

**SOFIA HART RODÉS**

**Toxicidade do Sistema Lagunar Piratininga-Itaipu (RJ) Sobre o Anfípodo  
Bioindicador *Tiburonella viscana***

**São Vicente - SP  
2025**





UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA  
“JÚLIO DE MESQUITA FILHO”  
Instituto de Biociências  
Câmpus do Litoral Paulista



**SOFIA HART RODÉS**

**Toxicidade do Sistema Lagunar Piratininga-Itaipu (RJ) Sobre o Anfípodo  
Bioindicador *Tiburonella viscana***

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Biociências, Câmpus do Litoral Paulista, para obtenção do título de Bacharelado em Ciências Biológicas com Habilitação em Biologia Marinha.

Orientador: Prof. Dr. Denis Moledo de Souza Abessa

**São Vicente - SP**

**2025**

R688t Rodes, Sofia Hart  
Toxicidade do Sistema Lagunar Piratininga-Itaipu (RJ) Sobre o Anfípodo Bioindicador Tiburonella viscana / Sofia Hart Rodes. -- São Vicente, 2025  
43 p. : il., tabs., mapas

Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado - Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Biociências, São Vicente  
Orientador: Denis Moledo de Souza Abessa

1. Ecotoxicologia. 2. Lagoas Costeiras. 3. Poluição Marinha. 4. Sedimentos. 5. Toxicidade Aguda. I. Título.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente, à minha família, por todo o apoio nos últimos anos. A compreensão, carinho e suporte que me deram nos momentos difíceis possibilitaram que eu tivesse coragem para enfrentar os (constantemente) desafios, apesar do medo. Por acreditarem em mim, muitas vezes mais do que eu acreditava. Aos meus pais, por sempre tentarem fazer tudo que era possível quando as coisas pareciam impossíveis. À minha irmã Carolina, minha eterna parceira de quarto, por sempre ter me ajudado com minhas inseguranças.

Ao Prof. Dr. Denis Abessa, por lembrar da aluna que mandava mensagem todo ano perguntando se tinha vaga no laboratório. Pela parceria, por confiar na minha capacidade, ter aberto espaço no meio de uma agenda caótica para me ajudar com as mais diversas coisas e tirar as dúvidas, sempre tranquilizando minhas preocupações mirabolantes. Se minha pesquisa pôde florescer, foi fruto também da orientação que tive, com um professor, e pessoa, que admiro tanto.

Aos meus colegas de laboratório, em especial Giam Luca, Thaisa e Isabela, por terem me acolhido tão bem desde o início. Por sempre estarem dispostos a me ajudar ao longo de todo esse processo, desde os testes até a análise dos resultados e perguntas aleatórias.

À Profa. Dra. Jeanylle Nilin, que me orientou no meu primeiro estágio, por ter possibilitado minha entrada no mundo da Ecotoxicologia. O aprendizado e a experiência que me proporcionou, e a parceria que desenvolvemos, foram extremamente valiosos.

Às minhas amigas de turma, Luana, Terumi, Fernanda, Giovanna, Lia e Roberta, e amigas que o Centro Acadêmico me presenteou, Amanda e Emmanuele. Vocês foram minha família em São Vicente. O carinho que tenho por vocês, e vocês por mim, deixou tudo mais leve e me ajudou a chegar até o fim dessa etapa. Foi um privilégio trilhar o caminho dessa graduação ao lado de vocês.

À Paula, eternamente, por me ajudar a sair de onde estava e chegar até aqui. Hoje sou muito grata por como as coisas aconteceram, incluindo os momentos mais difíceis e dolorosos, pois me trouxeram até aqui. Obrigada por me fazer abrir a janela.

À Mel, que foi minha âncora nos piores momentos. Sua ausência dói, mas não existem palavras para expressar minha gratidão por ter tido você na minha vida.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pelo apoio financeiro, concedido por meio do Processo nº 2024/20100-4. À Reitoria da UNESP, pela concessão de bolsa de pesquisa PIBIC no início desse projeto (processo nº 16034).

*“Não é nossa missão consertar o mundo inteiro de uma vez, mas nos esforçarmos para reparar a parte do mundo que está ao nosso alcance.”*

(Clarissa Pinkola Estés)

## RESUMO

A crescente urbanização nas regiões costeiras têm causado impactos nos ecossistemas aquáticos, incluindo a poluição química. Particularmente, as lagoas costeiras tropicais, ambientes prioritários para conservação, têm sido seriamente afetadas pela poluição urbana. O Sistema Lagunar Piratininga-Itaipu (Niterói, RJ), é um ambiente afetado por estressores antropogênicos resultantes de urbanização, enfrentando problemas como assoreamento e eutrofização, e, possivelmente, contaminação dos sedimentos. Nesse cenário, análises químicas são insuficientes para estimar a qualidade ambiental, pois não englobam os efeitos biológicos; com isso, a utilização de abordagens ecotoxicológicas é necessária para melhor avaliar o impacto da contaminação. Este estudo avaliou a toxicidade aguda dos sedimentos do Sistema Lagunar Piratininga-Itaipu sobre o anfípodo *Tiburionella viscana*. Foram realizados testes de toxicidade aguda de sedimento integral com amostras coletadas em 21 pontos, mais um sedimento controle (Ilhabela, SP), nos quais os anfípodos foram expostos durante 10 dias (10 org/réplica; 3 réplicas), sob condições controladas, seguindo o protocolo estabelecido pela ABNT. As sobrevivências dos anfípodos em cada amostra foram comparadas com o grupo controle utilizando o teste t'-student ( $p < 0,05$ ), permitindo classificar os sedimentos em não tóxicos ou tóxicos. No sistema lagunar, 65% dos sedimentos causaram toxicidade para *T. viscana*, com a região mais afetada sendo o Canal de Camboatá. Foi observada correlação da toxicidade com os níveis de Cu e Zn, o que sugere contribuição desses elementos ao efeito tóxico. Além disso, outros elementos ocorreram em concentrações elevadas, podendo ter contribuído com a toxicidade. A contaminação, resultante de uma complexa mistura de substâncias presentes nas lagoas, representa um risco à biota, e pode comprometer a integridade do sistema lagunar, ameaçando seus inúmeros serviços ecossistêmicos prestados.

**Palavras-chave:** Ecotoxicologia; Lagoas Costeiras; Poluição Marinha; Sedimentos; Toxicidade Aguda.

## ABSTRACT

Increasing urbanization in coastal regions has caused impacts on aquatic ecosystems, including chemical pollution. Particularly, tropical coastal lagoons, which represent priority environments for conservation, have been seriously affected by urban pollution. The Piratininga-Itaipu Lagoon System (Niterói, RJ), is an environment affected by anthropogenic stressors resulting from urbanization, facing problems such as siltation and eutrophication, and, possibly, sediment contamination. In this scenario, chemical analyses are insufficient to estimate environmental quality, as they do not encompass biological effects; therefore, the use of ecotoxicological approaches is necessary to provide an integrative overview of the ecological impacts of contamination. This study aims to evaluate the acute toxicity of sediments from the Piratininga-Itaipu lagoon system on the amphipod *Tiburonella viscana*, and determine, for some samples, the chemical groups involved with toxicity. Whole-sediment acute toxicity tests were performed with sediments collected at 21 sampling sites, plus a control sediment (Ilhabela, SP), in which the amphipods will be exposed for 10 days (10 org/replicate; 3 replicates), under controlled conditions, following the protocol established by ABNT. The survival of the amphipods in each sample will be compared with the control group using the Student t'-test ( $p < 0.05$ ), allowing the classification of the sediments as non-toxic or toxic. For *T. viscana*, 65% of sediments were toxic, with the most affected region being the Camboatá Canal. The contamination, resulting from a complex mixture of substances present in the lagoons, poses a risk to biota and may compromise the integrity of the lagoon system, threatening its numerous ecosystem services. In the lagoon system, 65% of sediments were toxic to *T. viscana*, with the most alarming region being the Camboatá Channel. A correlation between the toxicity and Cu and Zn levels was observed, suggesting that these elements contribute to the toxic effect. Moreover, other elements were present in high concentrations, which may have contributed to the toxicity. The contamination, resulting from a complex mixture of substances present in the coastal lagoons, poses a risk to the biota and may compromise the integrity of the lagoon system, threatening its numerous ecosystem services.

**Keywords:** Acute Toxicity; Coastal Lagoons; Ecotoxicology; Marine Pollution; Sediments.

## SUMÁRIO

<b>1.</b>	<b>INTRODUÇÃO</b>	<b>10</b>
1.1.	A Região Costeira	10
1.1.1.	Degradação dos Ecossistemas Aquáticos	12
1.2.	Toxicidade no Sedimento	13
1.3.	Comunidade Bentônica	15
1.4.	Área de Estudo	16
1.4.1.	Saneamento de Niterói	21
<b>2.</b>	<b>OBJETIVOS</b>	<b>22</b>
<b>3.</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b>	<b>22</b>
3.1.	Coleta de Amostras	22
3.2.	Teste de Toxicidade	23
3.3.	Análise de Resultados	24
<b>4.</b>	<b>RESULTADOS</b>	<b>24</b>
<b>4.1.</b>	<b>DISCUSSÃO</b>	<b>26</b>
<b>5.</b>	<b>CONCLUSÃO</b>	<b>35</b>
	REFERÊNCIAS	36
	ANEXO I	45

## 1. INTRODUÇÃO

As mudanças ambientais ameaçam a biodiversidade em todo o mundo. Estas mudanças são impulsionadas por cinco fatores principais: a destruição de habitats, a superexploração de recursos naturais, as mudanças climáticas, a introdução de espécies exóticas invasoras e a poluição. A poluição química, em particular, é extremamente complexa e multifacetada, e é um dos elementos da "tripla crise" ambiental, que abrange as crises interligadas causadas pelas mudanças climáticas, perda de biodiversidade e poluição química (Sigmund *et al.*, 2023; Scheringer; Schulz, 2025). Dessa forma, os produtos e resíduos gerados pelas atividades antrópicas contribuem para a poluição e degradação de ambientes aquáticos em diversas regiões do mundo.

O avanço da urbanização nas regiões litorâneas e próximas a corpos d'água apresenta consequências consideráveis que se manifestam nos ecossistemas por diversos parâmetros. Entre eles, há a contaminação por uma infinidade de substâncias químicas, como metais, fármacos, amônia, detergentes, inseticidas e outros compostos, bem como a eutrofização e a contaminação microbiológica, que acabam levando à interação da biota com estes poluentes, causando bioacumulação, toxicidade e outros efeitos ecológicos (Rangel-Buitrago; Galgani; Neal, 2024; Zagatto; Bertoletti, 2008). Isto é particularmente importante para os ecossistemas costeiros e estuarinos, os quais são constantemente afetados por múltiplas fontes de contaminação e acabam por sofrer prejuízos à qualidade das suas águas e à integridade das comunidades biológicas (Cesar *et al.*, 2006).

### 1.1. A Região Costeira

As regiões costeiras frequentemente apresentam grande concentração populacional, por uma série de fatores que condicionaram o processo de ocupação e assentamento humano. No Brasil, mais da metade da população do país vive a uma distância inferior a 60 km do mar, e parte significativa da produção industrial também ocorre nessa área (Bombana; Turra; Polette, 2022), sobrepondo-se aos ecossistemas litorâneos. A crescente urbanização das regiões costeiras gera uma variedade de impactos ambientais negativos, e a soma desses impactos tende a provocar a degradação da paisagem e dos ecossistemas existentes (Bindoff; Cheung; Kairo, 2022).

Regiões costeiras tropicais, em particular, constituem ambientes altamente ameaçados, devido à intensa atividade humana, que gera uma grande pressão sobre os ecossistemas marinhos e estuarinos, causando destruição de habitats, exploração excessiva de recursos, perda de biodiversidade, e poluição, que geram efeitos negativos à biota (Mendes; Soares-Gomes, 2012; Perina *et al.*, 2018; Sousa *et al.*, 2014).

Ocupando cerca de 13% das áreas costeiras do mundo, as lagunas costeiras são corpos d'água rasos separados do oceano por uma barreira, conectados ao mar, pelo menos de forma intermitente, por canais restritos (Pereira; Soares-Gomes, 2020; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019). Os sistemas lagunares estão entre os ambientes marinhos mais produtivos do mundo (Conde *et al.*, 2015; Kennish; Paerl, 2010; Silva; Molisani, 2019), e são apontados como ecótonos, isto é, são ambientes de transição entre o meio continental terrestre e o meio oceânico aquático (Amorim *et al.*, 2025; Freitas *et al.*, 2023), com características variáveis em relação ao seu tamanho, formato, morfologia e salinidade (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2022; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019). Podem ser classificadas, principalmente, por suas características hidrogeomorfológicas, em lagoa sufocada/afogada, restrita e aberta/vazada, apresentando, respectivamente, menor a maior grau de influência da maré (Pereira; Soares-Gomes, 2020; Silva; Molisani, 2019).

