



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA**

TESE

**BAÍA DE SEPETIBA: AVALIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA ICTIOFAUNA E
SUAS RELAÇÕES AMBIENTAIS**

Rafaela de Sousa Gomes Gonçalves

Sob a Orientação do Professor
Dr. Francisco Gerson Araújo

Dezembro/2021



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA**

TESE

**BAÍA DE SEPETIBA: AVALIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA ICTIOFAUNA E
SUAS RELAÇÕES AMBIENTAIS**

Rafaela de Sousa Gomes Gonçalves

Sob a Orientação do Professor
Dr. Francisco Gerson Araújo

Tese submetida à coordenação do Programa de Pós-graduação em Biologia Animal da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro como requisito parcial para obtenção do grau de Doutora em Biologia Animal, Área de Concentração: Biodiversidade Animal

Dezembro/2021

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Biblioteca Central / Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

dG635b de Sousa Gomes Gonçalves, Rafaela, 1990-
BAÍA DE SEPETIBA: AVALIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA
ICTIOFAUNA E SUAS RELAÇÕES AMBIENTAIS / Rafaela de
Sousa Gomes Gonçalves. - Seropédica, 2021.
64 f.: il.

Orientador: Francisco Gerson Araújo.
Tese (Doutorado). -- Universidade Federal Rural do Rio
de Janeiro, Pós-Graduação em Biologia Animal, 2021.

1. Peixes costeiros. 2. Diversidade funcional. 3.
Diversidade beta . 4. Variáveis ambientais. I.
Araújo, Francisco Gerson, 1954-, orient. II
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Pós
Graduação em Biologia Animal III. Título.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL**

RAFAELA DE SOUSA GOMES GONÇALVES

Tese submetida como requisito parcial para a obtenção do grau de **Doutor(a) em Biologia Animal**, no **Programa de Pós Graduação em Biologia Animal**, Área de Concentração em **Biodiversidade Animal**.

TESE APROVADA EM 15/12/2021

Banca não presencial

Conforme deliberação nº. 001/2020 da PROPPG/UFRRJ, de 30/06/2020, as assinaturas dos membros da banca examinadora foram substituídas por assinaturas digitais, que constam em anexo.

Francisco Gerson Araújo (Orientador)
Ellen Martins Camara
Fabio Lameiro Rodrigues – UFRGS
Mírian Pilz Albrecht – UFRJ
André Luiz Machado Pessanha –UEPB
Taynara Pontes Franco

AGRADECIMENTO

Durante minha infância, passei muitos domingos e feriados pelo campus da UFRRJ. O LEP era o meu local favorito. Naquela época, ainda existiam os peixinhos ornamentais nos aquários. Eu nunca tive a oportunidade de entrar, mas conseguia observar por trás das grandes janelas de vidro. Eu desejava estar lá dentro. Durante a escola, me apaixonei pela Biologia e decidi cursar. Comecei minha trajetória no CEDERJ, e lá conheci o Joaquim, ministrando uma oficina sobre otólitos de peixes. No final da atividade, falei que morava próximo à rural e que tinha interesse em fazer parte da pesquisa. Até aquele momento, eu não sabia que o LEP era exatamente o local pelo qual, quando criança, eu tinha vontade de conhecer. Pronto, fizemos amizade e através dele conheci a Débora, quem me coorientou durante boa parte da minha iniciação científica. Agora, após tantos anos fazendo parte do local que desejava na infância, me veio essas boas memórias, uma sequência de acasos que me fizeram chegar na realização desse sonho.

Dito isto, gostaria de agradecer imensamente ao meu querido orientador, professor Francisco Gerson Araújo, que foi um facilitador para que meu sonho se realizasse. Obrigada pela oportunidade de estágio há 12 anos atrás, pela orientação, paciência e confiança. Obrigada por ser esse grande exemplo de força e dedicação, alguém sempre disposto a ajudar, nos incentivando a buscar o melhor de nós!

