

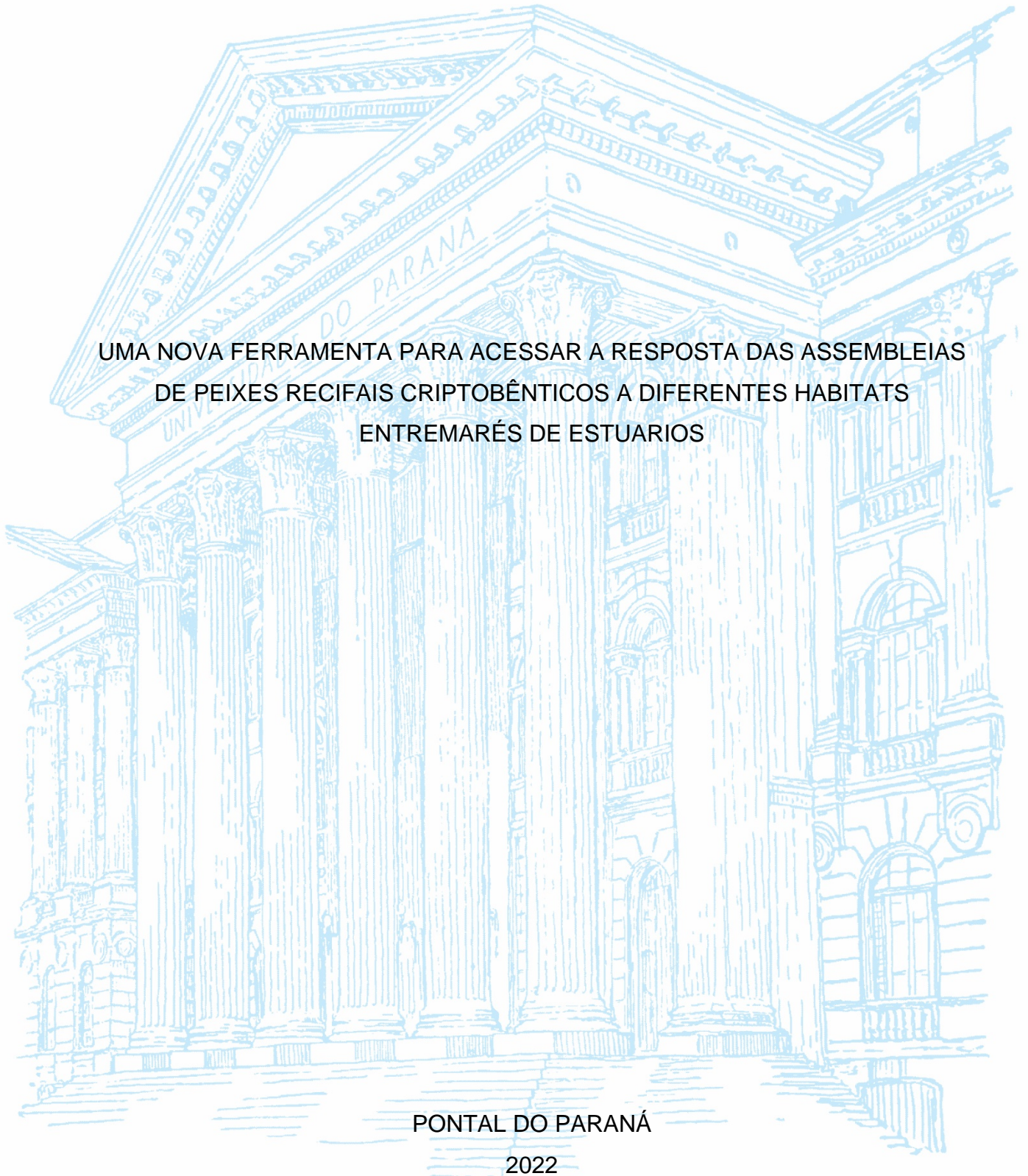
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

MATHEUS HAMMERSCHMIDT LUCHESE

UMA NOVA FERRAMENTA PARA ACESSAR A RESPOSTA DAS ASSEMBLEIAS
DE PEIXES RECIFAIS CRIPTOBÊNTICOS A DIFERENTES HABITATS
ENTREMARÉS DE ESTUARIOS

PONTAL DO PARANÁ

2022



MATHEUS HAMMERSCHMIDT LUCHESE

UMA NOVA FERRAMENTA PARA ACESSAR A RESPOSTA DAS ASSEMBLEIAS
DE PEIXES RECIFAIS CRIPTOBÊNTICOS A DIFERENTES HABITATS
ENTREMARÉS DE ESTUARIOS

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Campus Pontal do Paraná, Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Sistemas Costeiros e Oceânicos.

Orientador: Prof. Dr. Maikon Di Domenico

Coorientador: Dr. Marcelo Soeth

PONTAL DO PARANÁ

2022

DADOS INTERNACIONAIS DE CATALOGAÇÃO NA PUBLICAÇÃO (CIP)
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SISTEMA DE BIBLIOTECAS – BIBLIOTECA DO CENTRO DE ESTUDOS DO MAR

Luchese, Matheus Hammerschmidt

Uma nova ferramenta para acessar a resposta das assembleias de peixes recifais criptobênticos a diferentes habitats entremarés de estuários / Matheus Hammerschmidt Luchese. – Pontal do Paraná, 2022.

1 recurso on-line : PDF.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Campus Pontal do Paraná, Centro de Estudos do Mar, Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos.

Orientador: Prof. Dr. Maikon Di Domenico.

1. Oceanografia dos estuários. 2. Peixes – Habitat. I. Di Domenico, Maikon. II. Universidade Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos. III. Título.



TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação SISTEMAS COSTEIROS E OCEÂNICOS da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado de **MATHEUS HAMMERSCHMIDT LUCHESE** intitulada: **Uma nova ferramenta para acessar a resposta das assembleias de peixes recifais criptobênticos a diferentes habitats entremarés de estuários**, sob orientação do Prof. Dr. MAIKON DI DOMENICO, que após terem inquirido o aluno e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

Pontal do Paraná, 20 de Dezembro de 2022.

Assinatura Eletrônica

22/12/2022 11:31:29.0

MAIKON DI DOMENICO

Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica

22/12/2022 12:15:28.0

ANDRE PEREIRA CATTANI

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

27/12/2022 08:22:26.0

THIAGO COSTA MENDES

Avaliador Externo (55003236)

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais, Cleri e Arabi, ao meu irmão, Gabriel, a minha namorada, Pâmela e a todos os meus familiares que residem em minha cidade natal, pelo amor e suporte proporcionado durante o período do meu mestrado. Logo no início da minha caminhada, em fevereiro de 2020, encaramos a pandemia de CoVid-19, que embora tenha levado algumas pessoas próximas, nos mostrou a importância de aproveitarmos cada minuto juntos. Família, amo muito todos vocês.

Ao meu pai, Arabi, pelo auxílio na construção das armadilhas (FARMS) utilizadas para as coletas dos peixes recifais criptobênticos. A sua criatividade e habilidade foram essenciais. Juntos, trabalhamos intensamente por vários dias e compartilhamos momentos que ficarão para sempre guardados no meu coração. Amo você, pai.

Ao meu orientador, Maikon Di Domenico e ao meu coorientador, Marcelo Soeth, pelas valiosas contribuições dadas durante todo o processo. Agradeço ao Maikon por acreditar em mim e me proporcionar uma oportunidade incrível de ir a campo coletar material biológico. Marcelo, mesmo não estando presente fisicamente, sempre se mostrou muito prestativo. Professores, passamos por diversos momentos de incerteza, mas vocês sempre transmitiram muita coragem e positividade.

Ao colaborador, Dr. Simon J. Brandl do Instituto de Ciências Marinhas de Austin da Universidade do Texas, idealizador dos FARMS. Simon e sua equipe trabalham com peixes marinhos, com ênfase nas ligações entre organismos, comunidades e ecossistemas. Sempre entusiasmado e prontamente acessível para responder as nossas dúvidas, nos incentivou e auxiliou na implementação dos FARMS no Complexo Estuarino de Paranaguá.

A todos os meus amigos envolvidos nas coletas em campo, Luís Henrique (Ick), Yan, Ítalo, Wagner, Bruno e aos barqueiros, Abraão, André, Eduardo e outros que eventualmente participaram. Os momentos de coleta foram especiais e ficarão para sempre guardados em minha memória.

Ao proprietário, Júnior e funcionário, Totó, pela disponibilização do espaço do Estacionamento JUCRIS e do Posto Marítimo Pontal da Areia para a realização das coletas, bem como os funcionários Leandro e Eli da Marina Quebra Mar, o colega Vítão e o funcionário Juca, da Marina e Pousada Tropical, aos trabalhadores da Associação Comunitária de Pescadores e Aquicultores de Pontal do Sul (APAPSUL)

e a todos os outros que eventualmente estiveram presentes durante as coletas. Vocês foram muito simpáticos e prestativos.

A todos os meus amigos, Ick, Yan, Ítalo, Wagner, Bruno, Matheus, Brendo, Robert e Alexandre, bem como os colegas de laboratório que compartilharam dos inúmeros desafios que enfrentamos, sempre com espírito colaborativo. Além do apoio profissional, os momentos de descontração foram muito importantes.

A Universidade Federal do Paraná, ao Centro de Estudos do Mar e a todo o corpo docente do Programa de Pós-graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, que demonstraram comprometimento com a qualidade e a excelência do ensino.

Ao professor Henry Louis Spach, pela disponibilização do espaço do Laboratório de Biologia de Peixes. Ao professor Marcelo Renato Lamour, pela disponibilização do espaço do laboratório de Oceanografia Geológica. Ao professor Leonardo Sandrini, pelo auxílio nas análises estatísticas. A professora Camila Domit, pelo empréstimo da câmera *GoPro* utilizada para a filmagem dos peixes. Ao técnico de laboratório, Alexandre Robison Meyer, pela disponibilização do espaço do Laboratório de Água e Esgoto. A técnica de laboratório, Lilyane Oliveira Santos e a colega Barbara Maichak de Carvalho, por me ensinarem a triar os peixes e por todas as conversas e artigos que compartilharam durante o período.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela disponibilização da Bolsa de Mestrado (40001016054P6) do Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos da Universidade Federal do Paraná.

RESUMO

Entender os padrões de distribuição espacial e o papel funcional das assembleias de peixes recifais criptobênticos (PRCs) em estuários é essencial para avançar na descrição das cadeias tróficas e na reciclagem de detritos nesses ecossistemas. Nosso estudo teve como objetivo identificar padrões espaciais das assembleias de PRCs em resposta a três diferentes habitats entremarés, i) recifes rochosos, ii) recifes artificiais e iii) raízes de mangue, na primavera e no verão no Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), Sul do Brasil. Utilizando uma nova ferramenta denominada *fish-specific autonomous reef monitoring structures* (FARMS, em português, estruturas autônomas de monitoramento de peixes recifais), identificamos que a abundância de indivíduos e a riqueza de espécies foram moduladas pelos diferentes habitats e que a profundidade, temperatura, oxigênio dissolvido e turbidez da água atuam em conjunto com as características do habitat para moldar as assembleias no espaço. O gobídeo, *Bathygobius soporator* foi a espécie dominante em todos os habitats. O blenídeo, *Hypleurochilus fissicornis* e a espécie não nativa, *Opsanus beta* nos recifes rochosos, e *Guavina guavina* nas raízes de mangue, também contribuíram para a formação dos padrões espaciais das assembleias. Identificamos a partir de modelos lineares generalizados, que a abundância e a riqueza foram maiores nos recifes rochosos. Além disso, a abundância e a riqueza também apresentaram correlações positivas com a concentração de oxigênio dissolvido na água, maior nos recifes rochosos. A abundância foi negativamente correlacionada com a profundidade e a turbidez da água, o que sugere uma forte resposta comportamental e fisiológica das assembleias induzida pelas marés. As capturas de duas espécies não nativas, *O. beta* nos recifes rochosos e *Butis koilomatodon* nos recifes rochosos e artificiais, sugerem que o efeito combinado do uso de microhabitat, competição por recursos e predação de PRCs nativos, em especial nas populações de *B. soporator*, podem gerar impacto na cadeia trófica dos habitats entremarés do CEP. Mesmo enfrentando alguns problemas que ainda necessitam de melhores compreensões, os FARMS aparecem como uma ferramenta indispensável para a identificação dos padrões espaciais das assembleias de PRCs e do papel funcional dessas assembleias em zonas entremarés de estuários.

Palavras-chave: estuários; habitats entremarés; peixes recifais criptobênticos; FARMS; papel funcional.

ABSTRACT

Understanding the spatial distribution patterns and the functional role of cryptobenthic reef fish assemblages (CRFs) in estuaries is essential to advance the description of food chains and detritus recycling in these ecosystems. Our study aimed to identify spatial patterns of CRFs assemblages in response to three different intertidal habitats, i) rocky reefs, ii) artificial reefs, and iii) mangrove roots, in spring and summer in the Paranaguá Estuarine Complex (PEC), South of Brazil. Using a new tool called fish-specific autonomous reef monitoring structures (FARMS), we identified that different habitats modulated the abundance of individuals and species richness and that depth, water temperature, dissolved oxygen, and turbidity work together with habitat features to shape assemblages in space. The goby, *Bathygobius soporator*, was the dominant species in all habitats. The blenny, *Hypoleurochilus fissicornis*, and the non-native species, *Opsanus beta* on rocky reefs, and *Guavina guavina* on mangrove roots also contributed to the formation of spatial patterns of assemblages. We identified from generalized linear models that abundance and richness were higher in rocky reefs. In addition, abundance and richness also showed positive correlations with the concentration of dissolved oxygen in the water, which was higher in rocky reefs. Abundance was negatively correlated with depth and water turbidity, suggesting a solid behavioral and physiological response of assemblages induced by tides. The captures of two non-native species, *O. beta* on rocky reefs and *Butis koilomatodon* on rocky and artificial reefs, suggest that the combined effect of microhabitat use, competition for resources, and predation of native CRFs, especially on populations of *B. soporator*, may have an impact on the trophic chain of intertidal habitats in the PEC. Even facing some problems that still need better understanding, FARMS appear as an indispensable tool for identifying the spatial patterns of CRFs assemblages and the functional role of these assemblages in intertidal zones of estuaries.

Key-words: estuaries; intertidal habitats; cryptobenthic reef fishes; FARMS; functional role.

SUMÁRIO

HIGHLIGHTS	9
RESUMO EM LINGUAGEM ACESSÍVEL	10
1 INTRODUÇÃO	12
2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	16
2.1 ÁREA DE ESTUDO	16
2.1.1 Parque Estadual Ilha das Cobras	18
2.1.2 Gamboa do Perequê.....	19
2.1.3 Canal artificial do Departamento de Obras e Saneamento (DNOS)	20
2.2 AMOSTRAGEM	21
2.2.1 Coleta de material biológico.....	24
2.2.2 Coleta das variáveis abióticas	29
2.3 ANÁLISE DE DADOS	30
3 RESULTADOS	32
3.1 FAUNA E FLORA ASSOCIADAS AOS FARMS	32
3.2 CARACTERIZAÇÃO ABIÓTICA	33
3.3 FAUNA CAPTURADA.....	36
3.4 ABUNDÂNCIA DE INDIVÍDUOS E RIQUEZA DE ESPÉCIES.....	38
4 DISCUSSÃO	44
5 REFERÊNCIAS.....	52

HIGHLIGHTS

A abundância e a riqueza de peixes criptobênticos foram maiores nos recifes rochosos.

Variáveis físico-químicas da água modularam no espaço as assembleias de peixes criptobênticos.

Bathygobius soporator foi dominante nos habitats entremarés do estuário.

Duas espécies de peixes não nativas podem gerar impacto na cadeia trófica do estuário.

Nova ferramenta para identificar padrões espaciais nas assembleias de peixes criptobênticos.

RESUMO EM LINGUAGEM ACESSÍVEL

Entender como peixes pequenos que vivem próximos ao fundo ou abrigados em estruturas submersas se distribuem no espaço e o que eles fazem em estuários é essencial para avançar na descrição das cadeias tróficas nesses ecossistemas. Nosso estudo teve como objetivo identificar como a abundância de peixes e a riqueza de espécies respondem à três diferentes habitats entremarés, i) recifes rochosos, ii) recifes artificiais e iii) raízes de mangue, na primavera e no verão no Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), Sul do Brasil. Utilizando uma armadilha idealizada e construída com o intuito de criar uma complexidade de tocas, identificamos que a abundância e a riqueza foram diferentes entre os habitats e que a profundidade, temperatura, oxigênio dissolvido e turbidez da água atuam em conjunto com as características dos habitats para moldar as assembleias de peixes no espaço. A espécie, *Bathygobius soporator* foi dominante em todos os habitats. *Hypleurochilus fissicornis* e a espécie não nativa, *Opsanus beta* nos recifes rochosos, e *Guavina guavina* nas raízes de mangue, também contribuíram para a formação dos padrões espaciais das assembleias. Identificamos que a abundância e a riqueza foram maiores nos recifes rochosos. Além disso, a abundância e a riqueza também apresentaram correlações positivas com a concentração de oxigênio dissolvido na água, maior nos recifes rochosos. A abundância foi negativamente correlacionada com a profundidade e a turbidez da água, o que sugere uma forte resposta comportamental e fisiológica das assembleias induzida pelas marés. As capturas de duas espécies não nativas, *O. beta* nos recifes rochosos e *Butis koilomatodon* nos recifes rochosos e artificiais, sugerem que o efeito combinado do uso de microhabitat, competição por recursos e predação sobre as populações de *B. soporator*, podem gerar impacto na cadeia trófica dos habitats entremarés do CEP. Mesmo enfrentando alguns problemas que ainda necessitam de melhores compreensões, as armadilhas aparecem como uma ferramenta indispensável para a identificação dos padrões espaciais das assembleias de peixes e do papel de cada espécie na cadeia trófica em zonas entremarés de estuários.

Uma nova ferramenta para acessar a resposta das assembleias de peixes recifais criptobênticos a diferentes habitats entremarés de estuários

A new tool to assess the response of cryptobenthic reef fish assemblages to different estuarine intertidal habitats

Revista pretendida: ***Marine Ecology Progress Series***, ISSN 0171-8630, Fator de Impacto JCR 2022: 2915. Qualis CAPES Biodiversidade 2016: A1.

