87,01	190,09	91,76	100,32	56,63	159,47	165,03	72,22	83,6
ΣHPA LMW	1,95	3,89	0,30	5,56	2,10	1,72	2,10	2,81	0,99	5,74	1,74	3,08	1,51	1,57	7,19	4,69	2,14	0,71	1,71	6,69	3,70	2,13	1,72	3,19	2,12	2,12	1,69
ΣHPA HMW	28,72	103,99	0,00	104,21	50,97	37,96	38,32	50,70	17,00	153,09	33,62	72,64	27,69	46,93	68,92	121,30	40,03	23,77	85,31	183,41	88,06	98,18	54,91	156,25	162,90	70,10	81,92
Ant/178	0,16	0,20	-	0,17	0,23	0,25	0,17	0,20	0,18	0,19	0,11	0,15	0,17	0,15	0,49	0,17	0,14	0,18	0,22	0,21	0,13	0,15	0,14	0,16	0,15	0,23	0,21
Fl/Fl+Pi	0,53	0,51	-	0,54	0,50	0,50	0,50	0,50	0,52	0,54	0,54	0,50	0,51	0,51	0,55	0,55	0,53	0,52	0,51	0,55	0,57	0,55	0,49	0,55	0,50	0,54	0,51
BaAn/228	0,59	0,55	-	0,56	0,69	0,62	0,61	0,58	0,65	0,65	0,58	0,62	0,67	0,61	0,72	0,61	0,61	0,73	0,72	0,66	0,68	0,68	0,67	0,81	0,79	0,72	0,70

Os dois primeiros eixos da ACP explicam 66% da variação dos dados. O primeiro eixo explicou 49,6% da variância e as variáveis ambientais mais correlacionadas com esse eixo foram benzo[a]pireno,  $\Sigma$ 16HPAs, benzo[b]fluoranteno, benzo[a]antraceno e indeno[1,2,3-cd]pireno (eigenvalues: 0,301, 0,297, 0,263, 0,260 e 0,232, respectivamente), variáveis relacionadas aos compostos de HPA presentes no sedimento. (Fig. 6). A coleta do dia 103 se diferencia entre as duas anteriores, e se relacionam com os parâmetros de hidrocarbonetos destacados na PCA1.



**Fig. 5** Gráfico da ACP com dados das variáveis ambientais no estuário do rio Itapessoca, litoral tropical do Brasil. C = Controle, O = Fertilizante Osmocote, L = Fertilizante Líquido, os números indicam o tempo de duração do experimento; OD = oxigênio dissolvido, Naft = naftaleno, Acl = Acenaftileno, Fe = Fenantreno, An = Antraceno, Pi = Pireno, BaAn = Benzo[a]antraceno, BbFlt = Benzo[b]fluoranteno, BaP = Benzo[a]pireno, IcdP = Indeno[1,2,3-cd]pireno

## Macrofauna bentônica

Foram registrados 1503 espécimes pertencentes a 29 táxons distribuídos nos filos Annelida, Mollusca, Crustacea, Sipuncula e Nemertea (Tabela 3). Polychaeta foi o táxon mais abundante (41,58% do total de indivíduos) e diverso (11 gêneros e 10 famílias), seguido de Mollusca (30,21%) com 4 famílias e 3 espécies, e Oligochaeta.

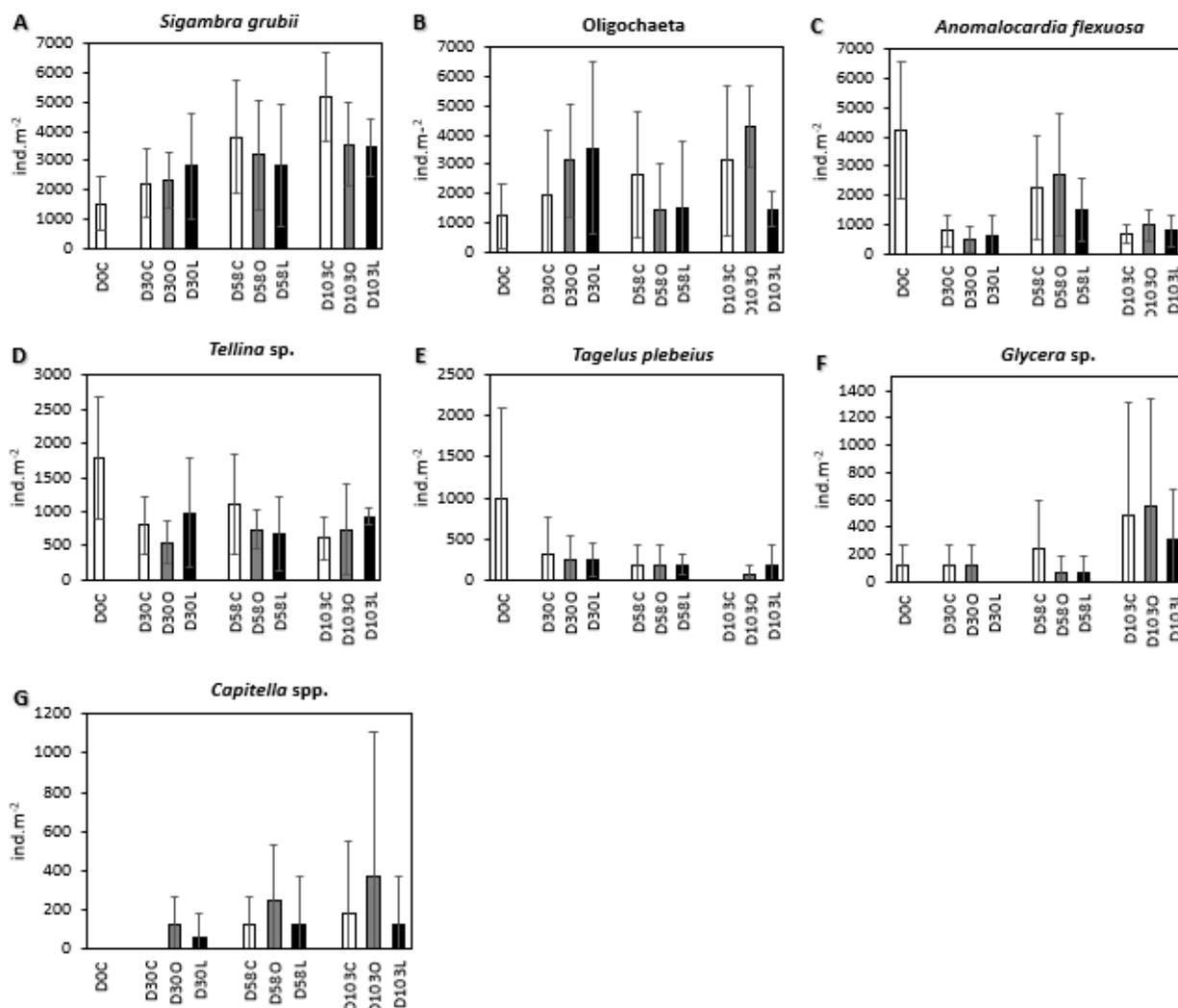
O poliqueto *Sigambra grubii* foi a espécie mais abundante (33,40%), seguido por Oligochaeta (26,68%), os moluscos *Anomalocardia flexuosa* (16,37%), *Tellina* sp. (9,91%) e *Tagelus plebeius* (2,86%) e os poliquetos *Glycera* sp. (1,80%) e *Capitella* spp. (1,46%). *S. grubii* esteve presente em todas as amostras com abundância aumentando ao longo do tempo (Fig. 7). Os moluscos foram mais abundantes antes da aplicação dos fertilizantes. A densidade de *A. flexuosa* diminuiu 68% entre o início e o final do experimento. *Tellina* sp. teve redução de 40% quando comparados os mesmos dias e *T. plebeius* redução de 84% com nenhum indivíduo registrado no tratamento controle C no dia D103 (Fig. 7).

As densidades de *Glycera* sp. e *Capitella* spp. aumentaram ao longo do estudo (Figura 6). *Glycera* sp. ocorreu em todos os dias amostrados, entretanto com maiores densidades no último dia (D103). Não foram encontradas *Capitella* spp. na primeira coleta (C0) e nos pontos C de D30. Os indivíduos surgiram nos pontos fertilizados a partir de D30, com aumento de densidade nas duas últimas coletas (D58 e D103). A maiores densidades de *Capitella* spp. ocorreram no tratamento com Osmocote (Fig. 7).

Os anfípodes *Monocorophium acherusicum*, *Melita* sp. e *Cymadusa* sp. foram exclusivas das áreas Controle. *Cymadusa* sp. só ocorreu até o dia 30, não retornando até o final do experimento. Por sua vez, *M. acherusicum* e *Melita* sp. desapareceram após D30 e só retornaram no último dia de amostragem (D103). Poliquetos da família Goniadidae só foram observados em D0 (Tabela 3). Por sua vez, os poliquetos *Neanthes* sp., só foram registrados em L58, Syllidae, em L103, e *Magelona*, em O103 e L103. Sipuncula e *Upogebia omissa* só foram registrados em O30. *Paraprionospio* sp. e Nemertea não ocorreram no tratamento com o fertilizante líquido (Tabela 3).