Agradeço ao Joaquim, quem me apresentou ao LEP e à Debora, por ter me coorientado nos primeiros anos de estágio. Obrigada pelo pontapé inicial e pelo incentivo!

Muito obrigada a todos os meus companheiros de coleta, com quem dividi momentos incríveis de aprendizagem e também muitas gargalhadas! Ruan, Paulinha, Tailan, Wagner, Márcia, Magda, Natalice, Ronnie e todos os estagiários com quem tive o prazer de conviver durante todos esses anos.

Aos queridos Fernanda, Marcelo, Jéssica, Luana e Luciane, obrigada por terem topado o desafio de trabalhar com invertebrados bentônicos, colocando a “mão na massa” nesse trabalhoso processo de triagem. Obrigada pela ajuda e pela amizade conquistada.

A todos os alunos de graduação e pós-graduação que fazem parte da grande equipe do Laboratório de Ecologia de Peixes, agradeço imensamente os bons momentos de convivência.

Agradeço à CAPES, pelo auxílio financeiro concedido durante o período do Doutorado.

Durante o doutorado, eu tive um imenso desafio: ser mãe. Gerar, cuidar e ser responsável por uma vida foi a experiência mais transformadora do meu ser. Vicente me transformou, me mostrou que a vida pode ser muito mais, me deu novos motivos para viver e sonhar com dias melhores. Obrigada meu amor, por ser exatamente quem você é! A mamãe te ama muito!

Agradeço ao meu esposo Filipe, pelo companheirismo ao longo desses quase 14 anos, pelo incentivo e apoio, por sempre acreditar em mim. Obrigada por tudo!

Um agradecimento especial aos meus pais, exemplo de fé e amor. Obrigada por tudo o que fizeram e fazem por mim. Em especial, agradeço imensamente à minha mãe, pela ajuda com Vicente nos primeiros meses de vida.

A todos os meus familiares, principalmente à minha tia Aurélia e aos meus irmãos, Samantha e Israel, muito obrigada por tudo! Vocês são presentes de Deus em minha vida!

Agradeço a amizade das eternas chatonildas, Geysa, Jéssica, Jennifer, Nicole e Elayne, amigas que a rural me deu. A amizade de vocês é um presente de Deus!

A todos que contribuíram de alguma forma para a elaboração deste trabalho, muito obrigada!

A Deus, por renovar as minhas forças ao longo desses anos e por ter me capacitado, mesmo aos “trancos e barrancos”, a equilibrar a maternidade e a vida profissional em meio a uma pandemia (o que tornou tudo mais complexo).

“Seja você quem for, seja qual for a posição social que você tenha na vida, a mais alta ou a mais baixa, tenha sempre como meta muita força, muita determinação e sempre faça tudo com muito amor e com muita fé em Deus, que um dia você chega lá. De alguma maneira você chega lá.” (Ayrton Senna)

RESUMO

GOMES-GONÇALVES, RAFAELA DE SOUSA. 2021. Baía de Sepetiba: avaliação espaço-temporal da ictiofauna e suas relações ambientais. 2021.64p. Tese (Doutorado em Biologia Animal). Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2021.