Autores: Matheus H. Luchese^{1,2}, Maikon Di Domenico¹, Marcelo Soeth^{2,3}

Instituições:

¹Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, Paraná, Brasil

²Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, Paraná, Brasil

³Laboratório de Peixes Marinhos, Centro Universitário Norte do Espírito Santo, Universidade Federal do Espírito Santo, São Mateus, Espírito Santo, Brasil

1 INTRODUÇÃO

A biodiversidade e a complexidade das suas relações tróficas, funcionais, moleculares e ecossistêmicas são essenciais para a manutenção da nossa própria sociedade (CARDINALE et al., 2006, BYRNES, et al., 2014; DIB, et al., 2020). Para entender as respostas da diversidade e seus padrões de distribuição e interações em habitats naturais e artificiais no gradiente estuarino-marinho é necessário utilizar modelos experimentais (CRAIG et al., 2006; BELLARD, et al. 2012; KOTTA et al., 2019). Nos ambientes estuarinos e marinhos, diversos componentes da biodiversidade são pouco explorados, ou conhecidos, e sabe-se pouco sobre suas funções nos ecossistemas e nas cadeias tróficas. Entre esses componentes destacam-se os peixes criptobênticos, espécies tipicamente menores que 50 mm de comprimento na fase adulta de vida, crípticos pelo seu comportamento ou aparência e que vivem próximos ou entocados no fundo marinho (DEPCZYNSKI e BELLWOOD, 2003; GOATLEY e BRANDL, 2017).

Recentemente, utilizando estimativas de tamanho corporal, 17 famílias de peixes de recifes de coral tropicais que apresentam mais do que 10% das espécies menores que 50mm de comprimento na fase adulta de vida foram definidas como peixes recifais criptobênticos (PRCs) (BRANDL et al., 2018). As famílias em ordem decrescente de número de espécies são: Trypterygiidae, Grammatidae, Creediidae, Aploactinidae, Gobiidae, Chaenopsidae, Gobiesocidae, Labrisomidae, Pseudochromidae, Bythitidae, Plesiopidae, Dactyloscopidae, Blenniidae, Apogonidae, Callionymidae, Opistognathidae e Syngnathidae (BRANDL et al., 2018).

O papel funcional mais proeminente dos PRCs em ecossistemas de recifes de coral é a ciclagem de detritos e a transferência de energia e nutrientes através do consumo de produção primária e de presas microscópicas, para que em seguida sirvam de alimento para vertebrados e invertebrados (DEPCZYNSKI e BELLWOOD, 2003; BRANDL et al., 2018). Além disso, as larvas dos PRCs superam em grande número as larvas de peixes maiores próximo aos recifes de coral e formam a base de uma bomba de energia e nutrientes na interface recife-pelágica (BRANDL et al., 2019). Os PRCs fornecem mais da metade da biomassa de peixes consumida em recifes de coral e representam a "produtividade escondida" desses ecossistemas, raramente percebida, pois é consumida quase tão rapidamente quanto produzida (BRANDL et al., 2019).

Na zona entremarés de ecossistemas costeiros e estuarinos, os PRCs são encontrados em uma grande diversidade de habitats, incluindo recifes rochosos (MACIEIRA e JOYEUX, 2011; OLIVEIRA et al., 2016; ANDRADES et al., 2018b), de arenito (ROSA et al., 1997) e biogênicos (PIMENTEL et al., 2018), estruturas artificiais (FREITAS E VELASTIN, 2010; POSSAMAI e FÁVARO, 2015; BRANDL et al., 2017; POSSAMAI e FÁVARO, 2019), manguezais (OLIVEIRA et al., 2016) e marismas (OLIVEIRA et al., 2016). Estes habitats apresentam estruturas submersas naturais e artificiais como, pilares de marinas, rochas, vegetação, raízes e troncos cobertos por algas e incrustados por organismos sésseis que dão origem à uma heterogeneidade de microhabitats como tocas, fendas, abrigos e conchas de moluscos vazias, que favorecem o estabelecimento de espécies com hábitos de se entocar e modulam os padrões espaciais das assembleias de PRCs (OLIVEIRA et al., 2016; BRANDL et al., 2017; ANDRADES et al., 2018b).

Além da complexidade estrutural de habitats, nos ecossistemas estuarinos, o fluxo contínuo de água continental e marinha que atua através dos ciclos de maré, correntes de deriva litorânea e descarga de água dos rios, geram variações significativas nas condições físico-químicas da água, as quais também atuam como estruturadoras das assembleias de peixes (MARTINO e ABLE, 2003; BARLETTA et al., 2005). Especificamente, em zonas entremarés, as variações de temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido e pH podem ser ainda mais abruptas e criarem ambientes altamente dinâmicos (GIBSON, 1986; GIBSON e YOSHIYAMA, 1999). Entre as espécies de peixes encontrados nas zonas entremarés, os não residentes (transientes ou visitantes), geralmente usam habitats entremarés durante as fases ontogenéticas iniciais, como berçário, ou em outras fases da vida para abrigo, desova e forrageamento (GIBSON, 1986; GIBSON e YOSHIYAMA, 1999). Os residentes, àqueles que passam toda a sua vida na zona entremarés, são geralmente PRCs, em especial gobídeos e blenídeos, os quais possuem adaptações fisiológicas (por exemplo, euritermia e eurialinidade), morfológicas (por exemplo, pequeno tamanho e modificações em suas nadadeiras) e comportamentais (por exemplo, tigmotaxia), necessárias para suportar amplas variações nas condições físico-químicas da água, permitir a ocupação de diversos habitats na zona entremarés e competir melhor por recursos com espécies não residentes (GIBSON, 1986; GIBSON e YOSHIYAMA, 1999; OLIVEIRA et al., 2016; PIMENTEL et al., 2018).

Semelhante ao que ocorre em recifes de coral, o papel funcional dos PRCs em ecossistemas estuarinos é a transferência de energia e nutrientes através do consumo de produção primária (BARRILI et al., 2021) e de presas microscópicas (CORREA e UIEDA 2007; SOARES et al., 2016; POSSAMAI e FÁVARO, 2019). Alimentando-se de algas e de uma ampla variedade de pequenas presas em praticamente todos os microhabitats disponíveis, os PRCs usam recursos que não estão disponíveis para a maioria dos peixes não residentes. Assim, os PRCs transformam energia e nutrientes valiosos em um *pool* de biomassa que é prontamente acessível para muitos consumidores maiores. Em conjunto com o consumo de algas e presas microscópicas, destaca-se o provável consumo de detritos, ainda pouco compreendido, que representam uma fonte de alimento rica e abundante em estuários (LANA e BERNARDINO, 2018). Neste contexto, é provável que os PRCs contribuam para a ciclagem de material detrítico em zonas entremarés de estuários, tanto pelo consumo direto desse material, quanto pelo consumo de presas microscópicas que também se alimentam de detritos.

Os padrões espaciais das assembleias de PRCs em zonas entremarés de estuários ainda não podem ser avaliados adequadamente, pois as informações quantitativas sobre as assembleias são limitadas à estudos em poças de maré (OLIVEIRA et al., 2016) e populacionais (POSSAMAI e FÁVARO, 2015; SOARES et al., 2016; POSSAMAI e FÁVARO, 2019; BARRILI et al., 2021). A principal razão é a dificuldade de amostragem e observação destes organismos em uma diversidade de habitats que sofrem constante influência das marés e do aporte continental e marinho de detritos. Naturalmente, censos visuais são ineficazes. Redes também não são boas alternativas, pois estruturas submersas, como troncos e raízes de árvores de mangue e rochas de recifes rochosos dificultam ou impossibilitam uma amostragem eficiente. Em poças de maré, a utilização de anestésicos ou ictiocidas, como óleo de cravo (OLIVEIRA et al., 2016; ANDRADES et al., 2018b; PIMENTEL et al., 2018), quinaldina (BARREIROS et al., 2004) e rotenona (ROSA et al., 1997; MACIEIRA e JOYEUX, 2011) tem sido utilizado com sucesso. Contudo, em ambientes estuarinos abertos, o efeito dos anestésicos pode ser limitado pela diluição e o uso de estações fechadas (BRANDL et al., 2017) enfrenta os desafios dos intensos fluxos de maré e da alta turbidez dessas regiões. Como os PRCs vivem próximos ou entocados no fundo marinho (DEPCZYNSKI e BELLWOOD, 2003; GOATLEY e BRANDL, 2017; BRANDL et al., 2018) foram desenvolvidas armadilhas denominadas *fish-specific autonomous*

reef monitoring structures (FARMS, ou estruturas autônomas de monitoramento de peixes recifais), que podem ser usadas para amostrar PRCs de maneira padronizada e quantitativa em zonas entremarés de ecossistemas estuarinos (BRANDL et al., 2023, submetido para *Methods in Ecology and Evolution*, em revisão).

Para explorar os padrões de distribuição espacial de PRCs, utilizamos os FARMS no Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP). O CEP é composto por diversos habitats naturais, dentre eles, recifes rochosos e manguezais (LANA e BERNARDINO, 2018). Ostras do gênero *Crassostrea* podem ser encontradas incrustadas em recifes rochosos e/ou no tronco e raízes das árvores de mangue (KOLM e ABSHER, 2008) e suas conchas já vazias podem servir de abrigo para o blenídeo *Hypleurochilus fissicornis*, como já relatado em cultivos de bivalves de um estuário próximo (POSSAMAI e FÁVARO, 2015; POSSAMAI e FÁVARO, 2019). Bosques de mangues em gamboas podem ser capazes de sustentar diversas espécies de peixes, incluindo os gobídeos *Bathygobius soporator* e *Gobionellus oceanicus* (POSSAMAI et al., 2014). Além dos habitats naturais, o aumento da população ao longo da margem sul do estuário estimula a construção de marinas em suas encostas (LANA e BERNARDINO, 2018) que formam recifes artificiais através de seus pilares de sustentação submersos incrustados por organismos bênticos sésseis.

Especificamente, testamos três diferentes habitats na zona entremarés do CEP: i) recifes rochosos, ii) recifes artificiais e iii) raízes de mangue. Trabalhamos com a hipótese de que a abundância de indivíduos e a riqueza de espécies serão moduladas pelos diferentes habitats e que variáveis físico-químicas da água atuam em conjunto com as características do habitat para moldar as assembleias no espaço.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi conduzido no eixo leste-oeste do CEP e cobriu cerca de 12 km desde o Parque Estadual Ilha das Cobras, até o canal artificial do Departamento de Obras e Saneamento (DNOS) e a gamboa do Perequê, ambos localizados no Balneário Pontal do Sul (FIGURA 1).

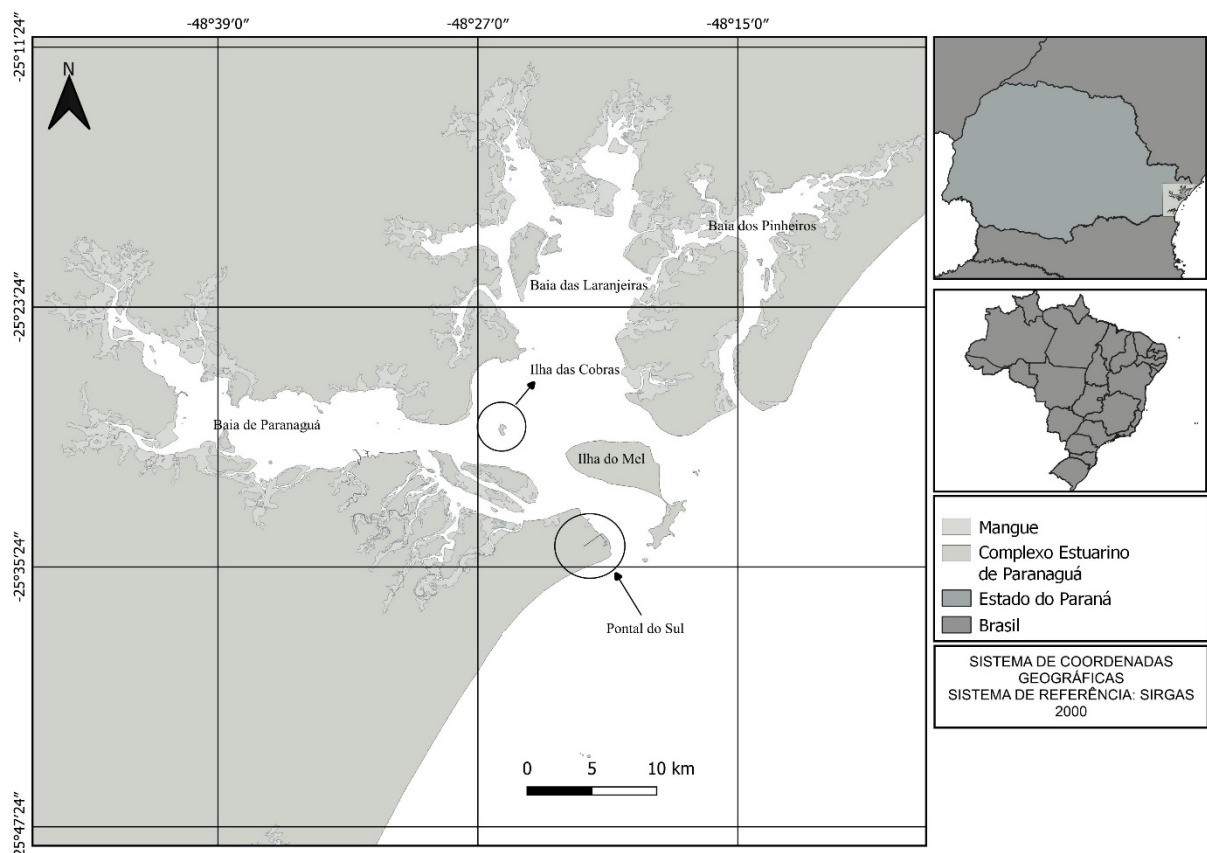


FIGURA 1 – Área de Estudo: Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP). Os círculos representam os locais de coleta: i) Parque Estadual Ilha das Cobras, ii) canal artificial do DNOS e gamboa do Perequê, ambos localizados no Balneário Pontal do Sul.

O CEP está localizado no litoral do Estado do Paraná, Sul do Brasil. É um estuário de planície costeira (ANGULO, 1992), com área total de 612 km² (CAMARGO e HARARI, 2003; MARONE et al., 2005; LANA e BERNARDINO, 2018). Apresenta um eixo leste-oeste de 50 km de comprimento e 7 km de largura, constituindo as baías de Paranaguá e Antonina (260 km²) e um eixo norte-sul de 30 km de comprimento e 13 km de largura, constituindo as baías de Laranjeiras e Pinheiros (200 km²) (MAYERLE et al., 2015; LANA e BERNARDINO, 2018). O estuário conecta-se ao mar

aberto através de três canais de maré (galheta, norte e superagui), com a área de entrada principal ao redor da Ilha do Mel, onde estão localizadas as desembocaduras norte e sul (canal da galheta) do estuário (LANA e BERNARDINO, 2018).

Ao longo do eixo leste-oeste estão localizados os portos de Paranaguá e da Ponta do Félix, localizados nos municípios de Paranaguá e Antonina, respectivamente. O porto de Paranaguá é considerado o segundo maior porto de grãos do país e o município de Paranaguá é o mais populoso do litoral do estado, com cerca de 140.000 habitantes (IBGE, 2010). O principal acesso aos portos ocorre pelo canal da galheta (LAMOUR et al., 2006; ANGULO et al., 2006; LAMOUR et al., 2007). O canal é dragado anualmente, apresenta cerca de 30 km de extensão e é utilizado como principal acesso aos portos desde 1975 (LAMOUR et al., 2007).

O CEP apresenta um clima subtropical úmido mesotérmico, com média de chuva anual de 2500 mm, atingindo um máximo de 5300 mm (LANA e BERNARDINO, 2018). A estação chuvosa inicia-se no fim da primavera e termina no fim do verão e a estação seca inicia-se no fim do outono e termina no fim do inverno (LANA e BERNARDINO, 2018). Os rios Cachoeira e Nhundiaquara (eixo leste-oeste) e os rios Guaraqueçaba e Tagaçaba (eixo norte-sul) são as principais fontes de água doce para o estuário (POLLI et al., 2021). Os valores de vazão de água doce e posterior liberação para a plataforma continental seguem um padrão sazonal, com menores descargas durante a estação seca e maiores descargas durante a estação chuvosa (MARONE et al., 2005; POLLI et al., 2021). Apesar da influência sazonal nos fluxos de água doce, a circulação estuarina também é dominada pelas marés (KNOPPERS et al., 1987; MARONE e JAMYANAA, 1997; NOERNBERG et al., 2006). As marés no estuário são semidiurnas com desigualdades diurnas (KNOPPERS et al., 1987; MARONE e JAMYANAA, 1997; LANA e BERNARDINO, 2018). Desde a foz até as porções superiores do estuário ocorre amplificação da maré, principalmente devido aos efeitos de continuidade (comprimentos e profundidades decrescentes), apresentando interações crescentes não lineares (MARONE e JAMYANAA, 1997). Durante os ciclos de quadratura, a amplitude média de maré é 1,3 m na foz do estuário e 2,0 m nas porções superiores, com fortes interações não lineares que permitem a formação de até seis marés altas e baixas por dia (MARONE e JAMYANAA, 1997; LANA e BERNARDINO, 2018). Durante os ciclos de sizígia, as marés variam de 1,7 m próximo a foz, a 2,7 m próximo as porções superiores do estuário (MARONE e JAMYANAA, 1997; CAMARGO e HARARI, 2003; MARONE et al., 2005).

Devido à maior precipitação durante o verão, o aumento do volume de água doce proveniente dos rios gera um gradiente acentuado crescente de salinidade, desde as partes superiores do estuário até a sua foz (POSSATO et al., 2015). As médias de salinidade da água no verão e no inverno variam de 12 – 29 e 20 – 34, respectivamente, enquanto as médias de temperatura da água no verão e no inverno variam de 23 – 30°C e 18 – 25°C, respectivamente (LANA e BERNARDINO, 2018).

O CEP é composto por diversos habitats naturais como, restingas, manguezais, sapais, leitos de gramas marinhas, costões rochosos e extensas planícies de maré (podem chegar a 2 km de extensão) (LANA e BERNARDINO, 2018). Diversas gamboas ocorrem ao longo das diferentes baías e a maioria das áreas entremarés (186 km²; MARTIN, 1992) são colonizadas por três espécies de árvores de mangue, *Rizophora mangle*, *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia racemosa* (LANA e BERNARDINO, 2018). Grandes extensões de costões rochosos ocorrem próximos à foz do estuário e se tornam escassos nas suas porções superiores (SAUCSEN-WEISHEIMER et al., 2021), sendo encontrados frequentemente em ilhas de médio e pequeno porte espalhadas pelo estuário. A construção de marinas ao longo das encostas do estuário estimula a formação de habitats artificiais através de seus pilares de sustentação submersos (LANA e BERNARDINO, 2018; SAUCSEN-WEISHEIMER et al., 2021). Estes habitats são funcionalmente e estruturalmente diversos, capazes de suportar fauna e flora diversas.