**Tabela 3** Táxons registrados no estuário do rio Itapessoca, costa tropical do Brasil; C = controle, O = fertilizante osmocote, L = fertilizante líquido

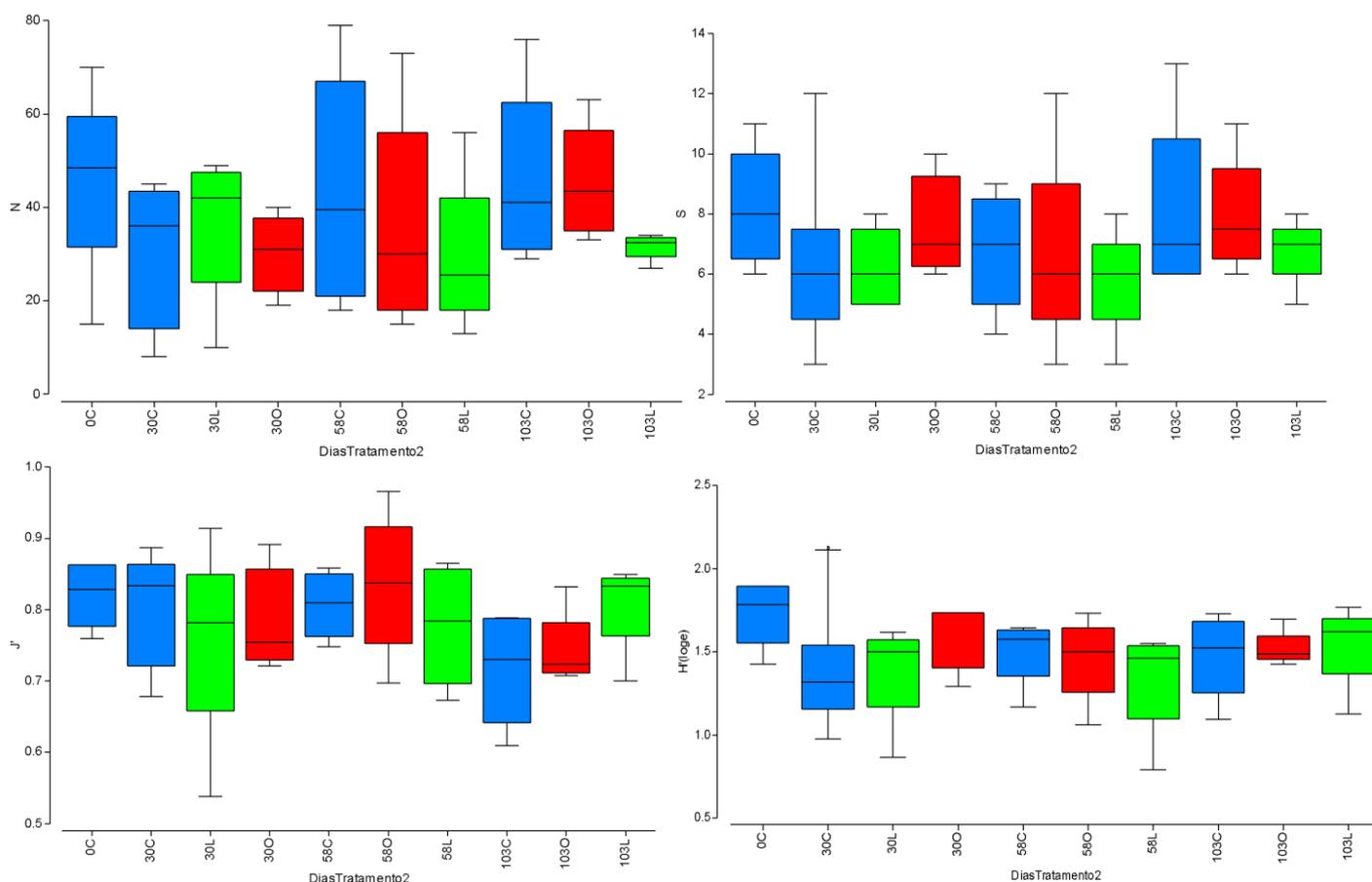
Filo	Família	Espécie/Táxon	Dia 0	Dia 30			Dia 58			Dia 103		
			C	C	O	L	C	O	L	C	O	L
Annelida	Capitellidae	<i>Capitella</i> spp.			X	X	X	X	X	X	X	X
	Capitellidae	<i>Mediomastus</i> spp.			X					X	X	
	Glyceridae	<i>Glycera</i> sp.	X	X	X		X	X	X	X	X	X
	Goniadidae	Goniadidae ind.	X									
	Magelonidae	<i>Magelona</i> sp.									X	X
	Onuphidae	<i>Diopatra</i> sp.	X		X	X				X		X
	Orbiniidae	Orbiniidae ind.				X						
	Orbiniidae	<i>Scoloplos</i> sp.	X			X	X	X	X			X
	Pilargidae	<i>Sigambra grubii</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Nereididae	Nereididae ind.		X				X		X	X	
	Nereididae	Nereididae juvenil			X	X				X		
	Nereididae	<i>Neanthes</i> sp.							X			
	Nereididae	<i>Laonereis</i> sp.	X	X			X	X	X			X
	Spionidae	Spionidae ind.	X		X	X	X				X	X
	Spionidae	<i>Paraprionospio</i> sp.		X				X		X	X	
	Spionidae	<i>Streblospio</i> sp.	X			X	X	X		X	X	
	Syllidae	Syllidae ind.										X
		Oligochaeta	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Bivalve ind.			X								
	Gastropoda ind.	X	X									
Mollusca	Tellinidae	<i>Tellina</i> sp.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Veneridae	<i>Anomalocardia flexuosa</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Solecurtidae	<i>Tagelus plebeius</i>	X	X	X	X	X	X	X		X	X
	Neritidae	<i>Vitta Virginea</i>		X	X	X				X	X	X
Crustacea	Melitidae	<i>Melita</i> sp.	X	X						X		
	Ampithoidae	<i>Cymadusa</i> sp.	X	X								
	Corophiidae	<i>Monocorophium acherusicum</i>		X						X		
	Upogebiidae	<i>Upogebia omissa</i>			X							
Sipuncula	Sipuncula			X								
Nemertea	Nemertea	X					X		X	X		



**Fig. 6** Densidade das espécies da macrofauna dominantes no estuário rio Itapessoca, costa tropical do Brasil; Tratamentos: C = controle, O = fertilizante osmocote, L = fertilizante líquido; Dias: 0, 30, 58 e 103; As barras verticais indicam o desvio padrão

Nenhum descritor variou significativamente entre tratamentos ou temporalmente (PERMANOVA,  $P(\text{perm}) > 0,05$ ). A riqueza variou entre 3 e 13 táxons. A menor riqueza foi de  $5,8 \pm 2,1$  táxons (D58L), e as maiores de  $8,3 \pm 2,2$  (D0C) e  $8,3 \pm 3,3$  táxons (D103C) (Fig. 7). A densidade variou de 1966,09 a 19415,09 ind.m<sup>-2</sup>. No controle foram registradas menor e maior densidades ( $2027,53 \pm 544,94$  ind.m<sup>-2</sup> - D0C e  $11489,31 \pm 5241,77$  ind.m<sup>-2</sup> - D103C).

A diversidade variou entre  $1,3 \pm 0,3$  (D58L) e  $1,7 \pm 0,2$  (D0C) (Fig. 7). A equitatividade apresentou uma baixa variação, observada no intervalo de  $0,7 \pm 0,1$  e  $0,8 \pm 0,1$  nas áreas de tratamentos (Fig. 8).



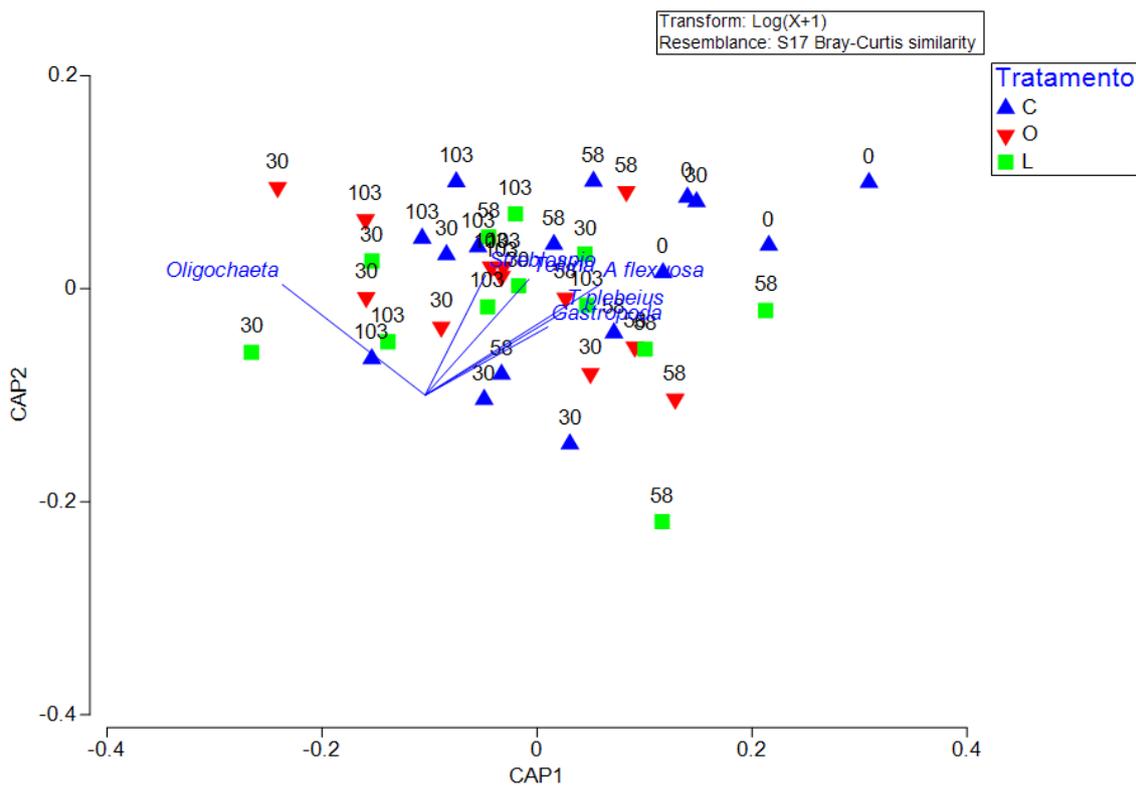
**Fig. 7** Descritores das comunidades de macroinvertebrados bentônicos no estuário no estuário rio Itapessoca, costa tropical do Brasil; Tratamentos: C = controle, O = fertilizante osmocote, L = fertilizante líquido; Dias: 0, 30, 58 e 103

A estrutura das comunidades variou significativamente temporalmente, mas não entre tratamentos, e não houve interação entre os fatores (Tabela 4). Nas comparações pareadas, apenas os dias zero e 103 das áreas controle apresentaram diferenças significativas ( $t=1.5271$  e  $P(\text{perm})=0,043$ ).