As lagoas costeiras apresentam uma grande biodiversidade e produtividade biológica, sendo responsáveis por uma série de serviços ecossistêmicos, entre eles: controle de cheias, da qualidade da água e do clima; prevenção da erosão; áreas de berçário, alimentação e refúgio para inúmeros organismos estuarinos, marinhos e terrestres; fonte de emprego e de recursos (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019; Silva; Molisani, 2019). Por estes numerosos serviços ecossistêmicos, possuem grande importância para a conservação da biodiversidade e o bem-estar humano, sendo de interesse recreativo, cultural e econômico (Garcés-Ordóñez *et al.*, 2022; Kennish; Paerl, 2010). Estes ambientes compõem importantes indicadores de paisagem diante do cenário de mudanças climáticas globais, funcionando como ecossistema integrador de processos climáticos, geológicos e ecológicos (Laut *et al.*, 2016; Nunes; Leston, 2020).

À medida em que a população humana das regiões costeiras cresce, ocorre um aumento das pressões relacionadas com a exploração de recursos naturais e a produção de resíduos, que ameaçam sua integridade ecológica (Nunes; Leston, 2020). Além disso, as lagunas costeiras possuem alto tempo de residência, favorecendo a retenção de poluentes e representando ecossistemas com maior risco de colapso (Kennish; Paerl, 2010; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019). Esses ecossistemas são considerados um dos ambientes marinhos mais frágeis

diante de alterações ambientais como mudanças climáticas e poluição (Mendes; Soares-Gomes, 2012).

No Brasil, o litoral do estado do Rio de Janeiro abriga grande quantidade desses ambientes (Silva; Molisani, 2019). Atualmente, todas as lagunas costeiras ao longo da costa sudeste brasileira estão ameaçadas pela expansão demográfica desordenada e pelo aumento da descarga de esgoto (Knoppers; Kjerfve, 1999). Devido à sua importância ecológica e pressões enfrentadas, as lagunas costeiras são indicadas como “habitat prioritário” e têm sido foco de esforços e políticas visando melhorar suas condições ecológicas em todo o mundo (Mendes; Soares-Gomes, 2012).

#### 1.1.1. Degradação dos Ecossistemas Aquáticos

As fontes de poluição podem ser pontuais (como efluentes líquidos) ou difusas (como águas pluviais e lixiviação), e contribuem significativamente para a modificação dos ecossistemas (Zagatto; Bertoletti, 2008). A poluição costeira leva à alteração ou perda da biodiversidade, à degradação e destruição de habitats, e à alteração das funções e processos ambientais (Nunes; Leston, 2020). Os ecossistemas aquáticos são ameaçados por diversos poluentes, como metais, nutrientes, detritos plásticos e compostos orgânicos persistentes, formando uma mistura complexa no ambiente, que reflete as atividades da região, podendo estar associadas a resíduos de diversas indústrias, atividades de navegação, rejeitos de mineração, lançamento de esgoto doméstico não tratado, entre outros (Cunha *et al.*, 2021; Teixeira *et al.*, 2022).

A sobrecarga de nutrientes advindos de atividades antrópicas, principalmente pelo esgoto, surge como uma das principais causas de degradação de ambientes costeiros, levando à eutrofização (Gray; Elliot, 2007; Rangel-Buitrago; Galgani; Neal, 2024). A matéria orgânica é essencial para o funcionamento dos ecossistemas, e contribui para o aumento da produção biológica quando presente em quantidade moderada e bem distribuída (Gonçalves, 2008). Porém, caso a entrada de nutrientes exceda a capacidade de renovação do sistema, há o acúmulo de matéria orgânica, levando a um aumento na produção primária e na atividade bacteriana. Inicialmente, as bactérias aeróbicas irão gradualmente consumir o oxigênio do ambiente para degradar a matéria orgânica e, após a depleção do oxigênio, a função será então feita por bactérias anaeróbicas, que poderão gerar subprodutos tóxicos (Bertness, 1999; Paul; Nestlerode; Jarvis, 2024; Pereira; Soares-Gomes, 2020). Se o nível de oxigênio dissolvido (OD) for excessivamente baixo, se desenvolvem condições de hipóxia ( $OD \leq 2 \text{ mg L}^{-1}$ ), ou

até anóxia ( $OD = 0 \text{ mg L}^{-1}$ ), um dos principais problemas de qualidade da água que afetam estuários e ecossistemas costeiros. Nestas condições, as comunidades biológicas sofrem alterações, onde espécies mais sensíveis são eliminadas, enquanto determinados organismos mais resistentes e oportunistas dominam o meio (Bombana; Turra; Polette, 2022; Clark, 2005). Em casos extremos, podem formar-se zonas mortas (“*dead zones*”), onde o ambiente se torna inóspito para a maioria dos organismos, havendo uma queda significativa de diversidade (Kennish, 2025; Rangel-Buitrago; Galgani; Neal, 2024; Silva; Molisani, 2019).

A poluição por contaminantes químicos, por sua vez, representa uma preocupação crescente. Milhares de substâncias químicas estão presentes em diversos itens do cotidiano, como em embalagens de alimentos, produtos de higiene pessoal e tintas náuticas, e acabam, de alguma forma, chegando ao ambiente onde podem ser absorvidos pela biota e causar efeitos adversos. Até 2022, mais de 350 mil substâncias e misturas haviam sido registradas mundialmente para uso comercial (WANG *et al.*, 2020). Os compostos presentes nos ambientes podem ter diversas origens, podendo ter como fonte a aplicação intencional, liberações acidentais durante a fabricação, o uso e o descarte, assim como acidentes e derramamentos (Sigmund *et al.*, 2023). Nos ambientes costeiros, a contaminação química pode se tornar um fator importante na estrutura e função das comunidades aquáticas, causando empobrecimento e perda da biodiversidade (Abessa *et al.*, 2019).

## 1.2. Toxicidade no Sedimento

Ao serem introduzidas no ambiente aquático, as substâncias químicas podem sofrer uma série de fenômenos hidrodinâmicos de transporte, interação com outros compostos e biotransformação (Abessa, 1996; Costa *et al.*, 2008; Freeman *et al.*, 2019). Entretanto, a maioria das substâncias tende a precipitar e acumular nos sedimentos ao longo do tempo, que passam a constituir um repositório extremamente importante de contaminantes, podendo ser ressuspensos à coluna d’água, agindo como uma fonte secundária dessas substâncias para organismos aquáticos, em especial a biota bentônica (Amorim *et al.*, 2025; Araujo *et al.*, 2013; Cesar *et al.*, 2006).

A simples presença dos contaminantes no ambiente pode não ser suficiente para prever seus impactos biológicos, que dependem das substâncias estarem em formas reativas ou que possam ser absorvidas e metabolizadas pela biota (i.e., biodisponíveis) (Perina *et al.*, 2018; Silva *et al.*, 2024). Nesse sentido, a biodisponibilidade é um fator importante para determinar o risco ambiental (Zagatto; Bertolotti, 2008) e pode variar segundo as características abióticas

do meio (Chapman; Wang; Caeiro, 2013; Choueri *et al.*, 2009). A avaliação biológica depende, portanto, de abordagens envolvendo organismos expostos aos sedimentos (Escher; Neale; Leusch, 2021), de modo a simular a condição ambiental, onde os organismos presentes no ambiente são expostos a uma mistura complexa contendo inúmeras substâncias químicas, gerando uma resposta biológica que pode diferir quantitativamente e qualitativamente do esperado para cada contaminante isolado (Kennish, 2025; Rand, 2020; Zagatto; Bertolletti, 2008).

Análises químicas são ferramentas importantes que fornecem uma avaliação quantitativa das concentrações de compostos específicos em uma amostra, mas que nem sempre considera outros fatores, como produtos de transformação, compostos desconhecidos ou interações entre as substâncias; análises químicas tampouco medem os efeitos biológicos dos contaminantes (Campos *et al.*, 2016). Diante disso, as ferramentas bioanalíticas, como testes de toxicidade, apresentam a proposta de avaliar a toxicidade da mistura em sua totalidade (Escher; Neale; Leusch, 2021; Zagatto; Bertolletti, 2008). A utilização de técnicas ecotoxicológicas visa preencher a lacuna entre a presença de contaminantes indicada por medições químicas e as suas possíveis alterações biológicas, para o monitoramento de diferentes fontes de contaminação antropogênica em ambientes aquáticos.

Os testes ecotoxicológicos (ou testes de toxicidade) envolvem a exposição de um ou mais organismos pré-selecionados a um determinado agente potencialmente tóxico, como, por exemplo, uma substância química, um efluente, uma amostra ambiental, ou outra mistura de interesse, por um determinado período. Em seguida, são observadas possíveis alterações ou efeitos adversos, como redução da sobrevivência, crescimento ou reprodução, bem como outros efeitos subletais e comportamentais (Escher; Neale; Leusch, 2021). Os efeitos específicos em determinado alvo, seja este um órgão, indivíduo ou população, são dependentes das propriedades dos compostos, como: sua capacidade de transformação no ambiente, potencial de bioacumulação, persistência e concentração. Além disso, os processos metabólicos dos organismos também podem afetar a toxicidade e distribuição do contaminante, por mecanismos como a adsorção, distribuição, excreção e mecanismos de desintoxicação (Zagatto; Bertolletti, 2008).

Para avaliar sedimentos, pode-se utilizar o sedimento integral ou frações aquosas obtidas a partir do sedimento, como água intersticial, elutriatos, ou sedimentos em suspensão, sendo nestes últimos casos usados os mesmos testes utilizados para avaliar a toxicidade de água e efluentes (Costa *et al.*, 2008; Zagatto; Bertolletti, 2008). Os testes com frações aquosas, entretanto, possuem limitações causadas pela extração da fase líquida, que pode alterar as

características dos contaminantes sendo avaliados, além de terem pouca relevância ecológica, pois são feitos com organismos planctônicos ou nectônicos. Por sua vez, os testes com sedimento integral apresentam baixo custo e metodologia simples, podendo ser conduzidos com diferentes organismos bentônicos, fornecendo uma medida direta da toxicidade resultante da mistura de poluentes que normalmente ocorre no sedimento (Abessa, 1996; Saes *et al.*, 2018). Testes letais e subletais com sedimento integral podem ser conduzidos utilizando organismos de diferentes grupos taxonômicos: anfípodos, copépodos, poliquetos, bivalves, algas, peixes, larvas de insetos, entre outros. As espécies bentônicas são consideradas as mais indicadas, uma vez que vivem em contato direto com o sedimento e a água, particularmente os anfípodos, que são sensíveis à contaminação e geralmente são expostos por diferentes vias, como ingestão, difusão e contato dérmico (Abessa, 1996; Zagatto; Bertoletti, 2008).

### 1.3. Comunidade Bentônica

O bentos engloba toda a comunidade biológica que vive dentro do, ou associada ao, sedimento de qualquer sistema aquático, abrangendo habitats extremamente distintos (Crespo; Pardal, 2020). Os organismos bentônicos têm papel fundamental no fluxo de energia e ciclagem de nutrientes em ambientes aquáticos, em especial os depositívoros (Bertness, 1999), e são sensíveis a variações ambientais (Hydroscience, 2018b). Mudanças que afetam as comunidades bentônicas propagam seus efeitos ao longo de todo o ambiente aquático, devido aos importantes e diversos papéis ecológicos dos organismos desse grupo, e são capazes de alterar a estrutura e as funcionalidades ecossistêmicas (Galvão *et al.*, 2024; Neves; Valentin, 2011), devido ao acoplamento bentopelágico (Bauer; Fischer, 2024). A macroinfauna bentônica pode, por exemplo, aumentar significativamente o fluxo de oxigênio dissolvido na interface sedimento-água, pela influência da respiração, e atividades de escavação e bioturbação dos indivíduos da comunidade, afetando os parâmetros físicos, químicos e biológicos do ambiente (Gadeken; Dorgan, 2024). A bioturbação causa alterações biogeoquímicas nos sedimentos, promovendo a aeração dos sedimentos e estimulando a atividade microbiana, com implicações importantes para a ciclagem de nutrientes, matéria orgânica e contaminantes no substrato (Gray; Elliot, 2007; Lana *et al.*, 2018; Mermillod-Blondin; Rosenberg, 2006; Silberberger *et al.*, 2022).