2.1.1 Parque Estadual Ilha das Cobras

A Ilha das Cobras é uma ilha continental localizada no interior do estuário (SCHWARTZ FILHO e LAROCCA, 1999). Com área total de 212.372,60 m² (VASCONCELLOS e LUIZ, 2018), a ilha é constituída por dois morros de formação cristalina e apresenta uma área central de natureza sedimentar (SCHWARTZ FILHO e LAROCCA, 1999). Em todo o seu entorno ocorrem costões rochosos recortados por duas praias, uma em sua face leste, mais extensa e voltada para as desembocaduras norte e sul do estuário e outra em sua face oeste, voltada para o interior do estuário e ao município de Paranaguá. Devido à sua disposição no espaço, a sua face oeste recebe menor energia de ondas oceânicas e é onde está localizado um píer para o atracamento de embarcações.

A Ilha foi decretada Unidade de Conservação (UC) em setembro de 2018 pelo Governo do Estado do Paraná, passando a ser denominada, Parque Estadual Ilha das Cobras, com proteção integral de seu ambiente e espaço de pesquisa e educação ambiental (VASCONCELLOS e LUIZ, 2018). O Parque Estadual Ilha das Cobras possui áreas remanescentes de Mata Atlântica e o objetivo da criação da UC foi promover ações que visam garantir a proteção permanente de uma parcela do ambiente da Floresta Ombrófila Densa, em especial a Floresta Ombrófila Densa em Ilhas Costeiras, bem como, os costões rochosos e habitats costeiros bênticos que abrigam muitas espécies de fauna e flora marinha (VASCONCELLOS e LUIZ, 2018).

2.1.2 Gamboa do Perequê

A gamboa do Perequê está localizada no município de Pontal do Paraná. Nasce nas planícies litorâneas do município, corta áreas urbanizadas e deságua no Balneário Pontal do Sul, na margem sul do canal da galheta, próximo à desembocadura do canal artificial do DNOS. A gamboa têm cerca de 2,6 km de extensão, com larguras que variam de 2 a 5 m e profundidades de até 2,8 m (LANA et al., 1989; NETTO e LANA, 1994; SIQUEIRA et al., 2009). Ao longo de suas margens encontram-se manguezais formados principalmente por *L. racemosa*, bancos de marismas monoespecíficos formados por *Spartina alterniflora* e restingas nas suas porções mais altas e secas (LANA et al., 1989; NETTO e LANA, 1994; SIQUEIRA et al., 2009).

O fluxo de água na gamboa é dominado pelas marés (NETTO e LANA, 1994). O fluxo significativo de água doce ocorre apenas durante períodos chuvosos no verão (KOLM e ANDRETTA, 2003). Nos períodos secos, a principal contribuição de água doce ocorre pelo lençol freático (KOLM e ANDRETTA, 2003). Nas áreas côncavas dos meandros e no canal central próximo a sua desembocadura ocorre areia fina bem selecionada, enquanto nas áreas convexas dos meandros, onde encontram-se os bancos das marismas, ocorre a deposição de sedimentos mais finos (LANA et al., 1989). Fundos com maior fração de silte e argila são frequentes na porção superior da gamboa (LANA et al., 1989). A distribuição de matéria orgânica no sedimento segue um gradiente longitudinal decrescente desde suas porções superiores até a sua desembocadura e um gradiente transversal crescente desde seu leito central até os bancos de meandros (LANA et al., 1989). Além do gradiente sedimentar, os

padrões de circulação local também favorecem a formação de gradientes marcados de variáveis físico-químicas da água (LANA et al., 1989; KOLM e ANDRETTA, 2003; SIQUEIRA et al., 2009).

A gamboa sofreu e ainda sofre impactos frequentes e intensos causados pela urbanização (LANA et al., 1989; KOLM e ANDRETTA, 2003; JOUCOSKI et al., 2006; SIQUEIRA et al., 2009; KOLM e SIQUEIRA, 2014; VENTURA e LANA, 2014). Em sua porção central e próximo a sua desembocadura, parte do seu leito foi alterado no passado (LANA et al., 1989; JOUCOSKI et al., 2006; SIQUEIRA et al., 2009; VENTURA e LANA, 2014). Em suas margens ocorrem manguezais impactados e casas comerciais e residenciais (SIQUEIRA et al., 2009). Adicionalmente, o ambiente da gamboa é impactado pela drenagem de água pluviais e esgotos provenientes de Pontal do Sul (LANA et al., 1989; KOLM e ANDRETTA, 2003; JOUCOSKI et al., 2006; KOLM e SIQUEIRA, 2014), pela interligação com canais de escoamento (KOLM e SIQUEIRA, 2014) e pelo tráfego de barcos de pesca e turismo nas marinas próximas à sua desembocadura (SIQUEIRA et al., 2009). Todos estes fatores alteraram e continuam alterando diretamente a qualidade e a dinâmica do fluxo da água local (VENTURA e LANA, 2014).

2.1.3 Canal artificial do Departamento de Obras e Saneamento (DNOS)

O canal artificial do DNOS está localizado entre os Balneários Grajaú e Pontal do Sul, ambos pertencentes ao município de Pontal do Paraná (COBRAPE, 2017). Apresenta cerca de 35 km de extensão e desemboca na margem sul do canal da Galheta (COBRAPE, 2017). O DNOS foi aberto entre as décadas de 1950 e 1960 com intuito de drenar áreas alagadas e propiciar a navegação no litoral (NARDEZ et al., 2016). Devido às marés secas de sizígia, apenas 5 km do canal é navegável (desde a desembocadura até o balneário Atami) (RIMA). Ao longo das margens do canal, principalmente próximo a sua desembocadura, encontram-se residências, pequenos comércios e marinas (BAPTISTA, 2020).

A construção do canal do DNOS e de promontórios laterais em sua desembocadura alteraram a dinâmica sedimentar local, com pontos de erosão e sedimentação ao longo do canal e nas praias ao seu entorno (ANGULO, 1993; NARDEZ et al., 2016). O canal também sofre dragagens a cada 2 anos devido às características morfológicas de fundo e a alta taxa de assoreamento (BAPTISTA,

2020). Além do impacto na dinâmica sedimentar, o DNOS drena áreas ainda não atendidas por rede de esgoto, sendo fortemente impactado pelo despejo de resíduos urbanos (CHRISTO e CRUZ, 2009. ELSTE et al., 2019). Próximo a sua desembocadura, encontra-se o Terminal de Embarque de Passageiros, que de acordo com a Abaline (Associação de Barqueiros do Litoral Norte do Paraná), atende a 53 embarcações com capacidade variando entre 20 e 99 passageiros (BAPTISTA, 2020). Na alta temporada, circulam em média 3.000 pessoas por dia (BAPTISTA, 2020).

2.2 AMOSTRAGEM

As amostragens foram conduzidas em dois habitats naturais: recifes rochosos da face oeste do Parque Estadual Ilha das Cobras e raízes de árvores de mangue das margens da gamboa do Perequê; e um habitat artificial: recifes artificiais formados por pilares submersos de marinas localizadas ao longo dos primeiros 200 metros da desembocadura do canal artificial do DNOS (FIGURA 2 e 3).

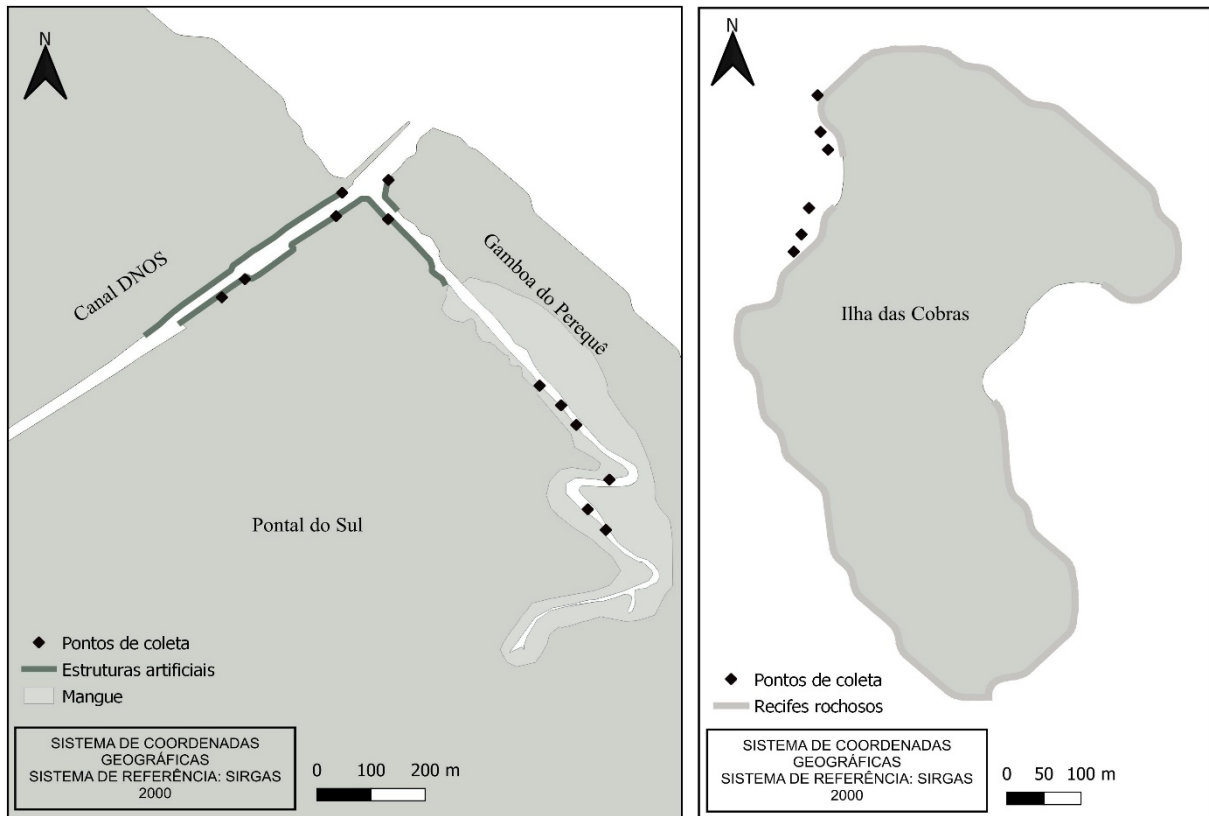


FIGURA 2 – Pontos amostrais nos recifes rochosos da face oeste do Parque Estadual Ilha das Cobras, nos recifes artificiais do canal artificial do DNOS e nas raízes de mangue da gamboa do Perequê.



FIGURA 3 – Locais de amostragem: (a) raízes de mangue da gamboa do Perequê (b) recifes rochosos da face oeste do Parque Estadual Ilha das Cobras; (c) recifes artificiais do canal artificial do DNOS. Fotos de Wagner Andrey Fortunati Luza.

2.2.1 Coleta de material biológico

Para as amostragens foram montadas armadilhas denominadas *fish-specific autonomous reef monitoring structures* (FARMS, ou estruturas autônomas de monitoramento de peixes recifais) (BRANDL et al., 2023, em revisão). Os FARMS foram montados com quatro “andares” de placas de alumínio composto (ACM), fixadas por quatro barras de ferro e porcas de pressão (FIGURA 4). Em cada andar, canos de PVC de diferentes diâmetros. No primeiro andar foram utilizados canos de 75 mm, no segundo andar, canos de 40 mm e no terceiro andar, canos de 25 mm. Nestes três andares, 1/3 dos canos de PVC apresentavam tampões de madeira em uma de suas extremidades; 1/3 apresentavam tampões de madeira posicionados no seu interior; e 1/3 não apresentavam tampões de madeira. No quarto andar foram utilizados “joelhos”, “ts” e pequenos pedaços de canos de PVC de 25 e 40 mm espalhados sobre a placa ACM e fixados com uma tela de plástico, presa à placa por presilhas de plástico.

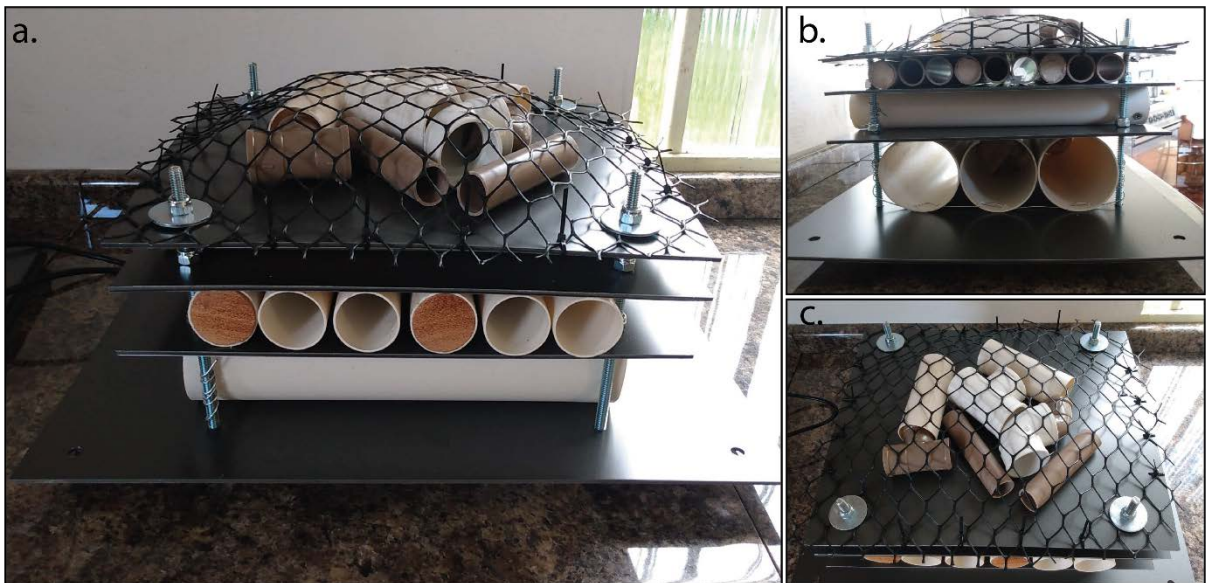


FIGURA 4 – *fish-specific autonomous reef monitoring structures* (FARMS, ou estruturas autônomas de monitoramento de peixes recifais) (BRANDL et al., 2023, submetido para *Methods in Ecology and Evolution*, em revisão).

Como os PRCs têm o costume de se “entocar” em diferentes estruturas submersas, os FARMS foram idealizados e construídos com o intuito de criar uma complexidade de tocas, ou microhabitats, para otimizar a captura de diferentes espécies de peixes. Sendo assim, as tocas presentes no FARMS funcionam como

abrigos, os quais não necessitam de quaisquer dispositivos de encarceramento. Portanto, os peixes podem entrar e sair do FARMS quando quiserem.

Nos dias 5, 6, 7 e 8 (recifes artificiais e raízes de mangue) e no dia 21 (recifes rochosos) de outubro de 2021 foram instaladas 6 réplicas de FARMS em pontos adjacentes aos recifes rochosos e artificiais e às raízes de mangue, totalizando 18 unidades. Todos os FARMS foram instalados nas marés mais baixas de sizígia, buscando posicioná-los na região do mesolitoral inferior e infralitoral superior de cada um dos habitats (FIGURA 5). Para a instalação foram utilizados vergalhões de ferro nas quatro extremidades do FARMS, que mediam entre 30 e 50 cm de comprimento. Os vergalhões de ferro foram fixados no substrato para que os fluxos hidrodinâmicos locais não arrancassem e carregassem os FARMS.



FIGURA 5 – Instalação dos FARMS. (a) identificando possíveis locais para a instalação das unidades nas raízes de mangue da gamboa do Perequê. (b) instalação nos recifes rochosos do Parque Estadual Ilha das Cobras. (c) e (d) instalação nas raízes de mangue da gamboa do Perequê.

As despesas foram conduzidas nas marés de quadratura, durante três dias ao longo de uma semana, um dia para cada habitat. As amostragens começaram sempre pela manhã (~07:00) e terminaram no início da tarde (~15:00).

Os FARMS ficaram submersos de 36 a 55 dias, até novembro/dezembro de 2021, quando foi realizada a primeira coleta. Um FARMS foi perdido no canal artificial do DNOS, restando 5 réplicas nos recifes artificiais e 17 FARMS no total. Além disso, três FARMS instalados em regiões mais internas da gamboa do Perequê apresentaram elevadas taxas de assoreamento e foram movidos para novos locais mais próximos a região central e a desembocadura da gamboa. Ao final da primeira coleta, os FARMS restantes foram instalados novamente e permaneceram submersos

de 55 a 79 dias, até o início de fevereiro de 2022, quando foi realizada a segunda coleta. Na segunda coleta, outro FARMS foi perdido no Parque Estadual Ilha das Cobras, restando 5 réplicas nos recifes rochosos e 16 FARMS no total. Os FARMS foram instalados no início da primavera com o intuito de que ocorressem colonizações de organismos incrustantes e o posterior recrutamento dos peixes na armadilha. Como o FARMS não é um dispositivo de encarceramento, as duas primeiras coletas foram realizadas após um período mais longo de submersão. A partir da terceira coleta, depois de se adequarem ao ambiente circundante, os FARMS foram amostrados de 15 em 15 dias, até o fim de abril de 2022. No total foram realizadas 7 coletas e 110 despescas (39 despescas nas raízes de mangue da gamboa do Perequê, 35 nos recifes artificiais do canal artificial do DNOS e 36 nos recifes rochosos do Parque Estadual Ilha das Cobras) e os FARMS foram amostrados e instalados no mesmo local sem a retirada de eventuais organismos incrustantes.

Para realizar a amostragem foi utilizado o mergulho de apneia e uma caixa de madeira com uma rede de malha fina (0,8 mm) anexada por pregos e construída precisamente para se encaixar na armadilha e evitar eventuais fugas. Com o auxílio de um segundo mergulhador, após fixada a caixa e retirados os vergalhões, a armadilha foi levada para um local definido pelos mergulhadores como apropriado para a “lavagem” em busca de peixes, que foi realizada com o auxílio de uma garrafa pet (FIGURA 6). Em seguida, os peixes foram colocados em sacos de redes de malha de 0,8 mm, inseridos em uma caixa térmica com água do mar e gelo, sendo a armadilha instalada novamente no mesmo local.



FIGURA 6 – Despesas nos recifes rochosos do Parque Estadual Ilha das Cobras. (a) aferição de variáveis físico-químicas da água. (b) transporte do FARMS até um local adequado para a coleta dos espécimes. (c) lavagem das unidades com auxílio de uma garrafa pet para posterior coleta dos espécimes. Fotos de Wagner Andrey Fortunati Luza.

No Laboratório de Biologia de Peixes, do Centro de Estudos do Mar, da Universidade Federal do Paraná, todos os peixes foram eutanasiados, acondicionados em sacos plásticos etiquetados e colocados no freezer. Em seguida, cada indivíduo foi identificado com um código e fotografado com o auxílio de um tripé e um fundo branco (FIGURA 7). Os indivíduos foram então identificados até o nível de espécie (FIGUEIREDO e MENEZES, 1980; MENEZES e FIGUEIREDO, 1985; FIGUEIREDO e MENEZES, 2000; COLLETTE, 2002; RANGEL e GUIMARÃES, 2010; MACIEIRA et al., 2012), pesados (g), medidos (cm; comprimento total (CT) e comprimento padrão (CP)) e dissecados para identificação do sexo e retirada do estômago e do tecido. Amostras de tecido e de estômago foram conservadas em álcool (> 99 %) e mantidas refrigeradas para utilização em estudos posteriores que envolvam técnicas moleculares.



