



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**QUALIDADE ECOTOXICOLÓGICA DO SEDIMENTO EM UM
SISTEMA ESTUARINO COM ATIVIDADES INDUSTRIAIS E
PORTUÁRIAS NOS ÚLTIMOS 20 ANOS**

CAROLINE CAVALCANTI DA SILVA

**RECIFE
2024**

CAROLINE CAVALCANTI DA SILVA

**QUALIDADE ECOTOXICOLÓGICA DO SEDIMENTO EM UM
SISTEMA ESTUARINO COM ATIVIDADES INDUSTRIAIS E
PORTUÁRIAS NOS ÚLTIMOS 20 ANOS**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco (PPGO – UFPE) como um dos requisitos para o cumprimento parcial das exigências para obtenção do título de Mestre em Oceanografia.

Orientadora: Dr.^a Lília Pereira de Souza Santos

Coorientadores: Dr.^a Cristiane Maria Varela de Araújo de Castro e Dr. Bruno Varella Motta da Costa

**RECIFE
2024**

.Catalogação de Publicação na Fonte. UFPE - Biblioteca Central

Silva, Caroline Cavalcanti da.

Qualidade ecotoxicológica do sedimento em um sistema estuarino com atividades industriais e portuárias nos últimos 20 anos / Caroline Cavalcanti da Silva. - Recife, 2024.

66f.: il.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco, Departamento de Oceanografia, Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, 2024.

Orientação: Lília Pereira de Souza Santos.

Coorientação: Bruno Varella Motta da Costa.

Coorientação: Cristiane Maria Varella de Araújo de Castro.

1. Estuário; 2. Porto; 3. Suape; 4. Copepoda; 5. Tisbe biminiensis. I. Santos, Lília Pereira de Souza. II. Costa, Bruno Varella Motta da. III. Castro, Cristiane Maria Varella de Araújo de. IV. Título.

UFPE-Biblioteca Central

Caroline Cavalcanti da Silva

QUALIDADE ECOTOXICOLÓGICA DO SEDIMENTO EM UM SISTEMA
ESTUARINO COM ATIVIDADES INDUSTRIAIS E PORTUÁRIAS NOS
ÚLTIMOS 20 ANOS

Dissertação apresentada como um dos
requisitos para o cumprimento das
exigências para obtenção do título de
Mestre em Oceanografia pela
Universidade Federal de Pernambuco.

Aprovada em: 23/02/2024

Banca Examinadora:

Documento assinado digitalmente
 LILIA PEREIRA DE SOUZA SANTOS
Data: 09/05/2024 10:27:09-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dra. Lília Pereira de Souza Santos - Orientador
(Departamento de Oceanografia – UFPE)

Documento assinado digitalmente
 FIAMMA EUGENIA LEMOS ABREU
Data: 09/05/2024 10:35:13-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr. Fiamma Eugênia Lemos Abreu - Titular externo
(Departamento de Oceanografia – UFPE)



Digitally signed by Rodrigo Brasil
ChoueriDN: cn=Rodrigo Brasil
Choueri, o, ou,
email=rodrigo.choueri@unifesp.br,
c=US Date: 2024.05.09 08:10:11 -
03'00'

Dr. Rodrigo Brasil Choueri - Titular externo
(Universidade Federal de São Paulo- UNFESP)

Caroline Cavalcanti da Silva

QUALIDADE ECOTOXICOLÓGICA DO SEDIMENTO EM UM SISTEMA
ESTUARINO COM ATIVIDADES INDUSTRIAIS E PORTUÁRIAS NOS
ÚLTIMOS 20 ANOS

Dissertação apresentada como um dos
requisitos para o cumprimento das
exigências para obtenção do título de
Mestre em Oceanografia pela
Universidade Federal de Pernambuco.

Aprovada em: 23/02/2024

Banca Examinadora:

Participação por videoconferência
Dra. Lília Pereira de Souza Santos (Orientador)
Universidade Federal de Pernambuco

Participação por vídeo conferência
Dra. Fiamma Eugênia Lemos Abreu (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Participação por vídeo conferência
Dr. Rodrigo Brasil Choueri (Examinador externo)
Universidade Federal de São Paulo

*Dedico este trabalho a todos que me apoiaram e que contribuíram de maneira direta ou indireta para realização desta etapa tão importante em minha vida.
E a todos que lutam para dar seu melhor apesar das dificuldades.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, porque só Ele sabe o quanto foi conturbada essa trajetória. Foram apenas dois anos e ainda assim parece que passaram muito mais. Sei que se não fosse pela força dEle e confiança em seu poder, não teria chegado até o fim.

Gostaria de agradecer muito a minha família, principalmente à minha mãe, que me entendeu durante todo o processo, manteve a paciência e deu todo o suporte emocional que eu precisava durante todas as cirurgias, cada recaída emocional e cada pequena conquista. Obrigada por estar lá!

Agradeço a meu companheiro, amigo, parceiro, cúmplice e tudo mais, meu noivo Helson Souza. Obrigada pela compreensão durante esses anos e por ter sido meu suporte em todos os sentidos. E para deixar registrado, por ter entrado na lama comigo também. Depois desse evento sei que você irá comigo por onde eu for. Te amo.

Um agradecimento especial à minha parceira há quase 9 anos, Roberta Melo. Se não fosse pela minha irmã de coração, essa jornada teria sido bem mais complicada. Minha psicóloga particular, minha auxiliar nos experimentos e minha amiga. Obrigada por estar na minha vida e por cada momento que passamos juntas. Quero ser como você quando crescer.

A minha orientadora, Lília, pois sei que alguns momentos não foram fáceis e em muitos momentos senti seu apoio e também compartilhávamos momentos de compreensão que foram muito importantes para mim.

Ao meu co-orientador Bruno, que me ouvia reclamar quando as coisas não davam certo e com sua calma e paciência me convencia que isso era mais normal do que eu pensava e que isso fazia parte da construção de uma excelente mestra.

A minha co-orientadora Kika pelas considerações ao trabalho e principalmente por me iluminar depois de várias tentativas para os experimentos darem certo. Isso fez com que eu respirasse novamente e me deu ânimo para continuar.

Um agradecimento, que eu acredito que será inesperado, mas não poderia deixar passar a oportunidade, ao professor Roberto Barcellos. Ele foi a pessoa que me deu o empurrão mais forte para começar o mestrado e suas palavras me inspiraram e me deram a força necessária para me arriscar a embarcar nessa aventura. Um muito obrigado.

A todos os professores do PPGO que compartilharam seus conhecimentos comigo, principalmente durante o período da pandemia em que estávamos longe e ainda assim se esforçavam para dar seu melhor para todos os alunos.

E por fim a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de pesquisa durante todo o meu mestrado. Ao Projeto “*Efeitos crônicos do derramamento de óleo sobre os ecossistemas costeiros (recifes, estuários e prados de angiospermas marinhas) do litoral de Pernambuco*”, sob a coordenação do Prof. Dr. Gilvan Takeshi Yogui, do Departamento de Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco, CNPq 440826/2020-9 que auxiliou nos custos dos dados primários. E ao Projeto “*Impactos do derrame de petróleo sobre a macrofauna dos ecossistemas recifais do litoral de Pernambuco*”, financiado pela FACEPE, coordenado pelo Prof. Dr. Jesser Fidelis de Souza Filho, que também auxiliou na obtenção nos custos e na obtenção dos dados primários.

Eu tentei 99 vezes e falhei, mas na centésima tentativa eu consegui, nunca desista de seus objetivos mesmo que esses pareçam impossíveis, a próxima tentativa pode ser a vitoriosa.

Albert Einstein

RESUMO

Os estuários são ecossistemas costeiros vitais para a proteção contra a erosão, promoção da biodiversidade e mitigação das mudanças climáticas. Assim devido ao desenvolvimento costeiro, poluição e alterações climáticas, a preservação dessas áreas torna-se crucial. O Complexo Industrial e Portuário de Suape (CIPS) em Pernambuco é um importante centro econômico, bem como fonte de impactos negativos para a região estuarina, como alteração da dinâmica sedimentar e liberação de poluentes. O estudo proposto teve como objetivo avaliar a evolução temporal entre 2003 e 2023 da qualidade do sedimento no CIPS utilizando bioensaios de toxicidade com o copépodo epibentônico *Tisbe biminiensis*. Foram obtidos dados primários e secundários de toxicidade do sedimento lamoso usando bioensaios padronizados com fêmeas ovígeras, testando mortalidade e fecundidade, e com náuplios, testando mortalidade e desenvolvimento, em dois pontos nas desembocaduras dos Rios Massangana e Tatuoca. Dados de concentrações de metais no sedimento também foram obtidos e comparados ao longo do tempo. Durante o período de 2003 a 2023, o sedimento de Suape apresentou toxicidade em várias campanhas. Ao longo dos anos, o sedimento apresentou impacto baixo na mortalidade (média $\pm$ desvio padrão de $11\% \pm 13$) das fêmeas ovígeras do copépodo, porém causou redução significativa na fecundidade das fêmeas (redução média de $26 \pm 29\%$ na foz do rio Massangana e $24 \pm 31\%$ na foz do rio Tatuoca). Entre 2003 e 2008 observou-se uma melhora na fecundidade, indicando uma melhor qualidade do sedimento, alcançando média de $14 \pm 24\%$, porém a partir de 2009 a fecundidade voltou aos valores anteriores ($34,7\% \pm 30,1$ no rio Massangana e $22,2\% \pm 26,3$ no rio Tatuoca) e se mantém estável até 2023. Entre 2016 e 2023, efeitos letais e subletais foram observados aos náuplios com aumento significativo na mortalidade ao longo do tempo chegando a $49 \pm 27\%$, principalmente durante o período chuvoso que apresentou valores aproximados de $51 \pm 26\%$. A inibição do desenvolvimento apresentou uma leve tendência de aumento ($p= 0,054$) entre 2016 e 2023, com médias chegando a $62 \pm 31\%$. Quanto à análise de metais nos sedimentos observou-se que, em geral, os níveis permaneceram dentro dos limites aceitáveis. Embora alguns metais tenham variado ao longo dos anos, em 2023 apresentaram valores mais baixos, com exceção de Cu e Zn, que aumentaram, mas ainda assim permaneceram dentro dos padrões de referência de qualidade de sedimento marinho. Tais resultados em comparação à literatura indicam que outros contaminantes além dos metais devem estar envolvidos na toxicidade do sedimento e que precisam ser avaliados e controlados. Por isso sugere-se a permanência do monitoramento da área, sobretudo da matriz sedimentar que é insuficientemente controlada pela atual legislação ambiental brasileira. E, paralelamente, aprimorar as medidas preventivas para preservação e cuidado de ambientes estuarinos.

Palavras-chave: Estuário; Porto; Suape; Copepoda; *Tisbe biminiensis*.

ABSTRACT

Estuaries are coastal ecosystems vital for erosion protection, biodiversity promotion and climate change mitigation. Therefore, it is crucial to protect these areas to deal with coastal development, pollution, and climate change. The Suape Industrial and Port Complex (CIPS) in Pernambuco is an important economic center as well as a source of negative impacts on the estuarine region, such as sediment dynamics alteration and pollutant release. The proposed study aimed to assess the temporal evolution between 2003 and 2023 of sediment quality in CIPS using toxicity bioassays with the epibenthic copepod *Tisbe biminiensis*. Primary and secondary data on muddy sediment toxicity were obtained using standardized bioassays with ovigerous females, using mortality and fecundity as endpoints, and copepod nauplii, using mortality and development as endpoints, at two points at the mouths of the Massangana and Tatuoca Rivers. Sediment metal concentration data were also obtained and compared with past data. During the period from 2003 to 2023, sediment showed toxicity in several campaigns. Over the years, the sediment had a low impact on copepod female mortality, with an average of $11.2\% \pm 13$, but caused a significant reduction in fecundity, with averages of $26\% \pm 29$ at the mouth of the Massangana River and $24\% \pm 31$ at the mouth of the Tatuoca River. Between 2003 and 2008, an improvement in fecundity, indicating better sediment quality, was observed with an average of $14.05\% \pm 24$, but from 2009 onwards, sublethal toxicity returned to previous values ($34.7\% \pm 30.1$ in the Massangana River and $22.2\% \pm 26.3$ in the Tatuoca River) and remained stable until 2023. Between 2016 and 2023, lethal and sublethal effects were observed in copepod nauplii, with a significant increase in mortality over time reaching $49.21\% \pm 27.5$, especially during the rainy season presenting approximate values of $50.9\% \pm 26$. Development inhibition showed a slight increasing trend ($p = 0.054$), with averages reaching $62.2\% \pm 31.5$. Regarding sediment metal analysis, it was observed that, in general, levels remained within acceptable limits. Although some metals varied over the years, in 2023 they presented lower values, except Cu and Zn, which increased, but remained below reference standards. These results compared to the literature indicate that other contaminants besides metals must be involved in sediment toxicity and need to be evaluated and controlled. Therefore, it is suggested to improve the monitoring of the area, especially in the sediment matrix, which is insufficiently controlled by current Brazilian environmental legislation. And parallelly improve preventive measures for the preservation and care of estuarine environments.

Keywords: Estuary; Port; Suape; Copepoda; *Tisbe biminiensis*.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Esquema geral da metodologia utilizada neste estudo.....	19
Figura 2. (A) Localização dos pontos de monitoramento Massangana e Tatuoca nos mapas do Brasil, do Nordeste brasileiro e na Baía de Suape, no decorrer dos anos. Pontos de 2003-2013 marcados em verde. Pontos de 2014-2018 marcados em amarelo. Pontos de 2019-2023 marcados em preto. (B) Foto aérea da área de dezembro de 2021 indicando a área das coletas.....	20
Figura 3. Pluviometria mensal acumulada entre 1995 e 2023 (APAC-PE 2023).	21
Figura 4. Fotos de fêmeas ovígeras do copépodo <i>Tisbe biminiensis</i> (esquerda) de náuplio recém-nascido com 80 µm de largura (direita).	25
Figura 5. Sistema para coleta de náuplios recém-nascidos do copépodo <i>Tisbe biminiensis</i>	276
Figura 6. Percentual relativo ao controle (médias e desvios padrões) de redução da fecundidade das fêmeas do copépodo <i>Tisbe biminiensis</i> correspondente a cada coleta (n=3) entre os anos de 2003 e 2023 nas desembocaduras do Rios Massangana e Tatuoca. Destacado em vermelho, estão os valores correspondentes a períodos chuvosos. Os asteriscos (*), apontam os valores que apresentam diferença significativa em relação ao seu respectivo controle, indicando toxicidade.....	32
Figura 7. Percentuais médios da redução da fecundidade das fêmeas do copépodo <i>Tisbe biminiensis</i> , durante os períodos seco e chuvoso nas desembocaduras do Rios Massangana e Tatuoca	365
Figura 8. Regressões lineares da redução da fecundidade das fêmeas do copépodo <i>Tisbe biminiensis</i> , nos rios Massangana e Tatuoca, ao longo dos anos.	376
Figura 9. Mortalidade e inibição do desenvolvimento (médias e desvios padrões) do copépodos <i>Tisbe biminiensis</i> a cada período de coleta (n=3) entre os anos de 2016 e 2023 nas desembocaduras do Rios Massangana e Tatuoca. Destacado em vermelho, estão os valores correspondentes a períodos chuvosos. Os asteriscos (*), apontam os valores que apresentam diferença significativa em relação ao seu respectivo controle	387
Figura 10. Regressões lineares da mortalidade e inibição do desenvolvimento dos náuplios do copépodo <i>Tisbe biminiensis</i> , ao longo dos meses entre os anos de 2016 e 2023 nas desembocaduras do Rios Massangana e Tatuoca.	398
Figura 11. Regressões lineares da mortalidade e inibição do desenvolvimento dos náuplios do copépodo <i>Tisbe biminiensis</i> , ao longo dos meses de monitoramento nas	

desembocaduras do Rios Massangana e Tatuoca. (A) Período Seco. (B) Período Chuvoso.	39
Figura 12. Mortalidade e inibição do desenvolvimento do copépodos <i>Tisbe biminiensis</i> em relação ao local de coleta (canal do rio ou margem) nas desembocaduras do Rios Massangana e Tatuoca. Destacado em vermelho, estão os valores correspondentes a períodos chuvosos.....	40
Figura 13. Regressões da mortalidade e inibição do desenvolvimento dos náuplios do copépodo <i>Tisbe biminiensis</i> , nas margens e no canal nas desembocaduras do Rios Massangana e Tatuoca ao longo dos meses de monitoramento.....	41
Figura 14. Breve histórico das operações realizadas em Suape, baseado em informações encontradas no site oficial do Porto.	46

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Coordenadas dos pontos de coleta em diferentes projetos de pesquisa pretéritos e atuais.	221
Tabela 2. Médias $\pm$ desvio padrão e teste T-Student realizado para todos os parâmetros.	343
Tabela 3. Comparação dos valores ($\mu\text{g g}^{-1}$) de metais encontrados nas amostras de sedimento em Suape, com os valores de TEL (nível limite de efeitos) e PEL (nível de efeitos prováveis à biota) propostos por Macdonald et al. (1996), e 2 níveis de referência sugeridos pela Resolução do CONAMA nº454/2012 e por Moreira et al. (2022). Em negrito valores que ultrapassam o TEL. Asterisco indicam valores acima do nível 1 de Moreira et al. (2022) e em vermelho acima do nível 2. E sublinhado o nível superior ao padrão CONAMA.	42-43
Tabela 4. Resumo da análise temporal dos parâmetros ecotoxicológicos do sedimento sobre o desempenho do copépodo <i>Tisbe biminiensis</i> nas desembocaduras do Rios Massangana e Tatuoca ao longo dos meses de monitoramento. Os asteriscos (*) denotam estabilidade em valores acima de 35%, sugerindo uma persistência em níveis indicativos de toxicidade.	45

LISTA DE ABREVIATURAS

APAC – Agência Pernambucana de Águas e Clima.

CIPS - Complexo Industrial e Portuário de Suape

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

HPA – Hidrocarboneto Policíclico Aromático

LACE- Laboratório de Cultivo de Ecotoxicologia

LC 50 - Concentração letal média

PEL - Probable effects levels ou nível de efeitos prováveis à biota

TEL – Threshold effect levels ou nível limite de efeitos à biota

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	16
2. OBJETIVOS E HIPÓTESES	18
2.1 Hipótese.....	18
2.2 Objetivo Geral.....	18
2.3 Objetivos Específicos	19
3. MATERIAIS E MÉTODOS	19
3.1 Caracterização da área de estudo	20
3.1.1 Rio Massangana	23
3.1.2 Rio Tatuoca	23
3.2 Coletas de dados	24
3.3 Água de cultivo e controle.....	24
3.4 Cultivo e preparo dos organismos-teste	24
3.4.1 Cultivo de algas	25
3.4.2	25
Cultivo do organismo-teste.....	25
3.5 Bioensaios com fêmeas e náuplios	26
3.5.1 Obtenção dos organismos-teste	26
3.5.2 Alimentação durante os bioensaios	28
3.5.3 Preparação do sedimento	28
3.6 Montagem do bioensaio	28
3.7 Metais.....	30
3.8 Análise dos dados	31
4. RESULTADOS	32
4.1 Fêmeas	32
4.2 Náuplios	38
4.3 Metais	42
5. DISCUSSÃO	44
6. CONCLUSÕES	52
7. REFERÊNCIAS	53
8. ANEXOS	64

1. INTRODUÇÃO

Os estuários são ecossistemas costeiros altamente produtivos e extremamente importantes encontrados em todo o mundo, tanto em regiões tropicais como subtropicais. Eles têm um papel importante na proteção da costa contra a erosão, na promoção da biodiversidade e na manutenção da qualidade da água (Kathiresan e Bingham, 2001). Além disso, estas áreas desempenham um papel importante na captura de carbono, auxiliando na mitigação das alterações climáticas (Alongi, 2014). Com o desenvolvimento costeiro, a poluição e as alterações climáticas, a preservação destes ecossistemas se torna cada vez mais desafiadora e essencial à saúde ambiental e às comunidades que deles dependem.

Próximo a estes ecossistemas costeiros, muitas vezes, são instalados sistemas industriais e portuários, aproveitando a menor dinâmica de ondas característica destes ambientes (D'Oliveira, 2011). Portanto, a avaliação cuidadosa dos impactos ambientais destas atividades são fundamentais para equilibrar o desenvolvimento econômico com a preservação das zonas costeiras e a manutenção das suas funções ecológicas.