Representantes das comunidades bentônicas têm sido utilizadas como indicadoras do estado de qualidade ecológica em sistemas aquáticos (Abessa, 1996; Crespo; Pardal, 2020; Hydroscience, 2018b). Os testes de toxicidade com organismos bentônicos podem fornecer

informações valiosas sobre o resultado final que a mistura de substâncias pode causar na biota, a partir da exposição e contato direto com os sedimentos contaminados.

Os anfípodos (ordem Amphipoda), do grupo dos crustáceos peracáridos, ocupam uma grande variedade de ecossistemas - ambientes marinhos, de água doce e terrestres (Foster *et al.*, 2009). São importantes membros da fauna bentônica da zona entremarés e do infralitoral, de ampla distribuição geográfica, muitas das espécies vivendo em contato direto com o sedimento, enterrando-se ou construindo tubos (Ruppert; Fox; Barnes, 2005). São considerados organismos extremamente sensíveis, sendo excelentes indicadores para casos de poluição, além de terem funções de grande importância na manutenção de ecossistemas marinhos (Mandelli *et al.*, 2025; Melo; Nipper, 2007; Ritter; Bourne, 2024).

No Brasil, a espécie bioturbadora *Tiburonella viscana* é típica da região sudeste, encontrada comumente na zona entre-marés até 4 m de profundidade, podendo habitar substratos areno-lodosos em profundidades até 65 m (Abessa, 1996). É amplamente utilizada com sucesso na avaliação de sedimentos tóxicos (Saes *et al.*, 2018; Sousa *et al.*, 2014), apresentando alta taxa de sobrevivência em condições de laboratório, assim como baixo custo de execução (Abessa *et al.*, 1998), sendo assim considerada uma espécie adequada para uso em estudos ecotoxicológicos com sedimentos.

#### 1.4. Área de Estudo

O município de Niterói localiza-se no sudeste brasileiro, no Estado do Rio de Janeiro, inserido na Região Hidrográfica V (RH-V) da Baía de Guanabara, situada em um dos maiores centros urbanos do país (Fonseca; Baptista-Neto; Pompermayer, 2021). Esta região hidrográfica está submetida a uma ampla gama de impactos, incluindo o descarte inadequado de resíduos sólidos, destruição de habitats de manguezais e lagoas, eutrofização, atividades de navegação e contaminação industrial (Maranho *et al.*, 2010).

A hidrografia de Niterói/RJ apresenta três regiões de drenagem principais: as Macrobacias da Região Oceânica, da Baía de Guanabara, e da Região Norte/Rio Alcântara e Aldeia (Figura 1) (Niterói, 2019). A Região Oceânica é a principal receptora dos rios que cruzam a região (FGV, 2015), e se divide em 15 sub-bacias, das quais 6 drenam para a Lagoa de Piratininga, 6 para a Lagoa de Itaipu e 3 diretamente para o oceano (Hydroscience, 2018a).



água durante os períodos de chuvas (Cunha *et al.*, 2021). Entretanto, o canal causou uma redução na capacidade da lagoa de Piratininga acumular água suficiente para causar a abertura da barra que a comunicava com o mar, resultando em uma mudança significativa em sua dinâmica ecológica e capacidade de renovação, que agora fluem para Itaipu pelo Canal de Camboatá. Com essa nova hidrodinâmica do complexo lagunar, Piratininga tem sua troca de água com o mar alterada, interferindo principalmente os fatores abióticos, como a salinidade e oxigenação da água, bem como a comunidade da lagoa (Conde *et al.*, 2015; Cunha *et al.*, 2021; Egidio, 2020).

Em 1979, foi aberto um canal permanente entre a lagoa de Itaipu e o mar, por conta da baixa renovação hídrica do sistema, porém isso levou a novas alterações na dinâmica das lagoas de Itaipu e Piratininga. Com isso, Itaipu tornou-se uma lagoa salobra, agora permanentemente conectada ao mar, e Piratininga, com a inabilidade de romper seu banco de areia, depende exclusivamente do canal de Camboatá para sua drenagem (Cunha *et al.*, 2021). Após essa alteração, as águas de Piratininga escoam pelo Canal de Camboatá em direção à Itaipu, que se conecta ao mar pelo canal de Itaipu (Silva; Molisani, 2019). Por outro lado, a Lagoa de Piratininga reduziu sua capacidade de depuração, havendo retenção aumentada dos contaminantes despejados pelas fontes antrópicas.

Em 1999, Piratininga foi identificada como a lagoa mais impactada da região, com a expansão urbana cobrindo grande parte da bacia hidrográfica. A lagoa tornou-se um sistema hipertrófico, com crescimento excessivo de algas, surfactantes aniônicos, condições anóxicas, alto nível de microrganismos patogênicos e mortes de peixes. Em 2008, um novo canal de maré artificial, o Túnel do Tibau, foi construído na parte mais deteriorada da lagoa Piratininga, conectando-a ao mar, aumentando a taxa de renovação da lagoa, mas encontra-se sem manutenção, com desmoronamentos de rocha e obstrução da passagem (Mendes; Soares-Gomes, 2012; Reis, 2022). Apesar da degradação do ecossistema, há forte presença da pesca artesanal no sistema lagunar, particularmente em Itaipu, com a presença de diversas espécies de interesse econômico, bem como espécies exóticas, como a tilápia (Niterói, 2018).



**Figura 2.** Canais artificiais construídos no complexo lagunar. Fonte: Hydroscience, 2019

A renovação de um corpo d'água é de extrema importância para a determinação de sua capacidade de autodepuração e de diluição da poluição. Apesar de receber um maior aporte de poluentes, Itaipu apresenta um tempo de residência significativamente menor que o da lagoa de Piratininga, com renovação de 80% da água em 15 dias, enquanto Piratininga apresenta somente 10% de renovação no mesmo período, contribuindo para a concentração de poluentes no ecossistema (Hydroscience, 2021).

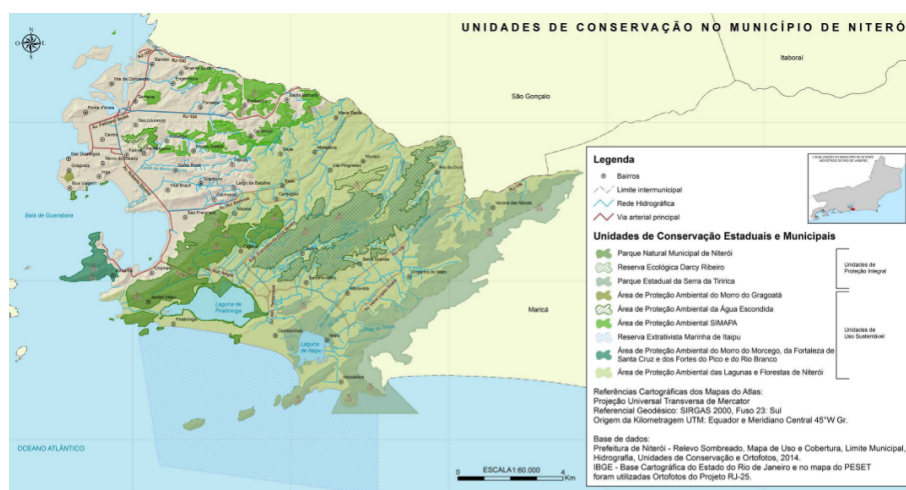
Em 2018, a Prefeitura de Niterói, como parte do programa municipal PRO Sustentável, contratou a empresa Hydroscience para realizar o monitoramento das condições ambientais das lagoas. Foi feita a análise das variáveis físico-químicas da qualidade da água do sistema lagunar, bem como monitoramento da qualidade do sedimento e caracterização de diversas comunidades, incluindo bentônicas (CBH-BG, 2022). Nestas análises, algumas concentrações de matéria orgânica, oxigênio dissolvido, amônia, coliformes e fósforo obtidas em tributários de ambas as lagoas se aproximaram aos valores observados no esgoto bruto (Hydroscience, 2018a).

No Sistema Lagunar Piratininga-Itaipu, a comunidade bentônica já evidencia a baixa qualidade ambiental. A diversidade atual do sistema é baixa, com baixa riqueza de táxons e alta densidade de uma única espécie em cada região. Na lagoa de Piratininga e no Canal de Camboatá a fauna bentônica é dominada pelo gastrópode oportunista *Heleobia australis*; na lagoa de Itaipu, por sua vez, há o predomínio do poliqueta *Streblospio* sp. (Hydroscience, 2018b).

Múltiplos estudos em Itaipu identificaram uma região interna da lagoa mais impactada, com altos níveis de matéria orgânica de baixa qualidade (OM), alto carbono orgânico total

(TOC), e menor densidade ou ausência de foraminíferos vivos (Raposo *et al.*, 2018; Laut *et al.*, 2016). Em Piratininga, foi detectado um baixíssimo nível de oxigênio dissolvido, um reflexo do aporte de esgoto não tratado na lagoa, assim como níveis de metais biodisponíveis, especialmente Cu e Zn, acima dos níveis de referência da região, e em concentrações consideradas de provável efeito adverso sobre a biota (Cunha *et al.*, 2021). No entanto, até o momento, dados sobre a toxicidade das águas e dos sedimentos da lagoa são incipientes, havendo apenas um estudo sobre efeitos em bactérias luminescentes (Cunha *et al.*, 2021), o qual detectou toxicidade aguda em somente uma amostra, a despeito dos altos níveis de metais.

O acompanhamento dessas áreas é especialmente importante uma vez que o sistema lagunar está inserido em quatro Unidades de Conservação (UCs) (Figura 3): a Área de Proteção Ambiental das Lagunas e Florestas de Niterói, que inclui toda a região lagunar (criada em 1992, sem plano de manejo); a Reserva Extrativista Marinha de Itaipu, que engloba a Lagoa de Itaipu (criada em 2013, sem plano de manejo); o Parque Natural Municipal de Niterói, que engloba toda a margem da Lagoa Piratininga (criado em 2014, plano de manejo lançado em 2021); e o Parque Estadual da Serra da Tiririca (criado em 1991, plano de manejo aprovado em 2015), que teve o entorno da lagoa de Itaipu adicionado em sua delimitação por meio de Decreto Estadual em 2008 (Niterói, 2018). Além disso, no Plano Diretor do município de Niterói de 2019, os ecossistemas lagunares de Piratininga e Itaipu são demarcados como Áreas de Preservação Permanente, bem como parte da Macrozona de Proteção e Recuperação do Ambiente Natural (Niterói, 2019).



**Figura 3.** Mapa de Unidades de Conservação no município de Niterói. Fonte: Niterói, 2018.

#### 1.4.1. Saneamento de Niterói

Os serviços de água e esgoto de Niterói são prestados pela concessionária Águas de Niterói, do grupo Águas do Brasil, que assumiu o sistema de coleta e tratamento de esgoto em 1999 (CLIP, 2022). Apesar do contrato realizado entre a então Empresa Municipal de Moradia, Urbanização e Saneamento (EMUSA) e a Águas de Niterói estar em consonância com a legislação em relação ao regime das empresas concessionárias de serviços públicos, nota-se a ausência de agência reguladora e fiscalizadora, estando em desacordo com a legislação federal vigente (Lei n.º 11.445/2007). É responsabilidade da agência reguladora a fiscalização da prestação de serviços públicos, controle de qualidade na prestação do serviço, estabelecimento de normas disciplinadoras, defesa do direito do consumidor, e aplicação de política tarifária. Em 2018, o Ministério Público Estadual do Rio de Janeiro expediu uma ação civil pública requerendo ao Município de Niterói que instituisse uma agência reguladora municipal ou celebrasse convênio com agência reguladora já instituída, porém até 2020, ainda não havia previsão de regularização (Ampla Consultoria, 2020).

Previamente fornecido pela Companhia Estadual de Águas e Esgotos (CEDAE), o serviço de coleta de esgoto passou a atender de 35% para 90% das residências em um período de oito anos (Ampla Consultoria, 2020). Segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), o município continuamente apresentou nos últimos anos 95,6% da sua população com atendimento de esgoto sanitário, sendo que 100% dos esgotos coletados são tratados (SNIS, 2024). Este cenário é extremamente positivo, quando comparado ao restante dos municípios do estado, que em 2023 apresentou uma média de 59,7% da população atendida, e 48,9% do esgoto tratado (SINISA, 2024). No entanto, a contaminação do sistema lagunar indica que ainda há despejos de esgoto não contabilizados pelas estatísticas oficiais.