FIGURA 7 – Exemplos de espécimes fotografados em laboratório. (a) *Bathygobius soporator*; (b) *Hyleurochilus fissicornis*; (c) *Guavina guavina*; (d) *Opsanus beta*.

Antes do início de algumas despescas, e quando a água estava clara, foi utilizada uma câmera *GoPro HERO 4 Silver* submersa com intuito de identificar eventuais comportamentos da fauna associada aos FARMS, tanto de PRCs que haviam colonizado a armadilha, quanto de outras espécies de peixes e organismos que pudessem de alguma maneira interagir com as unidades.

2.2.2 Coleta das variáveis abióticas

Amostras de sedimento foram coletadas ao lado de cada um dos FARMS durante a primeira coleta, sem réplicas temporais. Em laboratório, para obter teores de matéria orgânica e carbonato de cálcio, 10 g de sedimento foram submetidas a reações com peróxido de hidrogênio e ácido clorídrico, respectivamente, comparando os pesos secos, pré e pós processamento (SUGUIO, 1973). Com a utilização de um granulômetro *Bluewave – MICROTRAC* também foram aferidos parâmetros granulométricos como, diâmetro médio do grão, grau de seleção, assimetria, curtose e porcentagens relativas das classes de tamanho dos grãos (FOLK e WARD, 1957). Todas as análises sedimentares foram realizadas no Laboratório de Oceanografia Geológica, do Centro de Estudos do Mar, da Universidade Federal do Paraná.

Para todas as despescas, dados de profundidade em metros (m), temperatura (°C), salinidade, concentração de oxigênio dissolvido (mg/L), turbidez (NTU) e pH da

água foram aferidos no local e em laboratório. Para a profundidade foi utilizada uma régua de 2 m. Para a temperatura e concentração de oxigênio dissolvido da água, um oxímetro AT – 160 (*ALFAKIT*). Para a salinidade da água, um refratômetro de mão (*VODEX*). Para a turbidez e o pH da água, amostras de água foram coletadas, acondicionadas em uma caixa térmica e aferidas posteriormente em laboratório. Para a turbidez foi utilizado um turbidímetro (*DEL-LAB*) e para o pH foi utilizado um medidor de pH de bancada (*LUCADEMA*).

Para as amostragens biológicas e abióticas foram concedidas duas licenças: licença Federal do Sistema de Autorização e Informações em Biodiversidade (SISBIO), número 77423-1; e licença estadual do Instituto Água e Terra (IAT) que autoriza pesquisas em Unidades de Conservação do estado do Paraná, número 05.22.

2.3 ANÁLISE DE DADOS

Para a caracterização sedimentar dos recifes rochosos, artificiais e das raízes de mangue foi utilizada a Análise de Componentes Principais (PCA). Foram considerados teores de matéria orgânica, carbonato de cálcio, grau de seleção e porcentagens relativas das classes de tamanho dos grãos, sendo (a) areia grossa: areia muito grossa, grossa e média; (b) areia fina: areia fina e muito fina; e (c) finos: siltes e argilas. A PCA foi aplicada utilizando o pacote *vegan* (JARI OKSANEN et al., 2019) e as saídas gráficas utilizando o pacote *factoextra* (KASSAMBARA e MUNDT, 2020).

Para a caracterização ambiental dos três habitats foram utilizados *boxplots* da profundidade e das variáveis físico-químicas da água.

Os padrões de ocorrência total e relativa das espécies nos três habitats foram explorados com gráficos de barras.

Os padrões de abundância de indivíduos e de riqueza de espécies foram explorados com Modelos Lineares Generalizados (MLG ou *GLM*). A abundância de indivíduos e a riqueza de espécies foram consideradas como o número total de indivíduos e o número total de espécies, respectivamente, presentes em cada despesca.

No total foram ajustados quatro modelos, dois para a abundância e dois para a riqueza. Dois modelos, um para a abundância e outro para a riqueza, consideraram

como variável preditora a variável fatorial, tipo de habitat: recifes rochosos e artificiais e raízes de mangue. Os outros dois modelos, tanto para abundância, quanto para a riqueza, consideraram como variáveis predictoras, a profundidade e variáveis físico-químicas da água, como temperatura, salinidade, concentração de oxigênio dissolvido, turbidez e pH.

Para conduzir a exploração dos dados preteritamente ao ajuste do *GLM* foi adotado um protocolo proposto por ZUUR et al., 2010. Os dados de abundância de indivíduos foram analisados utilizando a distribuição binomial negativa através dos pacotes *MASS* (VENABLES e RIPLEY, 2002) e *car* (FOX E WEISBERG, 2019), enquanto os dados de riqueza de espécies foram analisados utilizando a distribuição de *Poisson*, através do pacote *stats* (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2022). Em seguida foi realizada a validação dos modelos em busca de superdispersão ou desajuste. As respostas significativas de cada um dos modelos foram ilustradas com saídas gráficas utilizando o pacote *effects* (FOX, 2003).

As análises estatísticas foram realizadas no ambiente computacional R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2022) e no *Microsoft Excel*.

3 RESULTADOS

3.1 FAUNA E FLORA ASSOCIADAS AOS FARMS

Durante os 6 meses que ficaram submersos, os FARMS foram colonizados por organismos incrustantes, como cracas, ostras, briozoários, poliquetas sabelídeos sedentários e poríferos, bem como algas, caranguejos, siris, poliquetas errantes e polvos, principalmente nas unidades instaladas nos recifes rochosos do Parque Estadual Ilha das Cobras (FIGURA 8). Neste local foram comuns organismos incrustantes e pequenos caranguejos ao redor de todas as unidades, algas no andar superior e grandes caranguejos (muitas vezes, fêmeas ovadas) no andar inferior das unidades. Além destes organismos, um polvo foi encontrado em duas despescas realizadas em fevereiro e poliquetas errantes foram encontrados nos sedimentos que ocasionalmente adentravam o primeiro andar das unidades. Nos recifes artificiais do canal do DNOS foi observado menor grau de incrustação de cracas e ostras. Neste local também foi observada a presença de pequenos caranguejos ao redor de todas as unidades e siris, frequentes no andar inferior. Nas unidades instaladas nas raízes de mangue da gamboa do Perequê foi observada pouca ou nenhuma incrustação. Neste local também foram frequentes siris nos andares inferiores e pequenos caranguejos ao redor de todas as unidades.

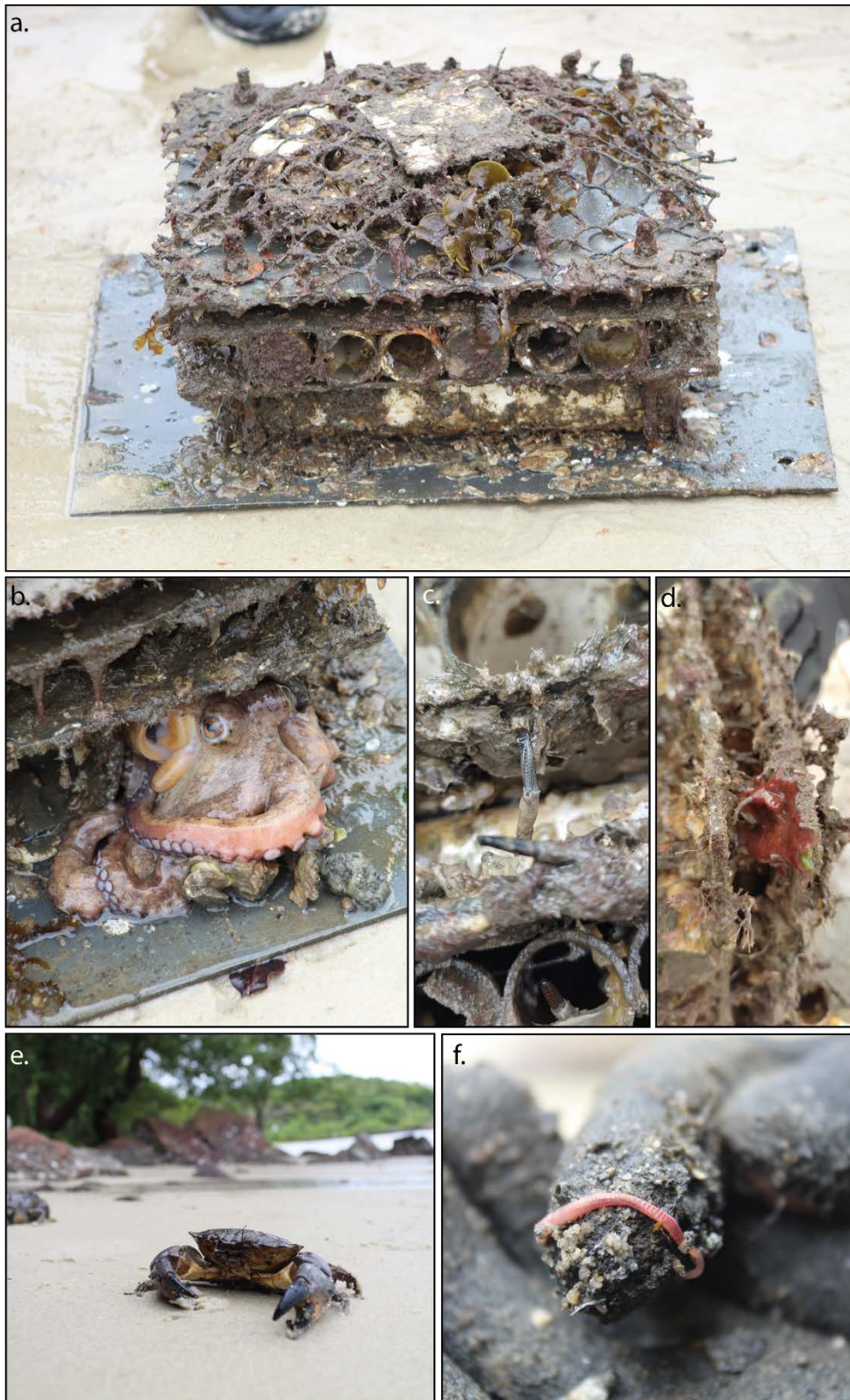


FIGURA 8 – Incrustações e organismos associados aos FARMs dos recifes rochosos do Parque Estadual Ilha das Cobras. (a) visão geral das incrustações; (b) polvo no andar inferior do FARMs; (c) poliqueta sabelídeo sedentário; (d) porífero; (e) espécime de caranguejo frequente nos andares inferiores das unidades. (f) poliqueta errante que ocasionalmente adentrava os andares inferiores das unidades. Fotos de Wagner Andrey Fortunati Luza.

3.2 CARACTERIZAÇÃO ABIÓTICA

Os dois primeiros eixos PCA explicaram 87,2% da variação dos dados sedimentares (FIGURA 9). O primeiro eixo agrupou pontos amostrais com maior grau de seleção, teor de carbonato de cálcio e porcentagem de areia grossa, representados pelos recifes rochosos do Parque Estadual Ilha das Cobras. Neste mesmo eixo foram agrupados pontos amostrais com maior porcentagem de areia fina, representados pelos recifes artificiais do canal do DNOS. O primeiro e o segundo eixo PCA agruparam pontos amostrais com maiores porcentagens de areia fina, silte e argila e teores de matéria orgânica, representados pelas raízes de mangue da gamboa do Perequê.

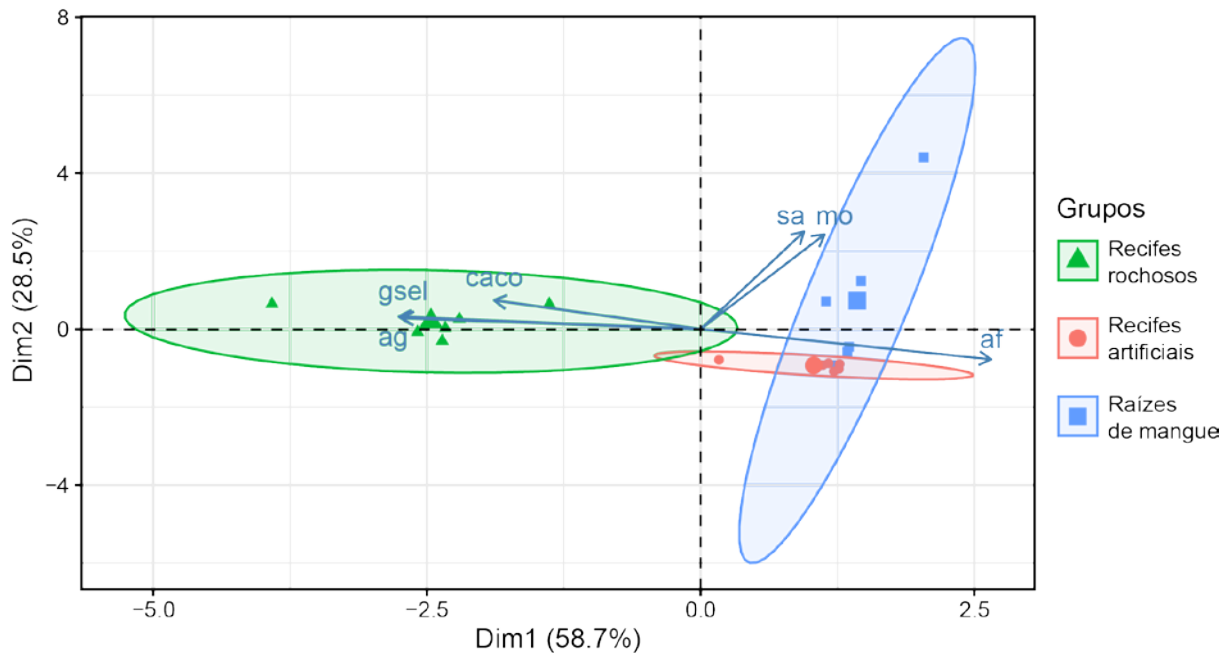


FIGURA 9 – Análise de Componentes Principais (PCA) para os dados sedimentares nos recifes rochosos do Parque Estadual Ilha das Cobras, recifes artificiais do canal artificial do DNOS e raízes de mangue da gamboa do Perequê. A figura mostra os scores dos 18 pontos amostrais agrupados pelas variáveis sedimentares: grau de seleção (gsel), teor de carbonato de cálcio (CaCO_3), teor de matéria orgânica (mo), ag (areia grossa), af (areia fina) e sa (silte e argila). Os maiores triângulos verdes (recifes rochosos), quadrados azuis (raízes de mangue) e círculos rosa (recifes artificiais) representam o valor médio dos scores dos pontos amostrais. As porcentagens na parte inferior e esquerda do gráfico representam o poder de explicação do primeiro e segundo eixo PCA, respectivamente.

Durante as despesas, as profundidades variaram de 0,68 – 1,85 m nos recifes rochosos, 0,14 – 1,45 m nos recifes artificiais e 0,55 – 1,15 m nas raízes de mangue, com medianas iguais a 1,19 m, 0,75 m e 0,82 m, respectivamente (FIGURA 10 – a).

A salinidade da água variou de 21 – 29 nos recifes rochosos, 0 – 28 nos recifes artificiais e 4 – 21 nas raízes de mangue, com medianas iguais a 25, 11 e 15, respectivamente (FIGURA 10 – b).

A temperatura da água variou de 23,6 – 30,5 °C nos recifes rochosos, 22,8 – 29 °C nos recifes artificiais e 22,7 – 27,5 °C nas raízes de mangue, com medianas iguais a 26,25 °C, 24,85 °C e 25,1 °C, respectivamente (FIGURA 10 – c).

A concentração de oxigênio dissolvido da água variou de 3,1 – 7,2 mg/L nos recifes rochosos, 2,7 – 6,6 mg/L nos recifes artificiais e 0,9 – 5,6 mg/L nas raízes de mangue, com medianas iguais a 5,6 mg/L, 4,52 mg/L e 2,4 mg/L, respectivamente (FIGURA 10 – d).

A turbidez da água variou de 0,69 – 7,64 NTU nos recifes rochosos, 2,14 – 17,2 NTU nos recifes artificiais e 4,3 – 13,7 NTU nas raízes de mangue, com medianas iguais a 2,87 NTU, 6,28 NTU e 6,46 NTU, respectivamente (FIGURA 10 – e).

O pH da água variou de 7,5 – 8,07 nos recifes rochosos, 6,38 – 7,38 nos recifes artificiais e 6,51 – 7,45 nas raízes de mangue, com medianas iguais a 7,72, 6,97 e 6,96, respectivamente (FIGURA 10 – f).