Os ambientes estuarinos de águas rasas apresentam muitos habitats que favorecem a colonização e o uso por diferentes espécies de peixes. Esses ecossistemas costeiros estão sendo cada vez mais influenciados por impactos decorrentes dos avanços industriais e urbanos ao seu entorno, resultando numa crescente perda de biodiversidade, podendo ser acompanhada pela perda de importantes funções ecológicas. Investigar os padrões e os processos que atuam na biodiversidade é essencial para obter uma visão mais dinâmica e dos papéis das comunidades nos ecossistemas, e para isto, estudos de curto e longo prazo são fundamentais. Estudos abordando não só a estrutura taxonômica, como também uma abordagem mais integrada, são importantes para compreender a dinâmica e papéis dos grupos funcionais no espaço e no tempo. O presente estudo, dividido em dois capítulos, visa compreender a dinâmica espaço-temporal da ictiofauna de áreas rasas em uma baía tropical em crescente processo de alteração ambiental, explorando aspectos taxonômicos e funcionais. No capítulo 1, buscamos descrever a relação entre a diversidade beta e a heterogeneidade ambiental, a fim de testar a hipótese de que a heterogeneidade ambiental influencia a biodiversidade. Foi detectada uma fraca relação positiva entre a heterogeneidade ambiental e a diversidade beta, sugerindo que ambientes mais heterogêneos tendem a apresentar maiores variações na composição biológica. No capítulo 2, avaliamos as alterações temporais (1983-1985, 1999-2001 e 2017-2019) nos índices taxonômicos e funcionais. Estudos anteriores relataram um declínio na riqueza de peixes nas zonas rasas da Baía de Sepetiba, mas a investigação de que forma os grupos funcionais estão sendo afetados, ainda não foi investigada. Testamos a hipótese de que os índices de diversidade funcional também mudaram ao longo do tempo, como resultado das alterações ambientais sofridas nas últimas décadas. Observamos uma diminuição substancial na riqueza de espécies e abundância nos períodos mais recentes, em comparação com 1983-1985. Entretanto, a estrutura funcional permaneceu relativamente estável, com exceção da riqueza funcional, que apresentou uma queda significativa, indicando impacto na quantidade de espaço funcional ocupado pela comunidade local, de forma que alguns dos recursos potencialmente disponíveis para a comunidade deixaram de ser utilizados. A estabilidade observada nos descritores funcionais pode ser explicada porque ambientes estuarinos tendem a apresentar elevada redundância funcional devido às restrições impostas pelo marcado gradiente ambiental, o que podem resultar na convergência de traços funcionais entre espécies, garantindo que, apesar das perdas na riqueza e abundância de espécies, as principais funções podem ser mantidas. As informações obtidas no presente estudo confirmam que uso de índices funcionais é essencial para complementar as avaliações taxonômicas, dando uma visão detalhada da dimensão da perda de biodiversidade em ambientes impactados.

Palavras-chave: peixes costeiros, diversidade funcional, diversidade beta, variáveis ambientais

ABSTRACT

Gomes-Gonçalves, Rafaela de Sousa. 2021. Sepetiba Bay: Spatial and temporal assessment of the ichthyofauna and their environmental relationships. 64p. Thesis (Ph.D. in Animal Biology). Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2021.

Shallow water estuarine environments have many habitats that favor colonization and use by different fish species. These coastal ecosystems are undergoing increasingly impacts resulting from industrial and urban developments in their surroundings, resulting in a growing loss of biodiversity, which may be accompanied by the losses of important ecological functions. Investigating the patterns and processes that act on biodiversity is essential to obtain a more view of the dynamics and roles of communities in the ecosystems, and for this, short and long-term studies are essential. Studies have mainly addressed the taxonomic structure, requiring a more integrated approach, aiming to understand the dynamics and roles of functional groups in space and time. The present study, divided into two chapters, aims to understand the spatiotemporal dynamics of the ichthyofauna of shallow areas in a tropical bay in a growing process of environmental change, exploring taxonomic and functional aspects. In chapter 1, we seek to describe the relationship between beta diversity and environmental heterogeneity, in order to test the hypothesis that environmental heterogeneity influences biodiversity. A weak positive relationship between environmental heterogeneity and beta diversity was detected, suggesting that more heterogeneous environments tend to have greater variations in biological composition. In Chapter 2, we assess temporal changes (1983-1985, 1999-2001, and 2017-2019) in taxonomic and functional indices. Previous studies have already reported a decline in the fish richness in the shallow areas of Sepetiba Bay, but the investigation of how the functional groups have been affected has not yet been investigated. We tested the hypothesis that functional diversity indices also changed over time, as a result of environmental changes in the recent decades. We found a substantial decrease in species richness and abundance in more recent periods compared to 1983-1985. However, the functional structure remained relatively stable, with the exception of functional richness, which showed a significant decrease, indicating an impact on the amount of functional space occupied by the local community, so that some of the resources potentially available to the community were no longer used. The stability observed in the functional descriptors can be explained by the fact that estuarine environments tend to have high functional redundancy due to the restrictions imposed by the marked environmental gradient, which can result in the convergence of functional traits between species, ensuring that, despite losses in richness and abundance of species, the main functions can be maintained. The information obtained in this study confirms that the use of functional indices is essential to complement taxonomic assessments, giving a detailed view of the extent of biodiversity loss in impacted environments.