O sistema de esgotamento sanitário do município é descentralizado, e conta com redes coletoras, coletores-tronco, interceptores, estações elevatórias, estações de tratamento, e tomadas de tempo seco. Entre as Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) do município, duas atendem o entorno do Sistema Lagunar: a ETE Cambinhas e ETE Itaipu, ambas sendo estações de tratamento terciário, com capacidade de retirar os compostos a base de nitrogênio e fósforo (CLIP, 2022). A ETE Itaipu, em operação desde 2004, foi projetada para a redução de 90% da carga orgânica, e os efluentes tratados são lançados na Lagoa de Itaipu; a ETE Cambinhas está em operação desde 2012, projetada para a redução de 95% da carga orgânica, e seus efluentes são lançados no Canal de Camboatá (FGV, 2015).

## 2. OBJETIVOS

Este projeto visa avaliar a toxicidade aguda dos sedimentos do Sistema Lagunar Piratininga-Itaipu (Niterói, RJ) para o anfípodo *Tiburonella viscana*. As hipóteses do presente trabalho são que os sedimentos do Sistema Lagunar Piratininga-Itaipu encontram-se contaminados e são tóxicos para o anfípodo *T. viscana*; e que diferentes substâncias químicas, de origem urbana, devem ser as causadoras da toxicidade. Assim, este estudo contribui para a estimativa de risco ecológico neste sistema lagunar neotropical, fornecendo informações importantes para as autoridades públicas.

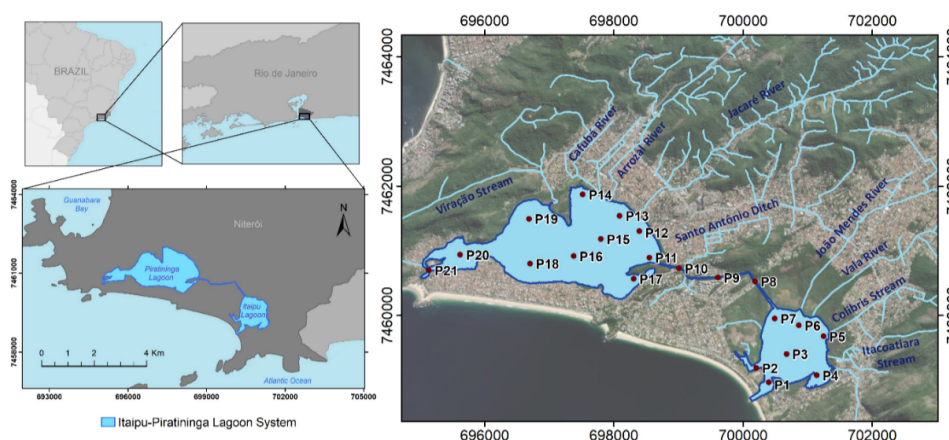
## 3. MATERIAL E MÉTODOS

O presente estudo faz parte de uma investigação mais ampla que envolve o uso de uma abordagem integrada para avaliar a contaminação dos sedimentos das lagoas costeiras do estado do Rio de Janeiro (RJ), agregando diferentes linhas de evidência para estimar riscos ecológicos devido aos impactos de misturas de poluentes. Conforme os dados da literatura para lagoas costeiras do RJ (Cerdeira *et al.*, 2017; Cunha *et al.*, 2021; Lacerda *et al.*, 1992; Laut *et al.*, 2016; Mendes; Soares-Gomes, 2012; Hydrosience, 2018a; Raposo *et al.*, 2018), já foi reportada contaminação de sedimentos, eutrofização, e de forma preliminar, toxicidade em algumas delas, sendo necessário avaliar com mais detalhe a qualidade ambiental no sistema lagunar Piratininga-Itaipu. Nesse contexto, a análise da toxicidade dos sedimentos ocupa um papel fundamental para indicar se a contaminação presente pode estar afetando os organismos marinhos/estuarinos.

### 3.1. Coleta de Amostras

Cerca de 21 amostras de sedimentos foram coletadas superficialmente (primeiros 20 cm), por pesquisadores da UFF e UFRJ, ao longo das Lagoas de Piratininga e de Itaipu, e do canal que as conecta (Canal do Camboatá) (Figura 4). A coleta foi feita com o auxílio de uma draga do tipo Van Veen, com a garantia da representatividade espacial da amostragem quanto às contribuições fluviais e outras conexões das lagoas. Em laboratório, alíquotas das amostras foram secas à temperatura ambiente, desagregadas e homogeneizadas, e então caracterizadas para aspectos geoquímicos, como granulometria, teores de carbono orgânico total e enxofre, e concentrações de metais e arsênio (As); os resultados destas análises foram comparados com

os dados de toxicidade e utilizados para permitir uma interpretação adequada dos dados de toxicidade obtidos.



**Figura 4.** Pontos amostrais no Complexo Lagunar Piratininga-Itaipu. Fonte: Matheus Teixeira do Nascimento.

### 3.2. Teste de Toxicidade

A avaliação ecotoxicológica seguiu a norma técnica NBR 15638:2016 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2016), realizada através de testes de toxicidade aguda com *Tiburonella viscana*, um microcrustáceo escavador da ordem Amphipoda, com avaliação da mortalidade dos organismos após 10 dias de exposição. Os organismos-teste e sedimentos de controle negativo foram coletados na Praia do Engenho d'Água, em Ilhabela, litoral norte de SP, utilizando uma draga de arrasto específica para coleta de anfípodos, sendo em seguida transportados para o laboratório, e aclimatados por 2-5 dias em condições constantes ( $25 \pm 2$  °C, iluminação e aeração constantes) antes do início dos testes.

Como câmaras-teste, foram utilizados frascos de polipropileno, contendo 10 anfípodos adultos saudáveis, e uma camada de cerca de 2 cm de sedimento (ABNT, 2016). Foram preparadas três réplicas por sedimento-teste, além do controle negativo (sedimento de Ilhabela, sem contaminação), exceto para o ponto amostral P18 (não avaliado), pelo fato da quantidade de material ser insuficiente para o teste, e o sistema do teste foi mantido a  $25 \pm 2$  °C, sob aeração e iluminação constantes. No início e no fim do experimento foram medidos os parâmetros físico-químicos, como teor de oxigênio dissolvido, pH, salinidade e amônia na água da interface sedimento/água; durante o experimento, foi verificada diariamente a aeração e nível da água. Após dez dias, o conteúdo das câmaras foi peneirado através de uma tela de 0,5 mm e foi feita a contagem de anfípodos sobreviventes, com o auxílio de uma lupa para a

determinação de condição do indivíduo. Organismos não encontrados foram considerados mortos (ABNT, 2016).

### 3.3. Análise de Resultados

Após o período de exposição, foi feita a validação dos dados, verificando se a média de sobrevivência no sedimento-controle foi  $\geq 85\%$ , e  $\geq 80\%$  em qualquer réplica do sedimento-controle. Os resultados foram usados para obter a proporção de sobrevivência entre o número de organismos vivos ao fim do teste e o número de organismos iniciais. Primeiramente, usando o software GraphPad Prism, os dados foram verificados quanto à normalidade e homocedasticidade. Em seguida, por se tratar de testes com amostras ambientais (i.e. amostras independentes), foi utilizado o teste de hipótese “t” de Student ( $p < 0.05$ ) para comparação estatística com o grupo controle. A partir disso, foi gerada uma conclusão qualitativa, classificando os sedimentos-teste em não tóxicos ou tóxicos, para cada ponto amostral.

Os resultados obtidos para toxicidade aguda foram também comparados com os dados geoquímicos (obtidos pelo grupo de pesquisa parceiro, da UFF, que coordena o projeto temático ao qual a Iniciação Científica está vinculada), por meio de análises de correlação, buscando estabelecer relações entre os contaminantes e os efeitos tóxicos observados. Para estas análises foi usado o programa Past. Além disso, foi feita uma tabela de decisão, mostrando qualitativamente os dados de toxicidade e comparando-os com os dados geoquímicos.

## 4. RESULTADOS

Em relação aos parâmetros, detalhados na Tabela 1, todos os recipientes-teste apresentaram medições heterogêneas entre as diferentes amostras no início. O pH se manteve relativamente estável, porém houve variações notáveis de salinidade em amostras específicas durante os testes, passando de 40 ppt na medição final nas amostras P4, P7, P11 e P14. Todavia, esta variação não se mostrou capaz de afetar a sobrevivência dos organismos, já que os sedimentos de P4 e P7 não foram considerados tóxicos. Em relação ao oxigênio dissolvido (OD), houve uma diferença de parâmetros entre as amostras no momento inicial, e sua medida final foi equivalente entre os diferentes pontos, devido à aeração dos recipientes. As medições

iniciais de OD mais baixas foram nas amostras P9, P10 e P11, com valores de 2,77, 3,08 e 3,13 mg/L, respectivamente.

**Tabela 1. Parâmetros iniciais e finais de salinidade, pH e oxigênio dissolvido (OD) de uma réplica de cada amostra, e média entre as medições.**

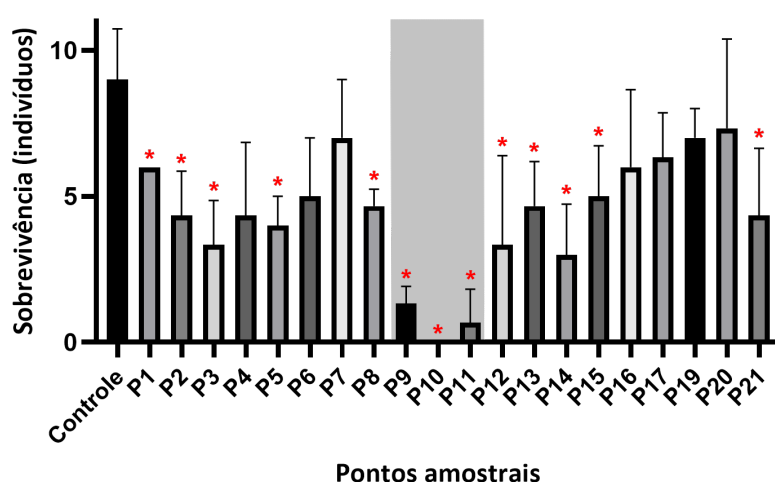
Amostra	Salinidade		pH		OD (mg/L)	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
Controle	34	36	7,93	8,10	6,60	6,70
P1	35	39	7,95	7,90	6,65	6,53
P2	35	37	7,92	7,86	5,24	6,15
P3	35	35	7,88	7,80	5,03	6,32
P4	35	41	7,89	7,95	4,97	6,31
P5	35	38	7,82	7,86	4,48	6,68
P6	35	36	7,81	8,21	4,50	5,99
P7	35	44	7,91	8,28	4,76	6,22
P8	35	37	7,85	8,18	4,27	6,24
P9	35	36	7,83	8,21	2,77	6,06
P10	34	36	7,82	8,32	3,08	6,25
P11	35	42	7,93	8,32	3,13	5,90
P12	35	37	7,91	8,15	3,57	5,84
P13	35	35	7,96	8,06	4,81	6,33
P14	34	40	7,92	7,98	4,51	6,48
P15	34	37	7,9	8,08	5,21	6,38
P16	34	38	7,91	7,87	5,03	5,94
P17	34	35	7,93	7,89	4,92	6,69
P19	34	34	7,95	7,91	5,53	6,55
P20	34	37	7,94	7,94	5,57	6,64
P21	35	39	7,97	8,26	5,25	6,82

Fonte: Autoria própria (2025)

A média de sobrevivência no sedimento-controle foi de 90%, enquanto nenhum dos grupos amostrais apresentou valor acima de 73%. A taxa de sobrevivência média das amostras variou entre 0% (amostra P10), onde não houve nenhum indivíduo sobrevivente, e 73% (amostra P20), porém a maioria apresentou um valor abaixo de 50% após o período de

exposição. As amostras que se mostraram mais tóxicas foram as P9, P10 e P11 (Canal de Camboatá), com uma média de sobrevivência de 13%, 0% e 7%, respectivamente.

Com o teste “t” de Student, foi feita a comparação estatística com o grupo controle, classificando cada ponto amostral como não-tóxicos ou tóxicos ( $p < 0.05$ ). A classificação obtida com os sedimentos-teste foi de oito amostras de sedimento não-tóxico e 13 de sedimento tóxico; os locais onde não foi detectada toxicidade foram nos pontos P16 a P20, na Lagoa de Piratininga, e os pontos P4, P6 e P7 na lagoa de Itaipu (Figura 5). Os resultados brutos desse teste, incluindo as sobrevivências em cada réplica e os valores médios e de desvio-padrão entre réplicas podem ser observados no Anexo I.