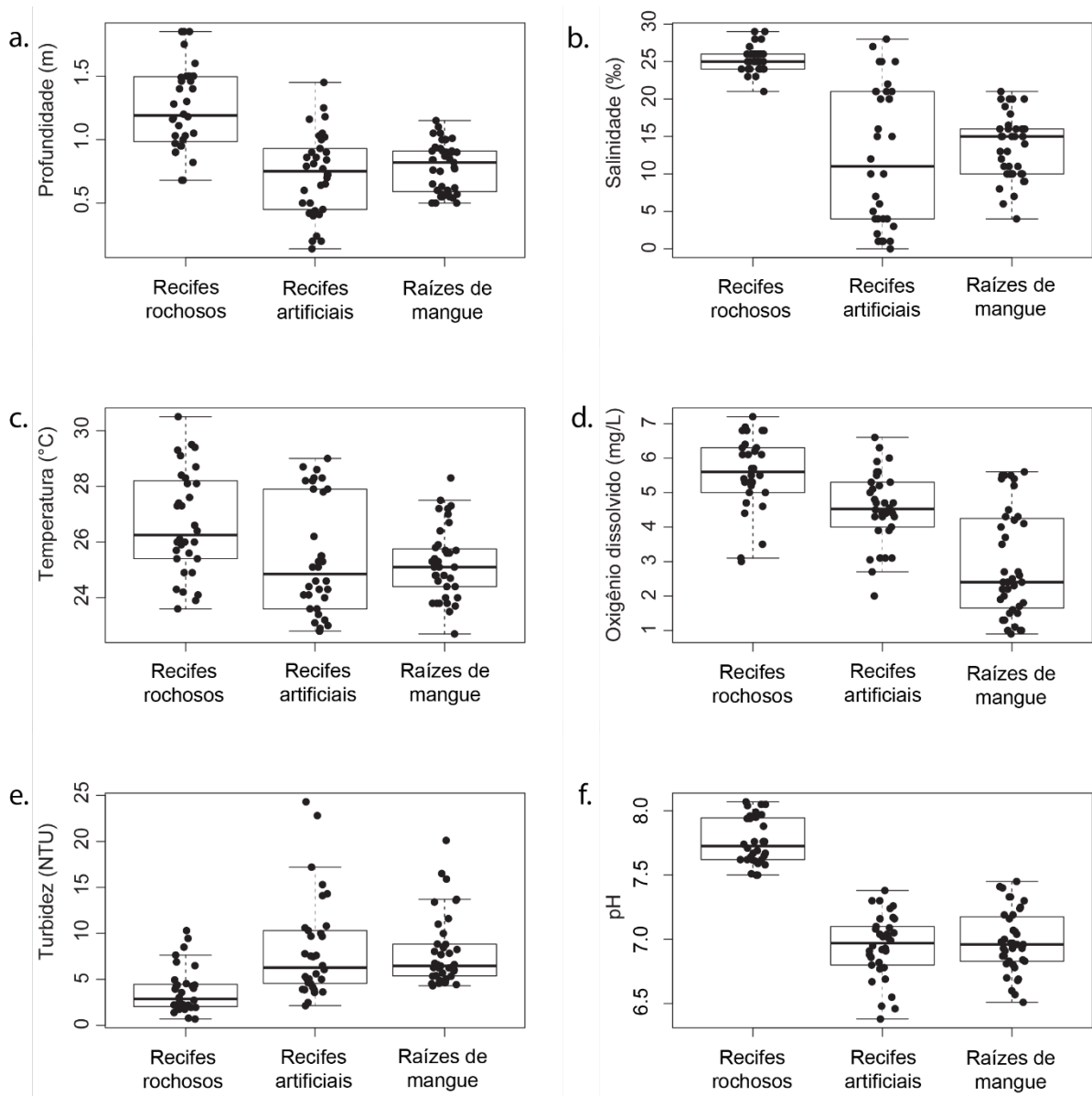


FIGURA 10 – *Boxplots* da profundidade e das variáveis físico-químicas da água nos recifes rochosos do Parque Estadual Ilha das Cobras, recifes artificiais do canal artificial do DNOS e raízes de mangue da gamboa do Perequê. (a) profundidade; (b) salinidade; (c) temperatura; (d) oxigênio dissolvido; (e) turbidez; (f) pH da água.

3.3 FAUNA CAPTURADA

Foram coletados 331 indivíduos pertencentes à 11 espécies de peixe (TABELA 1). A espécie *Bathygobius soporator* foi a mais abundante ($n = 266$; abundância relativa: 80,36%), seguida por *Hypleurochilus fissicornis* (22; 6,65%), *Opsanus beta* (14; 4,23%), *Guavina guavina* (13; 3,93%), *Hippocampus reidi* (4; 1,21%), *Butis koilomatodon* (3; 0,91%), *Dormitator maculatus* (3; 0,91%), *Lupinoblennius paivai* (2; 0,60%); *Centropomus parallelus* (2; 0,60%), *Holocentrus adscensionis* (1; 0,30%) e *Sphoeroides greeleyi* (1; 0,30%).

Dentre todos os espécimes coletados, 294 indivíduos pertencentes à 4 espécies foram consideradas PRCs segundo a classificação de Brandl et al., (2018): *B. soporator* (família Gobiidae), *H. fissicornis* e *L. paivai* (Blenniidae) e *H. reidi* (Syngnathidae).

TABELA 1 – Ocorrências totais/percentuais das espécies de peixes amostradas pelos FARMS nos recifes rochosos do Parque Estadual Ilha das Cobras, nos recifes artificiais do canal do DNOS e nas raízes de mangue da gamboa do Perequê. As espécies em negrito foram consideradas peixes recifais criptobênticos (PRCs) segundo a classificação de Brandl et al., (2018).

Família	Espécie	Ocorrências	Percentuais
Batrachoididae	<i>Opsanus beta</i>	14	4,23
Blenniidae	<i>Hypleurochilus fissicornis</i>	22	6,65
	<i>Lupinoblennius paivai</i>	2	0,60
Centropomidae	<i>Centropomus parallelus</i>	2	0,60
Eleotridae	<i>Butis koilomatodon</i>	3	0,91
	<i>Guavina guavina</i>	13	3,93
	<i>Dormitator maculatus</i>	3	0,91
Gobiidae	<i>Bathygobius soporator</i>	266	80,36
Holocentridae	<i>Holocentrus adscensionis</i>	1	0,30
Syngnathidae	<i>Hippocampus reidi</i>	4	1,21
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides greeleyi</i>	1	0,30
TOTAL		331	100

Nos recifes rochosos, artificiais e raízes de mangue, foram coletados 182, 96 e 53 indivíduos, respectivamente (FIGURA 11 – a). Foram coletados 141 indivíduos de *B. soporator* e 41 indivíduos de outras espécies nos recifes rochosos; 90 indivíduos de *B. soporator* e 6 indivíduos de outras espécies nos recifes artificiais; 35 indivíduos de *B. soporator* e 18 indivíduos de outras espécies nas raízes de mangue (FIGURA 11 – a). A espécie *B. soporator* apresentou as maiores abundâncias relativas em todos os habitats, com 77% do total capturado nos recifes rochosos, 94% do total capturado nos recifes artificiais e 66% do total capturado nas raízes de mangue (FIGURA 11 – b).

Sem considerar a espécie *B. soporator*, nos recifes rochosos, as espécies, *H. fissicornis* (n = 20) e *O. beta* (n = 14) foram mais abundantes, seguidas por *H. reidi* (n = 4), *B. koilomatodon* (n = 2) e *H. adscensionis* (n = 1), que somadas contabilizaram

23% do total capturado (FIGURA 11 – c, d); nos recifes artificiais, ocorreram coletas ocasionais de *H. fissicornis* ($n = 2$), *G. guavina* ($n = 1$), *L. paivai* ($n = 1$), *B. koilomatodon* ($n = 1$) e *S. greeleyi* ($n = 1$), que somadas contabilizaram 6% do total capturado; nas raízes de mangue, a espécie *G. guavina* foi a mais abundante ($n = 12$), seguida por *D. maculatus* ($n = 3$), *C. parallelus* ($n = 2$) e *L. paivai* ($n = 1$), que somadas contabilizaram 34% do total capturado.

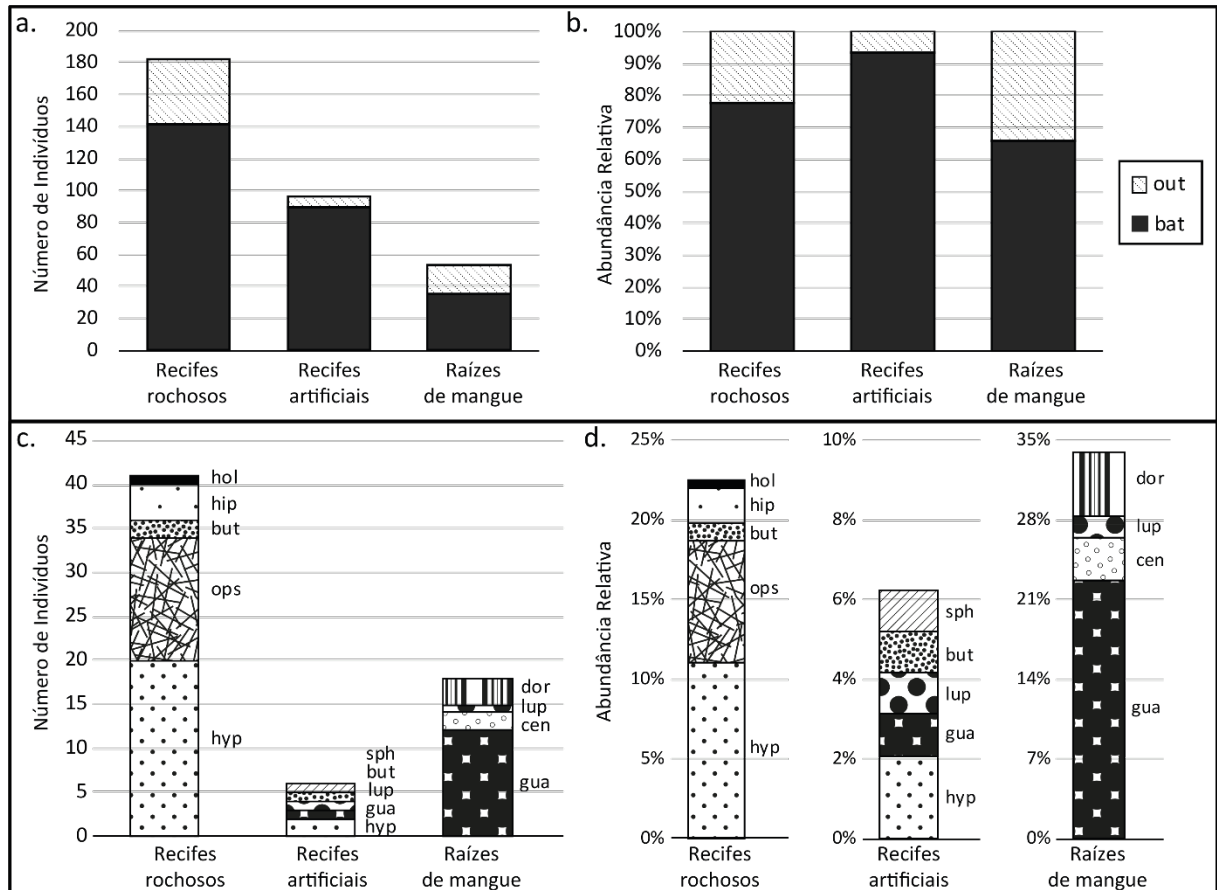


FIGURA 11 – Número de indivíduos e abundância relativa das espécies de peixes amostradas pelos FARMS nos recifes rochosos do Parque Estadual Ilha das Cobras, nos recifes artificiais do canal do DNOS e nas raízes de mangue da gamboa do Perequê. (a) Número de indivíduos em cada habitat; (b) Abundância relativa em cada habitat. Abreviações na legenda: bat (*Bathygobius saporator*) e out (outras espécies). (c) Número de indivíduos em cada habitat, não mostrando a espécie mais abundante, *B. saporator*. Abreviações: hol (*Holocentrus adscensionis*), hip (*Hippocampus reidi*), but (*Butis koilomatodon*), ops (*Opsanus beta*), hyp (*Hypoleurochilus fissicornis*), sph (*Sphoeroides greeleyi*), lup (*Lupinoblennius paivai*), gua (*Guavina guavina*), dor (*Dormitator maculatus*), cen (*Centropomus parallelus*). (d) Abundância relativa em cada habitat, não mostrando *B. saporator*.

3.4 ABUNDÂNCIA DE INDIVÍDUOS E RIQUEZA DE ESPÉCIES

Para as análises de abundância de indivíduos e riqueza de espécies, cinco despesas foram excluídas. Três delas realizadas nos recifes rochosos por apresentarem *outliers* na variável preditora turbidez da água e duas delas por

problemas técnicos de amostragem, uma nos recifes rochosos e outra nos recifes artificiais, restando 105 despesas no total (39 despesas nas raízes de mangue, 34 nos recifes artificiais e 32 nos recifes rochosos).

A abundância de indivíduos foi explicada pela variável preditora habitat (TABELA 2). Ocorreram diferenças significativas na abundância para todas as comparações entre os habitats: recifes artificiais vs recifes rochosos (TABELA 2; $p = <0,001$), recifes artificiais vs raízes de mangue (TABELA 2; $p = <0,001$) e recifes rochosos vs raízes de mangue (TABELA 2; $p = <0,001$). A abundância média \pm DP de indivíduos foi $4,81 \pm 2,87$ nos recifes rochosos, $2,73 \pm 2,35$ nos recifes artificiais e $1,41 \pm 1,53$ nas raízes de mangue (FIGURA 12 – a). Não foi coletado nenhum indivíduo em 1 despesa nos recifes rochosos, 3 despesas nos recifes artificiais e 16 despesas nas raízes de mangue.

A riqueza de espécies foi parcialmente explicada pela variável preditora habitat (TABELA 2). Ocorreram diferenças significativas de riqueza para as comparações entre os habitats: recifes artificiais vs recifes rochosos (TABELA 2; $p = 0,0153$) e recifes rochosos vs raízes de mangue (TABELA 2; $p = <0,001$), mas não ocorreram diferenças significativas na comparação recifes artificiais vs raízes de mangue (TABELA 2; $p = 0,0968$). A riqueza média \pm DP de espécies foi $1,81 \pm 0,9$ nos recifes rochosos, $1,09 \pm 0,57$ nos recifes artificiais e $0,72 \pm 0,69$ nas raízes de mangue (FIGURA 12 – b).

TABELA 2 – Modelos Lineares Generalizados (MLG ou *GLM*) da abundância de indivíduos e riqueza de espécies de peixes preditos pelo habitat: recifes rochosos do Parque Estadual Ilha das Cobras; recifes artificiais do canal artificial do DNOS e raízes de mangue da gamboa do Perequê. O intercepto (em negrito) significa que o modelo considerou àquele nível da variável fatorial para fazer comparações com os outros dois níveis e identificar diferenças significativas na abundância e na riqueza entre os habitats. (p) nível de significância.

Abundância de indivíduos ~ habitat			
Parâmetro do modelo	Estimativa	Desvio padrão	p
Recifes artificiais (intercepto)	1,01	0,14	<0,001
Recifes rochosos	0,56	0,18	<0,001
Raízes de mangue	-0,66	0,21	<0,001
Abundância de indivíduos ~ habitat			
Parâmetro do modelo	Estimativa	Desvio padrão	p
Recifes rochosos (intercepto)	1,57	0,12	<0,001
Recifes artificiais	-0,56	0,18	<0,001
Raízes de mangue	-1,23	0,20	<0,001
Riqueza de espécies ~ habitat			
Parâmetro do modelo	Estimativa	Desvio padrão	p
Recifes artificiais (intercepto)	0,08	0,16	0,6070
Recifes rochosos	0,51	0,21	0,0153
Raízes de mangue	-0,42	0,25	0,0968
Riqueza de espécies ~ habitat			
Parâmetro do modelo	Estimativa	Desvio padrão	p
Recifes rochosos (intercepto)	0,59	0,13	<0,001
Recifes artificiais	-0,51	0,21	0,0153
Raízes de mangue	-0,93	0,23	<0,001

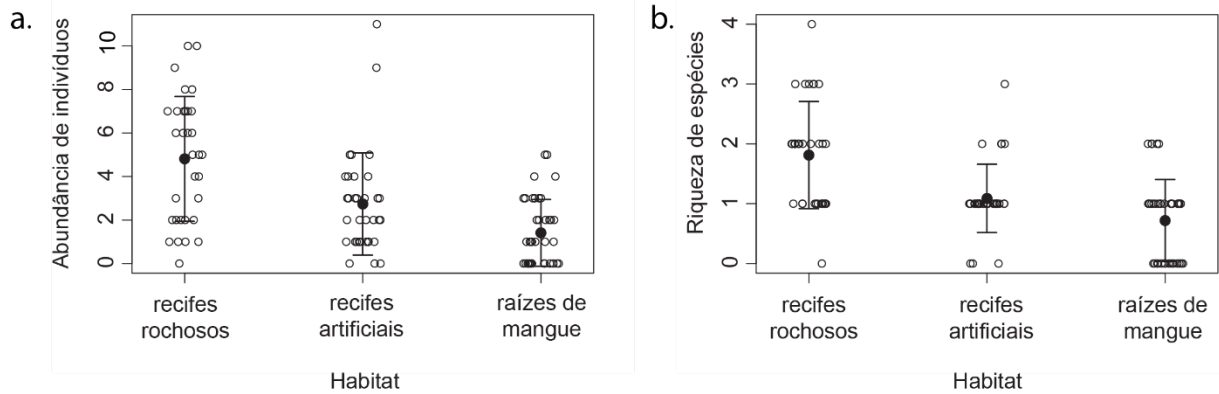


FIGURA 12 - Relação entre as médias de (a) abundância de indivíduos e (b) riqueza de espécies com os habitats: recifes rochosos do Parque Estadual Ilha das Cobras, recifes artificiais do canal artificial do DNOS e raízes de mangue da gamboa do Perequê. Os círculos correspondem às despesas; círculos preenchidos e os intervalos para cima e para baixo correspondem, respectivamente, a média e ao desvio padrão da abundância para cada habitat.

A salinidade da água foi retirada dos modelos de abundância de indivíduos e riqueza de espécies que contemplavam como variáveis preditoras a profundidade e as variáveis físico-químicas da água por apresentar multicolinearidade (ZUUR et al., 2010) com a temperatura da água.

A abundância de indivíduos foi significativamente explicada pelas variáveis preditoras: profundidade (TABELA 3; $p = 0,0181$), temperatura (TABELA 3; $p = 0,0126$), concentração de oxigênio dissolvido (TABELA 3; $p = 0,0132$) e turbidez da água (TABELA 3; $p = 0,0499$). Não ocorreu associação significativa com o pH da água (TABELA 3; $p = 0,1286$). A abundância foi positivamente correlacionada com a concentração de oxigênio dissolvido (FIGURA 13 – a) e temperatura da água (FIGURA 13 – d) e negativamente correlacionada com a profundidade (FIGURA 13 – c) e turbidez da água (FIGURA 13 – e).

A riqueza de espécies foi significativamente explicada pela concentração de oxigênio dissolvido da água (TABELA 3; $p = 0,030$) e foi positivamente correlacionada com esta mesma variável preditora (FIGURA 13 – b). Não ocorreu associação significativa com a profundidade (TABELA 3; $p = 0,881$), temperatura (TABELA 3; $p = 0,272$), turbidez (TABELA 3; $p = 0,593$) e pH da água (TABELA 3; $p = 0,398$).

TABELA 3 – Modelos Lineares Generalizados (MLG ou *GLM*) da abundância de indivíduos e riqueza de espécies preditos pela profundidade e pelas variáveis físico-químicas da água. (p) nível de significância.