Keywords: coastal fish, functional diversity, beta diversity, environmental variables.

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL

Figura 1. Área de estudo, Baía de Sepetiba, indicando as três zonas de amostragem (interna, ZI; média, ZM; e externa, ZE). Fonte da imagem inferior: Google Earth (2021).....05

CAPITULO I

Figura 1. Diagrama de ordenação dos dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Canonica sobre os peixes e as variáveis ambientais recolhidos na Baía de Sepetiba, Brasil. Códigos: 1, zona interna; 2, zona média; 3, zona externa. Código das espécies: Anexo 1..... 19

Figura 2. Relação entre heterogeneidade de habitat (distância Euclidiana) e variação na estrutura do conjunto de peixes recolhidos na Baía de Sepetiba, Brasil, com base na dissimilaridade de Bray-Curtis (abundância) (A) e diversidade beta baseada na dissimilaridade de Sørensen (presença / ausência) (B); relação entre a diversidade beta baseada na dissimilaridade de Sørensen (presença / ausência) e a concentração de carbono orgânico (C) e nitrogênio (D). Amostras codificadas por zonas: Interna, círculos laranja; Média, verde; Externa, azul..... 20

CAPITULO II

Figura 1. Área de estudo, Baía de Sepetiba, com indicação das duas zonas estudadas (interna e externa). O aumento do uso do solo por atividades antropogênicas e urbanização (áreas cinzentas) pode ser observado nestes dois mapas, representando o aumento das alterações ambientais entre os anos de 1984 e 2019. Fonte: Google Earth (2021)..... 33

Figura 2. Composição em número de espécies das guildas (uso do habitat (A) e trófica(B)) nos três períodos avaliados na Baía de Sepetiba, RJ, Brasil. Guildas de uso do habitat: RE, espécies residentes; MM, migrantes marinhas; MS, visitantes marinhas; SAN, espécies semianádromas; FR, espécies de água doce; Guildas tróficas: HE, herbívoras; PI, piscívoras; BE, bentófagos; HY, hiperbentófagos; PL, planctívoras; DE, detritívoras; OP, onívoros..... 39

Figura 3. Grupos funcionais obtidos através da Análise de Componentes Principais, a partir dos traços funcionais das espécies encontradas em pelo menos 10% das amostras em cada período. Código das espécies indicado no anexo 2. Códigos: A; 1983-1985; B, 1999-2001 ; C, 2017-2019..... 41

Figura 4. Representação gráfica dos índices de riqueza funcional calculados para cada zona em cada período. A e B, período de 1983-1985, zona externa e interna, respectivamente; C e D, 1999-2001, zona externa e interna, respectivamente; E e F, 2017-2019, zona externa e interna, respectivamente. Círculo azuis, espécies presentes na zona/período, mas podem estar presentes em outra zona/período; círculos brancos, espécies exclusivamente presente naquela e ausente em outras áreas/período; cruces, espécies ausentes na comunidade, mas presentes em alguma outra zona/período no “pool” de espécies.....43

LISTA DE TABELAS

INTRODUÇÃO GERAL

Tabela 1. Síntese dos principais eventos antrópicos que ocorreram na Baía de Sepetiba nas últimas décadas..... 05

CAPITULO I

Tabela 1. Média e desvio padrão (MED; DP) das variáveis ambientais nas três zonas da Baía de Sepetiba, Brasil e resultados da PERMANOVA (Pseudo-F) e comparações entre as zonas em relação a cada variável. Códigos: ns, não significativos; *P < 0, 05; **P < 0, 01; ***P < 0, 001.....17