**Tabela 4** Resultados da PERMANOVA e do PERMIDISP para os fatores tratamento e dia de coleta no estuário rio Itapessoca, costa tropical do Brasil; Df: Grau de liberdade, SS: soma dos quadrados, MS: quadrado médio, P(perm): valor de p após permutação de Monte Carlo

Fator	PERMANOVA					PERMIDISP
	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	P(perm)
Tratamento	2	903,8	451,89	0,51	0,84	0,671
Dias	3	4240,1	1413,40	1,79	<b>0,04</b>	0,4583
Bloco	3	2641,2	880,39	1,51	0,14	
TratamentoxDias	4	1990,3	497,59	0,85	0,65	
TratamentoxBloco	6	5285,3	880,89	1,51	0,09	
DiasxBlocos	9	7125,8	791,75	1,36	0,11	
Resíduo	12	7010,8	584,23			
Total	39	31005				

A análise de CAP indicou 5 táxons que maior contribuíram para as diferenças entre os dias amostrados no estuário (Tabela 5 e Fig. 8). Os dois eixos explicam 81,03% das variações, sendo a CAP1 responsável por 60,75% da explicação e a CAP2 20,82%. Os táxons *A. flexuosa*, *T. plebeius*, Gastropoda e *Streblospio* sp. se destacaram positivamente e Oligochaeta negativamente em relação ao eixo 1 da CAP. A configuração espacial do CAP destaca um agrupamento entre as áreas C do dia 0, nos quais se correlacionam positivamente com os moluscos *A. flexuosa*, *T. plebeius* e Gastropoda (Fig. 8).



**Fig. 8** Análise canônica de coordenadas principais (CAP), eixo 1: 60,75% e eixo 2: 20,82%, com as espécies (vetores) que mais contribuíram para as diferenças entre os tratamentos (C = controle, O = fertilizante osmocote, L = fertilizante líquido) ao longo dos dias (0, 30, 58 e 103) no estuário rio Itapessoca, litoral pernambucano (Brasil)

**Tabela 5** Contribuição (correlação) das principais espécies às duas primeiras variáveis canônicas (C1 e C2) obtidas do CAP maximizando as diferenças entre os tratamentos (Controle, Osmocote e Fertilizante líquido) das amostras do estuário rio Itapessoca, litoral pernambucano (Brasil). Os números em negrito indicam valores maiores que 0,5

<b>Táxon</b>	<b>C1</b>	<b>C2</b>
Gastropoda	0,500	0,221
<i>A. flexuosa</i>	0,651	0,248
<i>T. plebeius</i>	0,513	<b>0,532</b>
<i>Streblospio</i> sp.	0,225	<b>0,416</b>
Oligochaeta	-0,532	<b>0,468</b>

## DISCUSSÃO

A área de estudo foi caracterizada por parâmetros ambientais com valores constantes durante a realização do experimento, exceto a última amostragem (D103), devido aos altos volumes de chuvas que elevaram as médias pluviométricas e suscintas diminuições nas médias de salinidade, pH, OD e amônia. O sedimento em geral foi constituído por cerca 20% de silte + argila e pobre organicamente, com valores médios próximos a 3% de matéria orgânica em todos os tratamentos. As análises de HPAs revelaram um sedimento constantemente impactado, com valores totais ( $\Sigma$ 16HPAs) entre 453,28 ng/g<sup>-1</sup> e 1006,12 ng/g<sup>-1</sup> nos dias amostrados. *Sigambra grubii* (33,40%), *Oligochaeta* (26,68%) e *Anomalocardia flexuosa* (16,37%) dominaram na área de estudo. A fauna não se diferenciou em relação índices univariáveis entre os tratamentos ( $p > 0,05$ ). As análises multivariáveis não apontaram diferenças significativas entre os Tratamentos, Blocos ou interação entre os fatores ( $p > 0,05$ ), apenas entre os Dias de amostragem ( $p < 0,05$ ).

A alta pluviosidade média entre D58 a D103 (765,6 mm) pode ser explicada pelos eventos climáticos ocorrentes no litoral nordestino. Na segunda quinzena de maio e início de junho de 2020, fortes chuvas afetaram o litoral de Pernambuco e representaram um aumento de 70% nos volumes de chuvas que costumam cair durante todo mês de maio na Região Metropolitana do Recife (Marengo et al., 2023). Os eventos climáticos denominados Distúrbios de Ondas de Leste (EWD), causados por duas frentes frias que atingiram o litoral pernambucano, foram responsáveis por aumentar em cerca de 180 mm a pluviosidade no estado, causando enchentes e deslizamentos de terra, fazendo o município de Goiana decretar estado de emergência (Marengo et al., 2023).

O dia 103 foi caracterizado por grandes quantidades de chuvas e reduções de salinidade, pH e OD. Os altos volumes de chuva propiciam maior aporte de água aos rios e estuários, sendo o processo de mistura entre as massas de água dos rios com a do mar causador de alterações nos parâmetros de qualidade da água, como salinidade, OD, temperatura e pH (Reshimi et al. 2015, Apri et al., 2021). Li et al. (2023) demonstram que a salinidade pode diminuir em até 15% com a chegada da água doce em períodos de cheia no estuário do rio Huanghe, norte da China. Satheeshkumar e Khan (2012) também indicam quedas de salinidade atreladas ao aumento da precipitação, como também

reduções do pH pela diluição da água do mar pelo influxo de água doce e diminuição da salinidade.

Foram identificados HPAs em todas as amostras de sedimento analisadas. Quando comparados os acúmulos de HPAs ( $\sum 16\text{HPAs}$ ) no sedimento, os valores foram crescentes ao longo do tempo, onde D0, D58 e D103 obtiveram  $453,28 \text{ ng/g}^{-1}$ ,  $616,43 \text{ ng/g}^{-1}$ ,  $1006,12 \text{ ng/g}^{-1}$  de HPAs em suas amostras, respectivamente. Quando analisados cada ponto de coleta nas áreas de tratamentos, as concentrações de  $\sum 16\text{HPAs}$  no sedimento revelam uma área leve a moderadamente contaminada (Maciel et al., 2015). A maioria dos pontos estavam levemente contaminados ( $0\text{-}100 \text{ ng/g}^{-1}$ ), entretanto os pontos D30B1O, D30B2C, D58B1C, D103B1O, D103B2C, D103B2L, D103B3C estavam moderadamente contaminados ( $100\text{-}1000 \text{ ng/g}^{-1}$ ).

Na amostragem de junho (D103) ocorreram as maiores concentrações de  $\sum 16\text{HPAs}$ . Coincidentemente foi a coleta que maior sofreu influências dos altos volumes de chuva que atingiram a região, corroborando com a chegada de HPAs ao estuário por erosão e escoamento (He et al., 2020). Nascimento et al., (2017) também sugere que as concentrações de HPAs foram influenciadas pela pluviosidade em seu estudo, na região estuarina na Bahia de Todos os Santos (Brasil). No mesmo sentido, na ACP as amostras do dia 103 se afastaram das demais. O aumento da pluviosidade no dia 103 pode então ter sido dos principais responsáveis pelas diferenças, ainda que sutis, de salinidade, pH, OD, amônia e concentrações de  $\sum 16\text{HPAs}$  nesse momento.

As razões  $\text{An}/178 (> 0,1)$ ,  $\text{Fl}/\text{Fl}+\text{Pi} (\geq 0,5)$  e  $\text{BaAn}/228 (\geq 0,55)$  indicam fortemente que os HPAs em Itapessoca têm origem pirolítica. Os HPAs podem ter diferentes formas ou isômeros que irão variar em sua estabilidade e através disso, razões entre concentrações de isômeros são capazes de indicar as fontes desses poluentes (Yunker et al., 2002). Quando liberados por atividades antrópicas ou combustão (como a queima de combustíveis), as formas menos estáveis dos HPAs parentais tendem a se decompor mais rapidamente em comparação com as formas mais estáveis com a mesma massa molecular (Budzinski et al., 1997; Yunker et al., 2002). As razões utilizando

HPAs de massa molecular 178 e 202 são as mais utilizadas para identificar a origem desses compostos, como a proporção  $\text{An}/178$ , em que valores inferiores a 0,10 indicam fontes petrogênicas e valores superiores a 0,10 indicam fontes pirolíticas

(combustão) (Yunker et al., 2002). Na razão FI/Fl+Pi valores superiores a 0,50 indicam fontes pirolíticas e menores que 0,50, fontes petrogênicas (Yunker et al., 2002). Menos comum, mas também utilizado, HPA de massa molecular 228, a proporção BaAn/228 com valores menores que 0,20 fontes petrogênicas, entre 0,20 e 0,35 petrogênica ou pirolítica e maiores que 0,35, fontes pirolíticas (Yunker et al., 2002).

Dentre as possíveis explicações para o registro dos HPAs na área em estudo é que esses compostos têm sua origem principal em atividades antropogênicas, especialmente ligadas ao uso de combustíveis fósseis e seus subprodutos, como combustão parcial, pirólise e vazamentos de petróleo, além do descarte de efluentes industriais e domésticos (Meniconi, 2008). Esses compostos podem ser encontrados em vários compartimentos ambientais, incluindo atmosfera, solo, sedimentos, águas superficiais e subterrâneas. O sistema estuarino do Rio Itapessoca é alimentado alguns outros rios de menor porte, dentre eles estão o rio Siriji, Ibeapicum e Guariba. Além disso, possui íntimo contato com as comunidades de Atapuz, Carrapicho, Ibeapucu e Pontas de Pedra, locais estes que têm constantes atividades de aquicultura, turística e imobiliária, sem o cumprimento da legislação ambiental (Oliveira, 2018). Tais atividades realizadas nessas proximidades podem servir como fonte dos HPAs para a área estuarina do Rio Itapessoca.