Sistemas portuários são infraestruturas que exercem uma grande influência global em diversos campos econômicos, sociais e ambientais. Do ponto de vista econômico, desempenham um papel crucial no comércio internacional, facilitando a circulação eficiente de produtos comercializados entre as nações e promovendo o desenvolvimento econômico, além de criar oportunidades de emprego para populações circunvizinhas. No entanto, esta intensa atividade também pode conduzir a desafios ambientais, tais como riscos de poluição marinha, alterações nos ecossistemas costeiros e efeitos na biodiversidade. Impactos ambientais ocasionados pela presença de portos são relatados ao redor do mundo. O Porto de Roterdã na Holanda, por exemplo, sendo um dos maiores portos do mundo, traz consigo uma grande quantidade de descarga de poluentes, tendo como principal agente de poluição os resíduos de óleo de combustível afetando aves marinhas e peixes de importância comercial (Ng e Song, 2010). Assim como o Porto de Shanghai na China que apresenta altas concentrações de metais pesados como chumbo, zinco e cobre em água e sedimento próximos ao porto (Chen et al., 2022). Além desses já citados, portos como os de Los Angeles, Long Beach e Busan impactam os estuários através da emissão de gases na atmosfera e liberação de esgoto e metais pesados na água (Axel, 2011).

Regiões portuárias apresentam a necessidade constante de dragagens devido ao assoreamento natural do estuário, para aprofundamento ou alargamento de canais de acesso e

remoção cuidadosa de material contaminado (Goes-Filho, 2004). Essa ação altera a morfologia do estuário e o volume de água, o que leva a mudanças no processo de sedimentação (Reid, 2019) e a ressuspensão de contaminantes deixando as áreas em seu entorno com sedimentos e água tóxicos (Maranho et al., 2008). Além disso, a diminuição na biomassa fitoplanctônica também pode ser observada durante os períodos de dragagem (Ferreira, 2017). No Brasil, destacam-se os portos de Santos (SP), Portonave (SC) e Suape (PE). Além destes, pode-se destacar o porto de Paranaguá, no Paraná, o maior porto de exportação agrícola do Brasil, no qual observou-se uma correlação inversa entre a concentração de contaminantes e a riqueza e abundância de macroinvertebrados bentônicos (Lima et al., 2023), a presença de metais como zinco e mercúrio em concentrações elevadas (Santos et al., 2006) e mudanças na paisagem e assoreamento devido às dragagens (Rutyna et al. 2021).

No Nordeste do Brasil, encontra-se o Complexo Industrial e Portuário de Suape (CIPS), um importante complexo portuário e industrial no estado de Pernambuco. Fundado em 1978, o CIPS cresceu e se tornou um dos mais importantes centros de desenvolvimento econômico da região. Ele tem importante papel no comércio marítimo do país, atendendo diversos setores como transporte de combustíveis, construção naval, petroquímico, metalúrgico, automotivo, elétrico, entre outros, abrigando cerca de 83 empresas nacionais e internacionais que estão em operação ou em processo de implementação (Suape, 2023). O CIPS desempenha um papel importante no desenvolvimento econômico do Nordeste do Brasil, promovendo oportunidades de emprego e crescimento industrial na região. Entretanto, o CIPS traz consigo impactos negativos para a região estuarina e costeira na qual está inserido. Isto inclui a ressuspensão de sedimentos provenientes de dragagens afetando a dinâmica hidrológica e sedimentar com a construção de enrocamentos, cais e canais que podem alterar a salinidade, a temperatura e outros parâmetros ambientais levando a perturbação de ecossistemas sensíveis (Braga et al., 1989; Barcellos e Dantas, 2018; Barcellos et al., 2018) e suas comunidades biológicas (Koenig et al., 2002; Pessoa et al., 2009), além da liberação de poluentes provenientes de atividades portuárias (Chagas, 2003; Marques et al., 2011; Yogui, et al., 2018).

Devido às suas propriedades físico-químicas, os sedimentos estuarinos apresentam alta capacidade de acumular poluentes (Davison e Harbison, 1986; Macfarlane e Burchett, 2000), principalmente se estão inseridos em condições de exposição direta à influência antropogênica. Neles há um acúmulo significativo de partículas finas (Oliveira et al., 2014; Paiva et al., 2016), e tal acúmulo está diretamente relacionado à retenção de poluentes (Bian et al., 2015). Neste contexto, a avaliação da qualidade ambiental dos sedimentos estuarinos

tem sido realizada utilizando bioensaios ecotoxicológicos. Os bioensaios de toxicidade usando organismos-testes expostos a amostras de sedimento são uma ferramenta importante (Zagato e Bertolleti, 2006). As respostas fisiológicas destes organismos são indicativos da qualidade dos sedimentos na região estudada. Em Pernambuco, bioensaios de toxicidade com amostras de sedimentos estuarinos lamosos tem demonstrado a baixa qualidade dessa matriz e seus efeitos deletérios sobre a biota (Araújo-Castro et al., 2006; Araújo-Castro et al., 2013; Oliveira et al., 2014; Maciel et al., 2015; Souza-Santos et al., 2015; Régis et al., 2018).

O presente estudo tem como principal propósito avaliar a evolução temporal da qualidade do sedimento no CIPS utilizando bioensaios de toxicidade com fêmeas ovígeras e náuplios do copépodo *Tisbe biminiensis* Volkmann-Rocco 1973. Dados primários de bioensaios em laboratório e secundários de teses, livros, relatórios ambientais foram compilados para identificar a tendência temporal de variação na qualidade do sedimento. Além deste objetivo principal, durante a análise dos dados, outras perguntas foram sendo feitas, tais como: se os 2 pontos avaliados diferem entre si, se os períodos de chuvoso e seco afetavam a variação dos dados e se as amostras coletadas nas margens diferiam das amostras coletadas nas calhas dos rios.

O tema abordado neste estudo é de suma relevância em nosso contexto atual, uma vez que são bastantes raras as pesquisas com uma análise temporal ecotoxicológica tão abrangente e minuciosa de um mesmo local como a presente. Esse conhecimento é crucial para promover a preservação, o cuidado e a gestão ambiental de regiões estuarinas sob influência antrópica e na proximidade de portos. Dessa forma, não apenas zelar-se-á pela existência humana atual, mas também assegurar-se-á um legado sustentável para as gerações vindouras. Este tipo de estudo é ferramenta importante na previsão da qualidade futura dos ecossistemas estuarinos, contribuindo para que se fomente um ambiente propício para o desenvolvimento econômico, social e ambiental de maneira equilibrada e responsável.

2. OBJETIVOS E HIPÓTESES

2.1 Hipótese

É plausível supor que a qualidade ecotoxicológica dos sedimentos estuarinos da Baía de Suape encontrados no Rio Massangana e no Rio Tatuoca, tenha piorado ao longo das últimas duas décadas devido ao crescimento do Complexo Portuário-Industrial presente na região e aumento das atividades antrópicas relacionadas.

2.2 Objetivo Geral

Este estudo visa avaliar a qualidade dos sedimentos em áreas estuarinas próximas a um Complexo Portuário-Industrial em Suape nos últimos 20 anos a partir de bioensaios de ecotoxicidade utilizando fêmeas e náuplios do copépodo epibentônico *Tisbe biminiensis*.

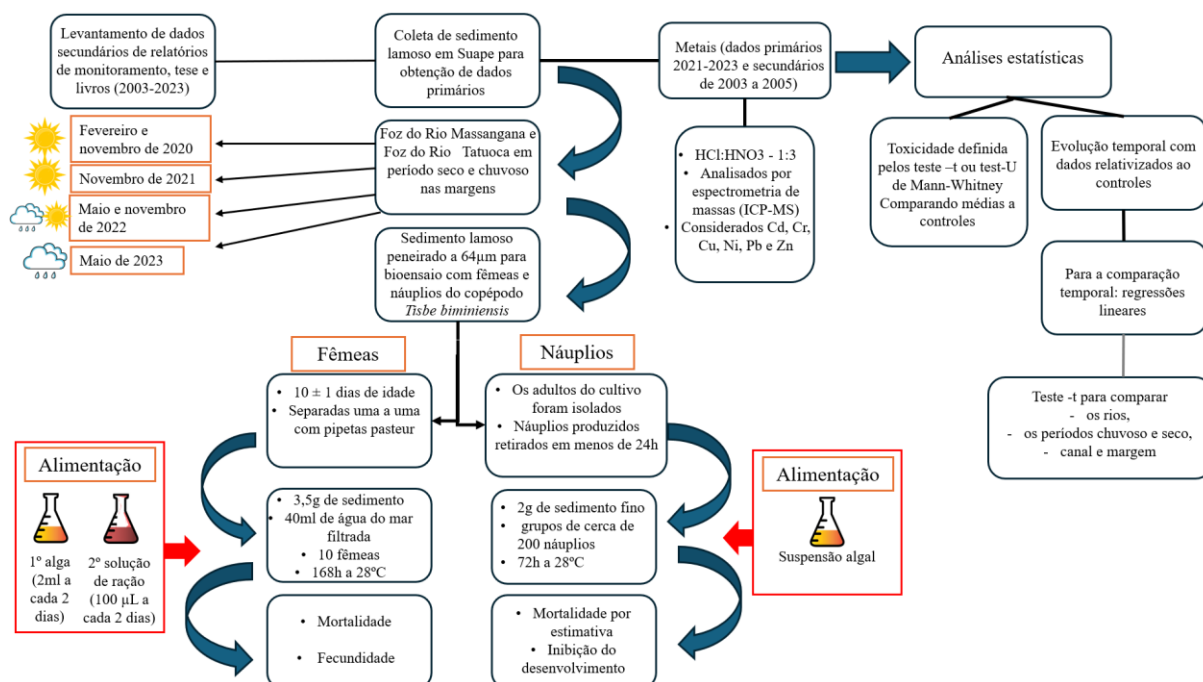
2.3 Objetivos Específicos

- Realizar levantamento de dados pretéritos sobre ecotoxicidade de sedimento em dois pontos na Baía de Suape, nas desembocaduras dos Rios Massangana e Tatuoca,
- Avaliar a condição atual através de bioensaios que consideram a sobrevivência e fecundidade das fêmeas, sobrevivência e o desenvolvimento dos náuplios do copépodo *Tisbe biminiensis*, como parâmetros indicadores de qualidade do sedimento superficial;
- Comparar as concentrações atuais e pretéritas de 6 metais (cádmio, cromo, cobre, níquel, chumbo e zinco) no sedimento com a diretrizes de qualidade de sedimento, buscando uma possível relação com o desempenho do *T. biminiensis*;
- Avaliar a variação temporal da toxicidade do sedimento analisado entre os rios, os períodos de seco e chuvoso e o local de coleta, canal ou margem.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo em questão empregou uma abordagem temporal para análise, utilizando dados históricos de estudos anteriores presentes em teses, livros e nos relatórios de avaliação ambiental exigidos pelo órgão ambiental do Governo de Pernambuco, todos disponíveis no Laboratório de Cultivo e Ecotoxicologia (LACE) da UFPE. Dados primários também foram obtidos para adquiridos por meio de novas coletas para avaliação de situação atual. A integração e análise estatística desse conjunto de dados possibilitaram avaliar a tendência temporal da qualidade do sedimento, conforme ilustrado na Figura 1. Foram selecionadas áreas na Baía de Suape próximas a desembocaduras de dois rios para análise, abrangendo períodos tanto chuvosos quanto secos, além de considerar diferentes locais de coleta, como canais e margens. Essa abordagem permitiu uma avaliação abrangente das variações temporais e espaciais nos parâmetros analisados.

Figura 1. Esquema geral da metodologia utilizada neste estudo.



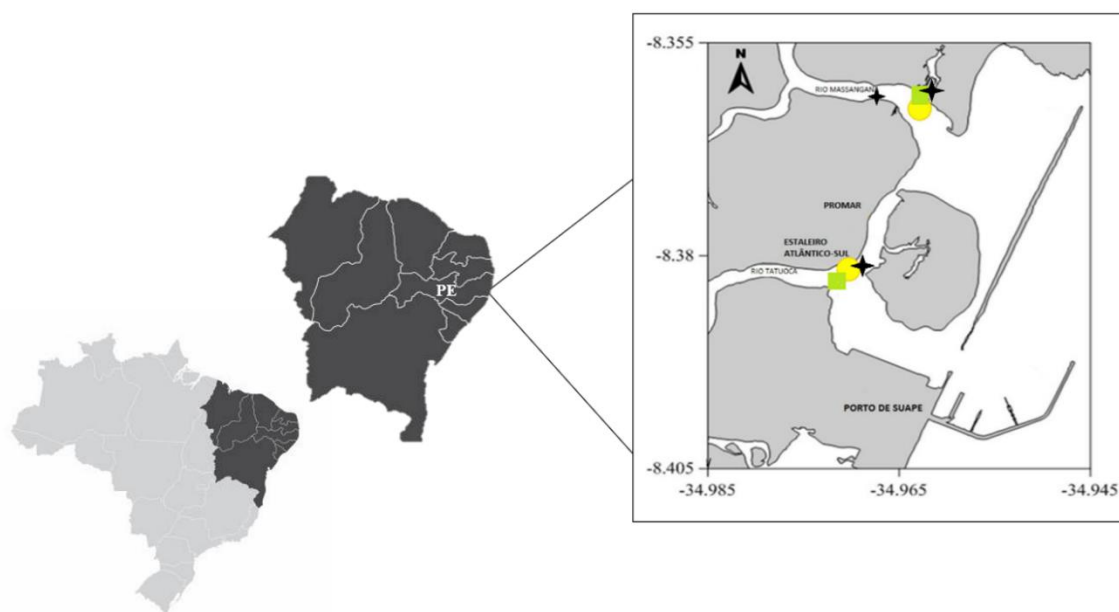
Fonte: autora.

3.1 Caracterização da área de estudo

O complexo estuarino da Baía de Suape está localizado no litoral sul de Pernambuco, a aproximadamente 40 km da cidade do Recife (Figura 2). Com a finalidade de obter uma série histórica, foram selecionados dois pontos de coleta localizados em dois dos principais rios que formam o complexo estuarino de Suape: um na foz do Rio Massangana e outro na foz do Rio Tatuoca (Figura 2). Na Tabela 1, encontram-se as coordenadas aproximadas de cada período relatado nos estudos e relatórios.

Figura 2. (A) Localização dos pontos de monitoramento Massangana e Tatuoca nos mapas do Brasil, do Nordeste brasileiro e na Baía de Suape, no decorrer dos anos. Pontos de 2003-2013 marcados em verde. Pontos de 2014-2018 marcados em amarelo. Pontos de 2019-2023 marcados em preto. (B) Foto aérea da área de dezembro de 2021 indicando a área das coletas.

A



B



Fonte: a autora e Souza-Santos, L.P.

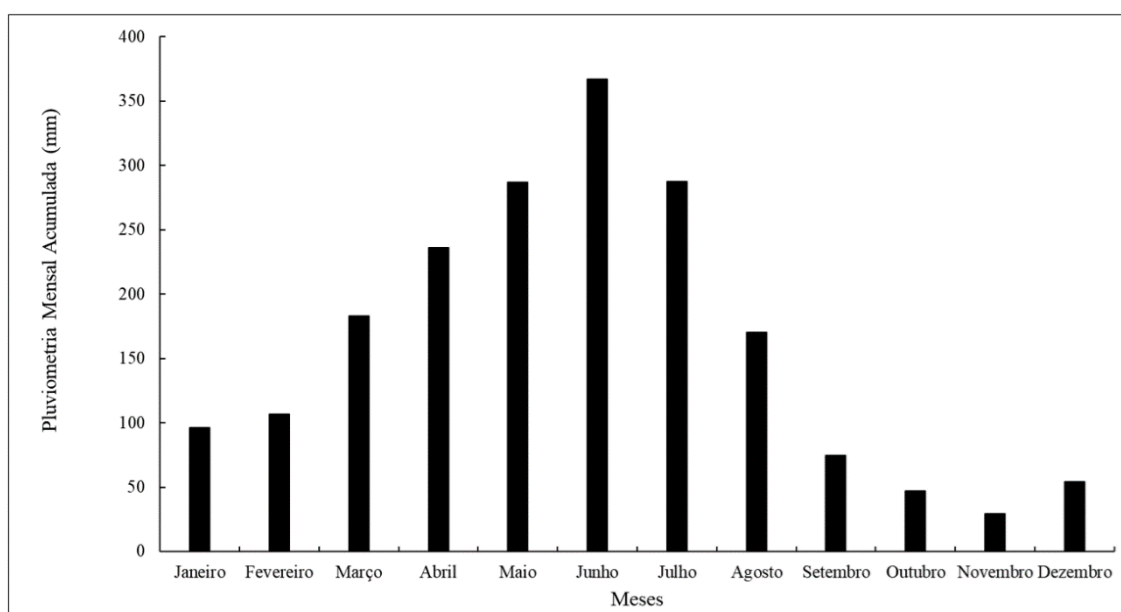
Tabela 1. Coordenadas dos pontos de coleta em diferentes projetos de pesquisa pretéritos e atuais.

Tatuoca	Massangana
8°22'54.1" S; 34°58'06.2" O (2003-2013)	8°23'22.2" S; 34°57'52.1" O (2003-2013)
8°22' 58" S; 34° 58' 43" O (2014-2018)	8° 22" 31' S; 34° 58' 1,1" O (2014-2018)
8° 22' 56" S; 34° 57' 21" O (2019-2023)	8° 21'32.18" S; 34° 57' 41.33" O 8° 21'14.22" S; 34° 58' 42.22" O (2019-2023)

Fonte: a autora

O clima na região é caracterizado como tropical com chuvas mais intensas no outono/inverno. A média anual da pluviosidade no litoral varia de 1250 a mais que 2000 mm, tendo a estação seca entre setembro e fevereiro e a chuvosa entre março e agosto, com médias mensais em Suape de 68 mm e 255 mm (Figura 3), respectivamente. A temperatura média do ar ao longo do ano é de 27°C, com uma umidade relativa média superior a 80%. Os ventos predominantes provêm do sul/sudeste (Macedo et al. 2004).

Figura 3. Pluviometria mensal média acumulada entre 1995 e 2023 (APAC-PE 2023).



Fonte: APAC-PE 2023.

A vegetação é predominantemente caracterizada como manguezal, porém parte desse ecossistema foi removida devido a atividades como aterros, dragagens e represamentos, associados à implementação e expansão do porto na região (Braga et al., 1989).

As marés observadas na região são semidiurnas e classificam-se como mesomarés, apresentando uma variação média de aproximadamente 2,04 m durante a sizígia e 0,91 m na quadratura. O padrão de ventos na área é propício para a formação de ondas, enquanto a corrente costeira segue predominantemente na direção norte (Suape, 2023).

3.1.1 Rio Massangana

O Rio Massangana origina-se no município de Ipojuca e segue em direção ao sudeste, destacando-se como um curso d'água de relevância significativa para a preservação dos ecossistemas e das comunidades locais. Seu nome tem origem nas comunidades indígenas que habitavam a região. Antes conhecido como Rio Suape (termo tupi que se traduz como "caminho incerto"), o Rio Massangana serpenteia a bacia hidrográfica em trajetos sinuosos ao longo de seu percurso, levando os nativos a denominar toda a Baía em que ele deságua de Suape (Vainsencher, 2014).

A bacia hidrográfica do Rio Massangana abrange uma área de aproximadamente 110 km², percorrendo 7,5 quilômetros desde sua fonte no Engenho Providência até sua desembocadura no sudeste da península de Santo Agostinho (Vasconcelos, 2019). Ele atua como limite entre os municípios de Cabo de Santo Agostinho e Ipojuca. Ele recebe influência dos rios Tabatinga e Utinga de Baixo. Outro tributário do Rio Massangana é o Riacho Algodoados que recebe efluentes lançados por três grandes indústrias (bebidas, metalúrgica e têxtil). Mendonça et al. (2004) avaliando tanto a água do rio quanto os efluentes detectaram toxicidade crônica entre 2001 e 2002, principalmente usando a fotobactéria *Vibrio fischeri*.

3.1.2 Rio Tatuoca

O Rio Tatuoca possui uma extensão de 5,31 km e alcança uma largura de 300 m em determinados trechos, abrangendo uma área de drenagem de 18 km². Conforme informações da CPRM (1998), possivelmente o Rio Tatuoca foi uma parte do estuário do rio Ipojuca. Este curso d'água faz parte, segundo o CPRH (2001), de uma intrincada rede de canais e estuários. Localizado ao sul da Região Metropolitana do Recife, na faixa costeira do estado de Pernambuco. O cenário geográfico que abraça a bacia hidrográfica do Rio Tatuoca é altamente dinâmico, impulsionado pelo vigoroso processo de urbanização decorrente dos

investimentos voltados para a construção do Complexo Industrial Portuário (Oliveira; Mariano, 2017).

3.2 Coletas de dados

As coletas em campo para obtenção de dados primários das áreas de estudo foram conduzidas em fevereiro e novembro de 2020, novembro de 2021, maio e novembro de 2022 e maio de 2023, abrangendo avaliações nos períodos seco (setembro a fevereiro) e chuvoso (março a agosto). Em cada ponto, foram realizadas três amostragens nas margens em momento de maré baixa. Apenas o sedimento superficial (~1cm) foi retirado, com o auxílio de uma colher de aço inoxidável e armazenado em frascos de vidro previamente descontaminados. Após a coleta, as amostras de sedimento foram mantidas refrigeradas a 4°C por 24 a 48h até peneiramento em laboratório.