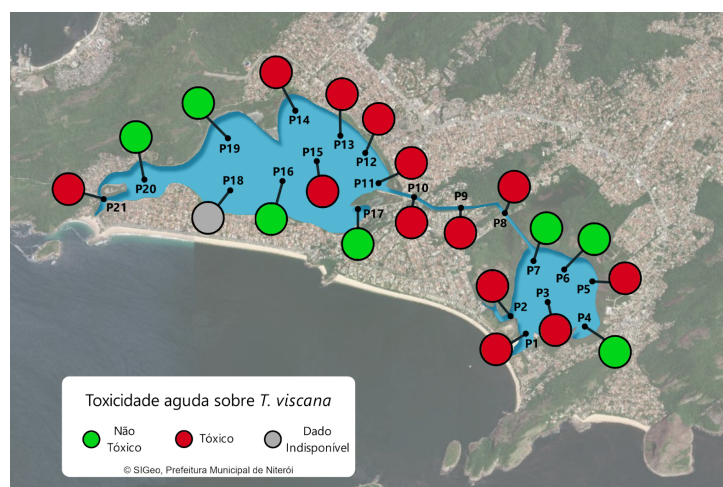
**Figura 5.** Sobrevivência dos organismos. A faixa cinza indica os pontos de maior toxicidade. (\*) Pontos amostrais com diferença estatística do controle ( $p < 0,05$ ). Fonte: Autoria própria

#### 4.1. DISCUSSÃO

Ao longo do sistema lagunar, 65% dos sedimentos se enquadram como tóxicos, com toxicidade observada em 57% das amostras da Lagoa de Itaipu, 60% de Piratininga, e a totalidade do Canal de Camboatá (Figura 6). Apesar da maior taxa de renovação das águas e maior área vegetada ao redor da Lagoa de Itaipu, não houve grande diferença entre a porcentagem de amostras tóxicas entre as lagoas.

Os pontos mais tóxicos estavam localizados no Canal de Camboatá, onde também foram detectados baixos níveis iniciais de oxigênio dissolvido, com valores indicativos de hipóxia. Devido à oxigenação constante dos testes, isso não causou impacto significativo na taxa de sobrevivência de *T. viscana*, mas levanta preocupações sobre a saúde da comunidade

biológica existente no sistema, que está exposta não só aos contaminantes presentes, mas a condições abióticas estressantes.



**Figura 6.** Toxicidade do sistema lagunar Piratininga-Itaipu a *T. viscana*. Fonte: Autoria própria

Apesar de haver poucos dados sobre a toxicidade desta região, os resultados desse estudo corroboram com a literatura existente. Para Cunha *et al.* (2021), os sedimentos do sistema lagunar não causaram toxicidade aguda para a bactéria bioluminescente *Vibrio fischeri*, exceto em um ponto em Itaipu. Entretanto, quase todos os pontos testados causaram um comportamento de “hormesis” nos indivíduos expostos. A hormesis não é considerada um indicativo de ausência de toxicidade, uma vez que pode ser causada pela exposição a vários compostos, como uma resposta adaptativa a algum tipo de estresse. Esse comportamento se caracteriza por respostas dose-dependentes, variável também de acordo com o composto, onde doses menores estimulam a hormesis, e concentrações maiores a inibem (ZOU *et al.*, 2012, 2017).

A toxicidade das mesmas amostras analisadas no presente estudo foi avaliada (Rodes *et al.*, 2025; Teixeira *et al.*, submetido), tendo sido reportada ampla toxicidade aguda para o tanaidáceo *Monokalliapseudes schubarti* (80% de amostras tóxicas) e crônica para a diatomácea *Cylindrotheca closterium* (71,4% de amostras tóxicas, com inibição de crescimento) ao longo de todo o sistema. As pequenas diferenças entre as porcentagens de amostras tóxicas nos diferentes testes sugerem que essas espécies possuem sensibilidades levemente diferentes ou diferentes vias de exposição aos contaminantes presentes. De qualquer forma, a prevalência de toxicidade indica que as lagoas costeiras sofrem com níveis elevados de poluição, sendo inadequadas para diferentes organismos marinhos.

Considerando que o enquadramento dos corpos de água deve estar baseado em seus usos preponderantes, e não no seu estado atual, os níveis de qualidade do ambiente devem se adequar para atender os parâmetros exigidos segundo seu uso pela comunidade. O sistema lagunar é utilizado para uma série de atividades, entre elas a atividade de pesca artesanal e a conservação, enquadrando este corpo d'água como classe 1. O valor mínimo de OD para a preservação da vida aquática em águas salobras classe 1, estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05, é de 5,0 mg/L, porém não existem valores estabelecidos para sedimentos. Em relação a esse parâmetro, os resultados indicam níveis baixos de OD, que, no ambiente natural, poderiam afetar a biota, juntamente com os contaminantes. Baixas concentrações de oxigênio dissolvido persistentes têm consequências significativas para a vida aquática, incluindo a comunidade bentônica, podendo haver efeitos letais e subletais (Neves; Valentin, 2011; Paul; Nestlerode; Jarvis, 2024)

O monitoramento é uma ferramenta essencial à gestão ambiental, possibilitando uma percepção sistemática e integrada da realidade ambiental da região. No Estado do Rio de Janeiro, o Instituto Estadual do Ambiente (INEA) é o órgão responsável pelo monitoramento da qualidade das águas. Segundo relatórios do instituto, os Índices de Qualidade de Água (IQA) médios anuais obtidos no Sistema Lagunar Piratininga-Itaipu entre 2012 e 2023 mostram um cenário de intensa degradação. Nos principais rios que abastecem o sistema, os IQAs foram quase em sua totalidade ruins ou muito ruins, segundo o índice NSF ( $IQA_{NSF}$ ); no espelho d'água do sistema lagunar, as medidas foram majoritariamente de teor péssimo, segundo o índice canadense ( $IQA_{CCME}$ ). Os principais componentes inadequados identificados foram oxigênio dissolvido (OD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e coliformes termotolerantes (CLIP, 2022; INEA, 2024) indicando a forte contaminação por esgotos e drenagens urbanas. Nesse sentido, os dados do monitoramento feito pelo INEA corroboram os resultados do presente projeto, evidenciando condições críticas de qualidade ambiental no sistema lagunar.

O aporte de matéria orgânica, todavia, não justifica em sua totalidade a mortalidade observada nos testes de toxicidade. Além da sobrecarga por nutrientes, foi descrita também a presença de uma série de metais no sistema lagunar (Cunha *et al.*, 2021; Teixeira *et al.*, submetido). Como se trata de uma região de pouca atividade industrial, as prováveis fontes que contribuem para a contaminação por metais são efluentes domésticos, descarte incorreto de materiais como baterias, queima de combustíveis fósseis e lixo, e a deposição de cinzas de materiais queimados (Cunha *et al.*, 2021).

Lacerda *et al.* (1992) avaliaram a biodisponibilidade de Zn, Mn, Co, Cu, Pb e Ni para plantas macrófitas aquáticas do sistema lagunar, e observaram que a anóxia e a concentração de matéria orgânica, particularmente intensas em Piratininga, favorecem a precipitação de metais na forma de sulfetos e a sua imobilização, diminuindo sua disponibilidade. A lagoa de Itaipu, que possui maior comunicação com o oceano e, conseqüentemente, maior oxigenação, demonstrou maior biodisponibilidade de metais, apesar de apresentar concentrações totais menores que Piratininga. Nesse sentido, metais são contaminantes de interesse para o sistema lagunar.

A toxicidade de metais nos ambientes aquáticos é variável, e depende das propriedades do meio e da especiação dos íons metálicos. Alguns podem ser essenciais para os organismos, enquanto outros são altamente tóxicos. Ainda assim, mesmo metais essenciais, se houver um aumento muito além dos valores naturais do ambiente, podem causar efeitos letais e subletais (Atapaththu *et al.*, 2025; Bjerregaard; Andersen; Andersen, 2015; Teixeira *et al.*, 2022).

No presente estudo, foram calculados coeficientes de correlação de Pearson ( $r$ ) entre a toxicidade e as concentrações de metais analisados por Teixeira *et al.* (submetido), tendo ocorrido algumas correlações negativas significativas entre sobrevivência de *T. viscana* e as concentrações de Cu e Zn (Tabela 2). Desta forma, Cu e Zn, que estão presentes em concentrações acima do Nível 1 da CONAMA, possivelmente tiveram participação na toxicidade das amostras para *T. viscana*.

Além disso, houve associações entre elementos: Zn com Cu, Cr com Ni, Pb e Mo, Cd com Zn e Cu, e associações negativas de As com Cr e Ni; isso sugere fontes em comum entre os elementos (Wang *et al.*, 2024). Para Cd com Zn e Cu, as fontes em comum podem ser atividades náuticas e esgoto; para Zn e Cu, esgoto e tintas náuticas; para Cr e Ni, lixiviados de lixões e oficinas náuticas (principalmente soldas de barcos). Os elementos Pb e Mo estão presentes em alguns lubrificantes e anti-corrosivos. Os demais elementos, que não apresentaram correlações significativas, provavelmente possuem fontes relativamente independentes (Wang *et al.*, 2024).



P5	+	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-
P6	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-
P7	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-
P8	+	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-
P9	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-
P10	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
P11	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-
P12	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
P13	+	++	-	-	-	-	-	-	-	-	-
P14	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
P15	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
P16	-	++	-	-	-	-	-	-	-	-	-
P17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
P18	ND	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
P19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
P20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
P21	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+

*Nota:* as concentrações obtidas de Hg, Zn, Cu, Pb, Cr, Ni, As e Cd foram comparadas aos valores na Resolução CONAMA 454/2012, e de Co e Mo à classe de Igeo obtida por Teixeira *et al.* (submetido). ND: dados não disponíveis.

O cobre possui alta afinidade de ligação com quelantes orgânicos, e o teor de matéria orgânica dissolvida influencia fortemente a especiação do metal em um dado local. O cobre apresenta toxicidade relativamente alta para organismos aquáticos, com efeitos subletais e letais em diversos grupos de invertebrados aquáticos a partir de aproximadamente 5 µg/L, e mortalidade de peixes com a exposição a concentrações a partir de aproximadamente 30 µg/L (Bjerregaard; Andersen; Andersen, 2015). Ambos estes valores foram ultrapassados nas análises químicas previamente feitas no sistema lagunar (Cunha *et al.*, 2021; Teixeira *et al.*, submetido). Além disso, o Cu correlacionou com a toxicidade, assim como o Zn.

Cunha *et al.* (2021) detectaram As, Cd, Pb, Cu, Cr, Ni e Zn no sistema, com destaque para cobre (Cu) e zinco (Zn), presentes em níveis de provável efeito adverso à biota segundo a Resolução CONAMA 454/2012, que estabelece os valores máximos de determinadas substâncias em materiais dragados (não há legislação específica para sedimentos). Estes níveis condizem com as correlações obtidas nesse estudo, descritas na Tabela 2. As concentrações de Hg, alguns pesticidas e alguns poluentes orgânicos persistentes testados (bifenilos policlorados – PCBs, e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos – PAHs) estavam abaixo do limite de detecção. Teixeira *et al.* (submetido) observaram a presença dos mesmos metais que Cunha *et al.* (2021), assim como Hg, Co e Mo. As concentrações de Cr, Ni, Cu, Zn, Hg e Pb estavam acima do Nível 1 (efeito adverso possível), com Hg em Piratininga acima do Nível 2 (efeito provável) da CONAMA.

Aqui, o sistema lagunar apresentou uma contaminação ampla de cobre e zinco, bem como alguns pontos com altas concentrações de mercúrio (Hg), não observados na investigação de Cunha *et al.*, além de concentrações pontuais de outros metais, como chumbo (Pb). A partir das correlações entre os metais, foi possível identificar algumas das fontes de contaminação relacionadas às atividades náuticas (incluindo tintas e resíduos de oficinas), ao esgoto e aos lixiviados de lixões, sugerindo estas como atividades prioritárias para monitoramento.

A contaminação por metais no Sistema Lagunar Piratininga-Itaipu é corroborada por trabalhos anteriores (Cunha *et al.*, 2022; Lacerda *et al.*, 1992; Teixeira *et al.*, submetido), que detectaram vários elementos nos sedimentos do sistema, assim como contaminantes orgânicos, tendo reportando a contaminação ambiental nesses locais (Tabela 4).