A contaminação de HPA no estuário indicam fatores atmosféricos e podem estar relacionados com o uso de embarcações pelos pescadores e turistas, queima de carvão pelos usuários que utilizam a área e suas proximidades para fins recreativos, além da queima de madeira. A queima da cana-de-açúcar é uma prática muito utilizada no estado e apontada por Maciel et al. (2016) como um fator de contribuição para o acúmulo de HPAs no estuário urbanizado na capital do estado. O município de Goiana é um dos principais praticantes da queima de cana-de-açúcar no estado (de Gouveia et al., 2022), apresentando conflitos e questões de vulnerabilidades socioambientais aos moradores da região pela prática (Gurgel et al., 2022). O período de queimadas ocorre no verão, entre os meses de setembro a fevereiro, preferencialmente no mês de novembro (de Gouveia et al., 2022). Entretanto, nossa amostragem de HPA foi realizada entre abril, maio e junho, início do período chuvoso, não sendo possível relacionar a queima da cana-de-açúcar aos hidrocarbonetos obtidos.

A origem pirolítica dos HPAs em Itapessoca é reforçada ao observar que os compostos mais abundantes durante o experimento foram o Benzo[a]pireno (BaP),

Benzo[a]antraceno (BaAn) e Benzo[b]fluoranteno (BbFlt). O BaP é característico de áreas onde ocorrem a queima de carvão, madeira, uso industrial e da combustão de petróleo (Bukowska et al., 2022), sendo a combustão residencial apontada como responsável por 85% do total de emissões desse composto na união europeia (Guerreiro et al., 2014). O BaP não se decompõe facilmente e apresenta um estado elevado de oxidação do carbono (Ostrem et al., 2018). Quando depositados em solos urbanos, podem chegar aos cursos de água através da erosão e do escoamento fluvial, aderindo-se à matéria orgânica nos corpos d'água (He et al., 2020; Bukowska et al., 2022). BaAn é o HPA de maior hidrofobicidade e possui uma alta adesão a matéria orgânica (Le Bihanic et al., 2015), e junto com o BbFlt estão relacionados a fontes pirolíticas em áreas onde há presença de fuligem de carvão e madeira (Yunker et al., 2002; Le Bihanic et al., 2015; Li et al., 2022).

Outra explicação pode se dar pelo fato de que a área foi impactada pelo derramamento de petróleo nessa região. E, após o assentamento e ressuspensão os resíduos do óleo associaram-se ao material particulado e podem estar dissolvidos na água do sistema estuarino. A dispersão dos HPAs em ambientes marinhos é facilitada pela adsorção desses compostos ao material particulado em suspensão, transportado por correntes oceânicas, resultando em uma ampla dispersão geográfica (Payne et al., 2003). Ainda que encontrados em menores quantidades no estuário, podemos observar uma presença constante de HPAs de baixo peso moleculares, produtos de origem petrogênica incluindo óleo cru e seus produtos refinados (Patel et al., 2020). HPAs petrogênicos apresentam uma rápida capacidade de degradação e menor permanência em camadas superficiais dos sedimentos (Egres et al., 2019).

Esses constância em nossos resultados indicam que os organismos bentônicos do estuário estão em recorrente contato com esse tipo de poluente. Durante as coletas foram observados transportes fluviais como barcos e lanchas próximos a área de estudo, utilizados para fins recreativos turísticos e meio de locomoção entre os habitantes da região.

Analisando a comunidade bentônica no estuário, a dominância de *S. grubii* durante todo o experimento revela sua eficaz adaptação aos fundos moles estuarinos, mesmo contaminados (Brasil & da Silva, 2000; Venturi et al., 2008). Esta espécie ocorre em grande parte do litoral Atlântico da América do Sul, sendo uma dos poliquetas mais

abundantes em sedimentos areno-lamosos na costa do Brasil (Amaral et al.2013). *Sigambra* sp. foi um dos táxons mais abundantes no estuário do Rio Botafogo e Sirigi, região do Canal de Santa Cruz, onde desemboca o Rio Itapessoca (Carvalho, 2004). Também no Canal de Santa Cruz, *S. grubii* foi a segunda espécie mais abundante na comunidade bentônica no estudo experimental de simulação de eutrofização com adição *in situ* de fertilizantes inorgânicos, não apresentando resposta ao enriquecimento inorgânico em áreas com baixa dose de fertilizantes (Botter-Carvalho et al.,2014). O modo de vida infaunal, bem adaptado a sedimentos lamosos costeiros, estenohalino e de hábito alimentar predatório carnívoro (Brasil & da Silva, 2000; Rosa-Filho et al., 2006; Salazar-Vallejo, 2019), resistência a impacto por hidrocarbonetos (Peso-Aguiar et al., 2000; Venturi et al., 2008) e tolerância a baixa doses de fertilizantes (Botter-Carvalho et al., 2014) permitiram que *S. grubii* explorasse de forma muito eficiente os recursos disponíveis no estuário do rio Itapessoca.

O poliqueta *Capitella* spp. esteve majoritariamente presente nas áreas fertilizadas. Esses poliquetas são classificados como oportunistas, com forte presença em áreas impactadas (Pearson & Rosenberg, 1978; Blake et al., 2009; Tomassetti et al., 2016). Sua distribuição foi exclusiva em áreas que receberam fertilizantes nos dois primeiros meses do estudo, havendo também preferência pelo fertilizante de liberação lenta (O). A ocorrência do táxon nas áreas controles nos dois últimos meses de amostragem dificultam sua utilização como bioindicadora no estuário. Fitch & Crowe (2012) também alertaram para o uso de *Capitella* como bioindicadora por imprevisibilidades nas respostas ao enriquecimento de nutrientes.

Houve redução na abundância dos moluscos ao longo do experimento, principalmente *T. plebeius* e *A. flexuosa*. O aumento no aporte de nutrientes pode acarretar efeitos negativos nas assembleias de moluscos e seu modo alimentar é relacionado a uma maior vulnerabilidade e sensibilidade a enriquecimentos orgânicos (Drylie et al., 2020; Ndhlovu et al., 2023). Atalah & Crouve (2012) encontraram diferenças consistentes na diversidade e estrutura da assembleia de moluscos associados ao enriquecimento de nutrientes. Assim como Hope et al. (2020) demonstraram que maiores níveis de N são capazes de reduzir a biomassa e reservas lipídicas em bivalves. No entanto, a relação entre o estímulo inorgânico e densidades dos bivalves não foram tão claras em nosso estudo, visto que as reduções também ocorreram nas áreas controles.

Sugerimos uma melhor investigação nas assembleias de Mollusca no estuário do rio Itapessoca.

A aplicação de fertilizantes à base de NPK não exerceu influência significativa nas características das comunidades macrobentônicas. A macrofauna bentônica pode responder de diferentes formas ao enriquecimento de nutrientes (Douglas et al., 2016), podendo promover um aumento alimentar e/ou alterações de abundâncias nos organismos macrobentônicos (Worm et al., 2000; Posey et al., 2002; Posey et al., 2006; Tomassetti et al., 2016) ou pouca a nenhuma mudança na comunidade (Flothmann, 1992; Schratzberger et al., 2003; Posey et al., 2006; Cortelezzi et al., 2015; Tolhurst et al., 2020). A bioestimulação é conhecida como uma das principais técnicas para acelerar processos de recuperação das comunidades macrobentônicas em estuários (Xu et al., 2005, Lim et al. 2016; Baniasadi & Mousavi, 2018) e diminuir as concentrações de poluentes como os HPAs (Bragg et al. 1994; Gong et al., 2014; Khan, 2017). Fatores relacionados as características dos fertilizantes e sua forma de aplicação, e a variações ambientais inesperadas (alta precipitação próximo do final do experimento) podem ter contribuído para que essas diferenças não tenham sido encontradas.

A concentração dos fertilizantes aplicados e a profundidade de aplicação no sedimento são reconhecidas como determinantes da ação de nutrientes inorgânicos em biorremediação (Xu et al., 2003; Andrade et al., 2010). Nossa abordagem metodológica não incluiu manipulação do sedimento, sendo os fertilizantes aplicados diretamente na superfície, como na maioria dos estudos (53% dos estudos a aplicação foi em profundidade inferior a 5 cm e em 36% apenas 1 cm superior do sedimento recebeu fertilizante) (Douglas et al., 2016).

Embora exista uma série de estudos experimentais demonstrando que quando os nutrientes do sedimento de regiões costeiras são alterados, pode contribuir significativamente com a degradação dos hidrocarbonetos presentes (Mearns, 1997; Lee e Melin, 1999 Xu et al., 2003; Burns et al. 2004), o uso dessa metodologia do enriquecimento de nutrientes em ambientes abertos são, na maioria das vezes, difícil, devido a possibilidade de rápida diluição dos nutrientes solúveis em água, que também podem ser lixiviados dos sedimento através da dinâmica das marés, influenciando assim os resultados (Lee & De Moura, 1999; Mercer & Trevors 2011).

Ainda seguindo o mesmo pensamento, Douglas et al. (2016) sugere a aplicação de nutrientes em concentrações elevadas e feitas mais profundamente, evitando que o enriquecimento medido seja muito baixo ou indetectável. Em geral, a adição de nutrientes pode estimular o crescimento de microorganismos decompositores, que consomem a matéria orgânica presente nos sedimentos, podendo levar a um aumento na disponibilidade de alimento para a macrofauna bentônica, resultando em um aumento na densidade e na diversidade das espécies (Morris & Keough, 2003).