Os dados secundários de 2003 até 2006, foram extraídos de Araújo-Castro (2008), Araújo-Castro et al. (2006), Araújo-Castro et al. (2013). Após este período, os dados secundários foram extraídos de vários relatórios de monitoramento ambiental exigidos pela Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH) entre 2007 e 2023. As metodologias usadas para obtenção dos dados primários e secundários foram bastante semelhantes, permitindo comparações ao longo do tempo.

3.3 Água de cultivo e controle

A água do mar utilizada para cultivo dos organismos-teste, cultivo da microalga utilizada na alimentação dos mesmos e no bioensaio como controle, foi coletada na Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais em Tamandaré em maré alta. A água do mar foi coletada em caminhão-pipa e transportada ao laboratório para tratamento. Em laboratório, a água do mar foi previamente clorada para desinfecção biológica, desclorada por aeração e filtrada por filtros tipo cunho de 5µm. Antes dos bioensaios, a água foi novamente filtrada em filtros GF/C 47mm e porosidade 1,2 µm a sua salinidade ajustada para 35±1.

3.4 Cultivo e preparo dos organismos-teste

O copépodo bentônico harpacticóide *Tisbe biminiensis*, escolhido como organismo-teste, vem sendo cultivado no Laboratório de Cultivo de Ecotoxicologia (LACE) do Departamento de Oceanografia da UFPE. O cultivo de *T. biminiensis* iniciou em 1998 e, ao longo dos anos, foram realizados ajustes nos métodos experimentais e nas técnicas de cultivo.

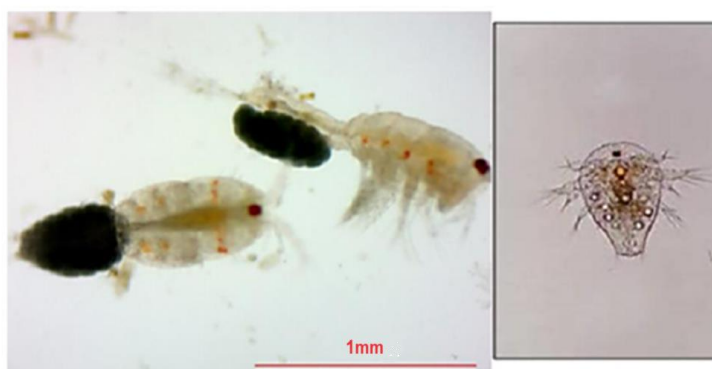
3.4.1 Cultivo de algas

Ao longo dos anos, diversas microalgas diatomáceas, como *Thalassiosira fluviatis* (Araújo-Castro, 2008; Araújo, 2008; Melo, 2010; Souza-Santos et al., 2015), *Phaeodactylum triconutum* (Araújo-Castro, 2008), *Chaetoceros calcitrans* (Maciel et al., 2015), e *Chaetoceros gracilis* (Lavorante, 2014), foram usadas na alimentação em cultivo do copépodo *T. biminiensis*. Nos experimentos mais recentes, a microalga *Chaetocerus muelleri* Lemmermann 1898 foi a escolhida. O seu cultivo é conduzido no LACE segundo protocolos padronizados (Lourenço, 2006), em meio F/2 Guillard preparado com água do mar. Seguindo a receita do meio, uma solução de nutrientes e uma solução tampão Tris (pH 7,8) foram adicionadas e submetidas a um processo de esterilização em autoclave a 120°C por 15 minutos sob pressão de 1 atm. As vitaminas (esterilizadas por filtração a 0,2 µm) foram incorporadas após a solução atingir a temperatura ambiente, antes da introdução do inóculo de algas. A microalga é mantida a 28 ± 2 °C, com um fotoperíodo de 12:12 h de claro/escuro, sendo repicada semanalmente. Antes dos bioensaios a densidade das microalgas foi estimada em câmaras de Neubauer sob microscopia ótica.

3.4.2 Cultivo do organismo-teste

O copépodo harpacticóide *Tisbe biminiensis* (Figura 4), empregado em todos os bioensaios deste estudo, tem sido cultivado no LACE desde 1998. Desde 2003, essa espécie tem sido eficazmente utilizada na avaliação da toxicidade de sedimentos (Araújo-Castro et al., 2009). Os copépodos foram cultivados conforme Ribeiro e Souza-Santos (2011), sendo acondicionados em caixas retangulares transparentes de quinas arredondadas e com dimensões de 47 cm de comprimento, 32 cm de largura e 14,5 cm de altura. Cada caixa conteve aproximadamente 4,5 litros de água do mar filtrada por filtros cunus. O cultivo foi conduzido a uma temperatura constante de cerca de 28 ± 2 °C, com uma salinidade de 35 ± 1 , e contou com aeração contínua proporcionada por uma mangueira conectada a um compressor. Os copépodos foram alimentados com aproximadamente 400 ml de diatomáceas concentradas e cerca de 0,8 g de ração para peixes INVE®, com uma ou duas trocas semanais de água, além da reposição da alimentação.

Figura 4. Fotos de fêmeas ovígeras do copépodo *Tisbe biminiensis* (esquerda) de náuplio recém-nascido com 80 µm de largura (direita).



Fonte: Souza-Santos, L.P.

3.5 Bioensaios com fêmeas e náuplios

Todos os procedimentos relativos à condução dos bioensaios foram executados no LACE. O copépodo *T. biminiensis* foi empregado em dois estágios, náuplios e fêmeas, para a avaliação da toxicidade do sedimento superficial. Inicialmente, os testes usavam as fêmeas ovígeras do copépodo, com o protocolo desenvolvido por Araújo-Castro et al. (2006) e Araújo-Castro et al. (2009). Este protocolo teve que ser adaptado devido a problemas no crescimento dos náuplios no controle sem sedimento. O método adotado no bioensaio com náuplios foi desenvolvido por Lavorante et al. (2013), Souza-Santos et al. (2015), e Régis et al. (2018). Para este estudo, foram aplicados ambos os métodos, tanto o bioensaio com fêmeas para análise de mortalidade e fecundidade, quanto o de náuplios para análise da mortalidade e inibição de desenvolvimento dos organismos (Figura 1).

3.5.1 Obtenção dos organismos-teste

- **Fêmeas**

O *T. biminiensis* possui um ciclo de vida breve, aproximadamente 31 dias (Pinto et al., 2001). As fêmeas ovígeras empregadas nos testes toxicológicos tinham 10 ± 1 dias de idade, visando minimizar a mortalidade natural devido ao envelhecimento durante o experimento. Para garantir a obtenção de fêmeas ovígeras com idade conhecida, 11 dias antes do teste, uma população de organismos do cultivo passou por uma peneira de 250 µm. Os adultos retidos na peneira foram então transferidos para caixas de cultivo contendo água do mar e alimento, permanecendo por 24 horas. Após esse período, a população novamente passou pela peneira de 250 µm, com os adultos transferidos para outra caixa, enquanto a prole (< 250 µm) recém-

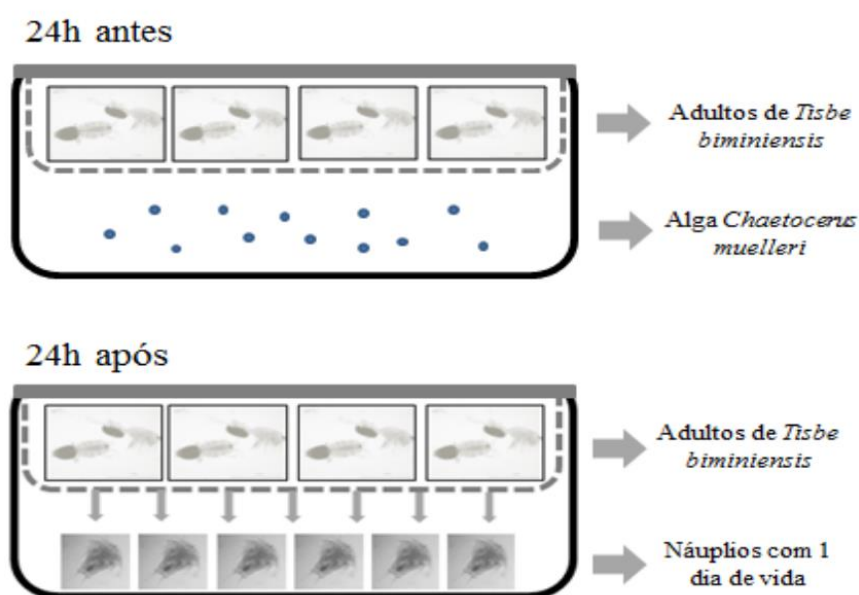
nascida (produzida nas últimas 24 horas) retornou à caixa de cultivo para o seu desenvolvimento. Os indivíduos foram monitorados até o surgimento das fêmeas ovígeras (Figura 4), as quais foram então utilizadas no bioensaio.

- **Náuplios**

Para obtenção dos náuplios, adultos do copépodo foram separados um dia antes do teste, utilizando uma peneira com malha de 250 μm para reter exclusivamente os adultos. Esses adultos foram transferidos para uma caixa plástica contendo aproximadamente 4 litros de água com salinidade 35 e mantidos com aeração suave e superficial (Figura 5). Dentro desse recipiente, foram criados dois compartimentos distintos utilizando uma malha de 120 μm . Os adultos foram mantidos na parte superior. Os náuplios recém-nascidos migravam para parte inferior, para se alimentar das diatomáceas depositadas, até serem retirados para o bioensaio (Souza-Santos et al., 2015).

Em menos de 24 horas, os náuplios do copépodo foram coletados e concentrados em um béquer contendo 100 mL de água do mar. A partir desse recipiente, foram retiradas três alíquotas de 0,5 mL para análise em um microscópio estereoscópio. Após a contagem, a média das três alíquotas foi calculada, estimando-se um volume que contivesse aproximadamente 200 náuplios.

Figura 5. Sistema para coleta de náuplios recém-nascidos do copépodo *Tisbe biminiensis*.



3.5.2 Alimentação durante os bioensaios

No teste com as fêmeas ovadas, foram utilizados dois tipos de alimentação. No primeiro bioensaio, em novembro de 2022, uma concentração de $71,4 \times 10^5$ células/mL de diatomáceas foi utilizada para alimentação. A cada 2 dias foram adicionados 2 ml desta concentração (Lotufo e Abessa 2002, Araújo-Castro, 2008). Mas devido ao fato de o controle atual ser água e não sedimento, esta alimentação não foi suficiente aos animais durante 7 dias. No segundo bioensaio, uma solução de ração foi preparada no mesmo dia do início do experimento. Para isso, 0,2 g de ração para peixes INVE® foram adicionados a 40 mL de água do mar e levados a um agitador magnético por 40 minutos. Foram adicionados 100 μ L da suspensão de ração nos recipientes do bioensaio a cada dois dias. Para preservar a solução, ela foi mantida na geladeira e retirada antes de cada alimentação para atingir a temperatura ambiente.

No bioensaio com os náuplios, uma suspensão algal numa concentração final de 5×10^5 células/mL foi usada de alimentação.

3.5.3 Preparação do sedimento

A fim de eliminar a fauna associada, todas as amostras destinadas à análise ecotoxicológica foram submetidas a peneiramento com uma malha de 64 μ m. Para otimizar esse processo, uma colher de aço inoxidável foi empregada. Dessa forma, apenas o sedimento mais fino foi selecionado para o bioensaio.

3.6 Montagem do bioensaio

Após a fase de peneiramento, foram retiradas três subamostras da fração lama ($< 64 \mu$ m) de aproximadamente 2 g para o bioensaio com náuplios e 3,5g para o bioensaio com as fêmeas, ambas pesadas em uma balança analítica. Estas alíquotas de sedimento foram colocadas em potes de vidro com fundo chato de 60 ml (diâmetro: 4,5cm e altura: 4,5cm) para as amostras de sedimento no bioensaio com náuplios e potes de 100 ml (diâmetro: 5cm e altura: 5,5cm) para o bioensaio com fêmeas.

Após a pesagem, foram adicionados 20mL de uma suspensão algal aos recipientes do bioensaio com náuplios. No teste com fêmeas, 40 mL de água do mar foram adicionados aos recipientes juntamente com a suspensão de ração e o sedimento. Os controles foram recipientes contendo apenas água do mar e alimento, apesar de não ser o ideal, estes controles apresentaram condições próprias para altos valores de sobrevivência, fecundidade e desenvolvimento dos copépodos. Vale salientar que os controles foram feitos apenas com água do mar pois não se encontraram amostras de sedimento estuarino lamoso em

Pernambuco com qualidade apropriada para utilização como controle desde 2016, i.e., sedimento que não produz efeito tóxico em bioensaios de toxicidade. O sedimento ficou decantando por 24 h nos recipientes e o bioensaio foi iniciado com a introdução dos copépodos. Antes da introdução dos animais, procedeu-se à medição da salinidade (com um refratômetro), pH (pHmetro) e oxigênio dissolvido (oxímetro) na água dos recipientes. Esse processo foi repetido ao término do experimento.

Os náuplios foram introduzidos nos recipientes-teste por meio de uma pipeta automática. Durante a distribuição, recipientes amostradores foram dispostos entre os recipientes-teste para estimar a concentração média inicial dos náuplios e o coeficiente de variação, indicando possíveis erros de amostragem. Após a adição dos náuplios em todos os recipientes, estes foram incubados a uma temperatura de $28 \pm 1^\circ\text{C}$, com um fotoperíodo de 13:11 h de claro/escuro, ao longo de um período de 72 horas.

As fêmeas ovadas foram separadas uma a uma com pipeta pasteur em placas de Petri com auxílio de uma placa de vidro iluminada por baixo e conferidas através de um microscópio estereoscópio. Em cada recipiente-teste, foram colocadas 10 fêmeas ovígeras. Os bioensaios com fêmeas tiveram uma duração de 7 dias a uma temperatura de $28 \pm 1^\circ\text{C}$ e fotoperíodo de 13:11 horas claro/escuro. Em testes anteriores, as fêmeas eram incubadas a uma temperatura mais baixa, aproximadamente $25 \pm 1^\circ\text{C}$ (Araújo-Castro, 2008), esta diferença de temperatura não afetou a sobrevivência e a fecundidade das mesmas nos controles, tornando possível a comparação entre os dados atuais e pretéritos nos pontos coletados em Suape.

Paralelamente aos bioensaios foram realizados testes de referência (controle positivo) com sulfato de zinco heptahidratado ($\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$), em quatro concentrações diferentes para os náuplios: 1 mg/L, 3 mg/L, 6 mg/L e 9 mg/L, e seis concentrações diferentes para as fêmeas: 2,5 mg/L, 5 mg/L, 7,5 mg/L, 10 mg/L, 15 mg/L e 20 mg/L, cada uma contendo 4 réplicas. Para os náuplios, foi avaliado apenas o desenvolvimento dos náuplios para copepoditos. Para as fêmeas, a cada dia do experimento as amostras foram colocadas para observação em lupa e ao serem identificadas fêmeas mortas (que não apresentavam movimento) essas eram contabilizadas e retiradas da réplica em questão. Ao final desses experimentos, foi estimado a CL50 e comparado as cartas controles já existentes.

Ao final de ambos os experimentos, após a obtenção das medidas finais, todo o conteúdo foi transferido para um recipiente de plástico para fixação das amostras. Para a fixação, foi adicionado formaldeído puro a 40%, utilizando 2ml para náuplios e 4ml para fêmeas, juntamente com 2 gotas do corante Rosa de Bengala (solução de 1 g em 100 mL) para

possibilitar a identificação dos organismos vivos ao final do experimento. A contagem foi iniciada após 48 horas de preservação, considerando como mortos aqueles organismos com baixa coloração sem preenchimento interno, e vivos aqueles com coloração intensa.

No bioensaio com náuplios, procedeu-se à contagem de náuplios e copepoditos corados. Esse método possibilita a estimativa da porcentagem de mortalidade dos copépodos, calculada utilizando a equação 1:

$$100 - \left(\frac{(M_i - N_t) * 100}{M_i} \right)$$

onde M_i é a média inicial do náuplios nos recipientes amostradores, N_t é o número total de náuplios e copepoditos corados em vermelho ao final do bioensaio, caracterizando o efeito letal da amostra.

Além disso, avaliou-se a inibição do desenvolvimento de náuplios para copepoditos, expresso como:

$$100 - \left(\frac{N_c \times 100}{N_t} \right)$$

onde N_c é o número de copepoditos, N_t é o número total de vivos ao final do teste, indicando efeito sub-letal nas amostras.

No teste com as fêmeas, foram contabilizadas fêmeas, fêmeas ovadas, náuplios e copepoditos. O número final de fêmeas subtraído de 10 reflete a mortalidade, indicando efeito letal. A soma dos náuplios e copepoditos fornece uma medida da fecundidade total das 10 fêmeas.

3.7 Metais

Para a análise de metais, o sedimento coletado foi seco na estufa a 60°C, maceradas e enviadas via correio para o SGS Geosol Laboratórios Ltda., localizado em Vespasiano/MG. Foram analisados metais (Ag, Al, Ba, Be, Bi, Ca, Cd, Ce, Co, Cr, Cs, Cu, Fe, Ga, Hf, Hg, In, K, La, Li, Lu, Mg, Mn, Mo, Na, Nb, Ni, Pb, Rb, Re, S, Sr, Ti, V, W, Zn, Zr), semimetais (B, As, Ge) e dois ametais (P e Se). Os metais foram extraídos do sedimento através de extração parcial com água régia (HCl:HNO₃ - 1:3) de acordo com o método analítico descrito no protocolo da USEPA (1992) e analisados por espectrometria de massas com plasma indutivamente acoplado (ICP-MS).

A partir de relatórios e estudos anteriores, dados de metais foram compilados em uma tabela para comparação e análise da evolução ao longo dos últimos 20 anos. Foram selecionados seis metais (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn), considerando a análise comparativa dos níveis limiar de efeitos à biota (TEL) e níveis de efeitos prováveis à biota (PEL) conforme descrito por Macdonald et al. (1996). Além disso, foi levado em conta os valores limites estipulados na Resolução CONAMA nº454/2012 (CONAMA, 2012) para as categorias Nível 1 (improvável ocorrência de efeitos adversos à biota) e Nível 2 (provável ocorrência de efeitos adversos à biota), especialmente no contexto de sedimentos de água marinha/salobra. Também foram levados em consideração valores encontrados em um Banco de dados de efeitos biológicos para sedimentos tendo como referência amostras retiradas de diversos pontos em São Paulo, elaborado por Moreira et al. (2022), onde concentrações até o Nível 1 não se apresenta toxicidade, concentrações acima do Nível 2 possam produzir efeitos tóxicos e concentrações encontradas entre esses dois limites podem ou não produzir toxicidade.

3.8 Análise dos dados

A avaliação do efeito tóxico do sedimento em cada ponto foi conduzida através do teste t de Student ou, quando os dados não eram paramétricos, ou pelo teste de Mann-Whitney, comparando os valores dos pontos com os de controle de água ou sedimento. A variação temporal dos dados entre 2003 e 2023 foi avaliada a partir de dados primários e secundários. Cada da amostra foi normalizada em relação ao seu controle correspondente e convertida em percentual para facilitar comparações ao longo do tempo ((valor da amostra/valor do controle)100). Os resultados obtidos foram apresentados em gráficos, facilitando a análise e visualização das variações nos dados ao longo de um período de 20 anos para as fêmeas e 7 anos para os náuplios. Nos gráficos foram utilizadas as médias de cada ponto e sempre que possível os desvios padrões entre as amostras de cada período.