Abundância de indivíduos ~ profundidade + temperatura + oxigênio dissolvido + turbidez + pH			
Parâmetro do modelo	Estimativa	Desvio padrão	p
Intercepto	-4,40	2,11	0,0365
Profundidade	-0,71	0,30	0,0181
Temperatura	0,12	0,05	0,0126
Oxigênio dissolvido	0,15	0,06	0,0132
Turbidez	-0,04	0,02	0,0499
pH	0,36	0,23	0,1286
Riqueza de espécies ~ profundidade + temperatura + oxigênio dissolvido + turbidez + pH			
Parâmetro do modelo	Estimativa	Desvio padrão	p
Intercepto	-3,59	2,38	0,131
Profundidade	-0,05	0,32	0,881
Temperatura	0,06	0,05	0,272
Oxigênio dissolvido	0,16	0,07	0,030
Turbidez	-0,01	0,03	0,593
pH	0,23	0,27	0,398

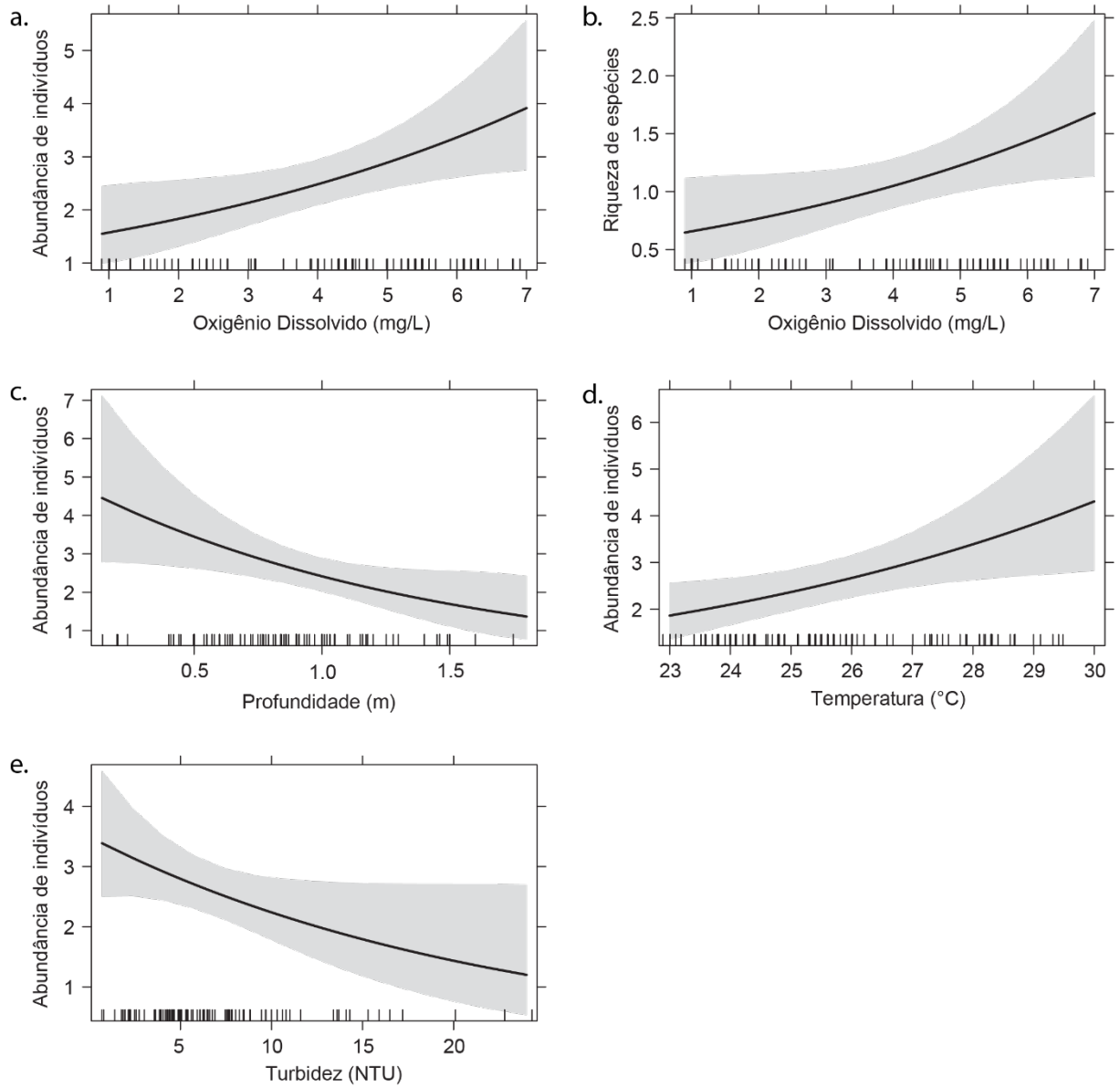


FIGURA 12 – Correlações entre abundância de indivíduos e riqueza de espécies com a profundidade e variáveis físico-químicas da água. (a) abundância ~ concentração de oxigênio dissolvido da água (mg/L); (b) riqueza ~ concentração de oxigênio dissolvido da água (mg/L); (c) abundância ~ profundidade (m); (d) abundância ~ temperatura da água (°C); (e) abundância ~ turbidez da água (NTU). A linha sólida representa a correlação, a parte sombreada representa o desvio padrão e os traços na base dos eixos x representam às despesas.

4 DISCUSSÃO

As assembleias de PRCs e de outras espécies de peixes que se relacionam de forma direta ou indireta com os PRCs foram estruturadas no espaço pelos diferentes habitats entremarés do CEP. Os recifes rochosos apresentaram maiores abundâncias de indivíduos e riqueza de espécies se comparados aos recifes artificiais do canal artificial do DNOS e as raízes de mangue da gamboa do Perequê. A espécie *B. soporator* foi dominante em todos os habitats, mas *H. fissicornis* e *O. beta* nos recifes rochosos e *G. guavina* nas raízes de mangue também contribuíram para a formação dos padrões espaciais das assembleias.

Apesar de não quantificada, o número de tocas disponíveis para abrigo, nidificação e fuga de predadores é maior nos recifes rochosos se comparada às raízes de mangue e aos recifes artificiais, o que sugere uma maior complexidade estrutural do habitat (OLIVEIRA et al., 2016). Além disso, as tocas são mais permanentes e resistentes à erosão em recifes rochosos (OLIVEIRA et al., 2016). Especificamente, *B. soporator* é encontrada tanto em recifes rochosos (TORNABENE et al., 2010), quanto em mariculturas (recifes artificiais) (FREITAS e VALESTIN, 2010) e manguezais (TORNABENE et al., 2010; SOARES et al., 2016; SORIA-BARRETO et al., 2021) e a sua dominância em poças de maré de recifes rochosos é reconhecida (ROSA et al., 1997; BARREIROS et al., 2004; OLIVEIRA et al., 2016; PIMENTEL et al., 2018).

O elevado grau de incrustação das unidades nos recifes rochosos provavelmente favoreceu a criação de diferentes microhabitats, capazes de suportar uma maior quantidade de espécies com nichos bem estabelecidos. Por exemplo, *H. fissicornis*, que naturalmente ocorre em habitats consolidados, como recifes de coral e rochosos e utiliza fendas nas rochas, conchas vazias e cracas para fazer os seus ninhos (MENEZES e FIGUEIREDO, 1985), se estabelece e se reproduz em cultivos de bivalves colonizados por corais, briozoários, esponjas e equinodermos (FREITAS e VALESTIN, 2010; POSSAMAI e FÁVARO, 2015; POSSAMAI e FÁVARO, 2019) algo bastante semelhante com o que aconteceu com nossas unidades dos recifes rochosos.

Nos recifes rochosos foram coletados quatro indivíduos da espécie *H. reidi* (Syngnathidae), cavalo-marinho atualmente classificado como quase ameaçado pela Lista Vermelha da IUCN (OLIVEIRA e POLLON 2017), que se distribui desde o estado

da Carolina no Norte nos Estados Unidos, passando pelo Golfo do México até o Sul do Brasil (OLIVEIRA e POLLUM 2017), onde suas abundâncias são relativamente menores (ROSA et al., 2007). A espécie é encontrada em manguezais, recifes de coral, recifes rochosos, leitos de gramas marinhas e praias arenosas de regiões costeiras e estuarinas (ROSA et al., 2007; XAVIER et al., 2012; AYLESWORTH et al., 2015; SCHWARZ JUNIOR et al., 2021). São comuns em baixas profundidades ao longo da costa brasileira, geralmente associados a estruturas de ancoragem como raízes de mangue, macroalgas, esponjas, cnidários, gramas marinhas e briozoários (ROSA et al., 2007; XAVIER et al., 2012; AYLESWORTH et al., 2015; SCHWARZ JUNIOR et al., 2021). Além destas estruturas naturais, são comumente encontrados em associação com estruturas artificiais como cultivos de bivalves, gaiolas ou redes de pesca, cordas de nylon, pilares submersos de marinas e píeres de madeira (DIAS e ROSA, 2003; FOSTER e VINCENT, 2004; ROSA et al., 2007; FREITAS e VELASTIN 2010), semelhantes às estruturas criadas pelos nossos FARMS, especificamente, às telas de plástico do quarto andar, local onde foram encontrados.

Águas rasas, temperaturas quentes e maior número de estruturas de mangue (raízes, folhas, galhos caídos e propágulos) podem ser usadas para prever a presença de cavalos-marinhos em ecossistemas estuarinos (AYLESWORTH et al., 2015). A associação de *H. reidi* com as estruturas do mangue é uma característica que sugere que eles são particularmente vulneráveis a degradação do habitat (AYLESWORTH et al., 2015). Da mesma forma, alguns singnatídeos podem responder negativamente a poluentes químicos, eutrofização ou outras mudanças na qualidade da água e transparência associada (VINCENT et al., 2011). Estes fatores somados podem explicar a ausência da espécie nos recifes artificiais e nas raízes de mangue, locais mais afetados pela degradação do habitat e pelo despejo de resíduos sólidos e esgoto.

Nas raízes de mangue, a média de concentração de oxigênio dissolvido na água foi mais baixa do que o encontrado nos recifes rochosos e nos recifes artificiais. Naturalmente, gamboas que desaguam no CEP e na plataforma continental interna próxima ao estuário, frequentemente apresentam valores de concentração de oxigênio dissolvido mais baixos do que o encontrado nas águas do estuário (SIQUEIRA et al., 2009). Embora os gobídeos consigam tolerar baixas concentrações de oxigênio dissolvido na água (GRAHAM, 1998), foram observadas maiores abundâncias de indivíduos e riqueza de espécies nos recifes rochosos e correlações positivas entre a abundância de indivíduos, riqueza de espécies e a concentração de

oxigênio dissolvido na água, o que sugere uma resposta fisiológica das assembleias a esse fator ambiental. Entretanto, diversos indivíduos da espécie *G. guavina*, assim como dois indivíduos adultos da espécie *C. parallelus* se estabeleceram nas unidades presentes nas raízes de mangue.

A espécie *G. guavina* é abundante em gamboas de manguezais tropicais (BARLETTA e BERGAN et al., 2002) e tolerante a baixas concentrações de oxigênio dissolvido na água (GRAHAM, 1998). Mesmo não sendo considerada um PRC segundo a definição de Brandl et al., (2018), *G. guavina* se estabelece próximo ao fundo, geralmente em busca de abrigos para evitar a dessecação durante a maré baixa e a predação (BARLETTA et al., 2000). Da mesma forma que tolera baixas concentrações de oxigênio dissolvido e apresenta comportamento e uso de microhabitat semelhante ao *B. soporator*, *G. guavina* apresenta morfologia semelhante aos membros da família Gobiidae, já que ambos pertencem a Ordem Gobiiformes. Dessa maneira, a espécie pode ser considerada um peixe estuarino criptobêntico.

Já a presença de dois indivíduos adultos do robalo *C. parallelus* foi bastante inesperada. O robalo ocorre tanto em rios quanto em gamboas do CEP (SPACH et al., 2004; VITULE et al., 2012; DAROS et al., 2016). É popularmente conhecido por utilizar galhadas e raízes de mangue para se esconder de suas eventuais presas. Em um estudo realizado em estuários no nordeste do Brasil, os gobídeos foram importantes itens alimentares da dieta de *C. parallelus*, enquanto seu congênere, *C. undecimalis*, se alimenta ativamente da espécie *G. guavina* (LIRA et al., 2017). Dada a elevada plasticidade da dieta de robalos, que varia com a disponibilidade de alimento local (LIRA et al., 2017), é plausível inferir que a presença da espécie nas unidades presentes nas raízes de mangue estava exclusivamente associada à predação.

Nos recifes artificiais, apenas seis indivíduos de outras espécies se estabeleceram nos FARMS, com a espécie *B. soporator* sendo amplamente dominante. O canal artificial do DNOS apresentou as maiores amplitudes de salinidade e é fortemente influenciado por descargas de água doce em períodos chuvosos. Este padrão de dominância pode estar relacionado às respostas fisiológicas da espécie, conhecida por se adaptar a variações de salinidade elevadas (TAVOLGA, 1950), o que sugere fortes efeitos locais (RICKLEFS e SCHLUTER, 1993) na estruturação da assembleia.

Semelhante ao que ocorreu em nosso estudo, assembleias de PRCs de recifes artificiais nos trópicos foram menos diversificadas e tinham densidades mais baixas do que os habitats de recife de coral próximos (BRANDL et al., 2017). Entretanto, os autores encontraram duas espécies atualmente listadas como quase ameaçadas e em perigo na Lista Vermelha da IUCN e sugerem que os habitats artificiais podem promover a biodiversidade local e abrigar espécies raras de preocupação de conservação. De fato, nos recifes artificiais foi coletado um blenídeo da espécie *L. paivai*, que apresenta status de ameaçado na Lista Vermelha da IUCN (WILLIAMS e CRAIG, 2020). Além de ocorrer nos recifes artificiais, *L. paivai* também foi coletado nas raízes de mangue. A espécie é um dos poucos blenídeos capazes de tolerar baixas salinidades (MACHADO et al., 2017). Pode ser encontrado em locais fortemente afetados pela atividade humana e ocorre em habitats entremarés, como riachos, poças de maré, praias estuarinas e entre as raízes e galhos de árvores de mangue (MACHADO et al., 2017).

A profundidade também foi um fator determinante dos padrões de abundância estabelecidos nos FARMS. Embora a profundidade média de coleta nos recifes rochosos tenha sido maior do que nos recifes artificiais e nas raízes de mangue, o padrão de abundância de indivíduos estabelecido nos diferentes habitats apresentou correlação negativa com a profundidade, o que sugere uma forte resposta comportamental induzida pelas marés. Os PRCs, em especial o *B. soporator*, preferem ficar escondido em suas tocas durante as marés mais baixas de quadratura, quando a profundidade é menor. Este comportamento pode estar relacionado com um mecanismo de defesa fisiológica à exposição a luz do sol para evitar a dissecação e a interações presa-predador, ou ainda, uma combinação entre estes fatores (GIBSON, 1986). Naturalmente, quando o nível da água está mais baixo, a luz do sol chega com mais facilidade até o fundo e a resposta da espécie é se esconder em tocas para que não seja percebida por predadores e para que não corra o risco de sofrer dissecação. Por outro lado, durante a maré alta, a espécie provavelmente forrageia (GIBSON, 1986). Além disso, a correlação negativa da abundância de indivíduos com a turbidez da água parece corroborar este mecanismo de defesa estabelecido pelas baixas profundidades. Quando a água está mais clara, os peixes preferem ficar escondidos para que não sejam facilmente notados por predadores (CYRUS e BLABER, 1987). Entretanto, nos recifes rochosos, as médias de turbidez da água mostraram-se menores e nesse habitat a abundância de indivíduos foi maior. Portanto, apesar da

turbidez parecer ser um fator determinante da presença dos peixes em todos os FARMS, a resposta da abundância de indivíduos pode ser um fator inerente ao próprio habitat.

Além dos peixes já citados e nativos da região, ocorreram diversas capturas de duas espécies não nativas de peixe: *B. koilomatodon* e *O. beta*. A primeira foi coletada ocasionalmente, apenas três indivíduos, dois nos recifes rochosos e um nos recifes artificiais. *B. koilomatodon* é um eleotrídeo, nativo de regiões costeiras e estuarinas ao longo da maior parte do Oceano Indo-Pacífico entre China, Filipinas, Austrália e Madagascar (MILLER et al., 1989). No Brasil, a presença da espécie já foi registrada nos estados da Bahia, Espírito Santo, Pará, Rio Grande do Norte, São Paulo, Sergipe e Maranhão (MACIEIRA et al., 2012; SOARES et al., 2012; CONTENTE et al., 2016; GUIMARÃES et al., 2017), mas esse é o primeiro registro mais ao Sul do Brasil, no estado do Paraná. Devido ao intenso tráfego de navios no CEP, a introdução da espécie provavelmente ocorreu pela bioincrustação ou pelo despejo de água de lastro de navios, como sugerido por diversos autores (MILLER et al., 1989; MACIEIRA et al., 2012; SOARES et al., 2012; CONTENTE et al., 2016; GUIMARÃES et al., 2017). No Brasil, a espécie é normalmente encontrada em habitats entremarés, como poças de maré e manguezais e devido ao seu pequeno tamanho utiliza pequenas fendas e buracos para entocar-se (SOARES et al., 2012; MACIEIRA et al., 2012; CONTENTE et al., 2016). Além de competir por espaço com os PRCs, a espécie tem o potencial de competir por alimento com as espécies *B. soporator* e *G. guavina* e preda várias espécies de pequenos peixes e crustáceos nativos (SOARES et al., 2012; MACIEIRA et al., 2012; CONTENTE et al., 2016; GUIMARÃES et al., 2017). Assim como *G. guavina*, *B. koilomatodon* também pode ser considerado um peixe estuarino criptobêntico.

A segunda espécie não nativa, *O. beta*, foi recorrente de fevereiro a abril nas unidades instaladas nos recifes rochosos do Parque Estadual Ilha das Cobras. *O. beta* é nativa do Golfo do México e no Brasil a espécie foi registrada no CEP (CAIRES et al., 2007; CARVALHO et al., 2022), na Baía de Santos (TOMÁS et al., 2012), na Baía de Guanabara (CORDEIRO et al., 2020) e na Baía de Guaratuba (CARVALHO et al., 2022). Os primeiros autores a registrarem a presença da espécie em águas brasileiras sugerem que a introdução ocorreu através da água de lastro de navios (CAIRES et al., 2007), mas o registro da espécie na Baía de Guaratuba, estuário que não possui portos de grande porte e terminais de petróleo, pode estar ligada a dispersão de

indivíduos jovens por correntes de maré ou por correntes costeiras de deriva entre estuários (CARVALHO et al., 2022). A espécie é comum em ecossistemas estuarinos e apresenta comportamento críptico e sedentário, podendo habitar uma variedade de estruturas submersas, como troncos e tocas para completar seu ciclo reprodutivo (COLLETTE, 2002; LÓPEZ et al., 2017). Além de competir por espaço com os PRCs, é agressiva, territorialista e se alimenta de moluscos, crustáceos e peixes (LÓPEZ et al., 2017). De fato, durante a dissecação de *O. beta* foram observados diversos caranguejos e indivíduos juvenis de *B. soporator* em seus estômagos. Portanto, o efeito combinado do uso de microhabitat, competição por recursos e predação de PRCs, em especial às populações de *B. soporator*, pelas ou por uma das duas espécies não nativas, pode gerar um grande impacto na cadeia trófica dos habitats entremarés do CEP.