**Tabela 4. Comparação entre estudos de análise química no Sistema Lagunar Piratininga-Itaipu.**

<b>Substâncias-alvo</b>	<b>Pontos amostrais</b>	<b>Ano de coleta</b>	<b>Fonte</b>
Co, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn	8	1990	Lacerda <i>et al.</i> (1992)
Fármacos e desreguladores endócrinos	10	2017	Cunha <i>et al.</i> (2020)
As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, pesticidas, PAHs e PCBs	10	2017	Cunha <i>et al.</i> (2022)
As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Zn	21	2022	Teixeira <i>et al.</i> (submetido)
Fármacos e desreguladores endócrinos	13 (Lagoa de Piratininga)	2023	Rodrigues <i>et al.</i> (2024)

Fonte: Autoria própria (2025)

Além de metais, também foi detectada a presença de contaminantes emergentes nos sedimentos de ambas as lagoas, como fármacos e desreguladores endócrinos, com destaque para bisfenol-A (plastificante), naproxeno (anti-inflamatório) e estradiol (hormônio) (Cunha *et al.*, 2020). Na lagoa de Piratininga, para Rodrigues *et al.* (2024), as maiores concentrações detectadas foram de bisfenol-A, estradiol, ibuprofeno (anti-inflamatório) e triclosan (antibiótico). A introdução destes compostos no ambiente se dá, principalmente, pelas águas residuárias (de origem doméstica, industrial ou hospitalar), tratadas ou não, bem como pelo descarte direto destes compostos. Uma vez no ambiente, o destino do composto varia segundo as características particulares da substância e do ambiente, podendo ser reduzido ou

aumentado por processos naturais, como a fotólise, ou ser adsorvido a outros compostos (Cunha *et al.*, 2020)

Os poluentes orgânicos, de forma geral, se distribuem nos sistemas aquáticos principalmente com base em seu caráter lipofílico (a afinidade pela fração orgânica no sedimento e pelas frações lipídicas na biota). Já nos metais, há maior influência da química da água (salinidade e dureza) e do sedimento (teor orgânico e estado redox), bem como as características específicas dos metais. Existem quatro processos químicos que afetam significativamente a biodisponibilidade e toxicidade dos metais associados aos sedimentos: elevação da salinidade, alterações no estado redox do sedimento, redução do pH e presença de complexos de compostos orgânicos (Bjerregaard; Andersen; Andersen, 2015), sendo que no sistema lagunar, a salinidade, a presença de matéria orgânica e o baixo teor de oxigênio dissolvido tendem a tornar os metais menos biodisponíveis, enquanto o pH mais baixo favorece um estado mais reativo.

Embora seja importante compreender os efeitos individuais de compostos nos organismos, as comunidades bióticas em ambientes são normalmente expostas a múltiplos poluentes. A poluição costeira expõe os ecossistemas a lançamentos de nutrientes, patógenos, metais, microplásticos e inúmeros compostos orgânicos, formando misturas complexas, que representam riscos significativos para esses ambientes. Com isso, em matrizes ambientais, a mistura de contaminantes é uma problemática especialmente preocupante (Cheng *et al.*, 2024). As interações entre as substâncias presentes no ecossistema podem resultar em uma série de efeitos: sinérgicos, de potenciação, aditivos e antagônicos. Em efeitos sinérgicos, o impacto da mistura é maior do que a soma de suas formas de ação individuais; caso o resultado combinado seja igual à soma dos efeitos de cada agente, se trata de um efeito aditivo. No efeito de potencialização, um contaminante causa efeito tóxico somente quando aplicado conjuntamente com outro agente. Com isso, a combinação de substâncias pode ter efeitos significativos, mesmo em doses baixas que, individualmente, não produzem efeitos observáveis. Há também a possibilidade de diminuição da toxicidade a partir de uma mistura; no efeito antagônico, dois contaminantes interferem um no outro, diminuindo o efeito tóxico. Com isso, a mistura de múltiplos contaminantes observada no sistema lagunar provavelmente desempenhou um papel relevante na toxicidade observada nos testes, a partir de interações aditivas ou sinérgicas.

A carga de nutrientes, o acúmulo de metais e contaminantes emergentes, junto às construções recentes, estão entre os principais fatores que desafiam a integridade ecológica dos ecossistemas costeiros e, com isso, demandam maior atenção no planejamento territorial

(Atapaththu *et al.*, 2025). Isso é particularmente em áreas protegidas, onde é necessário compreender os principais processos em ação nos ecossistemas e seus impactos. Percebe-se, entretanto, que muitas das atividades da região são conflitantes com as UCs do sistema lagunar e seu entorno, como a expansão urbana desordenada e a disposição inadequada de resíduos sólidos (Niterói, 2018; Oliveira, 2013).

Nesse contexto, a gestão eficaz da poluição costeira exige uma estratégia abrangente e multifacetada, que inclua a melhoria das estações de tratamento de esgoto pela instalação de processos avançados, o monitoramento rigoroso sobre o lançamento de esgoto, e melhorias na gestão de resíduos sólidos, bem como a revisão do levantamento de dados para relatórios oficiais, de forma que reflitam o cenário atual. É essencial uma estratégia integrada da zona costeira que proteja os seus recursos e serviços ecossistêmicos, bem como mitigar os impactos antropogênicos que ameaçam a conservação e a sustentabilidade das lagoas costeiras.

No caso de Niterói, apesar dos altos índices de coleta e tratamento de esgoto relatados pelo município (SNIS, 2024), ainda observa-se intensa poluição nas lagoas, associado ao lançamento de esgotos sanitários das residências, indicando que as estatísticas oficiais não refletem o cenário atual. O município apresenta uma grande população em favelas e comunidades urbanas (anteriormente chamadas de “aglomerados subnormais”), a segunda maior do estado, atrás somente da cidade do Rio de Janeiro; em Niterói, o número de indivíduos nesta realidade é de 86.983 habitantes, equivalente a 18,06% da população total do município (IBGE, 2024). Parte das residências e estabelecimentos não são alcançados pela rede de coleta e tratamento de esgoto e, conseqüentemente, ocorre o despejo de resíduos nas lagoas e em seus tributários, depositando-se no sedimento (Lacerda *et al.*, 1992; Hydrosience, 2018a; Reis, 2022). A regularização de ligações clandestinas de esgoto é apontada como uma das principais ações para a redução do aporte de poluentes nas lagoas (Hydrosience, 2021). Cabe ao município, com apoio do Estado do Rio de Janeiro, implementar as estratégias de mitigação, saneamento e recuperação ambiental do Sistema Lagunar Piratininga-Itaipu, que é um exemplo de ambiente costeiro impactado pelo crescimento urbano.

Com a expansão de áreas atingidas pela eutrofização ao longo do último século, causando desequilíbrios de nutrientes, dos ciclos biogeoquímicos, e integridade das comunidades bióticas, surgem preocupações em relação às conseqüências no futuro dos ecossistemas e da humanidade (Häder; Helbling; Villafañe, 2021). Para a diminuição desses impactos ao ambiente e à saúde humana, deve haver a coleta de 100% dos esgotos gerados, sendo feito seu tratamento antes da descarga no ambiente (Conde *et al.*, 2020). Isso pode ser

feito em três níveis de tratamento: o primário, que elimina os sólidos/partículas maiores; o secundário, que faz um tratamento biológico, com decomposição da matéria orgânica e remoção parcial dos nutrientes para diminuição da demanda bioquímica; e o terciário, onde são removidos poluentes específicos não removidos pelos tratamentos anteriores, além de uma remoção adicional de matéria orgânica e nutrientes (Clark, 2005). Outras ações envolvem a recuperação da vegetação de entorno, a coleta da drenagem urbana, a gestão dos resíduos sólidos, a educação ambiental, a execução de monitoramentos que incluam as variáveis químicas e ecotoxicológicas, entre outras.

## 5. CONCLUSÃO

Os sedimentos do Sistema Lagunar Piratininga-Itaipu causaram toxicidade aguda para *T. viscana*. A ocorrência de toxicidade em múltiplos pontos amostrais indica que o ecossistema apresenta níveis elevados de poluição, sendo observada correlação da toxicidade com os níveis de Cu e Zn no sistema lagunar. A contaminação, resultante de uma complexa mistura de substâncias presentes nas lagoas, representa um risco à biota, e pode comprometer sua integridade, consequentemente ameaçando os inúmeros serviços ecossistêmicos prestados pelo ecossistema.

Esta abordagem poderá ser aplicada em outros sistemas lagunares costeiros tropicais, a fim de contribuir para o planejamento e tomada de decisão em medidas de saúde pública e controle ambiental. Com tais estudos, é possível realizar um mapeamento com a identificação de zonas críticas de contaminação de sedimentos superficiais, como suporte à hierarquização de zonas prioritárias à remediação. Estes dados são fundamentais à preservação da biodiversidade aquática e dos diversos serviços ecossistêmicos prestados pelas lagoas, incluindo a pesca, navegação, turismo, entre outros.

## REFERÊNCIAS

ABESSA, D.M.S. **Testes de toxicidade de sedimentos da região de Santos-SP-Brasil (24°S, 46°W), utilizando o anfípodo escavador *Tiburonella viscana* (Crustacea-Platyisopidae) Thomas & Barnard (1983)**. Dissertação (Mestrado), Universidade de São Paulo, São Paulo, 1996. Disponível em: <<https://repositorio.usp.br/item/000745877>>.

ABESSA, D.M.S. *et al.* Use of the burrowing amphipod *Tiburonella viscana* as a tool in marine sediments contamination assessment. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 41, n. 2, p. 225–230, 1998. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S1516-89131998000200009>>.

ABESSA, D.M.S. *et al.* Natural factors and chemical contamination control the structure of macrobenthic community in the Santos Estuarine System (SP, Brazil). **Community Ecology**, v. 20, n. 2, p. 121-137. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1556/168.2019.20.2.3>>

ABNT [Associação Brasileira de Normas Técnicas]. **Norma técnica NBR 15638:2016**. Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com anfípodos marinhos e estuarinos em sedimentos. São Paulo: ABNT, 2016.

AGEVAP [Associação Pró-Gestão das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul]. **ATLAS DA REGIÃO HIDROGRÁFICA V: Baía de Guanabara e Sistemas Lagunares de Maricá e Jacarepaguá**. Resende, 2021. Disponível em: <[https://comitebaiadeguanabara.org.br/wp-content/uploads/2022/09/Atlas\\_CBH-BG.pdf](https://comitebaiadeguanabara.org.br/wp-content/uploads/2022/09/Atlas_CBH-BG.pdf)>.

ALVERNAZ, R.N. *et al.* Avaliação do Risco Ambiental em Sedimentos Contaminados por Metais de Atividades Industriais no Complexo Portuário de Niterói, Baía da Guanabara, Rio de Janeiro. **Revista Virtual de Química**, v. 16, n. 4, p. 541–577, 2024. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.21577/1984-6835.20240017>>.

AMORIM, R.M. *et al.* The role of bioremediation in mitigating urban expansion impacts on coastal lagoons: A comparative study of Araçatiba and Padre Lagoons, Rio de Janeiro. **Marine Pollution Bulletin**, v. 217, 2025. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.118048>>.

AMPLA CONSULTORIA. **Relatório Final Consolidado do Plano Municipal de Saneamento Básico – PMSB de Niterói**. 2020. Disponível em: <<https://www.seconser.niteroi.rj.gov.br/plano-municipal-de-saneamento-basico>>.

ARAÚJO, G.S. *et al.* Ecotoxicological assessment of sediments from an urban marine protected area (Xixová-Japuí State Park, SP, Brazil). **Marine Pollution Bulletin**, v. 75, n. 1-2, p. 62-68. 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.08.005>>.

ATAPATHTHU, K.S.S. *et al.* Challenges in coastal ecosystem Sustainability: Drivers of water quality degradation and their ecological impact. **Marine Environmental Research**, v. 209, 2025. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2025.107194>>.

BAUER, A.B.; FISCHER, L.G. Trophic ecology of the demersal predator Brazilian flathead *Percophis brasiliensis* (Percophidae) in a coastal upwelling ecosystem, SW Atlantic. **Neotropical Ichthyology**, v. 22, n. 2, 2024. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/1982-0224-2023-0115>>.

BERTNESS, M.D. **The ecology of Atlantic shorelines**. Sunderland, Mass.: Sinauer Associates, 1999.

BINDOFF, N.L.; CHEUNG, W.W.L.; KAIRO, J.G. Changing Ocean, Marine Ecosystems, and Dependent Communities. *In*: IPCC [Intergovernmental Panel on Climate Change]. **The Ocean and Cryosphere in a Changing Climate**: Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, p. 447–588. 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1017/9781009157964.007>>.