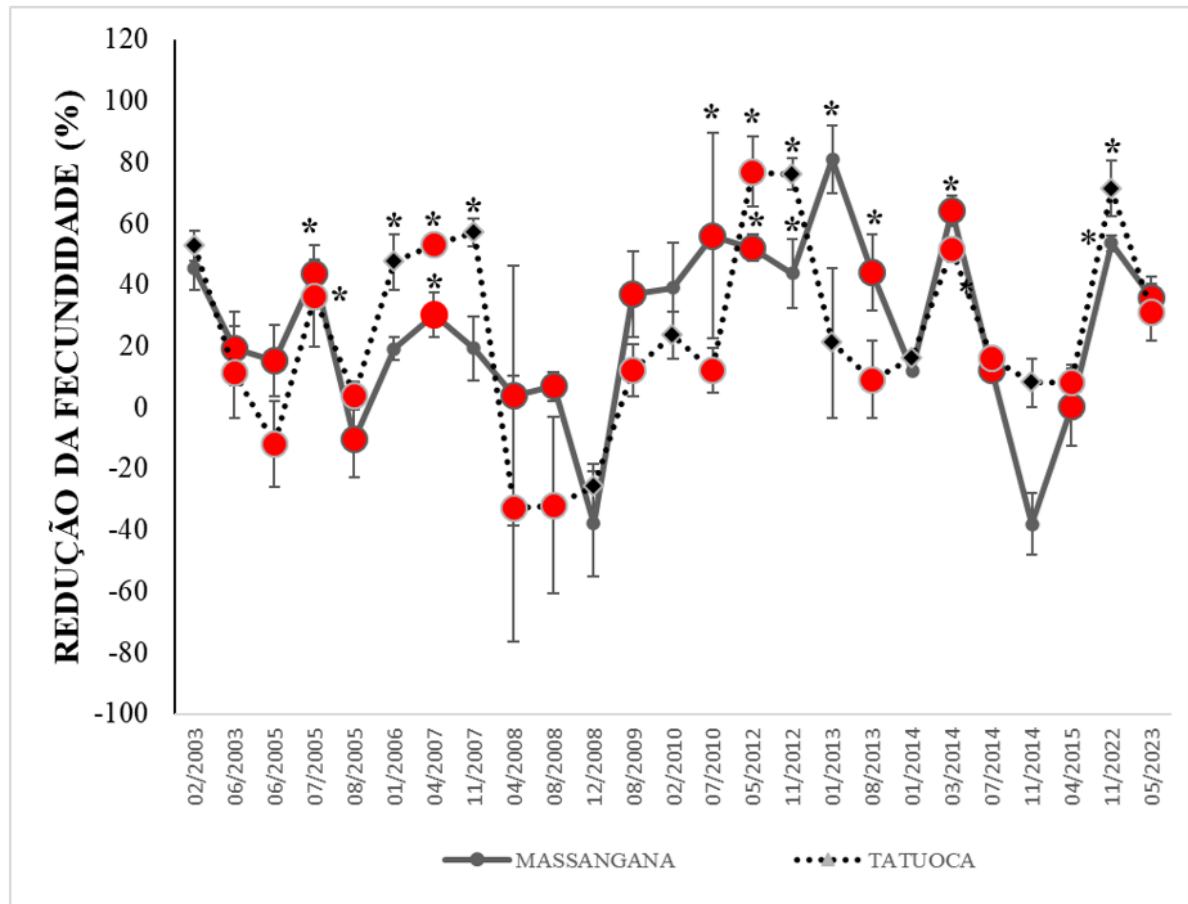
O teste -t de Student, foi usado para comparar os valores entre os rios, entre os períodos chuvoso e seco e quando possível entre os locais da coleta (canal e margem). Quando as datas coincidiram entre os rios, foi usada a correlação de Pearson, para comparação da evolução temporal dos valores encontrados. Para a analisar a evolução temporal dos dados toxicológicos, foram utilizadas análises por regressão linear. Todos os testes adotaram um nível de significância de 0,05. As análises foram realizadas utilizando o software BioStat (versão 5.0).

4. RESULTADOS

4.1 Fêmeas

Na maior parte do tempo, o sedimento de Suape não afetou significativamente a mortalidade das fêmeas do copépodo em relação aos controles entre 2003 e 2023. A mortalidade das fêmeas não variou muito entre os 20 anos de estudo com média de $11,2 \pm 13\%$. A redução na fecundidade das fêmeas em relação ao controle variou bastante entre os 20 anos de estudo (Figura 6). As médias da fecundidade das fêmeas foram comparadas com seus respectivos controles para determinar se os sedimentos apresentavam ou não toxicidade subletal. Das 25 campanhas avaliadas, em 10 foram identificados sedimentos tóxicos para o Massangana, exibindo redução estatisticamente significativa em relação ao controle ($p < 0,05$), enquanto 8 apresentaram essa característica no Tatuoca. Os resultados (Figura 6) indicaram uma redução relativa média da fecundidade de $25,86 \pm 29\%$ no Massangana e de $23,67 \pm 31\%$ no Tatuoca, não sendo observada diferença estatisticamente significativa entre estas médias ao longo dos 20 anos (Tabela 2). Além disto o comportamento de ambos os rios foi positivamente relacionados tanto para mortalidade ($r = 0.52$, $p = 0,045$) quanto para a redução da fecundidade ($r = 0.7632$, $p = 0,0006$).

Figura 6. Percentual relativo ao controle (médias e desvios padrões) de redução da fecundidade das fêmeas do copépodo *Tisbe biminiensis* correspondente a cada coleta (n=3) entre os anos de 2003 e 2023 nas desembocaduras do Rios Massangana e Tatuoca. Destacado em vermelho, estão os valores correspondentes a períodos chuvosos. Os asteriscos (*), apontam os valores que apresentam diferença significativa em relação ao seu respectivo controle, indicando toxicidade.



Fonte: a autora

Tabela 2. Médias $\pm$ desvio padrão e teste T-Student realizado para todos os parâmetros.

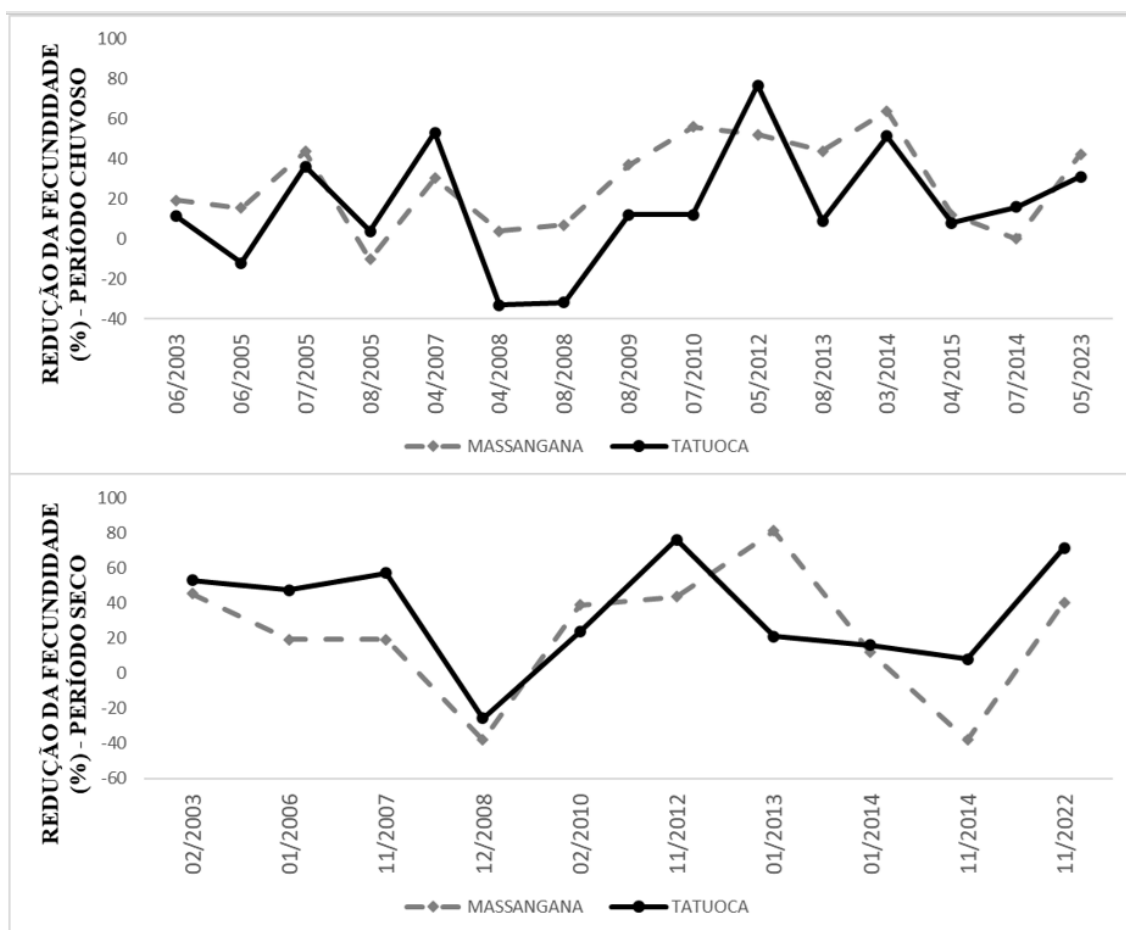
Fêmeas (redução da fecundidade)				
Parâmetros	Média 1(s)	Média 2 (s)	t	p
Tatuoca x Massangana	25,86% $\pm$ 29	23,67% $\pm$ 31	0,2552	p=0.80
	Massangana	Tatuoca		
Seco x Chuvoso (Massangana)	23% $\pm$ 34	29% $\pm$ 21,3	-0.5031	p=0.62
	seco	chuvoso		
Seco x Chuvoso (Tatuoca)	30,5% $\pm$ 33,6	15% $\pm$ 27,6	1.2369	p=0.29
	seco	chuvoso		
Núplios (mortalidade)				
Parâmetros	Média 1(s)	Média 2 (s)	t	p
Tatuoca x Massangana	45,85% $\pm$ 26,7	49,21% $\pm$ 27,5	-0.4181	p=0,68
	Massangana	Tatuoca		
Seco x Chuvoso (Massangana)	39,8% $\pm$ 25,7	50,9% $\pm$ 26	-1.3753	p=0.18
	seco	chuvoso		
Seco x Chuvoso (Tatuoca)	46,1% $\pm$ 26,9	50,5% $\pm$ 30,4	-0.4849	p=0.63
	seco	chuvoso		
Tatuoca x Massangana no Canal	49,38% $\pm$ 26,2	43,2% $\pm$ 29	0.6376	p=0.53
	Massangana	Tatuoca		
Tatuoca x Massangana na Margem	33% $\pm$ 26	65% $\pm$ 12	-2.2935	p= 0.047*
	Massangana	Tatuoca		
Canal x Margem	46,6% $\pm$ 27,2	49,1% $\pm$ 26,6	-0.2882	p=0.77
	Canal	Margem		
Canal x Margem (Massangana)	49,38% $\pm$ 26,2	33% $\pm$ 26	1.0116	p=0.32
	Canal	Margem		
Canal x Margem (Tatuoca)	43,2% $\pm$ 29	65% $\pm$ 12	-1.7713	p=0.09
	Canal	Margem		

Náuplios (inibição do desenvolvimento)				
Parâmetros	Média 1(s)	Média 2 (s)	t	p
Tatuoca x Massangana	60,4% ± 31,4	61,2% ± 30,9	-0.0888	p=0,93
	Massangana	Tatuoca		
Seco x Chuvoso (Massangana)	59,7% ± 32,7	31,5% ± 31,1	-0.1441	p=0.89
	seco	chuvoso		
Seco x Chuvoso (Tatuoca)	62,2% ± 31,5	60% ± 31,2	0.1482	p=0.88
	seco	chuvoso		
Tatuoca x Massangana no Canal	59,2% ± 31	67,2% ± 27,6	-0.8308	p=0.41
	Massangana	Tatuoca		
Tatuoca x Massangana na Margem	61,4% ± 36,8	37,7% ± 39,4	0.9994	p=0.34
	Massangana	Tatuoca		
Canal x Margem	62,9% ± 29,3	55,4% ± 35	0.7327	p=0.47
	Canal	Margem		
Canal x Margem (Massangana)	59,2% ± 31	61,4% ± 36,8	-0.2704	p=0.79
	Canal	Margem		
Canal x Margem (Tatuoca)	67,2% ± 27,6	37,7% ± 39,4	1.544	p=0.14
	Canal	Margem		

Fonte: a autora * Valor significativo $p < 0,05$

Considerando os períodos seco e chuvoso separadamente, os dois Rios se comportaram de forma semelhante (Figura 7), não sendo observadas diferenças estatisticamente significativas entre os períodos seco e chuvoso (Tabela 2).

Figura 7. Percentuais médios da redução da fecundidade das fêmeas do copépodo *Tisbe biminiensis*, durante os períodos seco e chuvoso nas desembocaduras do Rios Massangana e Tatuoca.

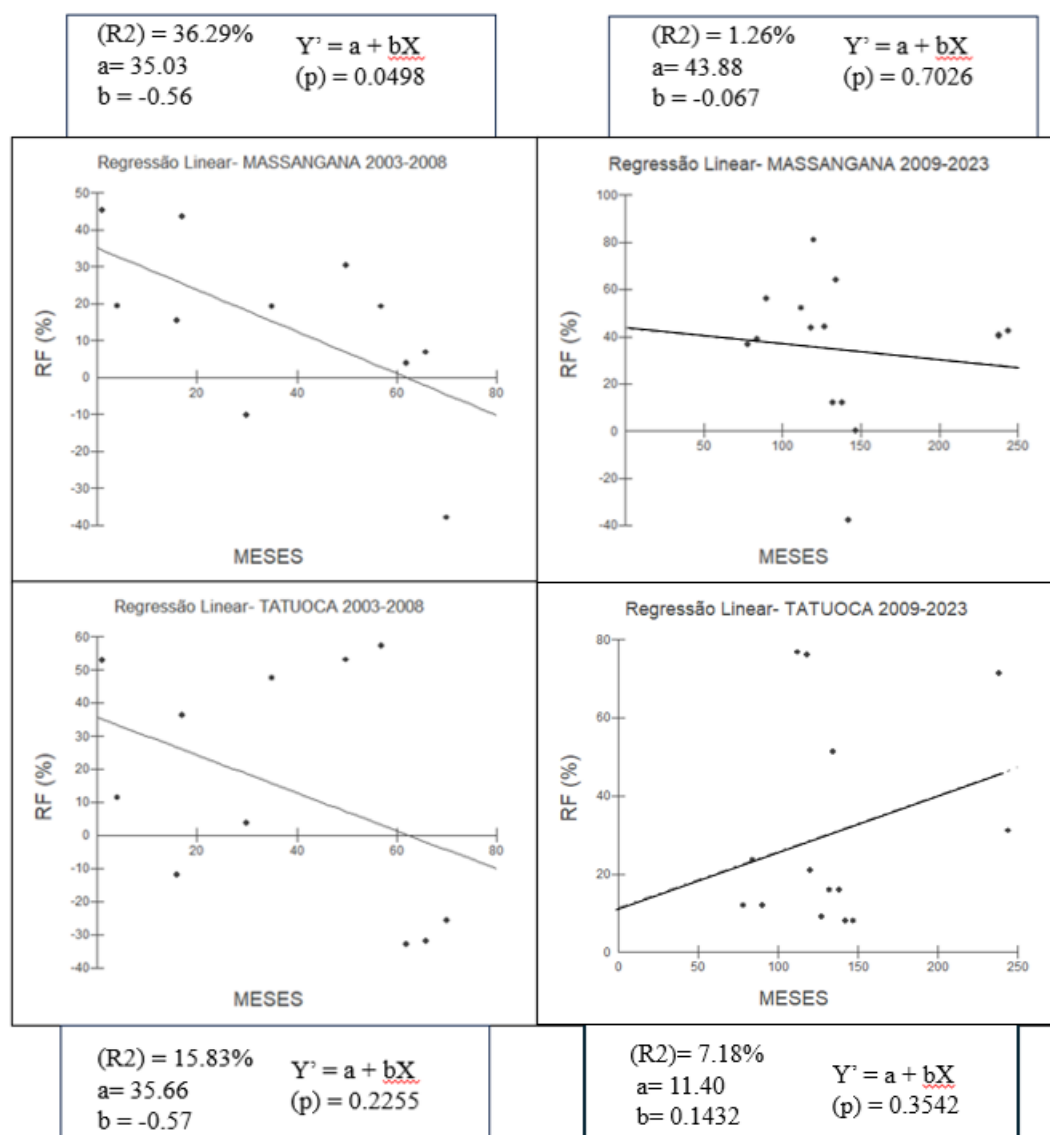


Fonte: a autora

Ao examinar as análises de regressões lineares com os dados de redução da fecundidade total das fêmeas (Figura 8), observou-se uma tendência de queda ($p=0,0498$, $R^2 = 35\%$) no rio Massangana durante o período de 2003 a 2008. Os valores de redução na fecundidade variaram entre 45,28% (2003) a -38% (2008), valor negativo mostra resultados melhores que o controle. A média ao longo desses anos foi de $14 \pm 24\%$ na redução da fecundidade. Em contraste, a análise de regressão com os dados do rio Tatuoca, não identificou uma tendência significativa de aumento ou queda nesse mesmo período, embora a média de redução da fecundidade tenha sido de aproximadamente $14 \pm 36\%$, variando de 53% (2003) a -26% (2008).

Para o intervalo de 2009 a 2023, não se observou uma tendência de variação significativa, tanto no rio Massangana quanto no rio Tatuoca. Durante esse período, as médias de redução da fecundidade voltaram a valores próximos aos encontrados em 2003, atingindo $35 \pm 30\%$ no rio Massangana e $22 \pm 26\%$ no rio Tatuoca (Figura 8).

Figura 8. Regressões lineares da redução da fecundidade das fêmeas do copépodo *Tisbe biminiensis*, nos rios Massangana e Tatuoca, ao longo dos anos.

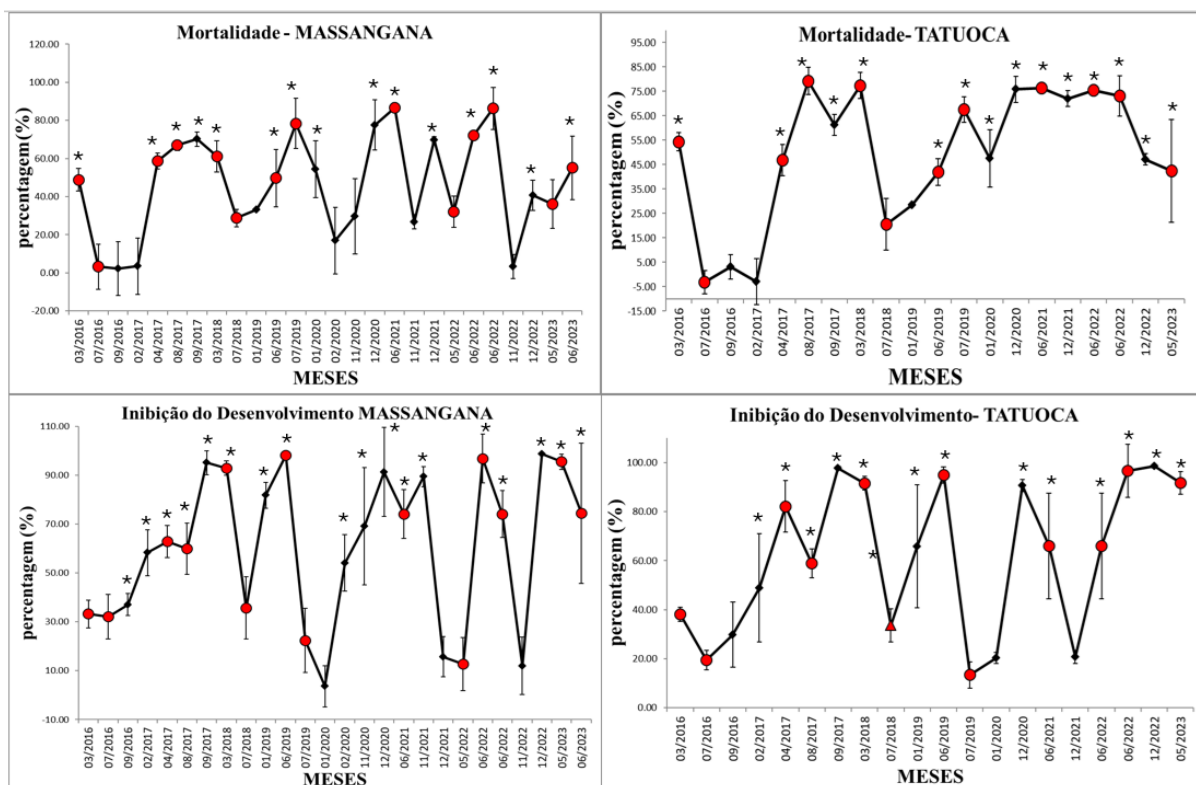


Fonte: a autora

4.2 Náuplios

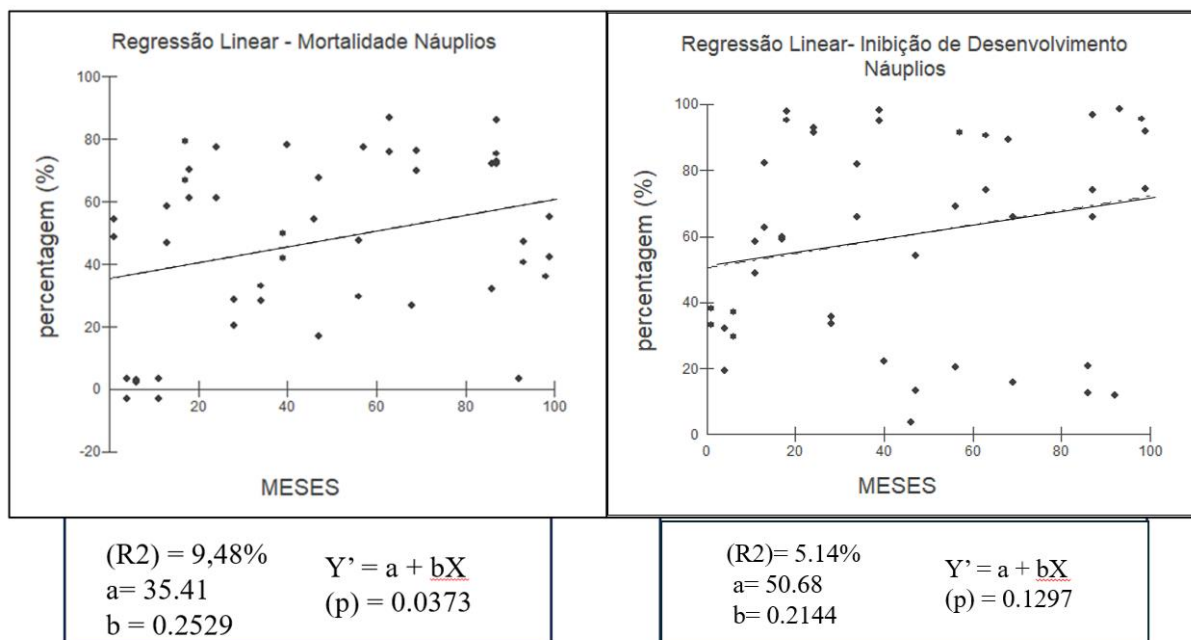
Os efeitos letais e subletais do sedimento aos náuplios do copépodo foram significativos na maior parte das coletas entre 2016 e 2023 (Figura 9). As médias das percentagens relativas de mortalidade e inibição do desenvolvimento dos copépodos variaram bastante ao longo dos anos nos 2 rios (Figura 9). As médias de mortalidade e inibição do desenvolvimento entre os rios não apresentaram diferenças significativas (Tabela 2) e estiveram positivamente correlacionadas (mortalidade, $r = 0,79$, $p < 0.0001$; inibição do desenvolvimento, $r = 0,71$, $p=0,0006$). A análise de regressão com os dados dos dois rios (Figura 10), detectou um aumento significativo ao longo do tempo na mortalidade dos náuplios, e apenas uma tendência a aumento na inibição do desenvolvimento.