No entanto, quando os fertilizantes são aplicados em camadas mais profundas do sedimento, pode gerar uma penetração mais lenta dos nutrientes na água intersticial do sedimento, o que limita a disponibilidade de nutrientes para os organismos bentônicos que habitam as camadas superficiais do sedimento, onde a maioria da macrofauna está localizada. Esse tipo de aplicação pode não ter efeito nas comunidades bentônicas, que vivem predominantemente em profundidades menores que 5-10 cm dentro dos sedimentos. (Douglas et al., 2016). Como resultado, a resposta da macrofauna à adição de fertilizantes pode ser menos evidente quando aplicados em camadas mais profundas do sedimento, e os efeitos podem ser mais localizados e menos generalizados em comparação com a aplicação na superfície (O'Brien et al., 2009).

Não foi possível confirmar a hipótese de que a adição dos nutrientes NPK levam a alterações positivas na densidade, riqueza e diversidade de espécies da macrofauna bentônica, uma vez que não foram observadas diferenças significativas na maioria dos descritores biológicos que indicassem mudanças na comunidade através da adição de fertilizantes. Abordagens inovadoras sobre os fertilizantes são desenvolvidas e podem auxiliar na superação dos desafios encontrados em relação as dosagens e respostas de aplicação em ambientes de mar aberto e entremarés (Nikolopoulou & Kalogerakis, 2009). A busca por fertilizantes que atuem numa na liberação eficiente de compostos inorgânicos como N e P são encontrados na literatura, utilizando-se principalmente de microcápsulados com compostos ativos (Reis, E. A.; Rocha-Leão, Leite, 2013; Sun et al., 2023), bioemulsificantes (Calvo et al., 2009) e aérogeis (Khallil et al., 2023).

Diferenças entre o tipo de fertilizante e as condições ambientais são pontuados por Nikolopoulou & Kalogerakis (2009) como importantes para a eficácia da biorremediação de ambientes marinhos. Os autores sugerem que fertilizantes líquidos são melhores utilizados em ambientes costeiros de baixa energia, granulometria fina e baixo

processo erosivo. Os fertilizantes de liberação lenta são adequados para locais mais controlados, com pouca influência das ondas. Os fertilizantes oleofílicos são mais indicados para uso em praias mais expostas, de maior energia e com granulometria mais grossa. Entretanto, durante o experimento não foram observadas diferenças significativas entre a comunidade bentônica e os tratamentos fertilizados que indicassem uma maior eficácia entre os dois tipos de fertilizantes em relação ao processo biorremediativo.

## **CONCLUSÃO**

Este estudo demonstrou através de experimento de campo em um estuário tropical (Itapessoca, Brasil) que as comunidades bentônicas de sedimentos leve a moderadamente impactados por HPAs não respondem à adição de fertilizantes inorgânicos ricos em NPK. As dosagens de fertilizantes utilizadas não foram capazes de estimular processos biorremediativos, visto que os valores de HPAs foram constantes ao longo do experimento. De forma distinta, houve alterações temporais significativas nas comunidades, possivelmente influenciados pelo aumento da pluviosidade característica do início do período chuvoso no último mês do experimento. O tipo de fertilizante utilizado também não influenciou a resposta da comunidade bentônica. É crucial obter uma melhor compreensão sobre a resposta da macrofauna de sedimentos estuarinos e processos biorremediativos eficazes na eliminação de poluentes tóxicos como os HPAs. Experimentos com maiores concentrações de nutrientes e intervalos menores de aplicações são sugeridos em regiões tropicais marinhas.

**REFERÊNCIAS**

- Adam, C., Aristide, K. Y., Ebrima, N., & K. Tidiani, 2019. Diversity and spatial variation of benthic macroinvertebrates in the River Gambia estuary, West Africa. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies* 7: 83-88. E-ISSN: 2347-5129
- Amaral, A. C. Z., Nallin, S. A. H., Steiner, T. M., Forroni, T. O., & Gomes-Filho, D. (2013). *Catálogo das espécies de Annelida Polychaeta do Brasil*. Campinas, Unicamp, 183 pp. Retrieved from [https://www.ib.unicamp.br/museu\\_zoologia/system/files/2022-01/Cat%C3%A1logo\\_Polychaeta\\_Brasil\\_Amaral\\_et\\_al\\_2013\\_1a.pdf](https://www.ib.unicamp.br/museu_zoologia/system/files/2022-01/Cat%C3%A1logo_Polychaeta_Brasil_Amaral_et_al_2013_1a.pdf)
- Ambade, B., Sethi, S. S., Giri, B., Biswas, J. K., & Bauddh, K. (2022). Characterization, behavior, and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the estuary sediments. *Bulletin of environmental Contamination and Toxicology* 108: 243-252. <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03393-3>
- Anderson, M. J., & T. J. Willis, 2003. Canonical analysis of principal coordinates: a useful method of constrained ordination for ecology. *Ecology*. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2003\)084\[0511:CAOPCA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2003)084[0511:CAOPCA]2.0.CO;2)
- Anderson, M.J., 2006. Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics* 62: 245-253. <https://doi.org/10.1111/j.1541-0420.2005.00440.x>
- Andrade, J. D. A., Augusto, F., & Jardim, I. C. S. F., 2010. Biorremediação de solos contaminados por petróleo e seus derivados. *Eclética química*, 35, 17-43. <https://doi.org/10.1590/S0100-46702010000300002>
- Andrade, M. V., Santos, F. R., Oliveira, A. H., Nascimento, R. F., & R. M. Cavalcante, 2019. Influence of sediment parameters on the distribution and fate of PAHs in an estuarine tropical region located in the Brazilian semi-arid (Jaguaribe River, Ceará coast). *Marine pollution bulletin* 146: 703-710. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.027>
- Arruda-Santos, R. H., Schettini, C. A. F., Yogui, G. T., Maciel, D. C., & E. Zanardi-Lamardo, 2018. Sources and distribution of aromatic hydrocarbons in a tropical marine protected area estuary under influence of sugarcane cultivation. *Science of the total environment*, 624, 935-944. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.174>
- Atalah, J., & T. P. Crowe, 2012. Nutrient enrichment and variation in community structure on rocky shores: The potential of molluscan assemblages for biomonitoring.

Estuarine, Coastal and Shelf Science 99: 162-170.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.12.034>

Aviz, D., De Carvalho, I. L. R., & J. S. Rosa-Filho, 2012. Spatial and temporal changes in macrobenthic communities in the Amazon coastal zone (Guajará Estuary, Brazil) caused by discharge of urban effluents. *Scientia Marina* 76: 381-390.  
<https://doi.org/10.3989/scimar.03312.16C>

Baniasadi, M., & S. M. Mousavi, 2018. A comprehensive review on the bioremediation of oil spills In: Kumar, V., Kumar, M., Prasad, R. *Microbial Action on Hydrocarbons*. Springer [https://doi.org/10.1007/978-981-13-1840-5\\_10](https://doi.org/10.1007/978-981-13-1840-5_10)

Basset, A., Elliott, M., West, R. J., & J. G. Wilson, 2013. Estuarine and lagoon biodiversity and their natural goods and services. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 132: 1-4. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.05.018>

Bejarano, A. C., & J. Michel, 2016. Oil spills and their impacts on sand beach invertebrate communities: A literature review. *Environmental pollution* 218: 709-722. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.07.065>

Blake, J. A., Grassle, J. P., & K. J. Eckelbarger, 2009. *Capitella teleta*, a new species designation for the opportunistic and experimental *Capitella* sp. I, with a review of the literature for confirmed records. *Zoosymposia* 2: 25-53.  
<https://doi.org/10.11646/zoosymposia.2.1.6>

Botter-Carvalho, M. L., Carvalho, P. V., Valença, A. P. M., & P. J. Santos, 2014. Estuarine macrofauna responses to continuous in situ nutrient addition on a tropical mudflat. *Marine pollution bulletin* 83: 214-223.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.03.049>

Bragg, J. R., Prince, R. C., Harner, E. J., & R. M. Atlas, 1994. Effectiveness of bioremediation for the Exxon Valdez oil spill. *Nature* 368: 413-418.  
<https://doi.org/10.1038/368413a0>

Brasil, A. C. S., & Silva, S. H. G. Silva, 2000. Spatial distribution of Polychaeta in a soft-bottom community at Saco do Céu, Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brazil. *Bulletin of marine Science* 67: 103-112.

Bruzaca, D. N., Justino, A. K., Mota, G. C., Costa, G. A., Lucena-Frédou, F., & A. O. Gálvez, 2022. Occurrence of microplastics in bivalve molluscs *Anomalocardia flexuosa*

captured in Pernambuco, Northeast Brazil. *Marine Pollution Bulletin* 179: 113659. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113659>

Budzinski, H., Jones, I., Bellocq, J., Pierard, C., & P. H. Garrigues 1997. Evaluation of sediment contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons in the Gironde estuary. *Marine chemistry* 58: 85-97. [https://doi.org/10.1016/S0304-4203\(97\)00028-5](https://doi.org/10.1016/S0304-4203(97)00028-5)

Bukowska, B., Mokra, K., & J. Michałowicz, 2022. Benzo [a] pyrene—environmental occurrence, human exposure, and mechanisms of toxicity. *International Journal of Molecular Sciences* 23: 6348. <https://doi.org/10.3390/ijms23116348>

Burns, K. A., Codi, S., & N. C. Duke, 2000. Gladstone, Australia field studies: weathering and degradation of hydrocarbons in oiled mangrove and salt marsh sediments with and without the application of an experimental bioremediation protocol. *Marine Pollution Bulletin* 41: 392-402. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(00\)00094-1](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00094-1)

Camargo, M. Z., Sandrini-Neto, L., Carreira, R. S., & M. G. Camargo, 2017. Effects of hydrocarbon pollution in the structure of macrobenthic assemblages from two large estuaries in Brazil. *Marine Pollution Bulletin* 125: 66-76. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.074>

Carvalho, P. V. V. C., 2004. O macrozoobentos na avaliação da qualidade ambiental de áreas estuarinas no litoral Norte de Pernambuco Brasil. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2004. Retrieved from <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/974>

Cheng, Y., Wang, L., Faustorilla, V., Megharaj, M., Naidu, R., & Z. Chen, 2017. Integrated electrochemical treatment systems for facilitating the bioremediation of oil spill contaminated soil. *Chemosphere* 175: 294-299. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.079>

Choi, J., Seo, J. Y., Lim, H. S., & H. C. Shin, 2006. Community Structure of Soft-bottom Macrozoobenthic Communities near the Sori-Keumo Islands, Southern Coast of Korea after the Sea Prince Oil Spill." *Korean Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 39: 151-164.