BOMBANA, B.; TURRA, A.; POLETTE, M. **Gestão de praias: do conceito à prática**. Instituto de Estudos Avançados da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2022. ISBN 978-65-87773-36-0. Disponível em: <<https://doi.org/10.11606/9786587773360>>.

BJERREGAARD, P.; ANDERSEN, C.B.I.; ANDERSEN, O. Ecotoxicology of Metals—Sources, Transport, and Effects on the Ecosystem. *In*: NORDBERG, G.; FOWLER, B. A.; NORDBERG, M. **Handbook on the Toxicology of Metals**, p. 425–459, London: Academic Press, 2015. ISBN 978-0-444-59453-2. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/B978-0-444-59453-2.00021-4>>.

CAMPOS, B.G. *et al.* Using a tiered approach based on ecotoxicological techniques to assess the ecological risks of contamination in a subtropical estuarine protected area. **Science of the Total Environment**, v. 544, p. 564–573, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.124>>.

CBH-BG [Comitê de Bacia da Região Hidrográfica da Baía de Guanabara e dos Sistemas Lagunares de Maricá e Jacarepaguá]. **O Estado da Arte do Monitoramento Quali-Quantitativo das Águas do Sistema Lagunar de Itaipu-Piratininga, Niterói - RJ**, 2022. Disponível em: <<https://comitebaiadeguanabara.org.br/wp-content/uploads/2022/09/Diagno%CC%81stico-do-Monitoramento-do-Sistema-Lagunar-de-Itaipu-e-Piratininga-24.08.2022.pdf>>.

CERDA, M. *et al.* Nutrient budgets in the Piratininga-Itaipu lagoon system (southeastern Brazil): effects of sea-exchange management. **Latin American Journal of Aquatic Research**, v. 41, n. 2, p. 226–238, 2017. Disponível em: <<http://doi.org/10.3856/vol41-issue2-fulltext-3>>.

CESAR, A. *et al.* Ecotoxicological assessment of sediments from the Santos and São Vicente estuarine system-Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 54, p. 55–63, 2006. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/bjoc/a/8CwsYP4rbdCNLW7WJPxTnCF/>>.

CHAPMAN, P.M.; WANG, F.; CAEIRO, S.S. Assessing and managing sediment contamination in transitional waters. **Environment International**, v. 55, p. 71–91, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.02.009>>.

CHENG, Y. *et al.* A brief review on the assessment of potential joint effects of complex mixtures of contaminants in the environment. **Environmental Science Advances**, v. 3, n. 5, p. 661–675, 2024. Disponível em: <<https://doi.org/10.1039/d4va00014e>>.

CHOUERI, R.B. *et al.* Integrated sediment quality assessment in Paranaguá Estuarine System, Southern Brazil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 72, n. 7, p. 1824–1831, 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2008.12.005>>.

CLARK, R.B. **Marine pollution**. 5ª ed. Oxford, 2005. ISBN 0-19-879292-1.

CLIP [Subcomitê do Sistema Lagunar Itaipu-Piratininga]. **Relatório de Territorialidade**. 2ª ed. Rio de Janeiro, 2022. Disponível em: <[https://comitebaiadeguanabara.org.br/wp-content/uploads/2022/07/Relatorio-de-Territorialidade-Subcomite-CLIP\\_ed.2.pdf](https://comitebaiadeguanabara.org.br/wp-content/uploads/2022/07/Relatorio-de-Territorialidade-Subcomite-CLIP_ed.2.pdf)>.

CONAMA [Conselho Nacional do Meio Ambiente]. **Resolução n.º 357, de 17 de março de 2005**. Publicada no DOU n.º 053, de 18 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <[https://conama.mma.gov.br/?option=com\\_sisconama&task=arquivo.download&id=450](https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=450)>.

CONDE, D. *et al.* Solutions for Sustainable Coastal Lagoon Management. *In*: Baztan, J. *et al.* **Coastal Zones: Solutions for the 21st Century**, p. 217–250, Elsevier, 2015. Disponível em: <<http://doi.org/10.1016/B978-0-12-802748-6.00013-9>>.

CONDE, A. *et al.* Ecological features of a rocky intertidal community exposed to sewage effluent. **Marine Pollution Bulletin**, v. 158, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111391>>.

COSTA, C.R. *et al.* A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, v. 31, n. 7, 2008. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0100-40422008000700038>>.

CRESPO, D.; PARDAL, M.Â. Ecological and Economic Importance of Benthic Communities. **Encyclopedia of the UN Sustainable Development Goals**, p. 1–11, 2020. Disponível em: <[https://doi.org/10.1007/978-3-319-71064-8\\_5-1](https://doi.org/10.1007/978-3-319-71064-8_5-1)>.

CUNHA, D.L. *et al.* Occurrence of emerging contaminants and analysis of oestrogenic activity in the water and sediments from two coastal lagoons in south-eastern Brazil. **Marine and Freshwater Research**, v. 72, n. 2, p. 213–227, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1071/MF19391>>.

CUNHA, D.L. *et al.* Concentration and toxicity assessment of contaminants in sediments of the Itaipu–Piratininga lagoonal system, Southeastern Brazil. **Regional Studies in Marine Science**, v. 46, p. 101873, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101873>>.

EGIDIO, R.O. **Lagoa de Itaipu: um ecossistema lagunar: usos e legislação ambiental**. Dissertação (Mestrado em Geografia), Programa de Pós-Graduação em Geografia,

Instituto de Geociências, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2020. Disponível em: <<http://app.uff.br/riuff/handle/1/27918>>.

ESCHER, B.; NEALE, P.; LEUSCH, F. **Bioanalytical Tools in Water Quality Assessment**. IWA Publishing, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.2166/9781789061987>>.

FGV [Fundação Getúlio Vargas]. **Diagnóstico Técnico do Município de Niterói**. Niterói, RJ, 2015. Disponível em: <<https://urbanismo.niteroi.rj.gov.br/anexos/Plano%20Diretor/Revis%C3%A3o%20PD/diagnostico-tecnico-volume-1-3.pdf>>.

FONSECA, E.M.; BAPTISTA-NETO, J.A.; POMPERMAYER, F.C.L. **Baía de Guanabara: um ambiente em transformação**. Rio de Janeiro: Ape'Ku, 2021. ISBN 978-65-86657-55-5. Disponível em: <<https://iear.uff.br/wp-content/uploads/sites/232/2022/01/Ba%C3%ADa-de-Guanabara-Cap%C3%ADtulo-de-livro-Final.pdf>>.

FONTENELLE, T.H.; CORRÊA, W.B. Impactos da Urbanização no Espelho D'Água dos Sistemas Lagunares de Itaipu e de Piratininga, Niterói (RJ), Entre 1976 e 2011. **Boletim de Geografia**, v. 32, n. 2, p. 150, 2014. Disponível em: <<http://doi.org/10.4025/bolgeogr.v32i2.18745>>.

FOSTER, J.M.; LECROY, S.E.; HEARD, R.W.; VARGAS, R. Gammaridean Amphipods. In: Wehrtmann, I.S., Cortés, J. **Marine Biodiversity of Costa Rica, Central America**, Monographiae Biologicae Series. Springer, Dordrecht, 2009. Disponível em: <[https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8278-8\\_24](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8278-8_24)>.

FREEMAN, L.A. *et al.* Impacts of Urbanization and Development on Estuarine Ecosystems and Water Quality. **Estuaries and Coasts**, v. 42, n. 7, p. 1821–1838, 2019. Disponível em: <<https://www.jstor.org/stable/48703238>>.

FREITAS, A.S. *et al.* The Geochemical Sedimentary Record of a Historically Anthropogenically Impacted Coastal Lagoon (Rio de Janeiro State, Southeastern Brazil). **Journal of Coastal Research**, v. 39, n. 5, 2023. Disponível em: <<https://www.jstor.org/stable/48743645>>.

GADEKEN, K.J.; DORGAN, K.M. Effects of Diel Oxygen Cycling and Benthic Macrofauna on Sediment Oxygen Demand. **Estuaries and Coasts**, v. 47, n. 8, p. 2377–2388, 2024. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s12237-024-01404-0>>.

GALVÃO, B. *et al.* Degradation Kinetics of Antifouling Biocides in Sediment During the Spiking Equilibrium Phase. **Ecotoxicology and Environmental Contamination**, v. 19, n. 1, p. 39–49, 2024. Disponível em: <<https://doi.org/10.5132/eec.2024.01.05>>.

GARCÉS-ORDÓÑEZ, O. *et al.* A systematic review on microplastic pollution in water, sediments, and organisms from 50 coastal lagoons across the globe. **Environmental Pollution**, v. 315, 2022. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120366>>.

GONÇALVES, J.N. **Avaliação da qualidade do sedimento do estuário do rio Ceará**. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2008. Disponível em: <<http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/18362>>.

GRAY, J.S.; ELLIOT, M. **The Ecology of Marine Sediments**. Oxford University Press, 2007.

HÄDER, D.P.; HELBLING, E.W.; VILLAFANE, V.E. **Anthropogenic Pollution of Aquatic Ecosystems**. Springer Nature, 2021. ISBN 978-3-030-75601-7.

HYDROSCIENCE. **1º Relatório de hidrologia caracterização das vazões e dos aportes de cargas contribuintes ao Sistema Perilagunar Piratininga-Itaipu/Niterói**. 2018a. Disponível em: <<https://www.prosustentavel.niteroi.rj.gov.br/relatorios-tecnicos-sistema-lagunar/>>.

HYDROSCIENCE. **1º Relatório Parcial Caracterização da Comunidade Bentônica nas Lagoas de Piratininga e Itaipu e do Canal de Camboatá**. 2018b. Disponível em: <<https://www.prosustentavel.niteroi.rj.gov.br/relatorios-tecnicos-sistema-lagunar/>>.

HYDROSCIENCE. **Relatório Final e Proposição de Medidas**. 2021. Disponível em: <[https://www.prosustentavel.niteroi.rj.gov.br/wp-content/uploads/2024/11/RE\\_Final\\_V03.pdf](https://www.prosustentavel.niteroi.rj.gov.br/wp-content/uploads/2024/11/RE_Final_V03.pdf)>.

IBGE [Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística]. **Censo Demográfico 2022**. Rio de Janeiro: IBGE, 2024.

INEA [Instituto Estadual do Ambiente]. **IQA<sub>NSF</sub> Médio - Período Consolidado 2012/2023**. Monitoramento Sistemático Rios do Estado do Rio de Janeiro - RH V – Baía da Guanabara (Bacia do Sistema Lagunar Itaipu/Piratininga), 2024. Disponível em: <<https://www.inea.rj.gov.br/rh-v-baia-de-guanabara/>>.

KENNISH, M.J.; PAERL, H.W. **Coastal Lagoons: Critical Habitats of Environmental Change**. CRC Press, 2010. ISBN 978-1-420-08830-4. Disponível em: <<https://doi.org/10.1201/EBK1420088304>>.

KENNISH, M.J. Eutrophication of Estuarine and Coastal Marine Environments: An Emerging Climatic-Driven Paradigm Shift. **Open Journal of Ecology**, v. 15, n. 04, p. 289–324, 2025. Disponível em: <<https://doi.org/10.4236/oje.2025.154017>>.

KNOPPERS, B.A.; KJERFVE, B. Coastal Lagoons of Southeastern Brazil: Physical and Biogeochemical Characteristics. *In*: Perillo, G.M.E., Piccolo, M.C., Pino-Quivira, M. **Estuaries of South America**. Environmental Science Series. Springer, Berlin. p. 35–66, 1999. Disponível em: <[https://doi.org/10.1007/978-3-642-60131-6\\_3](https://doi.org/10.1007/978-3-642-60131-6_3)>.

LACERDA, L.D. *et al.* Bioavailability of heavy metals in sediments of two coastal lagoons in Rio de Janeiro, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 228, n. 1, p. 65–70, 1992. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/BF00006477>>.

LANA, P.C. *et al.* Benthic Estuarine Assemblages of the Southeastern Brazil Marine Ecoregion (SBME). *In*: Lana, P.C., Bernardino, A.F. (eds). **Brazilian Estuaries: A Benthic**

**Perspective.** Brazilian Marine Biodiversity Series. Springer, Cham, 2018. ISBN 978-3-319-77778-8. Disponível em: <[https://doi.org/10.1007/978-3-319-77779-5\\_5](https://doi.org/10.1007/978-3-319-77779-5_5)>.

LAUT, L.L.M. *et al.* Ecological Status Evaluation of Itaipu Lagoon (Niterói) Based on Biochemical Composition of Organic Matter. **Journal of Sedimentary Environments**, v. 1, n. 3, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.12957/jse.2016.25903>>.