Figura 9. Mortalidade e inibição do desenvolvimento (médias e desvios padrões) do copépodos *Tisbe biminiensis* a cada período de coleta (n=3) entre os anos de 2016 e 2023 nas desembocaduras do Rios Massangana e Tatuoca. Destacado em vermelho, estão os valores correspondentes a períodos chuvosos. Os asteriscos (*), apontam os valores que apresentam diferença significativa em relação ao seu respectivo controle.



Fonte: a autora

Figura 10. Regressões lineares da mortalidade e inibição do desenvolvimento dos náuplios do copépodo *Tisbe biminensis*, ao longo dos meses entre os anos de 2016 e 2023 nas desembocaduras dos Rios Massangana e Tatuoca.



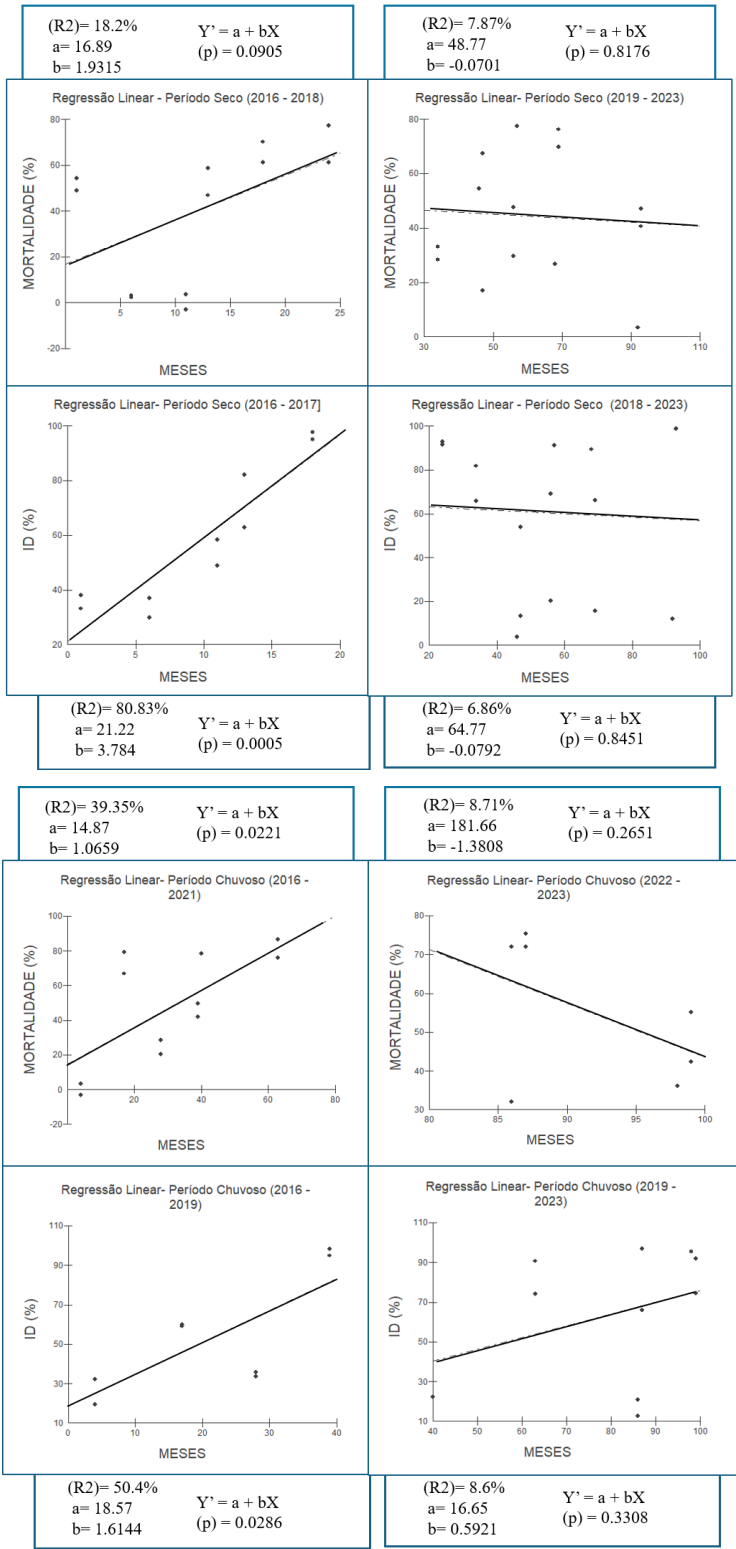
Fonte: a autora

Os dados foram analisados temporalmente, separadamente nos períodos seco e chuvoso (Figura 11). Observou-se uma tendência de aumento na mortalidade durante o período seco, embora essa tendência não tenha alcançado significância estatística ($p = 0,0905$), entre os anos de 2016 e 2018. No entanto, durante o período chuvoso, houve um aumento significativo na mortalidade ($p = 0,0221$) entre os anos de 2016 e 2021. Nos anos subsequentes, houve estabilidade em ambas as condições, com médias de $44 \pm 20\%$ no período seco e $55 \pm 18\%$ no período chuvoso.

Em relação à inibição do desenvolvimento, observou-se um aumento significativo em ambos os períodos: no período seco ($p = 0,0005$), entre 2016 e 2017; e no período chuvoso, entre 2016 e 2019 ($p = 0,0286$). Após esses períodos de aumento, assim como na mortalidade, observou-se estabilidade, com médias de $47 \pm 23\%$ para o período seco e $63 \pm 19\%$ para o período chuvoso.

Figura 11. Regressões lineares da mortalidade e inibição do desenvolvimento dos náuplios do copépodo *Tisbe biminensis*, ao longo dos meses de monitoramento nas desembocaduras do Rios Massangana e Tatuoca. (A) Período Seco. (B) Período Chuvoso.

A



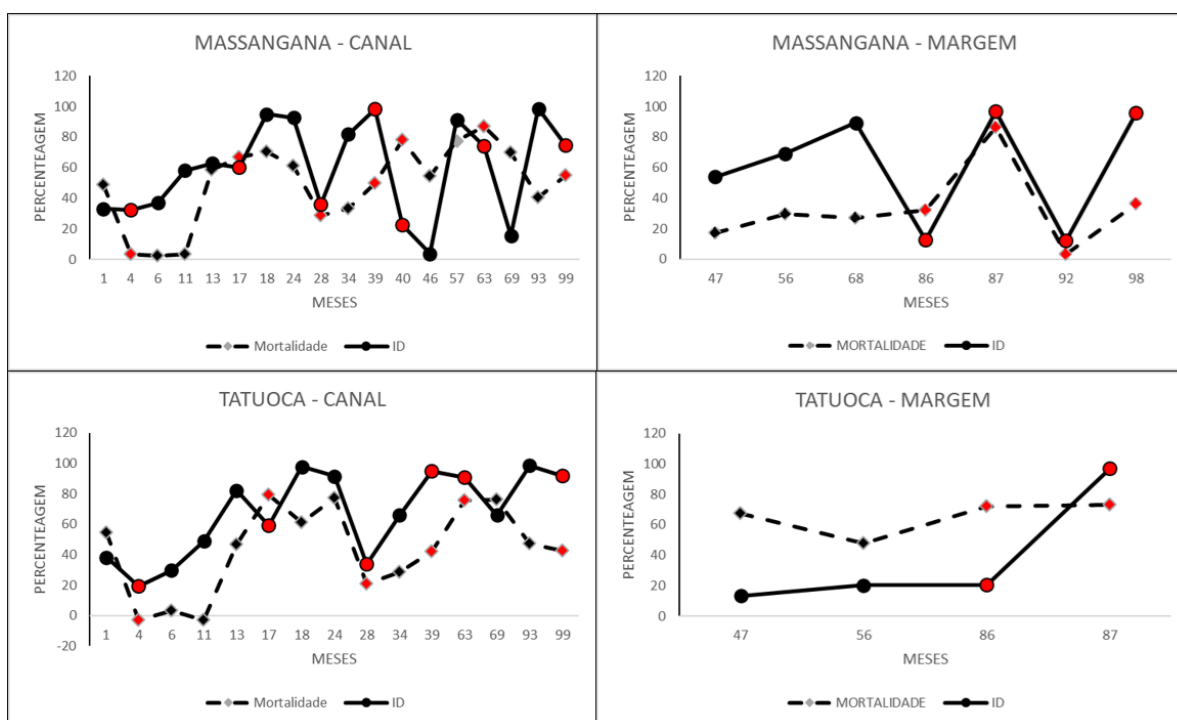
B

Fonte: a autora

Ao compararmos as médias de mortalidade e inibição de desenvolvimento entre os rios, usando os canais, não foram observadas diferenças significativas. Quando usamos as margens, no entanto, houve diferenças significativas na mortalidade apenas, sendo a margem do rio Tatuoca mais tóxica que a margem do Massangana (Tabela 2).

Os canais e margens, usando os rios juntos ou separadamente, não foram significativamente diferentes tanto na mortalidade quanto na redução do desenvolvimento (Tabela 2 e Figura 12).

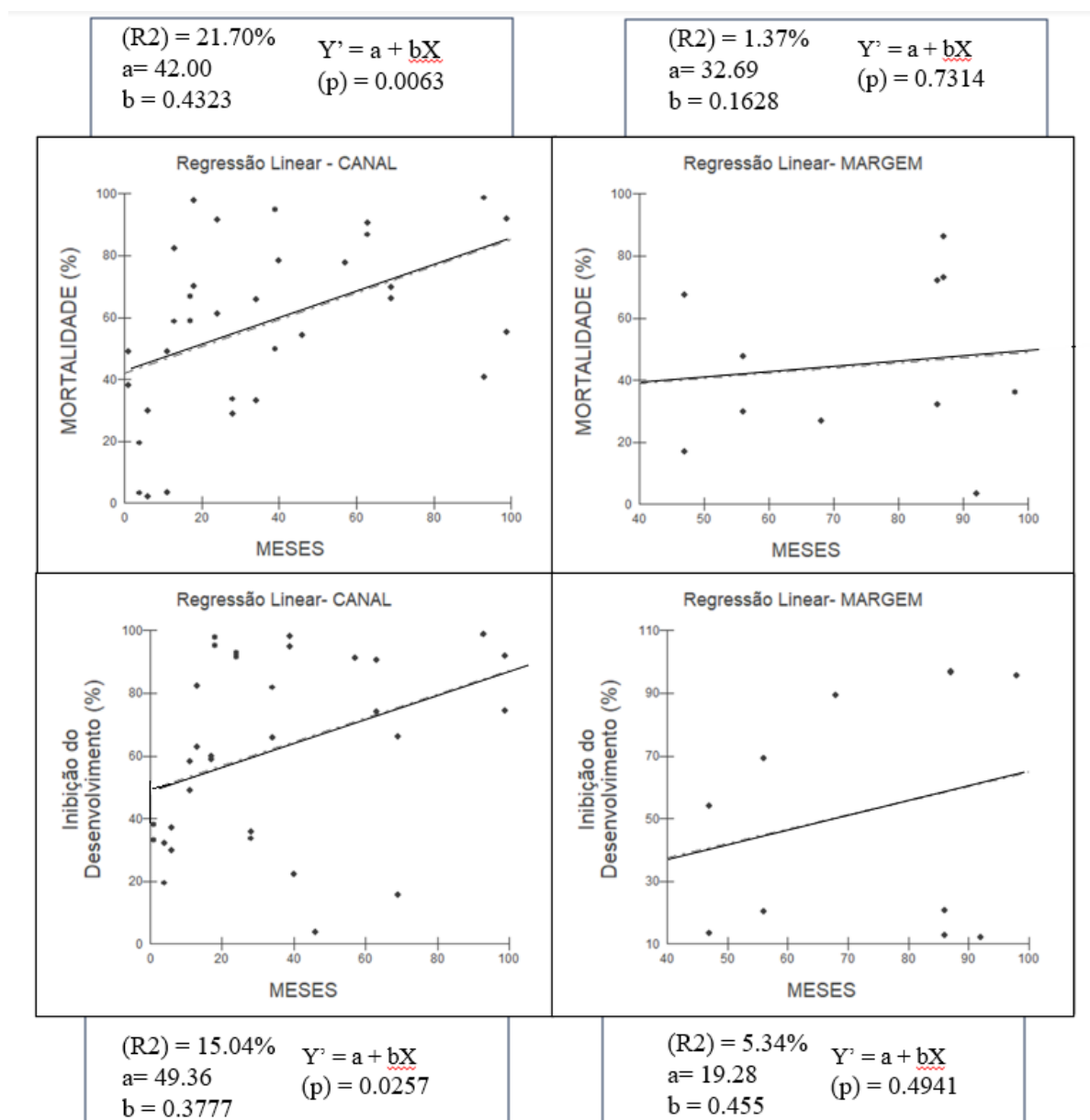
Figura 12. Mortalidade e inibição do desenvolvimento do copépodos *Tisbe biminiensis* em relação ao local de coleta (canal do rio ou margem) nas desembocaduras do Rios Massangana e Tatuoca. Destacado em vermelho, estão os valores correspondentes a períodos chuvosos.



Fonte: a autora

Ao analisar a evolução temporal de forma conjunta os valores dos dois rios (Figura 13), nota-se piora significativa na mortalidade e na inibição do desenvolvimento nas amostras coletadas nos canais. Por outro lado, a mortalidade e a inibição do desenvolvimento nas margens apresentarem-se estáveis no tempo.

Figura 13. Regressões da mortalidade e inibição do desenvolvimento dos náuplios do copépodo *Tisbe biminiensis*, nas margens e no canal nas desembocaduras do Rios Massangana e Tatuoca ao longo dos meses de monitoramento.



Fonte: a autora

4.3 Metais

Os níveis de metais permaneceram dentro dos limites estabelecidos pela legislação CONAMA (2012), com exceção de um dado pretérito para Cd em junho de 2023 numa coleta no Porto Interno de Suape (Tabela 3). Como também, em relação ao TEL e PEL, apenas o Cd excedeu o valor do TEL em 2003, no Rio Tatuoca e no Porto Interno de Suape. Já utilizando

os níveis propostos por Moreira et al. (2022), cinco (Cd, Cr, Cu, Pb e Zn) dos seis metais avaliados ultrapassaram em algum momento o nível 1. O Cr e o Pb também ultrapassaram o nível 2 de Moreira et al. (2022).

Tabela 3. Comparação dos valores ($\mu\text{g g}^{-1}$) de metais encontrados nas amostras de sedimento em Suape, com os valores de TEL (nível limite de efeitos) e PEL (nível de efeitos prováveis à biota) propostos por Macdonald et al. (1996), e 2 níveis de referência sugeridos pela Resolução do CONAMA nº454/2012 e por Moreira et al. (2022). Em negrito valores que ultrapassam o TEL. Asterisco indicam valores acima do nível 1 de Moreira et al. (2022) e em vermelho acima do nível 2. E sublinhado o nível superior ao padrão CONAMA.

Amostas	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Tatuoca – fev 2003	0.80*	17.8	3.40	5.40	11.6*	12
Massangana- fev 2003	0.60	13.3	3.50	1.90	7.6*	9.5
Porto Interno– junho 2003	<u>1.60*</u>	32.4	12.9*	8.20	12.5*	23.1
Porto Interno– junho 2003	1.00*	22.8	5.50	4.40	16.8	18
Tatuoca – junho 2003	0.40*	8.4	2.50	7.60	13.9*	7
Massangana- junho 2003	0.49*	10.9	4.29	3.18	4.86	10.5
Massangana- abril 2005	---	22.7	10.6*	---	---	29.2
Tatuoca – abril 2005	---	21.7	12.3*	---	---	37.9
Massangana- ago 2005	---	21.2	4.8	---	---	15.4
Tatuoca –ago 2005	---	14.2	2.2	---	---	24.5
Massangana hotel- nov 2021	0.02	13	5.9	3.3	6.8*	21
Massangana – nov 2021	0.04	16	6.2	3	5.7	18
Massangana hotel- maio 2022	0.01	11	4.7	3.3	5	22
Massangana – maio 2022	---	---	---	---	---	12
Massangana- jun 2022	---	---	---	---	---	57.4*
Tatuoca – jun 2022	---	---	---	---	---	33.15
Massangana Hotel- nov 2022	0.01	15	7.2	4.5	7.3*	22
Massangana- nov 2022	<0.01	5	2.1	1.4	1.7	4
Tatuoca – nov 2022	0.02	10	6.2	3.7	5.5	18

TEL	0.68	52.3	18.7	15.9	30.2	124
PEL	4.21	160	108	42.8	112	271
CONAMA NÍVEL 1 -2012	1.2	81	34	20.9	46.7	150
CONAMA NÍVEL 2- 2012	7.2	370	270	51.6	218	410
NÍVEL 1- Moreira et al. 2022	0.4	24.9	9.4	10.8	6.7	52.6
NÍVEL 2- Moreira et al. 2022	0.8	31.5	17.6	14.6	16.6	190.2

Fonte: a autora

Analisando-se em termos temporais, observa-se que o Cu e o Zn apresentaram um aumento entre 2003 e 2023, embora os demais metais Cd, Cr, Ni e Pb tenham experimentado variações ao longo dos anos, todos exibiram valores mais baixos em 2023 em comparação com 2003.

Os picos mais altos de Cr e Cu ocorreram em 2005, variando de 22,7 a 14,2 $\mu\text{g g}^{-1}$ e 10,6 a 2,2 $\mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente. Os valores mais elevados de Zn foram registrados em junho de 2022, atingindo 57,4 $\mu\text{g g}^{-1}$ em Massangana (acima do nível 1 de Moreira et al., 2012) e 33,15 $\mu\text{g g}^{-1}$ em Tatuoca.

5. DISCUSSÃO

O presente estudo mostrou que das quatro variáveis testadas nos 2 bioensaios, 3 variaram bastante ao longo dos anos, mostrando que em vários momentos o sedimento de Suape estava tóxico ao copépodo *Tisbe biminiensis*. Apenas a mortalidade das fêmeas não indicou toxicidade, mas tanto a mortalidade dos náuplios, a fecundidade das fêmeas e o desenvolvimento dos náuplios indicaram, embora em alguns momentos este efeito não tenha sido significativo. A magnitude do efeito tóxico subletal sobre as fêmeas ovígeras e sua prole foi em torno de 25%, o que é bem menor que o efeito tanto na mortalidade (48%) quanto no desenvolvimento dos náuplios (60%). Essa diferença pode ser atribuída à maior sensibilidade dos náuplios do *T. biminiensis* em comparação com as fêmeas, conforme previamente demonstrado por Régis et al. (2018) no estuário do rio Capibaribe. Estes efeitos observados foram relativamente semelhantes aos observados no Estuário de Rio Capibaribe entre 2014 e 2015 (Régis et al., 2018).