Tabela 2. Resultados das análises de correspondência canônica da abundância da ictiofauna e variáveis ambientais na Baía de Sepetiba, RJ.....19

CAPITULO II

Tabela 1. Definição das guildas funcionais utilizadas, seguindo as classificações de Elliot *et al.* (2007)36

Tabela 2. Espécies que mais contribuíram para a similaridade média para cada período na Baía de Sepetiba, de acordo com análises SIMPER. A similaridade média de cada espécie e sua contribuição (%) para cada período entre parênteses.....38

Tabela 3 Índices de diversidade funcional para cada zona, entre os períodos estudados. FRic, riqueza funcional; FDiv, divergência funcional; FEve, uniformidade funcional; FDis, dispersão funcional; FSpe, especialização funcional; FOrí, originalidade funcional.....42

SUMÁRIO

Introdução Geral	01
Área de Estudo	04
Referências Bibliográficas	06
Capítulo I. Relações entre a heterogeneidade ambiental e a biodiversidade: O caso da ictiofauna de uma baía tropical com elevada influência antrópica	10
1. Introdução.....	13
2. Material e Métodos.....	14
2.1. Área de Estudo.....	14
2.2. Amostragem e análises laboratoriais.....	15
2.3. Análise de dados.....	15
3. Resultados.....	17
3.1. Caracterização ambiental.....	17
3.2. Ictiofauna.....	18
3.3. Influência dos fatores ambientais aos descritores ecológicos.....	18
4. Discussão.....	21
5. Referência Bibliografica.....	23
Capítulo II. Mudanças temporais na diversidade taxonômica e funcional da ictiofauna em uma baía tropical com elevada influência de atividades antropogenicas	28
1. Introdução.....	31
2. Material e Métodos.....	34
2.1 Amostragem.....	34
2.2 Análise de dados	35
3. Resultados.....	37
4. Discussão.....	44
5. Referência Bibliografica.....	47
CONSIDERAÇÕES FINAIS	52
ANEXOS	54
Capítulo I	
Anexo 1. Lista de espécies e seus respectivos códigos da ictiofauna da Baía de Sepetiba, RJ, Brasil.....	54
Capítulo II	
Anexo 1. Categorias dos traços funcionais selecionados para este estudo, com indicações dos códigos dos traços.....	56
Anexo 2. Lista de espécies de peixes com indicação das categorias de traços funcionais adaptadas de Elliot <i>et al.</i> (2007); Andreatta (2012); Froese & Pauly (2013); Gomes <i>et al.</i> (2014); Araújo <i>et al.</i> (2016); Gomes-Gonçalves <i>et al.</i> (2020). Códigos para Traços Funcionais no Anexo 1. Frequência de ocorrência (FO) e abundância (N) de espécies em cada período	57
Anexo 3. Frequencia de ocorrência (FO) e abundância (N) de espécies em cada período e zona. Código: ZE, Zona Externa; ZI, Zona Interna	60
ANEXO 4. Folha de aprovação de banca não presencial.....	63

INTRODUÇÃO GERAL

As zonas estuarinas são ambientes altamente dinâmicos, com grandes variações nas condições abióticas, como salinidade e turbidez (Elliott & McLusky, 2002; Onabule *et al.*, 2020), sendo fortemente influenciadas pela ação de marés e descargas de água doce, que transportam grandes quantidades de nutrientes para esses ambientes (Wolanski *et al.*, 2004; Cloern *et al.*, 2017). De forma geral, os gradientes ambientais das zonas estuarinas são normalmente caracterizados pela diminuição da salinidade e turbidez e o aumento da temperatura das zonas mais externas (próximas com a conexão com o mar) para as zonas mais internas (maior influência continental) (Martino & Able, 2003; Mckinley *et al.*, 2011; Onabule *et al.*, 2020). O marcado gradiente ambiental impõe grandes restrições fisiológicas às espécies, que devem ser tolerantes à essa flutuação ambiental (Whitfield, 1999; Teichert *et al.*, 2017; Vanalderweireld *et al.*, 2020). Assim, embora algumas espécies possam ser capazes de ocupar toda a extensão dos estuários, outras são adaptadas apenas para determinadas faixas ambientais, fazendo com que a estrutura faunística varie de acordo com as características de cada zona estuarina (Martino & Able, 2003; Laurino *et al.*, 2021).