MANDELLI, W.G. *et al.* Biomarkers responses in the amphipod *Tiburonella viscana* exposed to the biocide DCOIT and CO<sub>2</sub>-induced ocean acidification. **Environmental Pollution**, v. 372, 2025. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.126018>>.

MARANHO, L.A. *et al.* Acute and chronic toxicity of sediment samples from Guanabara Bay (RJ) during the rainy period. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 58, p. 77–85, 2010. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S1679-87592010000700010>>.

MELO, S.L.R.; NIPPER, M. Sediment toxicity tests using the burrowing amphipod *Tiburonella viscana* (Amphipoda: Platyischnopidae). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 66, n. 3, p. 412–420, 2007. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.12.003>>.

MENDES, T.; SOARES-GOMES, A. First signs of changes to a tropical lagoon system in the southeastern Brazilian coastline. **Journal of coastal conservation**, v. 17, n. 1, p. 11–23, 2012. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11852-012-0214-3>>.

MERMILLOD-BLONDIN, F.; ROSENBERG, R. Ecosystem engineering: the impact of bioturbation on biogeochemical processes in marine and freshwater benthic habitats. **Aquatic Sciences**, v. 68, n. 4, p. 434–442, 2006. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s00027-006-0858-x>>.

NEVES, R.A.F.; VALENTIM, J.L. Revisão bibliográfica sobre a macrofauna bentônica de fundos não-consolidados, em áreas costeiras prioritárias para conservação no Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 44, n. 3, p. 59-80, 2011. Disponível em: <<http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/8557>>.

NITERÓI [Prefeitura Municipal]. **Atlas das Unidades de Conservação do Município de Niterói**. Niterói: Edição Pedro Bittencourt, 2018. Disponível em: <<https://meioambiente.niteroi.rj.gov.br/atlas-de-niteroi/>>.

NITERÓI [Prefeitura Municipal]. **Lei Municipal N.º 3385, 2019**. Aprova a Política de Desenvolvimento Urbano do município e institui o Plano Diretor de Niterói, e revoga as Leis n.º 1157 de 29/12/1992 e n.º 2.123 de 04/02/2004. 2019. Disponível em: <<https://urbanismo.niteroi.rj.gov.br/anexos/Plano%20Diretor/Revis%C3%A3o%20PD/Lei%20n%C2%BA%203385-19%20PL%2008-17%20republica%C3%A7%C3%A3o.pdf>>.

NUNES, M.; LESTON, S. Coastal Pollution: An Overview. *In*: Leal Filho, W., Azul, A.M., Brandli, L., Lange Salvia, A., Wall, T. **Life Below Water**. Encyclopedia of the UN Sustainable Development Goals. Springer, 2020. Disponível em: <[https://doi.org/10.1007/978-3-319-71064-8\\_9-1](https://doi.org/10.1007/978-3-319-71064-8_9-1)>.

OLIVEIRA, C.S. **Área de Proteção Ambiental (APA) das lagoas e florestas de Niterói (RJ): contradições entre conservação ambiental e crescimento urbano.** Dissertação (Mestrado em Geografia), Programa de Pós-Graduação em Geografia, Instituto de Geociências, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2013. Disponível em: <<https://app.uff.br/riuff/handle/1/33843>>.

PAUL, J. S.; NESTLERODE, J. A.; JARVIS, B. M. Timescales of Benthic Macrofaunal Response to Diel and Episodic Low Oxygen in a Subtropical Estuary. **Estuaries and Coasts**, v. 47, n. 6, p. 1376–1387, 2024. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s12237-024-01401-3>>.

PEREIRA, R.C.; SOARES-GOMES, A. **Ecologia marinha.** Rio De Janeiro: Editora Interciência, 2020. ISBN 978-65-99252-5-9.

PÉREZ-RUZAFÁ, A. *et al.* Coastal Lagoons: Environmental Variability, Ecosystem Complexity, and Goods and Services Uniformity. *In: Coasts and Estuaries: The Future.* Elsevier, p. 253–276, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814003-1.00015-0>>.

PERINA, F.C. *et al.* Sediment quality assessment of the tributaries of the Santos-São Vicente Estuarine System – Brazil. **Ecotoxicology and Environmental Contamination**, v. 13, n. 2, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.5132/eec.2018.02.05>>.

RAND, G.M. **Fundamentals of Aquatic Toxicology.** EUA: CRC Press, 2020. ISBN 1-56032-091-5. Disponível em: <<https://doi.org/10.1201/9781003075363>>.

RANGEL-BUITRAGO, N.; GALGANI, F.; NEAL, W.J. Addressing the global challenge of coastal sewage pollution. **Marine Pollution Bulletin**, v. 201, 2024. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116232>>.

RAPOSO, D. *et al.* Benthic foraminiferal and organic matter compounds as proxies of environmental quality in a tropical coastal lagoon: The Itaipu lagoon (Brazil). **Marine Pollution Bulletin**, v. 129, n. 1, p. 114–125, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.02.018>>.

REIS, R.C.S. **Influência do Túnel do Tibau na Renovação de Massas D'Água do Sistema Lagunar Piratininga-Itaipu.** Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e do Meio Ambiente) - Escola de Engenharia, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2022. Disponível em: <<https://app.uff.br/riuff/handle/1/33028>>.

RITTER, C.J.; BOURNE, D.G. Marine amphipods as integral members of global ocean ecosystems. **Journal of experimental marine biology and ecology**, v. 572, 2024. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jembe.2023.151985>>.

RODES, S.H. *et al.* Acute Toxicity of Sediments from the Piratininga-Itaipu Lagoon System (RJ) on the Amphipod *Tiburonella viscana* and the Tanaid *Monokalliapseudes schubarti*. **Abstract Book: SETAC Latin America 16th Biennial Meeting**, 2025.

RODRIGUES, I.A.P.T. *et al.* Emerging contaminants as indicators of short-term environmental changes in an eutrophicated coastal lagoon. **Marine Pollution Bulletin**, v. 209, p. 117212, 2024. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.117212>>.

RUPPERT, E.E.; FOX, R.S.; BARNES, R.D. **Zoologia dos invertebrados: uma abordagem funcional-evolutiva**. 7ª ed. São Paulo: Roca, 2005.

SAES, R.V.S.T. *et al.* Developing a protocol whole-sediment toxicity testing with the polychaete *Armandia agilis*. **Ecotoxicology and Environmental Contamination**, v. 13, n. 2, p. 85–97, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.5132/eec.2018.02.11>>.

SCHERINGER, M.; SCHULZ, R. The State of the World's Chemical Pollution. **Annual Review of Environment and Resources**, 2025. Disponível em: <<https://doi.org/10.1146/annurev-environ-111523-102318>>.

SIGMUND, G. *et al.* Addressing Chemical Pollution in Biodiversity Research. **Global Change Biology**, v. 29, n. 12, 2023. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/gcb.16689>>.

SILBERBERGER, M.J. *et al.* Disentangling the Drivers of Benthic Oxygen and Dissolved Carbon Fluxes in the Coastal Zone of the Southern Baltic Sea. **Estuaries and Coasts**, v. 45, n. 8, p. 2450–2471, 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s12237-022-01074-w>>.

SILVA, L.B.C.; MOLISANI, M.M. **Revisão Histórica Sobre o Estado Trófico de Lagoas Costeiras do Estado do Rio de Janeiro**. Essentia Editora, 2019. ISBN: 978-85-99968-59-8. Disponível em: <<https://editoraessentia.iff.edu.br/index.php/livros/article/view/14194>>.

SILVA, T.R.G. *et al.* An ecotoxicological approach for criteria and standards of sanitary effluent control in Brazil. **Ciência e Natura**, v. 46, 2024. Disponível em: <<https://doi.org/10.5902/2179460x86291>>.

SINISA [Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico]. **Relatório de Indicadores de Módulo de Esgoto - Ano Base 2023**. Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2024. Disponível em: <<https://indicadores-sinisa-2025.cidades.gov.br/dashboard?modulo=esgoto>>.

SNIS [Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento]. **SNIS - Série Histórica**. Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2024. Disponível em: <<https://app4.cidades.gov.br/serieHistorica>>.

SOUSA, E.C.P.M. *et al.* Review of Ecotoxicological Studies of the Marine and Estuarine Environments of the Baixada Santista (São Paulo, Brazil). **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 62, n. 2, p. 133–147, 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S1679-87592014063006202>>.

TEIXEIRA, M. *et al.* Ecological risk assessment of metal and hydrocarbon pollution in sediments from an urban tropical estuary: Tijuca lagoon (Rio de Janeiro, Brazil). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, n. 1, p. 184–200, 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11356-022-22214-6>>.

TEIXEIRA, M. *et al.* Ecotoxicological assessment of surface sediments from a tropical urbanized lagoon system: metal pollution and toxic effects on aquatic organisms. **Estuaries and Coasts**, submetido.

USEPA [United States Environmental Protection Agency]. **Sediment Toxicity Identification Evaluation (TIE) Phases I, II, and III**. Office of Research and Development, Washington. EPA/600/R-07/080. 2007.

WANG, J. *et al.* Characteristics and Correlation Analysis of the Spatial Distribution of Heavy Metals in Arable Soils with Different Soil-Forming Matrices. **Sustainability**, v. 16, n. 23, p. 10338, 2024. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/su162310338>>.

WANG, Z. *et al.* Toward a Global Understanding of Chemical Pollution: A First Comprehensive Analysis of National and Regional Chemical Inventories. **Environmental Science & Technology**, v. 54, n. 5, p. 2575–2584, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1021/acs.est.9b06379>>.

ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações**. 2<sup>a</sup> ed. São Carlos: RiMa, 2008.

ZOU, X. *et al.* Novel approach to predicting hormetic effects of antibiotic mixtures on *Vibrio fischeri*. **Chemosphere**, v. 90, n. 7, p. 2070–2076, 2012. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.09.042>>.

ZOU, X. *et al.* Hormetic effects of metal ions upon *V. fischeri* and the application of a new parameter for the quantitative assessment of hormesis. **Journal of Hazardous Materials**, v. 322, p. 454–460, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.09.045>>.

## ANEXO I

**Tabela 5. Sobrevivência dos anfípodos de cada réplica de sedimento, com a média e desvio entre réplicas.**

Amostra	Sobrevivência (n°)					Sedimento Tóxico (p<0.05)
	R1	R2	R3	Média	Desvio	
Controle	10	7	10	9,0	1,7	-
P1	6	6	6	6,0	0,0	Sim
P2	6	4	3	4,3	1,5	Sim
P3	5	2	3	3,3	1,5	Sim
P4	7	4	2	4,3	2,5	Não
P5	5	4	3	4,0	1,0	Sim
P6	3	7	5	5,0	2,0	Não
P7	9	7	5	7,0	2,0	Não
P8	5	4	5	4,7	0,6	Sim
P9	2	1	1	1,3	0,6	Sim
P10	0	0	0	0,0	0,0	Sim
P11	0	0	2	0,7	1,2	Sim
P12	6	0	4	3,3	3,1	Sim
P13	5	6	3	4,7	1,5	Sim
P14	4	4	1	3,0	1,7	Sim
P15	6	3	6	5,0	1,7	Sim
P16	7	3	8	6,0	2,6	Não
P17	5	6	8	6,3	1,5	Não
P19	8	6	7	7,0	1,0	Não
P20	10	8	4	7,3	3,1	Não
P21	3	3	7	4,3	2,3	Sim

Fonte: Autoria própria (2025)

**PARECER FINAL DO TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO**

**Discente:** SOFIA HART RODES

**Título:** "Toxicidade do Sistema Lagunar Piratininga-Itaipu (RJ) Sobre o Anfípodo Bioindicador *Tiburonella viscana*"

**Orientador:** Prof. Dr. Denis Moledo de Souza Abessa

**Curso/Habilitação:** Bacharelado em Ciências Biológicas/Biologia Marinha

COMISSÃO EXAMINADORA	CONCEITO
Prof. Dr. Denis Moledo de Souza Abessa	APROVADA
Profa. Dra. Luciane Alves Maranhão	APROVADO

**PARECER:**

A banca examinadora aprova o documento na versão atual

**CONCEITO FINAL:**

A Comissão Examinadora abaixo assinada conclui que a discente **Sofia Hart Rodes** obteve o seguinte conceito:



APROVADO



REPROVADO

São Vicente, 08 de dezembro de 2025.

  
Prof. Dr. Denis Moledo de Souza Abessa

  
Prof. Dra. Luciane Alves Maranhão