Comparando as desembocaduras dos rios Massangana e Tatuoca, não foram observadas diferenças significativas nas médias e na variação temporal em nenhuma das variáveis, indicando que apesar dos rios terem atividades industriais diferentes, a

contaminação é semelhante, talvez devido ao fato das bacias de drenagem serem muito relacionadas entre si, à dispersão dos contaminantes pelas correntes relacionadas às marés e a pequena distância entre os mesmos (2 km). A única diferença entre os rios foi nas margens, indicando que o rio Tatuoca apresentou maior toxicidade nas mesmas. Este resultado contradiz o que foi sugerido por Dantas et al. (2018) que, utilizando bioindicadores de impacto ambiental na área de Suape, como expansão urbana, terraplanagem, aterros nos manguezais, processos erosivos, entre outros, sugeriram maiores impactos no Rio Massangana, embora os impactos no Tatuoca também tenham sido altos.

As médias nos valores de toxicidade observadas no sedimento destes pontos não foram relacionadas aos períodos seco e chuvoso, embora na estação chuvosa o aumento na toxicidade do sedimento ao longo do tempo seja mais nítido (Tabela 4). Pior qualidade ambiental em períodos chuvosos já havia sido demonstrada por Araújo-Castro et al. (2013), com efeitos tóxicos mais elevados na Baía de Suape e na foz do Rio Ipojuca. Durante períodos chuvosos as características morfológicas e sedimentológicas de manguezais são alteradas. Com o aumento na descarga dos rios, há um aumento de material em suspensão que pode causar impacto como diminuição da camada fótica e redução no fitoplâncton e aumento na concentração de nutrientes como amônia, nitrito e nitrato (Borges, 2011). Além disso, pode haver o aumento de concentrações de contaminantes nos sedimentos nos períodos chuvosos (Araújo-Castro, 2008; Siqueira, 2017).

Com relação à evolução temporal da toxicidade nos últimos 20 anos, usando a fecundidade das fêmeas dos copépodos, observou-se uma melhora entre os anos de 2003 e 2008 em ambos os pontos. Entre 2009 e 2023, não foi observado nenhuma tendência de aumento ou diminuição na toxicidade do sedimento, embora tenha ocorrido uma grande variação entre os momentos de coleta. Os valores obtidos nas coletas mais recentes em 2022 e 2023 estão dentro da variação normal dos dados anteriores (30– 35% de efeito). O bioensaio com náuplios avaliou a evolução temporal da toxicidade nos últimos 16 anos, entre 2016 e 2023, mostrando uma clara tendência ao aumento de mortalidade e inibição no desenvolvimento sobretudo quando o período chuvoso é analisado separadamente (ver Figuras 10 e 11, Tabela 4). Os dois parâmetros sofrem uma piora ao longo dos primeiros anos de monitoramento, porém apresentam uma estabilidade nos anos mais recentes (Tabela 4). No entanto, essa estabilidade encontra-se em altos valores, com médias acima de 44% e 55% para a mortalidade nos períodos secos e chuvosos, respectivamente, e 42% e 64% para a inibição de desenvolvimento. Uma explicação plausível para esse aumento pode estar associada ao

crescimento das atividades industriais e portuárias na área, e maior descarga de efluentes industriais e de esgoto doméstico.

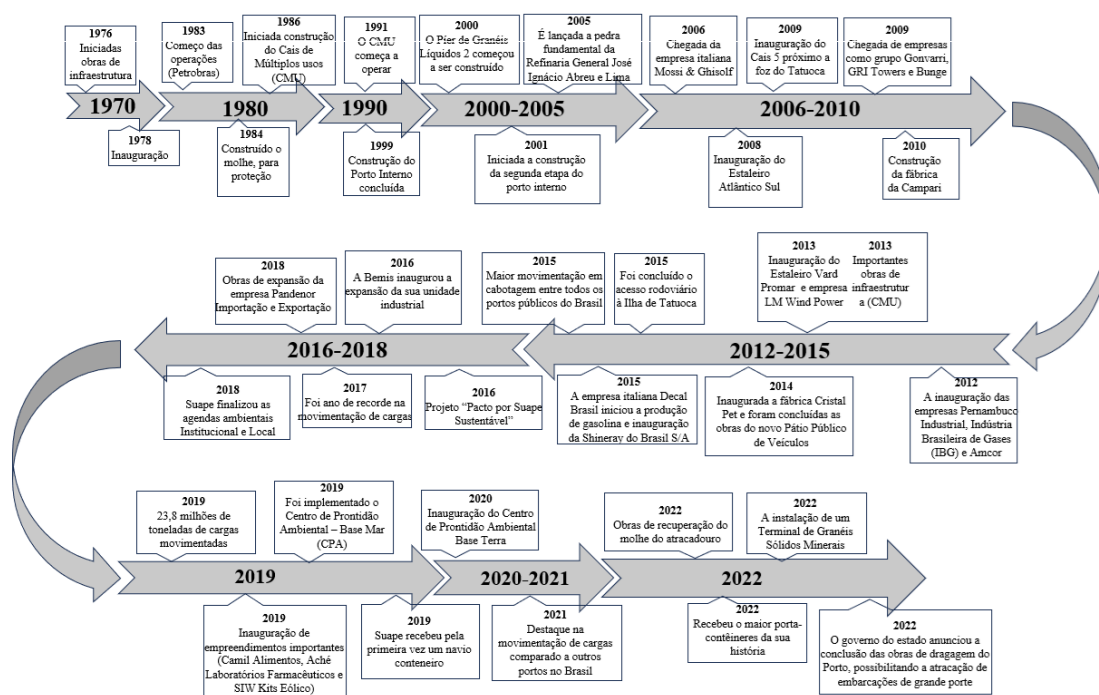
Tabela 4. Resumo da análise temporal dos parâmetros ecotoxicológicos do sedimento sobre o desempenho do copépodo *Tisbe biminiensis* nas desembocaduras do Rios Massangana e Tatuoca ao longo dos meses de monitoramento. Os asteriscos (*) denotam estabilidade em valores acima de 35%, sugerindo uma persistência em níveis indicativos de toxicidade.

Fêmeas	Ano	Condição
Mortalidade	2003 - 2023	Estável
Redução na Fecundidade	2003 - 2008	Melhora
	2009 - 2023	Estável*
Náuplios (Período Seco)	Ano	Condição
Mortalidade	2016 - 2018	Estável
	2019 - 2023	Estável*
Inibição de desenvolvimento	2016 - 2017	Piora
	2018 - 2023	Estável*
Náuplios (Período Chuvoso)	Ano	Condição
Mortalidade	2016 - 2021	Piora
	2021 - 2023	Estável*
Inibição de desenvolvimento	2016 - 2019	Piora
	2018 - 2023	Estável*

Desde 1976 a área passa por modificações devido às obras relacionadas ao porto (Figura 14, anexo 1, 2 e 4). Alguns exemplos que podem ser citados uma vez que estão diretamente relacionados aos pontos deste estudo são: 1) a construção do molhe para proteção do porto em 1986, que causou modificações nos recifes próximos; 2) construção do porto interno em 2000; 3) inauguração do Estaleiro Atlântico Sul em 2008 que ocupa a área entre os 2 pontos de coleta; 4) a instalação do Cais 5 do Porto de Suape localizado próximo à foz do

rio Tatuoca em 2009, onde foram realizadas dragagens que podem influenciar o ambiente e 5) a inauguração do Estaleiro Promar e obras no Cais de Múltiplos Usos a partir de 2013 próximos aos 2 pontos de coleta. Além disto, o aumento da movimentação de cargas que chegam no porto e instalação de diversas empresas ao longo dos anos pode ter causado vários impactos negativos nas regiões circundantes.

Figura 14. Breve histórico das operações realizadas na área, baseado em informações encontradas no site oficial do Porto de SUAPE.



Fonte: a autora com dados de Suape (2023)

Devido a esse crescimento do complexo industrial de Suape, não apenas a região em que se encontra o porto é afetada. A ocupação de áreas litorâneas e o crescimento da utilização agrícola das terras, bem como o crescimento urbano e de serviços em regiões próximas ao porto, levaram a problemas ligados à degradação da terra, principalmente à redução de áreas de manguezais entre 2007 e 2010 (Silva et al., 2018, anexo 2). Esse fato é corroborado por Ferreira et al. (2013), que mostram uma redução da vegetação entre 1989 e 2010.

Diversos estudos ambientais já foram desenvolvidos na Baía de Suape, embora poucos avaliando uma série temporal mais ampla. Não vamos destacar aqui trabalhos na foz dos Rios Ipojuca e Merepe, já que estes rios atualmente não se comunicam mais com os pontos amostrados e sofrem influência de uma grande bacia hidrográfica bastante comprometida, a

do Rio Ipojuca. A maior parte dos trabalhos publicados tratam de alteração na fisiografia da região, hidrologia, e comunidades pelágicas. Mais raros são os estudos de poluição, qualidade sedimentar e da comunidade bentônica associada.

Os impactos causados pela atividade humana, tais como dragagens, aterros, extensas áreas de construção e a rápida urbanização no sistema estuarino de Suape, entre 1979 e 1986, resultaram na redução da energia hidrodinâmica das correntes de maré (Oliveira et al., 2021; Fabin, 2018). Esse fenômeno propiciou a deposição de sedimentos mais finos na região, levando a uma alta taxa de sedimentação que é cerca de 4 vezes superior à média global estimado para áreas de mangue (Sanders et al., 2014). Junto a esta alteração na granulometria é observado um aumento no teor de matéria orgânica nos sedimentos (Oliveira et al., 2021) refletindo a eutrofização da Baía de Suape e aportes orgânicos de fontes antrópicas.

Dados hidrológicos prévios à instalação do porto, coletados por Cavalcanti et al. (1980), possibilitaram a categorização do ecossistema de Suape em três áreas distintas: a primeira sendo a baía de Suape, caracterizada como marinha costeira; a segunda, os rios Massangana e Tatuoca, identificados como zona estuarina; e por fim, a terceira compreende o estuário do rio Ipojuca, com um regime de salinidade específico. De acordo com Neumann-Leitão (1994), após a implantação do porto houve modificações em relação a essa categorização. A principal foi nos rios Massangana e Tatuoca que agora apresentam altas salinidades em suas áreas mais internas, influenciando as comunidades presentes. Cordeiro et al. (2018), realizaram uma análise de nutrientes e da biomassa do fitoplâncton entre 2015 e 2016 e sugerem que a qualidade da água em Suape é boa sem níveis elevados de eutrofização, o que eles atribuem ao forte hidrodinamismo e com a abertura dos recifes, houve maior penetração das águas costeiras, causando maior renovação da água.

O zooplâncton dos estuários dos rios Tatuoca, Massangana e da baía de Suape, Pernambuco, foram estudadas objetivando-se analisar os impactos causados nesta comunidade pela construção de um porto interno no Complexo Portuário de Suape. no período seco nos meses de novembro e dezembro de 2005. Foram registrados 35 grupos zooplanctônicos, sendo Copepoda o mais abundante. A média da diversidade de espécies foi alta (2,827 bits/ind) devido à presença de várias espécies marinhas. De forma geral, a baía de Suape foi classificada como uma área que está sofrendo um grande impacto ambiental, sendo possível concluir que as modificações realizadas resultaram em mudanças na composição de espécies principalmente pelo aumento da influência marinha na região (Pessoa et al., 2009).

O ictioplankton foi avaliado por Bezerra et al. (2011) em 2008 e após realizar uma identificação taxonômica das espécies, os autores encontraram a ocorrência de duas famílias dominantes, Clupeidae e Engraulidae, que são consideradas resilientes a impactos, indicando assim a degradação sofrida pelo ambiente após a implantação do complexo portuário.

Amostras de água coletadas em 2007 em Suape foram testadas em bioensaios usando larvas de ouriço-do-mar *Lytechinus variegatus* e revelaram toxicidade crônica em amostras dos rios Massangana e Tatuoca (Souza-Santos e Araújo, 2013). A microalga *Thalassiosira weissflogii* também apresentou inibição de crescimento quando exposta às amostras da água de Suape entre 2010 e 2011 (Araújo e Souza-Santos, 2013). Souza-Santos et al, 2015 fez análises toxicológicas comparando o náuplio do *T. biminiensis* às larvas de ouriço-do-mar *Lytechinus variegatus* e ambos os organismos apresentaram toxicidade subletal na maioria das estações avaliadas entre 2009-2010 em Suape. Lavorante (2014) realizou uma Avaliação e Identificação de Toxicidade (AIT) constatando que tanto para o rio Tatuoca quanto para o rio Massangana os principais agentes suspeitos de causar a toxicidade foram compostos orgânicos, metais, material particulado, oxidantes, substâncias degradadas/ transformadas em pH ácido e básico.

A análise de hidrocarbonetos de petróleo dissolvidos/dispersos (DDPH) foi feita entre 2013 e 2014 nas águas da plataforma continental de Pernambuco e sugere que os maiores valores encontrados, apesar de baixos, possam estar relacionados às atividades de navegação próximas a Suape (Zanardi-Lamardo e Schettini, 2022). Apesar do nível de DDPH nas Baía de Suape não indicar contaminação importante na área entre 2011 e 2012, mesmo após 30 anos da instalação do porto (Lemos et al., 2014). Na foz do Massangana em 2014 observou-se que os níveis DDPH na água variam conforme os níveis da maré, aumentando em maré baixa e diminuindo em maré alta, indicando que as águas deste rio estavam com um nível maior de hidrocarbonetos, apesar de não indicar contaminação importante (Zanardi-Lamardo et al. 2018). Testes envolvendo peixes coletados no rio Massangana entre 2013 e 2014, apontaram um aumento de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) na bile desses animais em comparação ao estuário do Rio Formoso no sul de Pernambuco embora não tenham indicado efeito tóxico usando biomarcadores moleculares (Silva et al. 2021).

Resultados encontrados por Souza-Santos et al. (2015), mostram que amostras de água coletadas na Baía de Suape, apresentaram valores de metais muito acima do limite permitidos pela Resolução do CONAMA 357/05 e tais valores podem estar associados a toxicidade encontrada no copépodo *T. biminiensis*. Diferentemente dos resultados encontrados por Lavorante (2014) em que análises de águas coletadas em 2013, apresentaram baixos valores

de metais não alcançando os limites estabelecidos pela mesma legislação. Isso mostra o dinamismo que podemos encontrar na matriz água. Por isso a importância de analisar amostras de sedimento, principalmente estuarinos. Neles ocorre sedimentação de grandes quantidades de material fino (Oliveira et al., 2014; Paiva et al., 2016), e tal acumulação está diretamente relacionada a retenção de poluentes.

Ampliar a avaliação dos metais no sedimento em Suape pode ajudar a interpretar os resultados aqui obtidos, mas estes dados ainda não foram disponibilizados pelo órgão ambiental, apesar de solicitados. Com os poucos dados aqui apresentados, os seis metais analisados não parecem estar envolvidos diretamente na toxicidade observada. Silveira et. al. (2013) também fizeram análises de metais no sedimento em Suape e concluíram que os metais encontrados, que estão biodisponíveis, estão dentro de limites aceitáveis para a comunidade biótica, seguindo o padrão de referência internacionais (NOAA e Environment Canada).

O cádmio (Cd) no sedimento em Suape ultrapassou todos os valores de referência em 2003 (Marques et al., 2011) sugerindo uma possível influência sobre a biota. Este metal pode estar presente nos resíduos de diversas indústrias, como as dos setores têxtil, químico, metalúrgico, produção de plásticos, reciclagem e em regiões portuárias (Herrero et al., 2008). No complexo industrial de Suape, há a presença de 19 empresas potencialmente associadas ao aumento na concentração de Cd. Estuários sujeitos a intensas atividades antrópicas tendem a manifestar variações nos níveis de Cd, como observado no rio Cubatão, no estuário de Santos, entre 1998 e 2000 (Hortellani et al., 2008), e no rio Capibaribe, em Pernambuco, em 2014 (Régis et al., 2018).

Apenas chumbo (Pb) e cromo (Cr) excederam o limite de nível 2 de Moreira et al. (2012) em 2003 (Marques et al., 2011), também sugerindo uma possível influência sobre a biota. Choueri et al. (2009), através de uma análise de um conjunto de dados, estabeleceram uma correlação entre a mortalidade de anfípodes e a presença de metais, como o Pb, no ecossistema estuarino de Santos.

O cobre (Cu) e o zinco (Zn), demonstraram variações ao longo dos anos, com um aumento no término do presente estudo. Apesar desse aumento, é importante salientar que esses valores ainda permanecem dentro dos limites de referência na maior parte das campanhas. De acordo com os dados obtidos, o maior valor de Cu atingiu $12,3 \mu\text{g g}^{-1}$ no Tatuoca em abril de 2005. Este valor, entretanto, está significativamente abaixo dos níveis encontrados em outros rios sujeitos à influência antrópica. Por exemplo, o rio Botafogo apresentou $23,7 \mu\text{g g}^{-1}$ (Lima, 2008), o rio Capibaribe $80 \mu\text{g g}^{-1}$ em 2014-2015 (Régis et al.,

2018) e $90 \mu\text{g g}^{-1}$ em 2017 (Silva, 2017), enquanto o canal de Santa Cruz exibiu $362 \mu\text{g g}^{-1}$ (Rocha, 2000). Mesmo rios como o Megaó, em Acaú-PE, afetados pela indústria canavieira, apresentou variações superiores de cobre (Silva, 2018). No caso do zinco (Zn), os resultados seguem a mesma tendência observada para o cobre. Suape ($57 \mu\text{g g}^{-1}$) apresentou baixas concentrações em comparação com os rios Capibaribe ($274 \mu\text{g g}^{-1}$), Pereguê ($312 \mu\text{g g}^{-1}$), Cubatão ($77,6 \mu\text{g g}^{-1}$), (Hortellani et al., 2008), Complexo Portuário de Santos ($90 \mu\text{g g}^{-1}$) (Delgado et al., 2023) e Canal de Santa Cruz ($204 \mu\text{g g}^{-1}$) (Rocha, 2000). Delgado et al. (2023) sugerem que a presença desses dois metais traço está associada à atividade portuária. Além disso, Bighiu et al. (2017) destacam que ambos os elementos desempenham papéis cruciais como ingredientes ativos e estabilizadores em tintas antiincrustantes, que são utilizadas nos cascos dos navios.

Os níveis de bifenilas policloradas (PCBs) foram encontrados associados à lama no Estuário de Suape em 2011, mas não apresentam valores significantes para justificar grandes impactos no ambiente (Yogui et al., 2018).

Em 2019, devido ao acidente com o óleo nas regiões costeiras do Nordeste, acreditava-se que haveria um aumento nas concentrações de hidrocarbonetos do petróleo nas áreas afetadas, inclusive em Suape. Alguns estudos mostram que algumas comunidades das áreas atingidas foram afetadas (Soares; Rabelo, 2021). Porém o presente estudo mostra que a toxicidade encontrada no ano de 2019 e 2020 está próxima a dos anos anteriores, indicando que o acidente não teve o efeito esperado nestes pontos. Choueri et al. (2024) mostraram que após 2 anos do acidente a toxicidade das amostras de areia em regiões recifais de Pernambuco não podem ser explicadas pelas concentrações baixas de HPA, e que os efeitos subletais em *T. biminensis* nas amostras de Suape foram maiores que em outras áreas, mas que provavelmente se devam a outras fontes de contaminação pré-existentes e não graças ao derramamento de petróleo em 2019.

Com relação ao efeito nas comunidades bentônicas na área, existem bem menos estudos. Em 2004 a comparação de composição e biomassa de macroalgas entre o manguezal de Vila Velha-Pe e Suape mostrou que Suape apresentava o número de espécies e biomassa reduzido devido, provavelmente, aos impactos sofridos (Azevedo et al., 2007). Este resultado pode ser corroborado por Reis et al. (2012) que compararam a biomassa e diversidade de macroalgas Phaeophyceae entre 1996-1999 e 2009, observaram que a diversidade de algas na região de Suape mais próximas ao porto ao longo dos anos, também reduziu. Em 2016 foram observados impactos do Porto de Suape na comunidade de foraminíferos na lama, com a

presença de certas espécies oportunistas em estações próximas às áreas de dragagem e nos rios Massangana e Tatuoca, indicando eutrofização (Oliveira et al., 2022).

A melhora, estabilidade e piora nos dados ecotoxicológicos observados neste estudo mostram que a hipótese foi rejeitada. As variações no tempo foram mais complexas que as esperadas. Este cenário pode estar relacionado ao fato de Suape ser um complexo portuário-industrial relativamente recente. Desta forma o Porto de Suape e indústrias relacionadas estão sujeitos a políticas públicas para o estabelecimento da gestão ambiental portuária, como a Lei 8.630/93 conhecida como a Lei de Modernização dos Portos, a inclusão da questão ambiental portuária no Plano de Ação Federal para a Zona Costeira do Brasil (PAF) de 1998 e a Agenda Ambiental Portuária obrigatória (Kitzmann, Asmus e Laydner, 2004). De acordo com Sá et al. (2011) ainda existem dificuldades de implementação de ação de gestão ambiental, como o tratamento e destinação de resíduos adequado, por exemplo, fato que pode ocasionar aumento de toxicidade no local, como visto em alguns períodos.