Christensen, B., 1984. Asexual propagation and reproductive strategies in aquatic Oligochaeta. *Hydrobiologia* 115: 91-95. <https://doi.org/10.1007/BF00027898>

Conan, G., 1982. The long-term effects of the Amoco Cadiz oil spill. *Biological Sciences* 297: 323-333. <https://doi.org/10.1098/rstb.1982.0045>

Cortelezzi, A., Ocón, C., Oosterom, M. V., Cepeda, R., & A. R. Capítulo, 2015. Nutrient enrichment effect on macroinvertebrates in a lowland stream of Argentina. *Iheringia. Série Zoologia* 105: 228-234. <https://doi.org/10.1590/1678-476620151052228234>

CPRH (Companhia Pernambucana de Recursos Hídricos), 2003 Diagnósticos sócio-ambientais norte de Pernambuco. Recife-PE. 214p.

CPRH, 2022. Unidade de Conservação APA Estuarina do Rio Itapessoca. CPRH Agência Nacional do Meio Ambiente. Em: <http://www2.cprh.pe.gov.br/uc/apaestuarina-do-rio-itapessoca/>

De Lucena, J. S. I., & R. P. MEDEIROS, 2020. Pescadoras em Itapissuma-PE: cultura da pesca, memórias e lutas numa experiência de educação patrimonial. *Humana Res.* <https://doi.org/10.29327/2151838.1.3-3>

De Gouveia, J. R. F., Nascimento, C. R., de Oliveira Júnior, J. G., de Albuquerque Moura, G. B., & P. M. O. Lopes, 2022. Correlação entre área plantada x queima da cana-de-açúcar no Litoral e Zona da Mata de Pernambuco. *Revista Brasileira de Geografia Física* 15: 841-855. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v15.2.p841-855>

Douglas, E. J., Pilditch, C. A., Hines, L. V., Kraan, C., & S. F. Thrush, 2016. In situ soft sediment nutrient enrichment: A unified approach to eutrophication field experiments. *Marine Pollution Bulletin* 111: 287-294. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.096>

Drylie, T. P., Lohrer, A. M., Needham, H. R., & C. A. Pilditch, 2020. Taxonomic and functional response of estuarine benthic communities to experimental organic enrichment: consequences for ecosystem function. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 532: 151455. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2020.151455>

Dudhagara, D. R., Rajpara, R. K., Bhatt, J. K., Gosai, H. B., Sachaniya, B. K., & B. P. Dave, 2016. Distribution, sources and ecological risk assessment of PAHs in historically contaminated surface sediments at Bhavnagar coast, Gujarat, India. *Environmental pollution* 213: 338-346. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.02.030>

Egres, A. G., Hatje, V., Gallucci, F., Machado, M. E., & F. Barros, 2019. Effects of an experimental oil spill on the structure and function of benthic assemblages with different

history of exposure to oil perturbation. *Marine Environmental Research* 152: 104822. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2019.104822>

Ferreira, N. M., Coutinho, R., & L. S. de Oliveira, 2023. Emerging studies on oil pollution biomonitoring: A systematic review. *Marine Pollution Bulletin* 192: 115081. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115081>

FIDEM-(Fundação de Desenvolvimento da Região Metropolitana do Recife), 2007. Perfil dos municípios da RMR. Aspectos políticos e administrativos. Município da Ilha de Itamaracá.

Fitch, J. E., & T. P. Crowe, 2012. Combined effects of inorganic nutrients and organic enrichment on intertidal benthic macrofauna: an experimental approach. *Marine Ecology Progress Series* 461: 59-70. <https://doi.org/10.3354/meps09819>

Flothmann, S., 1992. Experimental eutrophication on an intertidal sandflat: effects on microphytobenthos, meio- and macrofauna Stefan Flothmann & Iris Werner Department of Marine Botany, Institute for Marine Research, University of Kiel, Düsternbrooker Weg 20, D-W2300 Kiel 1, FRG. In *Marine Eutrophication and Population Dynamics: 25th European Marine Biology Symposium*, Institute of Zoology, University of Ferrara (p. 93). Olsen & Olsen. ISBN: 87-85215-19-8

Fukuyama, A. K., Shigenaka, G., & D. A. Coats, 2014. Status of intertidal infaunal communities following the Exxon Valdez oil spill in Prince William Sound, Alaska. *Marine Pollution Bulletin* 84: 56-69. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.05.043>

Giere, O., & O. Pfannkuche, 1982. Biology and ecology of marine Oligochaeta, a review. *Oceanography and marine biology: an annual review* 20: 173-308. ISBN 0-203-40060-7

Glemarec, M., & E. Hussenot, 1982. A three-year ecological survey in Benoit and Wrac'h Abers following the Amoco Cadiz oil spill. *Netherlands Journal of Sea Research* 16: 483-490.

Goldin, A., 1987. Reassessing the use of loss-on-ignition for estimating organic matter content in noncalcareous soils. *Communications in soil science and plant analysis* 18: 1111-1116. <https://doi.org/10.1080/00103628709367886>

Gong, Y., Zhao, X., Cai, Z., O'reilly, S. E., Hao, X., & Zhao, D., 2014. A review of oil, dispersed oil and sediment interactions in the aquatic environment: influence on the fate,

transport and remediation of oil spills. *Marine pollution bulletin* 79: 16-33.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.12.024>

Guerreiro, C. B. B., Horálek, J., de Leeuw, F., & F. Couvidat, 2016. Benzo (a) pyrene in Europe: Ambient air concentrations, population exposure and health effects. *Environmental pollution*, 214, 657-667. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.081>

Gurgel, A. D. M., Souto, A. D. S., Guedes, C. A., Guedes, G. H. F., Pereira, J. A. D. S., & V. C. R. Bezerra, 2022. Espelho sem reflexos: conflitos e vulnerabilidades socioambientais em uma região produtora de cana-de-açúcar. *Ciência & Saúde Coletiva* 27: 1049-1060. <https://doi.org/10.1590/1413-81232022273.27502020>

He, Y., Yang, C., He, W., & F. Xu, 2020. Nationwide health risk assessment of juvenile exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the water body of Chinese lakes. *Science of the Total Environment* 723: 138099. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138099>

Heckendorff, V. D. & Lima, P. L, 1985. *Climatologia*. João Pessoa, Grafset, 34- 43p.

Holme, N. A., & A. D. McIntyre., 1984. *Methods for the study of marine benthos*. Oxford: Blackwell Scientific Publications.

Hong, S., Khim, J. S., Ryu, J., Kang, S. G., Shim, W. J., & U. H. Yim, 2014. Environmental and ecological effects and recoveries after five years of the Hebei Spirit oil spill, Taean, Korea. *Ocean & coastal management* 102: 522-532. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.01.006>

Hope, J. A., Hewitt, J., Pilditch, C., Savage, C., & S. Thrush, 2020. The effect of nutrient enrichment on the composition and functioning of estuarine microphytobenthic communities across a turbidity gradient. *Frontiers in Marine Science*. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00695>

Hossain, M. B., Das, N. G., & R. Sharmeen, 2009. Seasonal and spatial distribution of macrozoobenthos of the Meghna River estuarine bed. *International Journal of Agricultural Sustainability* 5: 11.

IBAMA, 2023. Derramamento de óleo. Retrived from: <https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/fiscalizacao-e-protecao-ambiental/emergencias-ambientais/manchasdeoleo>

Jafarinejad, S., 2016. *Petroleum waste treatment and pollution control*. Butterworth-Heinemann.

- Jesus, F., Pereira, J. L., Campos, I., Santos, M., Ré, A., Keizer, J., Nogueira, A., Gonçalves, F. J. M., Abrantes, N., & D. Serpa, 2022. A review on polycyclic aromatic hydrocarbons distribution in freshwater ecosystems and their toxicity to benthic fauna. *Science of The Total Environment* 820: 153282. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153282>
- Jourde, J., Dupuy, C., Nguyen, H. T., Mizrahi, D., de Pracontal, N., & P. Bocher, 2017. Low benthic macrofauna diversity in dynamic, tropical tidal mudflats: migrating banks on Guiana's Coast, South America. *Estuaries and Coasts* 40: 1159-1170. <https://doi.org/10.1007/s12237-016-0205-y>
- Kang, H. J., Bae, M. J., & Y. S. Park, 2016. Ecotoxicological studies using aquatic oligochaetes. *Korean Journal of Ecology and Environment* 49: 343-353. <https://doi.org/10.11614/KSL.2016.49.4.343>
- Khan, A. H. A., Tanveer, S., Alia, S., Anees, M., Sultan, A., Iqbal, M., & S. Yousaf, 2017. Role of nutrients in bacterial biosurfactant production and effect of biosurfactant production on petroleum hydrocarbon biodegradation. *Ecological Engineering*, 104, 158-164. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.04.023>
- Koppen, W., 1948. *Climatologia*, México. Fondo de Cultura Venezolana, 278p.
- Kuntz, K. L., & A. C. Tyler, 2018. Bioturbating invertebrates enhance decomposition and nitrogen cycling in urban stormwater ponds. *Journal of Urban Ecology* 4. <https://doi.org/10.1093/jue/juy015>
- Le Bihanic, F., Sommard, V., Pichon, A., Grasset, J., Berrada, S., Budzinski, H., ... & Cachot, J. (2015). Environmental concentrations of benz [a] anthracene induce developmental defects and DNA damage and impair photomotor response in Japanese medaka larvae. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 113: 321-328. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.12.011>
- Lee, K., and A. De Mora. 1999. In situ bioremediation strategies for oiled shoreline environments. *Environ. Technol.* 20:783–794. doi:10.2134/jeq2004.1210
- Lee, K. and FX Merlin. 1999. Coastal petroleum bioremediation environments: Development of techniques and guidelines. *Pure Application. Chemical.* 71:161–171.
- Li, R., Feng, C., Wang, D., Li, B., Hu, L., & Z. Shen, 2016. Role of salinity in the multiphase redistribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediment

suspension. *Environmental Earth Sciences* 75: 1-9. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-5014-2>