Embora os FARMS mostrem-se efetivos na quantificação dos padrões espaciais das assembleias de peixes em zonas entremarés do CEP, sua natureza artificial levanta algumas questões relacionadas a habilidade de captura de assembleias diversas (BRANDL et al., 2023, em revisão). *Bathygobius soporator* é conhecido por defender pequenos territórios de outras espécies (TAVOLGA, 1954; MENDES, 2006), enquanto mantém complexas estruturas de grupo intraespecífico (TAVOLGA, 1958). Quanto às interações intraespecíficas, durante a fase de cortejo, um estímulo olfativo de uma fêmea induz um macho a cortejar enquanto outros machos são atraídos pela visão, som e cheiro envolvidos no processo (TAVOLGA, 1958). Em seguida, o nível de atividade e capacidade de resposta do macho aumenta e seu comportamento subsequente pode ser canalizado para a preparação do ninho, combate ou namoro competitivo (TAVOLGA et, 1958). De fato, a temperatura da água foi um fator determinante dos padrões de abundância dos indivíduos e o comportamento reprodutivo da espécie ocorre nos meses mais quentes da primavera e do verão (BARRILLI et al., 2021), que coincidem com o nosso período de estudo. Quanto às interações interespecíficas, a espécie é conhecida por investir contra blenídeos e outros gobídeos (TAVOLGA, 1954; MENDES et al., 2006; MACIEIRA e JOYEUX, 2011), principalmente durante o período reprodutivo, quando se torna mais agressiva (TAVOLGA, 1954). Seu congênere, *B. cocosensis*, exibe comportamentos agressivos em relação ao PRC, *Lepidoblennius haplodactylus* (Trypterygiidae) e domina poças de maré no sudeste da Austrália (PAIJMANS e WONG, 2017). Assim, para *B. soporator*, pode-se esperar um certo grau de monopolização espacial na

escala de uma única unidade FARMS na primavera e no verão, o que pode diminuir o potencial de outras espécies se estabelecerem (BRANDL et al., 2023, em revisão). Neste sentido, estudos que contemplem variações temporais mais abrangentes, de no mínimo um ano, são essenciais para entender as variações temporais nos padrões das assembleias.

Por outro lado, dado que os FARMS são projetados para oferecer uma variedade de tipos de microhabitats que atendem às preferências de diferentes espécies, também é possível que a dominância numérica de *B. soporator* simplesmente reflita as abundâncias locais (BRANDL et al., 2023, em revisão), dado que a espécie é considerada residente em zonas entremarés (BARREIROS et al., 2004; OLIVEIRA et al., 2016; PIMENTEL et al., 2018) e que elevadas abundâncias são bastante conhecidas em ecossistemas costeiros e estuarinos tropicais e subtropicais (TAVOLGA, 1958; ROSA et al., 1997; BARREIROS et al., 2004; MACIEIRA e JOYEUX, 2011; OLIVEIRA et al., 2016; SOARES et al., 2016; ANDRADES et al., 2018b; PIMENTEL et al., 2018; BARRILLI et al., 2021).

Ainda, como consequência temporal, é necessário avaliar se os microhabitats nos quais os PRCs se instalam são fornecidos pelos FARMS ou pelos organismos sésseis e algas que se acumulam nas unidades (BRANDL et al., 2023, em revisão). Nesse contexto, a incrustação excessiva também pode dificultar a colonização, pois os organismos sésseis podem crescer demais e bloquear o acesso às tocas disponíveis no FARMS (BRANDL et al., 2023, em revisão). Experimentos que examinem comunidades de PRCs em FARMS que são amostrados repetidamente e limpos de toda a epifauna (tratamento) ou deixados intactos (controle) podem esclarecer a importância da incrustação nas unidades (BRANDL et al., 2023, em revisão).

Além disso, o baixo grau de incrustação das unidades nos recifes artificiais pode ter mascarado a real diversidade das assembleias, dado que *H. fissicornis* pode preferir utilizar as conchas de ostras vazias (POSSAMAI e FÁVARO, 2015; POSSAMAI e FÁVARO, 2019) que são abundantes nos pilares submersos das marinas adjacentes aos FARMS. Estudos em estruturas artificiais que utilizem estações de óleo de cravo fechadas (BRANDL et al., 2017) podem ser utilizados em conjunto com os FARMS para acessar essa resposta.

Mesmo com esses erros não amostrais explicitados, os FARMS aparecem como uma ferramenta indispensável para a identificação dos padrões espaciais das

assembleias de peixes e do provável papel funcional dessas assembleias em zonas entremarés de estuários. *Bathygobius soporator* é conhecido por apresentar alta plasticidade trófica, alimentando-se de pequenos crustáceos, poliquetas, bivalves, peixes e algas, sendo geralmente classificado como um predador oportunista devido à preferência por grupos altamente abundantes no ambiente onde vive (NASCIMENTO e PERET, 1986; LOPES e OLIVEIRA-SILVA, 1998; CORREA e UIEDA, 2007; SOARES et al., 2016; PIMENTEL et al., 2018, BARRILI et al., 2021). Em cultivos de bivalves de um estuário no Sul do Brasil, *H. fissiornis* consome principalmente hidrozoários, mas foi considerado oportunista por complementar sua dieta com uma variedade de outros organismos bênticos (POSSAMAI e FÁVARO, 2019). *Guavina guavina* provavelmente se alimenta de caranguejos, que foram abundantes em todas as unidades nas raízes de mangue. Nesse contexto, *B. soporator*, *H. fissiornis* e *G. guavina* desempenham um papel funcional crítico na transferência de energia e nutrientes e no apoio a biomassa das zonas entremarés do CEP, na medida em que servem de alimento para *C. parallelus*, *O. beta* e para outros consumidores.

Por outro lado, altas porcentagens de matéria orgânica (detritos) já foram encontradas nos estômagos de *B. soporator* (LOPES e OLIVEIRA-SILVA, 1998; SOARES et al., 2016) sendo associada a uma taxa de alimentação quase sequencial, com forrageamento constante ao longo do dia (SOARES et al., 2016). Em um estudo em estuários no nordeste do Brasil, o eletrídeo, *D. maculatus*, raro em nosso estudo, mas com hábitos muito semelhantes ao *G. guavina*, se alimenta ativamente de detritos (TEIXEIRA et al., 1994). Estudos que utilizem técnicas moleculares avançadas, como o *DNA metabarcoding* (BRANDL et al., 2020), são essenciais para acessarmos de maneira mais clara qual é o papel funcional das assembleias de PRCs na ciclagem de material detrítico em ecossistemas estuarinos.

5 REFERÊNCIAS

- ANDRADES, R. REIS-FILHO, J. A.; MACIEIRA, R. M.; DIARRIZZO, T.; JOYEUX, J. C. Endemic fish species structuring oceanic intertidal reef assemblages. *Nature Scientific Reports*, v. 8. 2018.
- ANDRADES, R.; MACHADO, F. S.; REIS-FILHO, J. A.; MACIEIRA, R. M.; GIARRIZZO, T. (b). Intertidal biogeographic subprovinces: local and regional factors shaping fish assemblages. *Frontiers in Marine Science*, v. 5. 2018.
- ANGULO, J. R. Geologia da planície costeira do estado do Paraná. 334 f. Tese (Doutorado – Instituto de Geociências) – Universidade de São Paulo, 1992.
- ANGULO, R. J. Classificação da costa paranaense com base na sua dinâmica, como subsídio a ocupação da orla litorânea. In: SIMPÓSIO SUL-BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 1993, 5, Curitiba. Boletim de resumos e programa, p. 69-70. 1993.
- ANGULO, R. J.; DE SOUZA, M. C.; LAMOUR, M. R. Coastal erosion problems induced by dredging activities in the navigation channel of Paranaguá and São Francisco do Sul Harbor, Southern Brazil. *Journal of Coastal Research*, v. 39, 1801-1803. 2006.
- AYLESWORTH, L. A.; XAVIER, J. H.; OLIVEIRA, T. P. R.; TENORIO, G. D.; DINIZ, A. F.; ROSA, I. L. Regional-scale patterns of habitat preference for the seahorse *Hippocampus reidi* in the tropical estuarine environment. *Aquatic Ecology*, v. 49, p. 449-512. 2015.
- BARLETTA, M.; SAINT-PAUL, U.; BARLETTA-BERGAN, A.; EKAU, W.; SCHORIES, D. Spatial and temporal distribution of *Myrophis punctatus* (Ophichthidae) and associated fish fauna in a northern Brazilian intertidal mangrove forest. *Hydrobiologia*, v. 426, p. 65-74. 2000.
- BARLETTA, M.; BARLETTA-BERGAN, A.; SAINT-PAUL, U.; HUBOLD, G. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. *Journal of fish biology*, v. 66, p. 45-72. 2005.
- BARLETTA-BERGAN, A.; BARLETTA, M.; SAINT-PAUL, U. Community structure and temporal variability of ichthyoplankton in North Brazilian mangrove creeks. *Journal of Fish Biology*, v. 61, p. 33-51. 2002.
- BARREIROS, J. P.; BERTONCINI, A.; MACHADO, L.; HOSTIM-SILVA, M.; SANTOS, R. S. Diversity and seasonal changes in the ichthyofauna of rocky tidal pools from Praia Vermelha and São Roque, Santa Catarina. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 47, n. 2, p. 291-299. 2004.

BARRILLI, G. H. C.; VALE, J. G.; STAHELIN, G.; BRANCO, J. O. Biological and ecological aspects of *Bathygobius soporator* (Valenciennes, 1837) (Perciformes, Gobiidae) from Santa Catarina, Southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, v. 61, p. 1-9. 2021.

BATISTA, E. Governança e desenvolvimento sustentável do turismo náutico no balneário de Pontal do Sul / PR. 160 f. Dissertação (Mestrado profissional em governança e sustentabilidade) – Instituto Superior de Administração e Economia – ISAE, Curitiba, 2020.

BELLARD, C.; BERTELSMEIER, C.; LEADLEY, P.; THUILLER, W.; COURCHAMP, F. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*, v. 15, p. 365-377. 2012.

BRANDL, S. J.; CASEY, J. M.; KNOWLTON, N.; DUFFY, J. E. Marine dock pilings foster diverse, native cryptobenthic fish assemblages across bioregions. *Ecology and Evolution*, v. 7, p. 7069-7079. 2017.

BRANDL, S. J.; GOATLEY, C. H. R.; BELLWOOD, D. R.; TORNABENE, L. The hidden half: Ecology and evolution of cryptobenthic fishes on coral reefs. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, v. 93, p. 1846-1873. 2018.

BRANDL, S. J.; TORNABENE, L.; GOATLEY, C. H. R.; CASEY, J. M.; MORAIS, R. A.; CÔTÉ, I. M.; BALDWIN, C. C.; PARRAVICINI, V.; SCHIETTEKATTE, N. M. D.; BELLWOOD, D. R. Demographic dynamics of the smallest marine vertebrates fuel coral-reef ecosystem functioning. *Science*, v. 364 (6446), p. 1189-1192. 2019.

BRANDL, S. J.; CASEY, J. M.; MEYER, C. P. Dietary and habitat niche partitioning in congeneric cryptobenthic reef fish species. *Coral reefs*, v. 39, p. 305-317. 2020.

BRANDL, S. J.; WEIGT, L. A.; PITASSY, D. E.; COKER, D. J.; BERUMEN, M. L.; PATRICK, C. J.; BUSKEY, E. J.; DI DOMENICO, M.; LUCHESE, M. H.; SOETH, M.; CASEY, J. M.; TOPOR, Z. M.; DUFFY, J. E.; BALDWIN, C. C.; HAGEDORN, M.; PARENTI, L. R. Using standardized fish-specific autonomous reef monitoring structures (FARMS) to quantify cryptobenthic fish communities. Submetido à publicação, em revisão. *Methods in Ecology and Evolution*, Special Issue, Practical Tools. 2023.

BYRNES, J. E. K.; GAMFELDT, L.; ISBELL, F.; LEFCHECK, J. S.; GRIFFIN, J. N.; HECTOR, A.; CARDINALE, B. J.; HOOPER, D. U.; DEE, L. E.; DUFFY, J. E. Investigating the relationship between biodiversity and ecosystem multifunctionality: challenges and solutions. *Methods in Ecology and Evolution*, v. 5, p. 111-124. 2014.

- CAIRES, R. A.; PICHLER, H. A.; SPACH, H. L.; IGNÁCIO, J. M. *Opsanus brasiliensis* Rotundo, Spinelli & Zavalla-Camin, 2005 (Teleostei: Batrachoidiformes: Batrachoididae), sinônimo-júnior de *Opsanus beta* (Goode & Bean, 1880), com notas sobre a ocorrência da espécie na costa brasileira. *Bioto Neotropica*, v. 7, n. 2, p. 135-139. 2007.
- CAMARGO, R.; HARARI, J. Modeling the Paranagua Estuarine Complex, Brazil: tidal circulation and cotidal charts. *Revista Brasileira de Oceanografia*, v. 51, p. 23-31. 2003.
- CARDINALE, B. J.; SRIVASTAVA, D. S.; DUFFY, J. E.; WRIGHT, J. P.; DOWNING, A. L.; SANKARAN, M.; JOUSEAU, C. Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature Letters*, v. 443, p. 989-992. 2006.
- CARVALHO, B. M.; FREITAS, M. O.; LAPUCH, I.; VOLPEDO, A. V.; VITULE, J. R. S. Age, growth, and ontogenetic variation in the sagitta otolith of *Opsanus beta* (Goode & Bean, 1880), a non-native species in a wetland of international importance. *Latin American Journal of Aquatic Research*, v. 50, n. 1, p. 124-134. 2022.
- CHRISTO, S. W.; CRUZ, E. Recruitment of oysters and barnacles (Cirripedia) in an artificial channel in Pontal do Sul, Pontal do Paraná, Brasil. *Publicações UEPG Biological and Health Sciences*, v. 15, n. 2, p. 43-48. 2009.
- COBRAPE. Instituto das Águas do Paraná – Companhia Brasileira de Projetos e Empreendimentos. Plano da Bacia Hidrográfica Litorânea. 2017.
- COLLETTE, B. B. Order Batrachoidiformes, Batrachoididae, Toadfishes. In: CARPENTER, K. E. (Ed.). *The living marine resources of the Western Central Atlantic, Bony fishes, parte 1 (Acipenseridae to Grammatidae)*. Volume 2. Rome: FAO, 2002. p. 1026-1038.
- CONTENTE, R. F.; BRENHA-NUNES, M. R.; SILIPRANDI, C. C.; LAMAS, R. A.; CONVERSANI, V. R. M. A new record of the non-native fish species *Butis koilomatodon* (Bleeker 1849) (Teleostei: Eleotridae) for southeastern Brazil. *Biotemas*, v. 29, n. 2, p. 113-118. 2016.
- CORDEIRO, B. D.; BERTONCINI, A. A.; ABRUNHOSA, F. E.; CORONA, L. S.; ARAÚJO, F. G.; SANTOS, L. N. First report of the non-native gulf toadfish *Opsanus beta* (Goode & Bean, 1880) on the coast of Rio de Janeiro - Brazil. *BioInvasions Records*, v. 9, n. 2, p. 279-286. 2020.
- CORRÊA, M. de O. D. A.; UIEDA, V. S. Diet of the ichthyofauna associated with marginal vegetation of a mangrove forest in southeastern Brazil. *Inheringia: Série Biologia*, v. 97, n. 4, p. 486-497. 2007.

- CRAIG, J. K.; BURKE, B. J.; CROWDER, L. B.; RICE, J. A. Prey growth and size-dependent predation in juvenile estuarine fishes: experimental and model analyses. *Ecology*, v. 87, n. 9, p. 2366-2377. 2006.
- CYRUS, D. P.; BLABER, S. J. M. The influence of turbidity on juvenile marine fishes in estuaries. Part 2. Laboratory studies, comparisons with field data and conclusions. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 109, n. 1, p. 53-70. 1987.
- DAROS, F. A.; SPACH, H. L.; CORREIA, A. T. Habitat residency and movement patterns of *Centropomus parallelus* juveniles in a subtropical estuarine complex. *Journal of Fish Biology*, v. 88, p. 1796-1810. 2016.
- DEPCZYNSKI, M.; BELLWOOD, D. R. The role of cryptobenthic reef fishes in coral reef trophodynamics. *Marine Ecology Progress Series*, v. 256, p. 183-191. 2003.
- DIAS, T.; ROSA I. L. Habitat preferences of a seahorse species, *Hippocampus reidi* (Teleostei: Syngnathidae) in Brazil. *Journal of Ichthyology and Aquatic Biology*, v. 6, p. 165-176. 2003.
- DIB, V.; PIRES, A. P. F.; CASA NOVA, C.; BOZELLI, R. L.; FARJALLA, V. F. Biodiversity-mediated effects on ecosystem functioning depend on the type and intensity of environmental disturbances. *Oikos*, v. 129, p. 433-443. 2020.
- ELSTE, G. A. S.; ZANLORENCI, G. A.; LAUTERT, L. F. C.; NAZÁRIO, M. G.; MARQUES, P. H. C.; QUADROS, J. Guaraguaçu river contamination (Paraná Coast): limits and risks to regional territorial development. *Revista Brasileira de Desenvolvimento Territorial Sustentável – Guaju, Matinhos*, v. 5, n. 2, p. 54-70. 2019.
- FIGUEIREDO, J. L.; MENEZES, N. A. Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil – III. Teleostei (2). Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 1980.
- FIGUEIREDO, J. L.; MENEZES, N. A. Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil – VI. Teleostei (5). Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 2000.
- FOLK, R. L.; WARD, W. C. Brazos river bar: a study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology*, v. 27, p. 3-26. 1957.
- FOSTER, S.; VINCENT A. C. J. Life history and ecology of seahorses: implications for conservation and management. *Journal of Fish Biology*, v. 65, n. 1, p.1-61. 2004.
- FOX, J. Effect Displays in R for Generalised Linear Models. *Journal of Statistical Software*, v. 8, n. 15, p. 1-27. 2003.
- FOX, J.; WEISBERG, S. An {R} Companion to Applied Regression, Third Edition. Thousand Oaks CA: Sage. URL: <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>. 2019.

FREITAS, M. O.; VELASTIN, R. Ictiofauna associada a um cultivo de mexilhão *Perna perna* (Linnaeus, 1958) Norte Catarinense, Sul do Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, v. 32, n. 1, p. 31-37. 2010.

GIBSON, R. N. Intertidal teleosts: life in a fluctuating environment. In: PITCHER, T. J. (Ed.). *The behavior of teleosts fishes*. Springer New York, New York, 1986, p. 388-407.

GIBSON, R. N.; YOSHIYAMA, R. M. Intertidal fishes communities. In: HORN, M. H.; MARTIN, K. L. M.; CHOTKOWSKI, M. A. (Eds.). *Intertidal fishes: life in two worlds*. Academic Press, San Diego, CA, 1999, p. 264-296.

GOATLEY, C. H. R.; BRANDL, S. J. Cryptobenthic reef fishes. *Current Biology*, v. 27, p. 452-454. 2017.

GRAHAM, J. B. Air-Breathing Fishes – Evolution, Diversity and Adaptation. *Copeia*. 1998.