6. CONCLUSÕES

- O estudo demonstrou a toxicidade dos sedimentos lamosos superficiais em Suape aos copépodos bentônicos *Tisbe biminiensis* entre 2003 e 2023.

- Os dois pontos de coletas apesar de estarem nas desembocaduras de dois rios diferentes foram muito semelhantes, indicando homogeneidade nas duas bacias hidrográficas e na Baía de Suape.

- Entre 2003 e 2008, houve uma melhoria significativa na fecundidade da espécie de copépodo *Tisbe biminiensis*; no entanto, após esse ano, nota-se uma volta aos efeitos tóxicos subletais anteriormente detectados.

- O bioensaio com os náuplios, fase larval, dos copépodos aumentou a sensibilidade dos programas de monitoramento relativamente ao observado com as fêmeas.

- O aumento significativo na mortalidade e inibição no desenvolvimento dos náuplios de *T. biminiensis* entre 2016 e 2021 sobretudo no período chuvoso destaca a importância do monitoramento contínuo e sazonal para compreender as variações nos ecossistemas estuarinos de Suape.

- Os seis metais analisados Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn não explicaram os padrões de toxicidade observados até o momento

- Os dados disponíveis até o momento demonstram a importância de monitorar a toxicidade dos sedimentos e desta forma oferecer dados valiosos para a tomada de decisões futuras na busca por práticas mais sustentáveis.

- A compreensão desses padrões e a identificação de fatores específicos que causam estas condições ambientais descritas neste estudo serão essenciais para aprimorar as estratégias de preservação e minimizar os impactos negativos nos ecossistemas estuarinos associados às atividades portuárias.

7. REFERÊNCIAS

- ALONGI, D. M. Carbon cycling and storage in mangrove forests. *Annual Review of Marine Science*, v. 6, p. 195-219, 2014. APAC. Boletim do clima síntese climática. Disponível em: <http://old.apac.pe.gov.br/meteorologia/monitoramento-pluvio.php#>. Acesso em: 05 fev. 2024.
- ARAÚJO, C. F. C.; SOUZA-SANTOS, L. P. Use of the microalgae *Thalassiosira weissflogii* to assess water toxicity in the Suape industrial-port complex of Pernambuco, Brazil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 89, p. 212-221, 2013.
- ARAÚJO, R. J. V. Avaliação toxicológica da água e utilização de diferentes métodos na avaliação toxicológica de sedimentos do complexo estuarino de Suape, PE, Brasil. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) - Universidade Federal de Pernambuco, 2008.
- ARAÚJO-CASTRO, C. M. V. Padronização e aplicação do copépodo marinho bentônico *Tisbe biminiensis* como organismo-teste em avaliações toxicológicas de sedimentos estuarinos. Tese (Doutorado em Oceanografia) – Universidade Federal de Pernambuco, 2008.
- ARAÚJO-CASTRO, C. M. V., OLIVEIRA, D. D., SOUZA-SANTOS, L. P., COSTA, M. F., CARREIRA, R. S., REZENDE, C., SILVA JÚNIOR, J. M. Avaliação da toxicidade dos sedimentos entorno do Porto de Suape (Pernambuco) utilizando o copépodo *Tisbe biminiensis*. In: *Gestão e Tratamento de Resíduos Líquidos Gerados na Cadeia Produtiva do Petróleo*, v. 2, p. 1-32, 2013.
- ARAÚJO-CASTRO, C. M. V.; SOUZA-SANTOS, L. P.; COSTA, M. F. Avaliação da toxicidade dos sedimentos do Porto de Suape utilizando o copépodo bentônico *Tisbe biminiensis* nos períodos seco e chuvoso de 2003. In: KATO, M. (Org.). *Gestão e*

- Tratamento de Resíduos Líquidos gerados na cadeia produtiva do petróleo. 1a. Coletânea de Trabalhos técnicos. 1ed. Recife: Editora Universitária da UFPE, p. 47-60, 2006.
- ARAUJO-CASTRO, C.M.V.; SOUZA-SANTOS, L.P.; TORREIRO, A.G.A.G.; GARCIA, K.S. Sensitivity of the marine benthic copepod *Tisbe biminiensis* (Copepoda, Harpacticoida) to potassium dichromate and sediment particle size. *Brazilian Journal of Oceanography* v.57, p. 33-41, 2009.
- AXEL, B. N. (Ed.). *Environmental impacts of international shipping the role of ports: the role of ports*. OECD Publishing, 2011.
- AZEVEDO FONTES, K. A.; PEREIRA, S. M. B.; ZICKEL, C. S. Macroalgas do “Bostrychietum” aderido em pneumatóforos de duas áreas de manguezal do Estado de Pernambuco, Brasil. *Iheringia, Série Botânica*, v. 62, n. 1/2, p. 31-38, 2007.
- BARCELLOS, R. L., SANTOS, L. D.; OLIVEIRA, T. R. S.; OLIVEIRA, T. S.; SILVA, J. C. A. Análise dos componentes da fração arenosa como indicadores ambientais no sistema costeiro associado ao Complexo Industrial-Portuário de Suape (PE). *Parcerias Estratégicas (Impresso)*, v. 46, p. 159-168, 2018.
- BARCELLOS, R. L.; DANTAS DOS SANTOS, L. Histórico de impactos ambientais e o estado da arte em Oceanografia no sistema estuarino-lagunar de Suape-Ipojuca (PE). *Parcerias Estratégicas*, v. 23, n. 46, 2018.
- BEZERRA JUNIOR, J.; DIAZ, X. G.; NEUMANN-LEITÃO, S. Diversidade de larvas de peixes das áreas internas e externas do porto de Suape (Pernambuco-Brazil). *Tropical Oceanography*, v. 39, p. 1-13, 2011.
- BIAN, B.; LIN, C.; SUO WU, H. Contamination and risk assessment of metals in road-deposited sediments in a medium-sized city of China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 112, p. 87-95, 2015.
- BIGHIU, M. A., GOROKHOVA, E., CARNEY ALMROTH, B.; ERIKSSON WIKLUND, A. K. Metal contamination in harbours impacts life-history traits and metallothionein levels in snails. *PLoS One*, v. 12, n. 7, p. e0180157, 2017.
- BORGES, C. P. Comunidade fitoplancônica do estuário do rio Massangana (Pernambuco-Brasil). Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco. 2011.
- BRAGA, R. A. P.; UCHOA, T. M. D. M.; DUARTE, M. T. M. B. Impactos ambientais sobre o manguezal de Suape-PE. *Acta Botanica Brasilica*, v. 3, p. 09-27, 1989.
- CAVALCANTI, L. B.; COELHO, P. A.; ESKINAZI-LEÇA, E.; LUNA, J. A. C.; MACÊDO, S. J.; PARANAGUÁ, M. N. Condições ecológicas na área de Suape (Pernambuco-

- Brasil). In: Seminario sobre o Estudio Científico e Impacto Humano en el Ecosistema de Manglares. UNESCO. Cali, p. 243-256, 1980.
- CHAGAS, A. C. O. Níveis de metais pesados e hidrocarbonetos em sedimentos do Complexo Industrial Portuário de Suape-PE-Brasil. Dissertação (Mestrado em Ciências Geológicas) - Universidade Federal de Pernambuco, 2003.
- CHEN, J.; ZHANG, H.; XUE, J.; YUAN, L.; YAO, W.; WU, H. Study on spatial distribution, potential sources and ecological risk of heavy metals in the surface water and sediments at Shanghai Port, China. *Marine Pollution Bulletin*, v. 181, 113923, 2022.
- CHOUERI, R. B.; ABESSA, D. M. S, DE CARVALHO, M. U., PAZINI, B., ZANARDI-LAMARDO, E., ROJAS, L. A. V., CARVALHO, P. S. M.; ANDRADE, N. V. M.; SOUZA-SANTOS, L. P., FERRAZ, M. A., ALVES, A. V.; CASTRO, Í. B. PAH residues and toxicity levels two years after an extensive oil spill on the northeast Brazilian coast. *Marine Pollution Bulletin*, v. 200, p. 116063, 2024.
- CHOUERI, R. B., CESAR, A., ABESSA, D. M. D. S., TORRES, R. J., MORAIS, R. D., RIBA, I., PEREIRA, C.D.S., NASCIMENTO, M.R.L., MOZETO, A.A., DELVALLS, T.A. Development of site-specific sediment quality guidelines for North and South Atlantic littoral zones: comparison against national and international sediment quality benchmarks. *Journal of hazardous materials*, v. 170, n. 1, p. 320-331, 2009.
- CONAMA. RESOLUÇÃO No 454, 01 DE NOVEMBRO DE 2012. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. 17 p. 2012.
- CORDEIRO, I. A.; FEITOSA, F. A. D. N., MONTES, M. D. J. F., OTSUKA, A. Y.; SILVA, A. C. Environmental conditions of the Suape estuarine-port complex area (Pernambuco, Brazil): phytoplankton biomass and hydrological parameters. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 99, n. 2, p. 291-301, 2019.
- CPRH. Agência estadual de meio ambiente. Diagnóstico socioambiental do estado de Pernambuco. Recife. 2001
- D'OLIVEIRA, R. C. D. Aspectos relevantes sobre estruturas de acostagem. *Revista Obras Civis*, v. 3, n. 1, p. 21-28, 2011.
- DANTAS, R. S.; DANTAS, P. S. B.; NEUMANN-LEITÃO, S. 2168 Bioindicators of environmental quality in costal/estuarine areas as a tool for monitoring plans: A Study

- Case for Suape Complex Port (Pernambuco, Brazil). *Tropical Journal of Fisheries and Aquatic Science*, v. 18, n. 1, p. 39-48, 2018.
- ort (Pernambuco, Brazil). *Tropical Journal of Fisheries and Aquatic Science*, v. 18, n. 1, p. 39-48, 2018.
- DAVISON, W.; HARBINSON, T. R. Performance of reference electrodes with free-diffusion junctions: The Effect of Ionic Strength and Bore Size on Junction with Simple Cylindrical Geometry. *Analytica Chimica Acta*, v. 187, p. 55-65, 1986.
- DELGADO, J. F., LIMA, L. D. S., VIEIRA, K., NETO, J. A. B.; DA FONSECA, E. M. Extração sequencial BCR para frações geoquímicas e avaliação de Zn, Ni, Cd, Cu e Pb nos sedimentos costeiros no Complexo Portuário de Santos, Sudeste do Brasil. *Sistemas; Gestão*, v. 18, n. 1, 2023.
- FABIN, C. E. G. S. D. O. Balanço sedimentar da Baía de Suape/PE entre os anos de 1994 e 2007: consequências ambientais. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) - Universidade Federal de Pernambuco, 2018.
- FERREIRA, A. N. Efeitos da Dragagem sobre a Qualidade da Água e Estrutura da Assembleia Fitoplancônica em dois Ambientes Costeiros Tropicais da Baía de Todos Os Santos, Brasil. Tese (Doutorado em Geologia) – Universidade Federal da Bahia, 2017.
- FERREIRA, J. M. S., FERREIRA, P. S., MORAIS, Y. C. B., GOMES, V. P., FRANÇA, L. M. A., ; GALVÍNCIO, J. D. Uso de técnicas de sensoriamento remoto na detecção de mudanças espaçotemporais das áreas de vegetação de mangue em Pernambuco. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 6, n. 03, p. 356-372, 2013.
- GOES FILHO, H. A. Dragagem e gestão dos sedimentos. Rio de Janeiro, Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil) - COPPE/UFRJ, 2004.
- HERRERO, R., LODEIRO, P., ROJO, R., CIORBA, A., RODRÍGUEZ, P.; DE VICENTE, M. E. S. The efficiency of the red alga *Mastocarpus stellatus* for remediation of cadmium pollution. *Bioresource technology*, v. 99, n. 10, p. 4138-4146, 2008.
- HORTELLANI, M. A., SARKIS, J. E., ABESSA, D.; SOUSA, E. C. Avaliação da contaminação por elementos metálicos dos sedimentos do Estuário Santos-São Vicente. *Química Nova*, v. 31, p. 10-19, 2008.
- KATHIRESAN, K.; BINGHAM, B. L. Biology of mangroves and mangrove ecosystems. *Advances in Marine Biology*, v. 40, p. 81-251, 2001.
- KITZMANN, D. I. S.; ASMUS, M. L.; LAYDNER, C. Gestão Costeira no Brasil. Estado atual e perspectivas, 2004.

- KOENIG, M. L.; ESKINAZI-LEÇA, E.; NEUMANN-LEITÃO, S.; MACÊDO, S. J. D. Impactos da construção do Porto de Suape sobre a comunidade fitoplanctônica no estuário do rio Ipojuca (Pernambuco-Brasil). *Acta Botanica Brasilica*, v. 16, p. 407-420, 2002.
- LAVORANTE, B. R. B. D. O. Aprimoramento de método com náuplios de *Tisbe biminiensis* (Copepoda: Hartacticoida) e sua utilização no estudo de Avaliação e Identificação da Toxicidade das águas do complexo estuarino de Suape. Tese (Doutorado em Oceanografia) – Universidade Federal de Pernambuco, 2014.
- LAVORANTE, B. R.B.O., OLIVEIRA, D. D., COSTA, B. V.; SOUZA-SANTOS, L. P. A new protocol for ecotoxicological assessment of seawater using nauplii of *Tisbe biminiensis* (Copepoda: Harpacticoida). *Ecotoxicology and environmental safety*, v. 95, p. 52-59, 2013.
- LEMOS, R. T. O.; CARVALHO, P. S. M.; ZANARDI-LAMARDO, E. Petroleum hydrocarbons in water from a Brazilian tropical estuary facing industrial and port development. *Marine Pollution Bulletin*, v. 82, n. 1-2, p. 183-188, 2014.
- LIMA, E. A. M. Avaliação da qualidade dos sedimentos e prognóstico geoquímico ambiental da zona estuarina do Rio Botafogo, pernambuco. Tese (Doutorado em Geociências) - Universidade Federal de Pernambuco. 2008.
- LIMA, L. S.; DELGADO, J. F.; VIEIRA, K. S.; AMORIM, R. M.; FONSECA, E. M.; NETO, J. A. B. Uma avaliação sistemática sobre os efeitos de metais e metaloides, presentes em sedimentos, sobre comunidades de macroinvertebrados bentônicos em estuário subtropical no Brasil – sistema estuarino de Paranaguá. *Brazilian Journal of Development*, v. 9, n. 2, p. 6667–6698, 2023.
- LOTUFO, G.R.; ABESSA, D.M.S. Testes de toxicidade com sedimento total e água intersticial estuarinos utilizando copépodos bentônicos. In: Nascimento, I.A.; Sousa, E.C.P.M.; Nipper, M. *Métodos em Ecotoxicologia Marinha: Aplicações no Brasil*. São Paulo: Editora Artes Gráficas e Indústria Ltda., 262p, 2002.
- LOURENÇO, S.O. Cultivos de microalgas marinhas: Princípios e Aplicações. Universidade Federal Fluminense, RJ, BRASIL. 588p; 2006
- MACDONALD, D.D.; SCOTTCARR, R.; CALDER, F.; LONG, E.R.; INGERSOLL, C.G. Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters. *Ecotoxicology*, v.5, p. 253-278, 1996.

- MACFARLANE, G. R.; BURCHETT, M. D. Cellular distribution of copper, lead and zinc in the grey mangrove, *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. *Aquatic Botany*, v. 68, n. 1, p. 45-59, 2000.
- MACIEL, D. C., COSTA, B. V. M., SOUZA SANTOS, L. P., SOUZA, J. R. B.; ZANARDI-LAMARDO, E. Avaliação da toxicidade dos sedimentos do sistema estuarino do Rio Capibaribe (Pernambuco, Brasil) utilizando o copépodo bentônico *Tisbe biminiensis* Volkmann Rocco (1973). *Tropical Oceanography*, v. 43, n. 1, p. 26-37, 2015.
- MACIEL, D. C.; DE SOUZA, J. R. B.; TANIGUCHI, S.; BÍCEGO, M. C.; ZANARDI-LAMARDO, E. Sources and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in an urbanized tropical estuary and adjacent shelf, Northeast of Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v. 101, n. 1, p. 429-433, 2015.
- MACIEL, D. C.; DE SOUZA, J. R. B.; TANIGUCHI, S.; BÍCEGO, M. C.; SCHETTINI, C. A. F.; ZANARDI-LAMARDO, E. Hydrocarbons in sediments along a tropical estuary-shelf transition area: sources and spatial distribution. *Marine Pollution Bulletin*, v. 113, n. 1-2, p. 566-571, 2016.
- MARANHO, L. A.; DAVANSO, M. B.; SOUZA ABESSA, D. M. Avaliação da qualidade de sedimentos do porto de Santos: Determinação da toxicidade crônica e aguda. *Holos Environment*, 2008.
- MARQUES J. S. J.; RANGEL, T. P.; BRITO, F. P.; ALMEIDA, M. G.; SALOMÃO, M. S. M. B.; GOBO, A. A. R.; SOUZA-SANTOS, L. P.; ARAÚJO-CASTRO, C. M. V.; COSTA, M. F.; REZENDE, C. E. Geoquímica de Metais em Sedimentos da Zona Estuarina do Complexo Industrial Porto de Suape, PE – Brasil. *Revista da Gestão Costeira Integrada*. v. 11, n. 4, p. 379-387, 2011.
- MARQUES, V. M.; SILVA-FALCÃO, E. C.; SEVERI, W. Estrutura da assembleia ictioplantônica em dois estuários tropicais de Pernambuco (Brasil), sujeitos a diferentes condições hidrológicas. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, v. 10, n. 2, p. 304-314, 2015.
- MOREIRA, L. B.; CHOUERI, R. B.; ABESSA, D. M. S. A consensus-based approach for the development of Site-specific Sediment Quality Values in an SW Atlantic region (São Paulo State, Brazil). *Journal of Hazardous Materials Advances*, v. 7, p. 100142, 2022.
- NEUMANN-LEITÃO, S. Impactos antrópicos na comunidade zooplantônica estuarina. Porto de Suape - Pernambuco - Brasil. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1994.
- NG, A. K.; SONG, S. The environmental impacts of pollutants generated by routine shipping

- operations on ports. *Ocean ; Coastal Management*, v. 53, n. 5-6, p. 301-311, 2010.
- oastal Management, v. 53, n. 5-6, p. 301-311, 2010.
- OLIVEIRA LEMOS, R. T.; DE CARVALHO, P. S. M.; ZANARDI-LAMARDO, E.
Petroleum hydrocarbons in water from a Brazilian tropical estuary facing industrial and port development. *Marine Pollution Bulletin*, v. 82, n. 1-2, p. 183-188, 2014.
- OLIVEIRA SANTOS, I.; MARIANO, G. Sistema de informação geográfica e caracterização fisiográfica automática da bacia hidrográfica do rio Tatuoca. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 10, n. 3, p. 866-879, 2017.
- OLIVEIRA, D. D.; SOUZA-SANTOS, L. P.; SILVA, H. K. P.; MACEDO, S. J. Toxicity of sediments from a mangrove forest patch in an urban area in Pernambuco (Brazil). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 104, p. 373-378, 2014.
- OLIVEIRA, T. R. S.; DOS SANTOS, L. D.; EICHLER, P. P. B. BARKER, C. P.; BARCELLOS, R. L. Benthic foraminifera of tropical estuarine-lagoonal-bays system, in the Suape harbor, Brazil: a case study. *Journal of Foraminiferal Research*, v. 52, n. 1, p. 4-20, 2022.
- OLIVEIRA, T. S.; BARCELLOS, R. L.; SCHETTINI, C. A. F.; CAMARGO, P. B. D. Processo sedimentar atual e distribuição da matéria orgânica em um complexo estuarino tropical, Recife, PE, Brasil. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, v. 14, n. 3, p. 399-412, 2014.
- OLIVEIRA, T. S.; XAVIER, D. D. A.; SANTOS, L. D.; PASSOS, T. U.; SANDERS, C. J.; FRANÇA, E. J.; CARMARGO, P. B.; PENNY, D.; BARCELLOS, R. L. Reconstructing the history of environmental impact in a tropical mangrove ecosystem: A case study from the Suape port-industrial complex, Brazil. *Regional Studies in Marine Science*, v. 44, 101747, 2021.
- OLIVEIRA-FILHO, E. C. Macroalgas Marinhas da Costa Brasileira - Estado do Conhecimento, Uso e Conservação Biológica. In: ARAÚJO, E. L., A. N. MOURA, E. S. B. SAMPAIO, L. M. S. GESTINARI, J. M. T. (Eds). *Biodiversidade Conservação e uso Sustentável da Flora do Brasil*. UFRPE/Imprensa Universitária, Recife, p. 122-126, 2002.
- PAIVA, B. P.; SCHETTINI, C. A.; PEREIRA, M. D.; SIEGLE, E.; MIRANDA, L. B.; ANDUTTA, F. P. Circulation and suspended sediment dynamics in a tropical estuary under different morphological setting. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 88, n. 3, p. 1265-1276, 2016.
- PESSOA, V. T.; NEUMANN-LEITÃO, S.; DE OLIVEIRA GUSMÃO, L. M. Comunidade