Li, Z., Huang, H., Wang, Q., & L. Zheng, 2022. Change in diagnostic ratios in expelled oils and residual extracts during semi-open pyrolysis experiments of an organic-rich shale. *Environmental Pollution* 302: 119058. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119058>

Lim, M. W., Von Lau, E., & P. E. Poh, 2016. A comprehensive guide of remediation technologies for oil contaminated soil—Present works and future directions. *Marine pollution bulletin* 109: 14-45. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.04.023>

Liu, Y., Chen, L., Jianfu, Z., Qinghui, H., Zhiliang, Z., & G. Hongwen, 2008. Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments of rivers and an estuary in Shanghai, China. *Environmental pollution* 154: 298-305. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.10.020>

Maciel, D. C., de Souza, J. R. B., Taniguchi, S., Bicego, M. C., & E. Zanardi-Lamardo, 2015. Sources and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in a an urbanized tropical estuary and adjacent shelf, Northeast of Brazil. *Marine pollution bulletin* 101: 429-433. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.09.051>

Marengo, J. A., Alcantara, E., Cunha, A. P., Seluchi, M., Nobre, C. A., Dolif, G., ... & O. L. Moraes, 2023. Flash floods and landslides in the city of Recife, Northeast Brazil after heavy rain on May 25–28, 2022: Causes, impacts, and disaster preparedness. *Weather and Climate Extremes* 39: 100545. <https://doi.org/10.1016/j.wace.2022.100545>

McLusky, D. S., Teare, M., & P. Phizacklea, 1980. Effects of domestic and industrial pollution on distribution and abundance of aquatic oligochaetes in the Forth estuary. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 33: 384-392. <https://doi.org/10.1007/BF02414763>

Mearns, A. J., 1997. Cleaning oiled shores: putting bioremediation to the test. *Spill Science & Technology Bulletin*, 4(4), 209-217. [https://doi.org/10.1016/S1353-2561\(98\)00026-7](https://doi.org/10.1016/S1353-2561(98)00026-7)

Medeiros, C., & Kjerfve, B., 1993. Hydrology of a tropical estuarine system: Itamaracá, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 36:5, 495-515. <https://doi.org/10.1006/ecss.1993.1030>

Meniconi, M. F. G., 2008. Hidrocarbonetos Polocíclicos Aromáticos no meio ambiente: diferenciação de fontes em sedimentos metabólicos em bile de peixe. (Tese de Doutorado) Natal, 213.

Mercer, K., & Trevors, J. T. 2011. Remediation of oil spills in temperate and tropical coastal marine environments. *The Environmentalist*, 31, 338-347. <https://doi.org/10.1007/s10669-011-9335-8>

Mermillod-Blondin, F., Nogaro, G., Datry, T., Malard, F., & J. Gibert, 2005. Do tubificid worms influence the fate of organic matter and pollutants in stormwater sediments?. *Environmental Pollution* 134: 57-69. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.07.024>

Morris, L., & Keough, M. J. (2003). Variation in the response of intertidal infaunal invertebrates to nutrient additions: field manipulations at two sites within Port Phillip Bay, Australia. *Marine Ecology Progress Series*, 250, 35-49. <http://doi:10.3354/meps250035>

Nascimento, R. A., de Almeida, M., Escobar, N. C., Ferreira, S. L., Mortatti, J., & A. F. Queiroz, 2017. Sources and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and organic matter in surface sediments of an estuary under petroleum activity influence, Todos os Santos Bay, Brazil. *Marine pollution bulletin* 119: 223-230. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.03.069>

Ndhlovu, A., Adams, J. B., Lemley, D. A., Nhleko, J., & G. M. Rishworth, 2023. Benthic macrofauna communities reflect eutrophic condition in a low-inflow estuary. *Regional Studies in Marine Science* 70: 103351. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103351>

Nikolopoulou, M., & Kalogerakis, N. (2009). Biostimulation strategies for fresh and chronically polluted marine environments with petroleum hydrocarbons. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology: International Research in Process, Environmental & Clean Technology* 84: 802-807. <https://doi.org/10.1002/jctb.2182>

O'Brien, A. L., Volkenborn, N., van Beusekom, J., Morris, L., & Keough, M. J. (2009). Interactive effects of porewater nutrient enrichment, bioturbation and sediment characteristics on benthic assemblages in sandy sediments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 371(1), 51-59. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2009.01.004>

Oros, D. R., & J. R. Ross, 2005. Polycyclic aromatic hydrocarbons in bivalves from the San Francisco estuary: spatial distributions, temporal trends, and sources (1993–2001).

- Marine Environmental Research 60: 466-488.  
<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2005.02.001>
- Ostrem Loss, E. M., & J. H. Yu, 2018. Bioremediation and microbial metabolism of benzo (a) pyrene. *Molecular Microbiology* 109: 433-444.  
<https://doi.org/10.1111/mmi.14062>
- Patel, A. B., Shaikh, S., Jain, K. R., Desai, C., & D.Madamwar, 2020. Polycyclic aromatic hydrocarbons: sources, toxicity, and remediation approaches. *Frontiers in Microbiology* 11: 562813. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.562813>
- Payne, J. R.; Clayton, JR., J. R.; Kirstein, B. E., 2003. Oil/Suspended Particulate Material Interactions and Sedimentation. *Spill Science & Technology Bulletin*, 8-2, 201-221.
- Pearson, T. H., R. Rosemberg, 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and marine biology: an annual review*.
- Peterson, M. G., Hunt, L., Donley Marineau, E. E., & V. H. Resh, 2017. Long-term studies of seasonal variability enable evaluation of macroinvertebrate response to an acute oil spill in an urban Mediterranean-climate stream. *Hydrobiologia*, 797, 319-333.  
<https://doi.org/10.1007/s10750-017-3194-3>
- Polyak, Y. M., Bakina, L. G., Chugunova, M. V., Mayachkina, N. V., Gerasimov, A. O., & V. M. Bure, 2018. Effect of remediation strategies on biological activity of oil-contaminated soil-A field study. *International Biodeterioration & Biodegradation* 126: 57-68. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.10.004>
- Posey, M. H., Alphin, T. D., Cahoon, L. B., Lindquist, D. G., Mallin, M. A., & M. B. Nevers, 2002. Top-down versus bottom-up limitation in benthic infaunal communities: direct and indirect effects. *Estuaries* 25: 999-1014. <https://doi.org/10.1007/BF02691347>
- Posey, M. H., Alphin, T. D., & L. Cahoon, 2006. Benthic community responses to nutrient enrichment and predator exclusion: influence of background nutrient concentrations and interactive effects. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 330: 105-118.  
<https://doi.org/10.1016/j.jembe.2005.12.020>
- Peso-Aguiar, M. C., Smith, D. H., Assis, R. D. C. F., Santa-Isabel, L. M. D., Peixinho, S., Gouveia, E. P., ... & A. C. S. D. Jesus, 2000. Effects of petroleum and its derivatives in benthic communities at Baía de Todos os Santos/Todos os Santos Bay, Bahia, Brazil.

Aquatic Ecosystem Health & Management 3, 459-470.  
<https://doi.org/10.1080/14634980008650682>

Quinamo, T., 2007. Ambiente e pesca tradicional: foco em Itapissuma, no Canal de Santa Cruz, Pernambuco. Cadernos de Estudos Sociais.  
<https://fundaj.emnuvens.com.br/CAD/article/view/1385>

Reis, E. A., Rocha-Leão, M. H. M., & S. G. F. Leite, 2013. Slow-release nutrient capsules for microorganism stimulation in oil remediation. Applied biochemistry and biotechnology 169: 1241-1249. <https://doi.org/10.1007/s12010-012-0022-0>

Rodriguez, P., & T. B. Reynoldson, 2011. The pollution biology of aquatic oligochaetes. Springer Science & Business Media. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-1718-3>

Rosa, A.P. 2001. Processos de biorremediação na mitigação do impacto ambiental, devido a eventuais derrames de óleo na bacia de campos - experimentos laboratoriais. 2001. 145f. Tese (Mestrado em Engenharia de Reservatório e Exploração de Petróleo), Universidade Estadual do Norte Fluminense, Macaé – RJ.