GUIMARÃES, E. C.; DE BRITO, P. S.; OTTONI, F. P. First record of *Butis koilomatodon* (Bleeker, 1849) (Gobiiformes: Eleotridae) for the Maranhão State, northeastern Brazil: a case of bioinvasion. *Cybiuim: International Journal of Ichthyology – Ichthyological Note*, v. 41, n. 3, p. 299-300. 2017.

IBGE 2010. Censo IBGE 2010. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/paranaqua/panorama>.

JARI OKSANEN.; F. GUILLAUME BLANCHET.; MICHAEL FRIENDLY.; ROELAND KINDT.; PIERRE LEGENDRE.; DAN MCGLINN.; PETER R. MINCHIN.; R. B. O'HARA.; GAVIN L. SIMPSON.; PETER SOLYMOS.; M. HENRY H. STEVENS.; EDUARD SZOECS.; HELENE WAGNER. *Community Ecology Package*. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-6. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. 2019.

JOUCOSKI, J.; MARENZI, A. W. C.; KOLM, H. E. Temporal variation of bacteria through a spring tide cycle on a fixed site at the Perequê Tidal Creek, Paraná, Brazil. *Journal of Coastal Research*, v. 39, p. 1132-1134. 2006.

KASSAMBARA, A.; MUNDT, F. *factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses*. R package version 1.0.7. <https://CRAN.R-project.org/package=factoextra>. 2020.

KNOPPERS, B. A.; BRANDINI, F. P.; THAMM, C. A. Ecological studies in the Bay of Paranaguá. II. Some physical and chemical characteristics. *Nerítica* v. 2, n. 1, p. 1-36. 1987.

KOLM, H. E.; SIQUEIRA, A. Pico, nano e microplâncton em quatro gamboas do município de Pontal do Paraná, Paraná, Brasil. *Tropical Oceanography*, v. 42, n. 2, p. 177-197. 2014.

KOLM, H. E.; ABSHER, T. M. Bacterial density and coliform organisms in waters and oysters of Paranaguá Estuarine Complex, Paraná, Brazil. *Boletim do Instituto de Pesca*, v. 34, n. 1, p. 49-59. 2008.

KOLM, H. E.; ANDRETTA, L. Bacterioplankton in different tides of the Perequê tidal creek, Pontal do Sul, Paraná, Brazil. *Brazilian journal of microbiology*, v. 34, p. 97-103. 2003.

KOTTA, J.; VANHATALO, J.; JÄNES, H.; ORAV-KOTTA, H.; RUGIU, L.; JORMALAINEN, V.; BOBSIEN, I.; VITASALO, M.; VIRTANEN, E.; SANDMAN, A. N.; ISAEUS, M.; LEIDENBERGER, S.; JONSSON, P. R.; JOHANNESSEN, K. Integrating experimental and distribution data to predict future species patterns. *Nature Scientific Reports*, v. 9, n. 1821, p. 1-14. 2019.

LAMOUR, M. R.; ANGULO, R. J.; SOARES, C. R. Bathymetrical evolution of critical shoaling sectors on Galheta Channel, navigable access to Paranaguá Bay, Brazil. *Journal of Coastal Research*, v. 23, p. 49-58. 2007.

LAMOUR, M. R.; ODRESKI, L. L. R.; SOARES, C. R. Considerations regarding shoreline morphology variation at an inlet in Southern Brazil. *Journal of Coastal Research*, v. 39, p. 565-567. 2006.

LANA, P. C.; ALMEIDA, M. V. O.; FREITAS, C. A. F.; COUTO, E. C. G.; CONTI, L. M. P.; GONZALEZ-PERONTI, A. L.; GILLES, A. G.; LOPES, M. J. S.; SILVA, M. H. C.; PEDROSO, L. A. Estrutura espacial de estruturas macrobênticas sublitorais da Gamboa Perequê (Pontal do Sul, Paraná.). *Nerítica*, v. 4, n. 1/2, p. 119-136. 1989.

LANA, P. C.; BERNARDINO, A. F. *Brazilian Estuaries: A Benthic Perspective*. Springer, 2018.

LARSON, H. K.; MURDY, E. O. Suborder Gobioidae, Eleotridae, Sleepers (gudgeons). In: CARPENTER, K. E.; NIEM, V. H. (Eds). *The living marine resources of the Western Central Pacific, Bony fishes, parte 4 (Labridae to Latimeriidae)*. Volume 6. Rome: FAO, 2001. p. 3574-3577.

LIRA, A. S.; FRÉDOU, F. L.; VIANA, A. P.; EDUARDO, L. N.; FRÉDOU, T. Feeding ecology of *Centropomus undecimalis* (Bloch, 1792) and *Centropomus parallelus* (Poey, 1860) in two tropical estuaries in Northeastern Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, v. 21, n. 2, p. 123-135. 2017.

LOPES, P. R. D.; OLIVEIRA-SILVA, J. T. Alimentação de *Bathygobius soporator* (Valenciennes, 1837) (Actinopterygii: Teleostei: Gobiidae) na localidade de Cacha Pregos (Ilha de Itaparica), Bahia, Brasil. *Biotemas*, v. 11, p. 81-92. 1998.

LÓPEZ, J. F.; GONZÁLEZ, A. G. S.; ARENAS, L. G. A.; SANCHEZ, C. B.; ESCORCIA, H. B.; PÉREZ, J. A. M.; RODRÍGUEZ, E. P.; LEGORRETA, J. L. V. Ecología y reproducción de *Opsanus beta* (Actinopterygii: Batrachoididae) en la Laguna de Alvarado, Veracruz, México. *Revista de Biología Tropical*, v. 65, n. 4, p. 1381-1396. 2017.

MACHADO, F. S.; CARVALHO-FILHO, A.; GIARRIZZO, T. Redescription and range extension of the endangered Paiva's blenny *Lupinoblennius paivai* (Perciformes: Blenniidae). *Journal of Fish Biology*, v. 90, n. 6, p. 2394-2401. 2017.

MACIEIRA, R. M.; GIARRIZZO, T.; GASPARINI, J. L.; SAZIMA, I. BRIEF COMMUNICATIONS. Geographic expansion of the invasive mud sleeper *Butis koilomatodon* (Perciformes: Eleotridae) in the western Atlantic Ocean. *Journal of Fish Biology*, v. 81, p. 308-313. 2012.

MACIEIRA, R. M.; JOYEUX, J. C. Distribution patterns of tidepool fishes on a tropical flat reef. *Fishery Bulletin*, v. 109, n. 3, p. 305-315. 2011.

MARONE, E.; JAMIYANAA, D. Tidal characteristics and a numerical model for the M2 tide at the Estuarine Complex of the Bay of Paranaguá, Paraná, Brazil. *Nerítica*, v. 11, p. 95-107. 1997.

MARONE, E.; MACHADO, E. C.; LOPES, R. M.; DA SILVA, E. T. Land-ocean fluxes in the Paranaguá Bay Estuarine System, Southern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 53. P. 169-181. 2005.

MARTIN, F. Étude de l'écosystème mangrove de la Baie de Paranguá (Paraná, Bresil): analyse des impacts et propositions de gestion rationnelle. Tese (Doutorado) – Universidade de paris VII, França, 1992.

MARTINO, E. J.; ABLE, K. W. Fish assemblages across the marine to low salinity transition zone of a temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 56, p. 969-987. 2003.

MAYERLE, R.; NARAYANAN, R.; ETRI, T.; WAHAB, A. K. A. A case study of sediment transport in the Paranagua Estuary Complex in Brazil. *Ocean engineering*, v. 106, p. 161-174. 2015.

MENDES, L. F. História natural dos amborés e peixes-macaco (Actinopterygii, Blennioidei, Gobioidi) do Parque Nacional Marinho do Arquipélago de Fernando de Noronha, sob um enfoque comportamental. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 23, n. 3, p. 817-823. 2006.

MENEZES N. A.; FIGUEIREDO J. L. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil – V Teleostei (4). Museu de Zoologia. Univ. São Paulo. São Paulo, p. 54-55. 1985.

- MILLER, P. J.; WRIGHT, J.; WONGRAT, P. An Indo-Pacific goby (Teleostei: Gobioidae) from West Africa, with systematic notes on *Butis* and related eleotridine genera. *Journal of Natural History*, London, v. 23, n. 2, p. 311-324. 1989.
- NARDEZ, N. N.; GONÇALVES, R. M.; SOARES, C. R.; KRUEGER, C. P. Classificação fuzzy da vulnerabilidade aos processos costeiros em Pontal do Paraná, Brasil. *Pesquisas em Geociências*, v. 43, n. 2, p. 169-181. 2016.
- NASCIMENTO, M. T.; PERET, A. C. Reprodução e Nutrição de *Bathygobius soporator* (Cuvier and Valenciennes, 1837) do Canal do Itajuru, Cabo Frio – RJ (Perciformes – Gobioidae – Gobiidae). *Ciência e Cultura*, São Paulo, v. 38, n. 8, p. 1404-1413. 1986.
- NETTO, S. A.; LANA, P. C. Effects of sediment disturbance on the structure of benthic fauna in a subtropical tidal creek of southeastern Brazil. *Marine Ecology Progress Series*, v. 106, p. 239-247, 1994.
- NOERNBERG, M. A.; LAUTERT, L. F. C.; ARAÚJO, A. D.; MARONE, E.; ANGELOTTI, R.; NETTO JR, J. P. B.; KRUG, L. A. Remote sensing and GIS integration for modelling the Paranaguá Estuarine Complex - *Brazilian Journal of Coastal and Research*, v. 39, p. 1627-1631. 2006.
- OLIVEIRA, R. R. S.; MACIEIRA, R. M.; GIARRIZZO, T. Ontogenetic shifts in fishes between vegetated and unvegetated tidepools: assessing the effect of physical structure on fish habitat selection. *Journal of fish biology*, v. 89, p. 959-976. 2016.
- OLIVEIRA, T.; POLLON, R. *Hippocampus reidi*. The IUCN Red List of Threatened Species. 2017.
- PAIJMANS, K. C.; WONH, M. Y. L. Linking animal contests and community structure using rockpool fishes as a model system. *Functional ecology*, v. 31, p. 1612-1623. 2017.
- PIMENTEL, C. R.; SOARES, L. S. H.; MACIEIRA, R. M.; JOYEUX, J. C. Trophic relationships in tidepool fish assemblages of the tropical Southwestern Atlantic. *Marine Ecology*, v. 39, n. 2. 2018.
- POLLI, B. A.; DA NÓBREGA CUNHA, C. R.; DE ALMEIDA, R. C.; GOBBI, M. Evaluation of the impacts caused by wind field and freshwater flow variations due to climate change on the circulation of the Paranaguá Estuarine Complex, Brazil. *Regional Studies in Marine Science*, v. 47. 2021.
- POSSAMAI, B.; FÁVARO, L. F. Seasonal and ontogenetic changes in the diet of blenny *Hypleurochilus fissicornis*: An estuarine mariculture as a model of the reef environment. *Marine Ecology*, v. 40, n. 2, p. 1-9. 2019.

POSSAMAI, B.; FÁVARO, L. F. Using mariculture as a breeding site: reproduction of *Hypleurochilus fissicornis* (Actinopterygii: Blenniidae). *Scientia Marina*, v. 79, n. 3, p. 335-343. 2015.

POSSAMAI, B.; ROSA, L. C.; CORRÊA, M. F. M. Seletividade de armadilhas e atrativos na captura de pequenos peixes e crustáceos em ambientes estuarinos. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, v. 18, n. 2, p. 11-17. 2014.

POSSATTO, F. E.; SPACH, H. L.; CATTANI, A. P.; LAMOUR, M. R.; SANTOS, L. O.; CORDEIRO, N. M. A.; BROADHURST, M. K. Marine debris in a world heritage listed brazilian estuary. *Marine Pollution Bulletin*, v. 91, p. 548-553. 2015.

RANGEL, C. A.; GUIMARÃES, R. Z. P. Taxonomia e distribuição da família Blenniidae (Teleostei: Blennioidei) na costa leste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoociências*, v. 12, n. 1, p. 17-41. 2010.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>. 2022.

REBELLO, J.; BRANDINI, F. P; Variação temporal de parâmetros hidrográficos e material particulado em suspensão em dois pontos fixos da Baía de Paranaguá, Paraná (junho/87 – fevereiro/88). *Nerítica*, v. 5, p. 95-111. 1990.

RICKLEFS, R. E.; SCHLUTER, D. *Species Diversity in Ecological Communities: Historical and Geographical Perspectives*. Chicago, IL: University of Chicago Press, 1993.

RIMA. Relatório de Impacto Ambiental. Faixa de Infraestrutura Pontal do Paraná.

ROSA, I. L.; OLIVEIRA, T. P. R.; CASTRO, A. L.; C.; MORAES, L. E. S.; XAVIER, J. H. A.; NOTTINGHAM, M. C.; DIAS, T. L. P.; BRUTO-COSTA, L. V.; ARAÚJO, M. E.; BIROLO, A. B.; MAI, A. C. G.; MONTEIRO-NETO, C. Population characteristics, space use and habitat associations of the seahorse *Hippocampus reidi* (Teleostei: Syngnathidae). *Neotropical Ichthyology*, v. 5, n. 3, p. 405-414. 2007.

ROSA, R. S.; ROSA, I. L.; ROCHA, L. A. Diversidade da ictiofauna de poças de maré da praia do Cabo Branco, João Pessoa, Paraíba, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 14, n. 1, p. 201-212. 1997.

SAUCSEN-WEISHEIMER, A.; LANA, P.; FLORES, A. A. V. Salinity gradients and interspecific competition determine the distribution of chthamalid barnacles in a subtropical estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 262. 2021.

SCHWARTZ FILHO, D.; LAROCA, S. Programa computacional para organização de dados em estudos ecológicos e biogeográficos de comunidades animais. *Acta Bilógica Paranaense*, v. 28, p. 169-174. 1999.

SCHWARZ JUNIOR, R.; FRANCO, A. C. N. P.; RIBEIRO, A. S.; MARTINS, M. A.; SOETH, M.; CARDOSO, A. R.; SPACH, H. L. Ecological and growth patterns of the longsnout seahorse *Hippocampus reidi* inferred by mark-recapture techniques in a tropical estuary. *Biota Neotropica*, v. 21, n. 2. 2021.

SIQUEIRA, A.; GODINHO, M. J. L.; KOLM, H. E.; MACHADO, E. C. Evaluation of the water quality of tidal creeks of Pontal do Paraná, Paraná, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 52, n. 2, p. 483-492. 2009.

SOARES, B. E.; LOBATO, C. M. C.; FREITAS, D. T. H.; OLIVEIRA-RAIOL, R. D.; MONTAG, L. F. A. Sex differences on the feeding of the gobiid fish *Bathygobius soporator* in tide pools of Maiandeuá Island, Pará, Brazil. *Inheringia: Série Biologia*, v. 106, p. 1-4. 2016.

SOARES, B. E.; RUFFEIL, T. O. B.; FOGAÇA, L.; MONTAG, A. Occurrence of the non-native sleeper *Butis koilomatodon* (Bleeker, 1849) (Perciformes: Eleotridae) in the Amazon coastal zone, Brazil. *BiolInvasions Records*, v. 1, n. 2, p. 95-99. 2012.

SORIA-BARRETO, M.; FERNÁNDEZ, R. G.; RAMOS, H. E. R.; BRITO, R. The fish community in Gulf of Mexico mangroves, a response to hydrological restoration. *Latin American Journal of Aquatic Research*, v. 49, n. 3, p. 507-519. 2021.

SPACH, H. L.; SANTOS, C.; GODEFROID, R. S.; NARDI, M.; CUNHA, F. A study of the fish community structure in a tidal creek. *Brazilian Journal of Biology*, v. 64, n. 2, p. 337-351. 2004.

SUGUIO, K. *Introdução a sedimentologia*. 1. Ed. São Paulo, Edgard Blucher, 1973.

TAVOLGA, W. N. Pattern variability among populations of the gobiid fish *Bathygobius soporator*. *Copeia*, v. 1950, n. 3, p. 182-194. 1950.

TAVOLGA, W. N. Reproductive behavior in the gobiid fish *Bathygobius soporator*. *Bulletin of the American Museum of natural history*, v. 104, n. 5. 1954.

TAVOLGA, W. N. The significance of underwater sounds produced by males of the gobiid fish, *Bathygobius soporator*. *Physiological Zoology*, v. 31, n. 4, p. 259-271. 1958.

TEIXEIRA, R. L. Abundance, reproductive period and feeding habitats of eleotrid fishes in estuarine habitats of north-east Brazil. *Journal of Fish Biology*, v. 45, p. 749-761. 1994.

TOMÁS, A. R. G.; DOS SANTOS-TUTUI, S. L.; FAGUNDES, L.; DE SOUZA, M. R. *Opsanus beta*: an invasive fish species in the Santos Estuary, Brazil. *Boletim do Instituto de Pesca*, v. 38, p. 349-355. 2012.

TORNABENE, L.; BALDWIN, C.; WEIGT, L. A.; PEZOLD, F. Exploring the diversity of western Atlantic *Bathygobius* (Teleostei: Gobiidae) with cytochrome c oxidase-I, with descriptions of two new species. *aqua, International Journal of Ichthyology*, v. 16, n. 4, p. 141-170. 2010.

VASCONCELLOS, G. C.; LUIZ, F. Projeto criação do Parque Estadual Ilha das Cobras. Instituto Ambiental do Paraná (IAP). Relatório Técnico. 2018.

VENABLES, W. N.; RIPLEY, B. D. *Modern Applied Statistics with S*. Fourth Edition. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0. 2002.

VENTURA, A. O. B.; LANA, P. C. A new empirical index for assessing the vulnerability of peri-urban mangroves. *Journal of Environmental Management*, v. 145, p. 289-298. 2014.

VINCENT, A. C. J.; FOSTER, S. F.; KOLDEWEY, H. J. Conservation and management of seahorses and other Syngnathidae. *Journal of Fish Biology*, v. 78, p.1681-1724. 2011.

VITULE, J. R. S.; DA SILVA, F. F. G.; BORNATOWSKI, H.; ABILHOA, V. Feeding ecology of fish in a coastal river of the Atlantic Rain Forest. *Environmental Biology of Fishes*, v. 96, p. 1029-1044. 2013.

WILLIAMS, J. T.; CRAIG, M. T. *Lupinoblennius paivai* (amended version of 2014 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species. 2020.

XAVIER, J. H. A.; CORDEIRO, C. A. M. M.; TENÓRIO, G. D.; DINIZ, A. F.; JÚNIOR, E. P. N. P.; ROSA, R. S.; ROSA, I. L. Fish assemblage of the Mamanguape Environmental Protection Area, NE Brazil: abundance, composition and microhabitat availability along the mangrove-reef gradient. *Neotropical Ichthyology*, v. 10, n. 1, p. 109-122. 2007.

ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; ELPHICK, C. S. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, v. 1, p. 3-14. 2010.