- zooplancônica na baía de Suape e nos estuários dos rios Tatuoca e Massangana, Pernambuco (Brasil). *Revista Brasileira de Engenharia de Pesca*, v. 4, n. 1, p. 80-94, 2009.
- PINTO, C. S. C.; SOUZA-SANTOS, L. P.; SANTOS, P. J. P. Development and population dynamics of *Tisbe biminiensis* (Copepoda: Harpacticoida) reared on different diets. *Aquaculture*, v. 198, n. 3-4, p. 253-267, 2001.
- RÉGIS, C. G.; SOUZA-SANTOS, L. P.; YOGUI, G. T.; MORAES, A. S.; SCHETTINI, C. A. F. Use of *Tisbe biminiensis* nauplii in ecotoxicological tests and geochemical analyses to assess the sediment quality of a tropical urban estuary in northeastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v. 137, p. 45-55, 2018.
- REID, J. Evolução temporal da dinâmica do sistema estuarino de Santos (SP): efeitos das alterações morfológicas. Tese (Doutorado em Oceanografia Biológica) - Universidade de São Paulo, 2019.
- REIS, T. N.V., GUIMARÃES-BARROS, N. C., VASCONCELOS, E. R. T. P. P., COCENTINO, A. L. M., ; FUJII, M. T. Influence of the industrial port complex of Suape (Western Tropical Atlantic) on the biodiversity and biomass of Phaeophyceae. *Tropical Oceanography*, v. 39, n. 2, p. 142-154, 2012.
- RIBEIRO, A. C.B; SOUZA-SANTOS, L. P. Mass culture and offspring production of marine harpacticoid copepod *Tisbe biminiensis*. *Aquaculture*, v. 321, n. 3-4, p. 280-288, 2011.
- ROCHA, M.F. Variação espacial e sazonal dos níveis de metais nos sedimentos superficiais e ostra de mangue (*Crassostrea rhizophorae* Guilding, 1828) do Complexo Estuarino de Itamaracá (PE). Recife, 2000, 75 f. Dissertação (Mestrado em Ciências – Oceanografia Biológica) – Universidade Federal de Pernambuco, 2000.
- RUTYNA, B. B.; SOARES, C. R.; WROBLEWSKI, C. A.; DE PAULA, E. V. Assoreamento nas baías de Antonina e de Paranaguá–PR: análise integrada das áreas fontes de sedimentação e obras de dragagem. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 14, n. 2, p. 676-693, 2021.
- SÁ, M. E. M.; LEAL NETO, A. C.; FLORENCIO, L. Síntese da análise comparativa entre os portos do Recife e de Suape: Desafios para a gestão ambiental, 2011.
- SANDERS, C. J., EYRE, B. D., SANTOS, I. R., MACHADO, W., LUIZ-SILVA, W., SMOAK, J. M., BREITHAUPT, J. L., KETTERER, M. E., SANDERES L., MAROTTA, H., SILVA-FILHO, E. Elevated rates of organic carbon, nitrogen, and phosphorus, accumulation in a highly impacted mangrove wetland. *Geophys. Res. Lett.*, v. 41, p. 2475-2480, 2014.

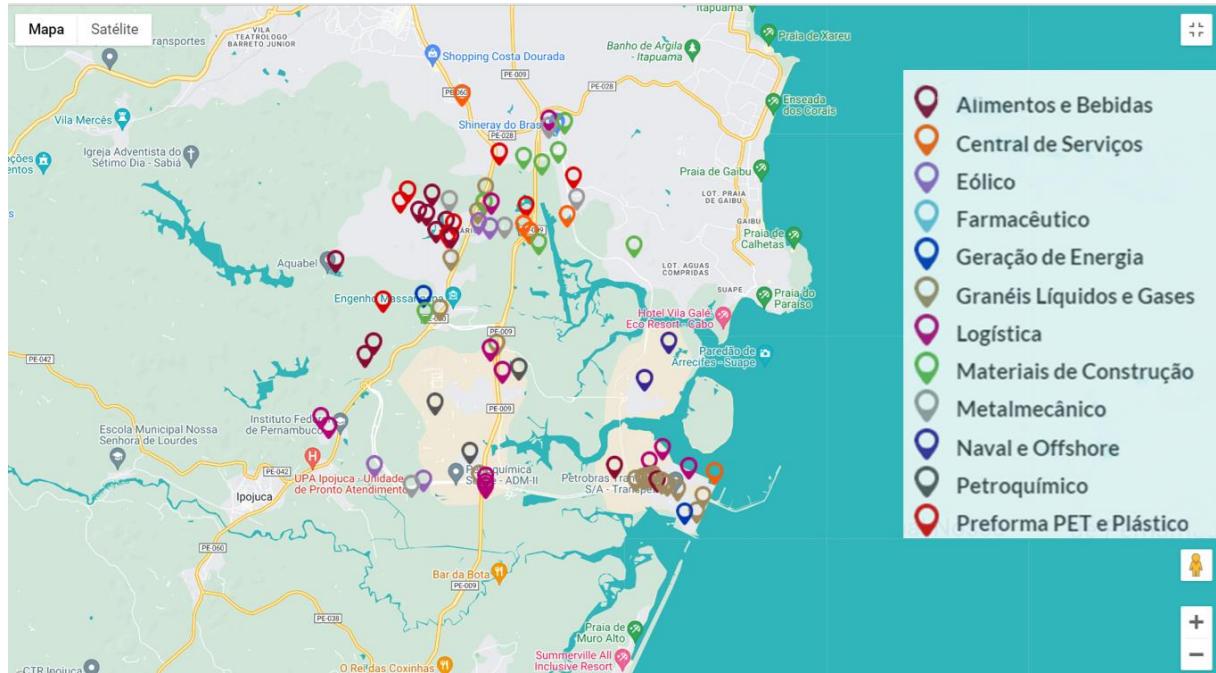
- SANTANA, J. L., RIOS, A. S., CALADO, T. C. S., ZANARDI-LAMARDO, E.; SOUZA-FILHO, J. F. Reef crab population changes after oil spill disaster reach Brazilian tropical environments. *Marine Pollution Bulletin*, v. 183, 114047, 2022.
- SANTOS, D. M., BOSSINI, J. A., PREUSSLER, K. H., VASCONSELOS, E. C., CARVALHO-NETO, F. S., CARVALHO-FILHO, M. A. S. Avaliação de metais pesados na baía de Paranaguá, PR, Brasil, sob influência das atividades antrópicas. *Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology*, v. 1, n. 2, p. 157-160, 2006.
- SANTOS, Í. G. S. D. Estudo da variação temporal da qualidade dos sedimentos do Rio Tatuoca, Complexo Industrial Portuário de Suape, Ipojuca - Pernambuco. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 2018.
- SILVA, B. K. Variação espacial em mesoescala da toxicidade do sedimento no estuário do Rio Capibaribe, Recife – Pernambuco. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Oceanografia) - Universidade Federal de Pernambuco. 2017.
- SILVA, C. C. Avaliação toxicológica de sedimentos estuarinos ao longo da costa de Pernambuco utilizando *Tisbe biminiensis* (copepoda: harpaticoida): em busca de um sedimento controle. Trabalho de conclusão de curso (Centro de Biociências) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 2018.
- SILVA, E. R. A. C., SILVA MELO, J. G., FERREIRA, J. M. S.; GALVÍNCIO, J. D. Avaliação espaço-temporal dos impactos ambientais provenientes da instalação do complexo industrial e portuário de Suape sobre sua hinterlândia. *Boletim de Geografia*, v. 36, n. 2, p. 134-150, 2018.
- SILVA, J. S., ALVES, R. N., DE PAULO, D. V., MARIZ JR, C. F., DE MELO ALVES, M. K., CARVALHO, P. S. Biliary polycyclic aromatic hydrocarbons and enzymatic biomarkers in *Eugerres brasiliensis* along four tropical estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, v. 163, 111919, 2021.
- SILVEIRA, P. B., ALVES, P. S., ALMEIDA, A. M., SILVA FILHO, C. A., VALENTIM, E.; HAZIN, C. A. Avaliação da biodisponibilidade de metais em sedimentos de manguezais da área do Complexo Estuarino de Suape-PE. *Scientia Plena*, v. 9, n. 8 (b), 2013.

- SIQUEIRA, D. M. D. Avaliação sazonal dos teores de metais pesados e da ecotoxicidade associada à disposição terrestre de sedimentos dragados dos portos do Rio de Janeiro e de Niterói (RJ), 2017.
- SOARES, E. R. A. Os impactos ambientais causados pelas dragagens nos portos. Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Especialização em Gestão Portuária da Faculdade Laboro - Universidade Estácio de Sá, como requisito para obtenção do título de Especialista em Gestão Portuária. 2015.
- SOARES, M. O.; RABELO, E. F. Severe ecological impacts caused by one of the worst orphan oil spills worldwide. *Marine Environmental Research*, p. 105936, 2023.
- SOARES M., V., et al. Avaliação da toxicidade aguda para fotobactérias (*Vibrio fischeri*) e microcrustaceos (*Daphnia magna*) ocasionado pelo lançamento de efluentes industriais no Riacho Algodoads situado no minicípio do Cabo de Santo Agostinho - PE. Pernambuco; Agência Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos.,2004.
- SOUZA-SANTOS, L. P.; ARAÚJO, R. J. Water toxicity assessment in the SUAPE estuarine complex. *Ecotoxicology and Environmental Contamination*, v. 8, p. 59-65, 2013.
- SOUZA-SANTOS, L. P.; OLIVEIRA, D. D.; LIMA, E. S. The use of epibenthic copepod *Tisbe biminiensis* nauplii to assess the toxicity of seawater samples in Suape Bay (state of Pernambuco; Brazil). *Ecotoxicology and Environmental Contamination*, v. 10, n. 1, p. 61-69, 2015.
- SUAPE. Histórico de SUAPE 2023. Disponível em: <https://www.suape.pe.gov.br/pt/institucional/historico-de-suape>. Acesso em: 4 de janeiro de 2024.
- SUAPE. Polos de Desenvolvimento do Complexo 2023. Disponível em: <https://www.suape.pe.gov.br/pt/negocios/polos-negocios#:~:text=O%20Complexo%20Industrial%20Portu%C3%A1rio%20de,17%2C5%20mil%20empregos%20diretos>. Acesso em: 20 de dezembro de 2023.
- USEPA, Environmental Protection Agency. Understanding Variation in Partition Coefficient, K_d, Values – Volume I: The K_d Model, Methods of Measurements and Application of Chemical Reaction Codes, EPA/402-R-99- 004A. Office of Air and Radiation, Washington. 212p. 1992.
- VAINSENCER, S. A. Suape (Porto e Complexo Industrial). In: PESQUISA Escolar. Recife: Fundação Joaquim Nabuco, 2006. Disponível em: <https://pesquisaescolar.fundaj.gov.br/pt-br/artigo/suape-porto-e-complexo-industrial/>. Acesso em: 17 de agosto de 2023.

- VASCONCELOS, A. G. P. P. Geoquímica sazonal do fósforo sedimentar dos estuários Ipojuca e Massangana, complexo industrial portuário de Suape-PE. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 2019.
- YOGUI, G. T.; TANIGUCHI, S.; SILVA, J. D.; MIRANDA, D. D. A.; MONTONE, R. C. The legacy of man-made organic compounds in surface sediments of Pina Sound and Suape Estuary, northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 66, p. 58-72, 2018.
- ZAGATTO, P. A. Avaliação de risco e do potencial de periculosidade ambiental de agentes químicos para o ambiente aquático. IN: Zagatto, PA; Bertoletti, E. *Ecotoxicologia aquática. Princípios e aplicações*. Rima Editora, São Carlos, 2006.
- ZANARDI-LAMARDO, E., Schettini, C. A. F., Vieira-Campos, A. A., Cabral, C. B., ; Silva, M. S. Intratidal variability and transport of petroleum aromatic hydrocarbons in an anthropized tropical estuarine system: the Suape estuary (8.4 S 35 W). *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 66, p. 47-57, 2018.
- ZANARDI-LAMARDO, E.; SCHETTINI, C. A. Petroleum hydrocarbons in Brazilian Northeast continental shelf waters: baseline values. *Ocean and Coastal Research*, v. 70, e22004, 2022.

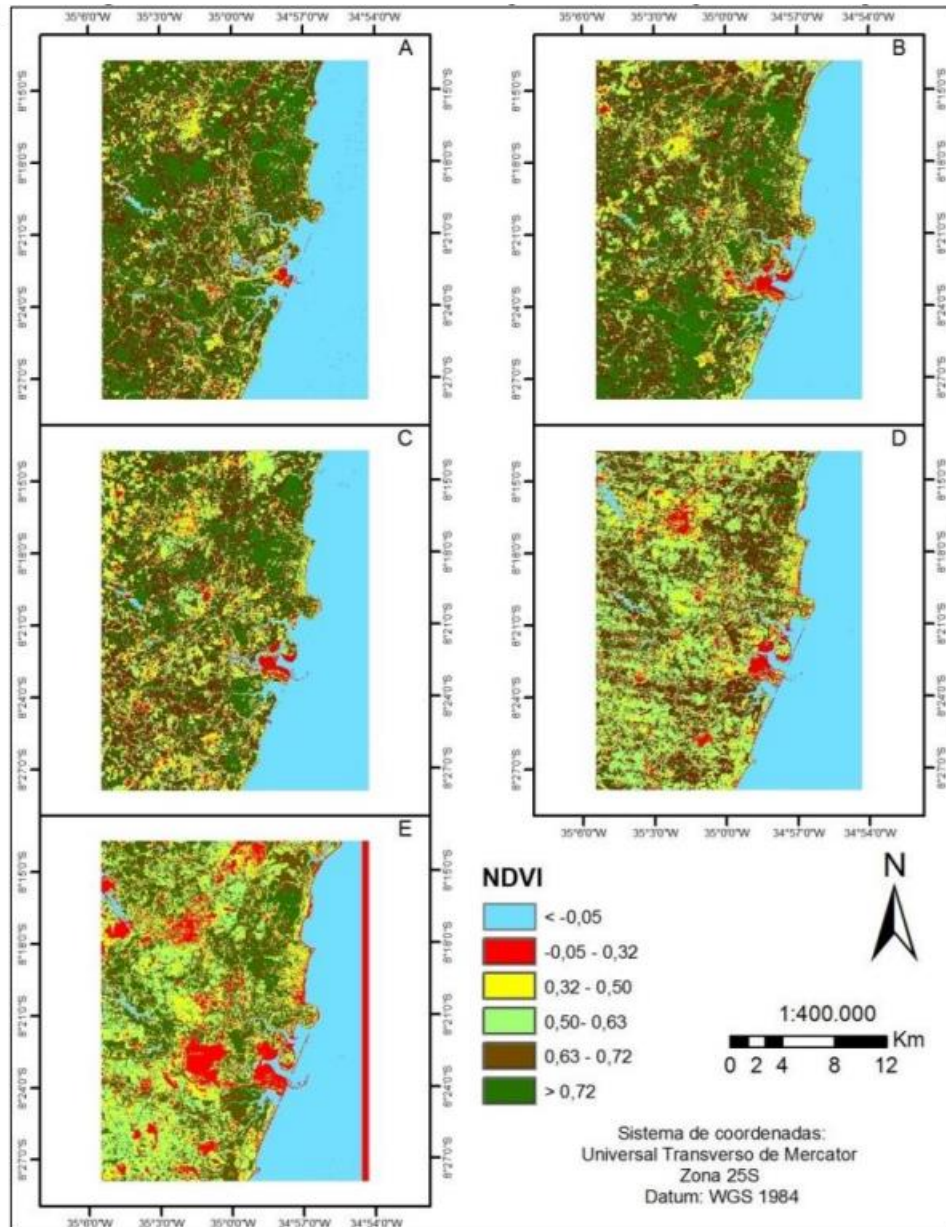
8. ANEXOS

Anexo 1. Mapa das empresas em Suape



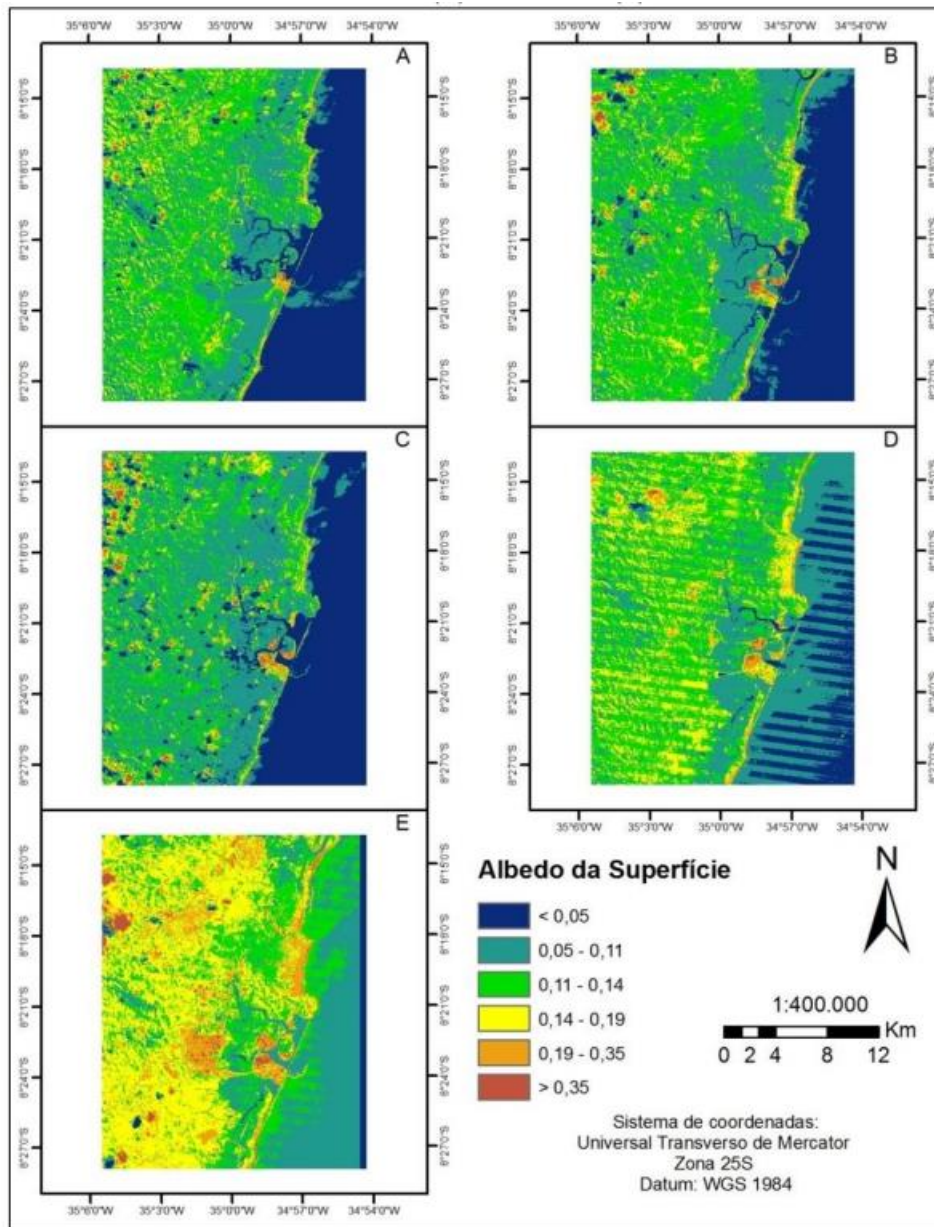
Fonte: Suape (2023)

Anexo 2. Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI) da área em torno do Porto de Suape. 21/06/1988 (A), 28/02/1999 (B), 24/07/2000 (C), 19/07/2007 (D) e 06/09/2010 (E).



Fonte: Silva et al., 2018

Anexo 3. – Albedo da superfície de Suape. 21/06/1988 (A), 28/02/1999 (B), 24/07/2000 (C), 19/07/2007 (D) e 06/09/2010 (E).



Fonte: Silva et al., 2018

Anexo 4. – Ano e locais de dragagens em Suape a partir de 2005.

ANO	LOCAIS
2005	Canal de aproximação
2008	Porto Externo de Suape
2009	Acessos aquaviários ao Estaleiro Atlântico Sul
2011	Canal de acesso, bacia de manobras e dique do Estaleiro Promar
2017	Alargamento do canal nº 1 do Cluster Naval