Rosa-Filho, J. S., Busma, D. V., Viana, A. P., Gregório, A. M., & D. M. Oliveira, 2006. Macrofauna bentônica de zonas entre-marés não vegetadas do estuário do rio Caeté, Bragança, Pará. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi-Ciências Naturais 1: 85-96.  
<https://doi.org/10.46357/bcnaturais.v1i3.733>

Salazar-Vallejo, S. I., Rizzo, A. E., de León-González, J. Á., & K. M. Brauko, 2019. Four new Caribbean Sigambra species (Annelida, Pilargidae), and clarifications of three other Sigambra species. ZooKeys, 893, 21. [10.3897/zookeys.893.39594](https://doi.org/10.3897/zookeys.893.39594)

Schratzberger, M., Daniel, F., Wall, C. M., Kilbride, R., Macnaughton, S. J., Boyd, S. E., Ress, I. H., Lee, K., & R. P. Swannell, 2003. Response of estuarine meio- and macrofauna to in situ bioremediation of oil-contaminated sediment. Marine Pollution Bulletin 46: 430-443. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00465-4](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00465-4)

Seo, J. Y., Kim, M., Lim, H. S., & J. W. Choi, 2014. The macrofaunal communities in the shallow subtidal areas for the first 3 years after the Hebei Spirit oil spill. Marine Pollution Bulletin 82: 208-220. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.03.008>

Soares, M. O., Teixeira, C. E. P., Bezerra, L. E. A., Rabelo, E. F., Castro, I. B., & R. M. Cavalcante, 2022. The most extensive oil spill registered in tropical oceans (Brazil): the

balance sheet of a disaster. *Environmental Science and Pollution Research* 29: 19869-19877. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-18710-4>

Sowa, A., & M. Krodkiewska, 2020. Impact of secondary salinisation on the structure and diversity of oligochaete communities. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, 421: 14. <https://doi.org/10.1051/kmae/2019049>

Suguio, K., 1973. *Introdução à sedimentologia*. Ed. Edgard Blucher Ltda. Editora da Universidade de São Paulo, pp. 317.

Sun, X., Fu, H., Bao, M., Zhang, F., Liu, W., Li, Y., Li, Y., & J. Lu, 2023. Preparation of slow-release microencapsulated fertilizer-Biostimulation remediation of marine oil spill pollution. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 11: 109283. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.109283>

Suzzi, A. L., Gaston, T. F., McKenzie, L., Mazumder, D., & M. J. Huggett, 2022. Tracking the impacts of nutrient inputs on estuary ecosystem function. *Science of the Total Environment* 811: 152405. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152405>

Tian, S. U. N., Yanhua, W. A. N. G., Yan, C. H. E. N., Zhang, M., & K. O. N. G. Xinggong, 2022. Occurrence of polycyclic aromatic hydrocarbons in the estuarine sediments of the Taihu Lake and their associated toxic effects on aquatic organisms. *Pedosphere* 32: 833-843. <https://doi.org/10.1016/j.pedsph.2022.06.021>

Tillin, H.M., Lloyd, K.A., & A. Watson, 2023. *Tubificoides benedii* and other oligochaetes in littoral mud. In Tyler-Walters H. *Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews*, [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. Retrieved from [https://plymsea.ac.uk/id/eprint/8642/1/marlin\\_habitat\\_1093\\_2019-03-12.pdf](https://plymsea.ac.uk/id/eprint/8642/1/marlin_habitat_1093_2019-03-12.pdf)

Timm, T., & Vaikre, M. Vaikre, 2023. Oligochaeta (Annelida) from some temporary water bodies of Eastern Estonian forests. *Zoosymposia* 23: 12-20. <https://doi.org/10.11646/zoosymposia.23.1.5>

Tolhurst, T. J., Chapman, M. G., & R. J. Murphy, 2020. The effect of shading and nutrient addition on the microphytobenthos, macrofauna, and biogeochemical properties of intertidal flat sediments. *Frontiers in Marine Science* 7: 419. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00419>

- Tolosa, I., de Mora, S., Sheikholeslami, M. R., Villeneuve, J. P., Bartocci, J., & C. Cattini, 2004. Aliphatic and aromatic hydrocarbons in coastal Caspian Sea sediments. *Marine Pollution Bulletin* 48: 44-60. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(03\)00255-8](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(03)00255-8)
- Tomassetti, P., Gennaro, P., Lattanzi, L., Mercatali, I., Persia, E., Vani, D., & S. Porrello, 2016. Benthic community response to sediment organic enrichment by Mediterranean fish farms: Case studies. *Aquaculture* 450: 262-272. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.07.019>
- Tremblay, L., Kohl, S. D., Rice, J. A., & J. P. Gagné, 2005. Effects of temperature, salinity, and dissolved humic substances on the sorption of polycyclic aromatic hydrocarbons to estuarine particles. *Marine Chemistry* 96: 21-34. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2004.10.004>
- Tomassetti, P., Gennaro, P., Lattanzi, L., Mercatali, I., Persia, E., Vani, D., & S. Porrello, 2016. Benthic community response to sediment organic enrichment by Mediterranean fish farms: Case studies. *Aquaculture* 450: 262-272. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.07.019>
- Tuncel, S. G., & T. Topal, 2015. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sea sediments of the Turkish Mediterranean coast, composition and sources. *Environmental Science and Pollution Research* 22: 4213-4221. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3621-1>
- UNEP, 1992. Determination of petroleum hydrocarbons in sediments. *Reference Methods for Marine Pollution Studies* 20.
- Vikas, M., & G. S. Dwarakish, 2015. Coastal pollution: a review. *Aquat Procedia* 4: 381–388.
- Venturini, N., Muniz, P., Bicego, M. C., Martins, C. C., & L. R. Tommasi, 2008. Petroleum contamination impact on macrobenthic communities under the influence of an oil refinery: integrating chemical and biological multivariate data. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 78: 457-467. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.01.008>
- Verdonschot, P. F., 2006. Beyond masses and blooms: the indicative value of oligochaetes. *Hydrobiologia* 564: 127-142. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1714-z>

Warwick, R. M., & K. R. Clarke, 1993. Increased variability as a symptom of stress in marine communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(93\)90098-9](https://doi.org/10.1016/0022-0981(93)90098-9)

Warwick, R. M., & K. R. Clarke, 1994. Relearning the ABC: taxonomic changes and abundance/biomass relationships in disturbed benthic communities. *Marine Biology* 118: 739-744. <https://doi.org/10.1007/BF00347523>

Woo, S., Kim, S., Yum, S., Yim, U. H., & T. K. Lee, 2006. Comet assay for the detection of genotoxicity in blood cells of flounder (*Paralichthys olivaceus*) exposed to sediments and polycyclic aromatic hydrocarbons. *Marine pollution bulletin* 52: 1768-1775. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.08.027>

Worm, B., Lotze, H. K., & U. Sommer, 2000. Coastal food web structure, carbon storage, and nitrogen retention regulated by consumer pressure and nutrient loading. *Limnology and Oceanography* 45: 339-349. <https://doi.org/10.4319/lo.2000.45.2.0339>

Xiao, R., Du, X., He, X., Zhang, Y., Yi, Z., & F. Li, 2008. Vertical distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Hunpu wastewater-irrigated area in northeast China under different land use patterns. *Environmental Monitoring and Assessment* 142: 23-34. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9905-x>

Xu, R., & Obbard, J. P., 2003. Effect of nutrient amendments on indigenous hydrocarbon biodegradation in oil-contaminated beach sediments. *Journal of Environmental quality*, 32:4, 1234-1243. <https://doi.org/10.2134/jeq2003.1234>

Xu, R., Obbard, J. P., & Tay, E. T. C. 2003b. Optimization of slow-release fertilizer dosage for bioremediation of oil-contaminated beach sediment in a tropical environment. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 19, 719-725. <https://doi.org/10.1023/A:1025116421986>

Xu, R.; Lau, N. L. A.; K. L. Ng; Obbard, J.P., 2004. Application of a Slow-Release Fertilizer for Oil Bioremediation in Beach Sediment. *J. Environ. Qual.* 33, 1210– 1216. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.1210>

Xu, R., Lau, A. N., Lim, Y. G., & J. P. Obbard, 2005. Bioremediation of oil-contaminated sediments on an inter-tidal shoreline using a slow-release fertilizer and chitosan. *Marine pollution bulletin* 51: 1062-1070. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.02.049>

Yoo, J. W., Lee, C. L., Kim, S., Seong, E. J., Ahn, D. S., Jeong, S. Y., Kim, C. S., Kim, B., Jeong, B., & W. O. Jeong, 2023. Ecological changes in subtidal macrobenthic

communities of the Taeon coast following the Hebei Spirit oil spill: A 10-year longitudinal study. *Marine Pollution Bulletin* 197: 115791. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115791>

Yunker, M. B., Macdonald, R. W., Vingarzan, R., Mitchell, R. H., Goyette, D., & S. Sylvestre 2002. PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic geochemistry* 33: 489-515. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(02\)00002-5](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(02)00002-5)

Yunker, M. B., McLaughlin, F. A., Fowler, M. G., & B. R. Fowler, 2014. Source apportionment of the hydrocarbon background in sediment cores from Hecate Strait, a pristine sea on the west coast of British Columbia, Canada. *Organic geochemistry* 76: 235-258. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2014.08.010>

Zanardi-Lamardo, E., Mitra, S., Vieira-Campos, A. A., Cabral, C. B., Yogui, G. T., Sarkar, S. K. Biswas, J. K. & N. Godhantaraman, 2019. Distribution and sources of organic contaminants in surface sediments of Hooghly river estuary and Sundarban mangrove, eastern coast of India. *Marine pollution bulletin* 146: 39-49. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.043>

Zhang, Y., Dong, S., Wang, H., Tao, S., & R. Kiyama, 2016. Biological impact of environmental polycyclic aromatic hydrocarbons (ePAHs) as endocrine disruptors. *Environmental pollution*, 213, 809-824. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.03.050>

Zhu, L., Shi, X., Sun, Y., Zhang, Q., & W. Wang, 2017. The growth mechanism of polycyclic aromatic hydrocarbons from the reactions of anthracene and phenanthrene with cyclopentadienyl and indenyl. *Chemosphere* 189: 265-276. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.09.004>

Regras da revista: [https://link.springer.com/journal/10750/submission-guidelines#Instructions%20for%20Authors\\_Text](https://link.springer.com/journal/10750/submission-guidelines#Instructions%20for%20Authors_Text)