Apesar das condições ambientais limitantes, estes ambientes são capazes de suportar uma grande diversidade biológica, devido a alta produtividade e grande variedade de habitats, com abundantes recursos alimentares para muitas espécies (Islam *et al.*, 2006; Macário *et al.*, 2021). A ictiofauna ocupante destes ambientes é constituída principalmente por espécies de origem marinha e por uma menor proporção de espécies de água doce, que utilizam estes sistemas costeiros de várias formas. Algumas espécies são capazes de passar todo o ciclo de vida no estuário, outras utilizam estes ambientes obrigatoriamente em determinadas fases do ciclo de vida, outras de forma facultativa, aparecendo nestas áreas de transição apenas ocasionalmente (Able, 2005; Elliott *et al.*, 2007; Potter *et al.*, 2015). Além disso, algumas espécies utilizam as zonas estuarinas como passagem entre o ambiente marinho e de água doce, variando o seu uso do estuário em diferentes escalas geográficas, ontogenéticas e temporais (Able, 2005; Elliott *et al.*, 2007; Potter *et al.*, 2015).

Ecossistemas estuarinos estão sendo cada vez mais influenciados pelos impactos antrópicos, decorrentes dos avanços industriais e urbanos no entorno, resultando em crescentes perdas de biodiversidade e/ou mudanças na abundância das espécies, podendo ser acompanhada pela perda de importantes funções ecológicas (Hughes *et al.*, 2003; Costanza *et al.*, 2014; Gomes-Gonçalves *et al.*, 2020). De acordo com Lotze *et al.* (2006), o funcionamento dos estuários e zonas costeiras foram profundamente modificados nas últimas décadas, indicando a urgente necessidade de reconhecimento sobre a biodiversidade local, visando analisar os padrões e processos que atuam nesses ambientes.

A Baía de Sepetiba é um sistema estuarino costeiro localizado no Sul do estado do Rio de Janeiro e possui grande valor ecológico e econômico. De acordo com a Fundação Rio-Águas (2020), esta região abriga 55 praias continentais e aproximadamente 40 praias insulares, com 49 ilhas e ilhotas, apresentando uma enorme gama de ecossistemas naturais, tais como restingas, mangues e costões rochosos, que abrigam uma grande variedade de espécies da flora e da fauna. Apesar de seu grande valor biológico, este sistema costeiro vem sofrendo grandes impactos nas últimas décadas, decorrentes principalmente do avanço industrial e urbano no entorno, resultando numa série de perdas ambientais, como o declínio na riqueza e abundância na ictiofauna (Araújo *et al.*, 2016; Gomes-Gonçalves *et al.*, 2020) e a diminuição de áreas de manguezais (Araújo *et al.*, 2017). Mudanças na ocupação humana no entorno da baía de

Sepeitiba nos últimos 30 anos foram observadas, com uma perda de aproximadamente 26% da área de manguezais (Araújo *et al.*, 2017). Além disso, também foram identificadas mudanças temporais na ictiofauna, com a maioria das alterações ocorrendo na zona interna da baía, que pode estar relacionada à sua maior proximidade à fonte de impacto (Araújo *et al.*, 2016). Apesar da queda no número de espécies e abundância dos peixes, a ictiofauna das zonas mais profundas deste sistema costeiro apresentou uma maior estabilidade nos indicadores de diversidade funcional, com diferença significativa apenas na originalidade funcional, o que é particularmente preocupante, já que a perda de espécies com características únicas representa também a perda de suas funções, o que pode representar uma série de danos para o ecossistema (Gomes-Gonçalves *et al.*, 2020).

Estas alterações indicam a necessidade emergente de informação sobre a composição biológica e as suas relações com as condições ambientais, a fim de fornecer subsídios para medidas destinadas à proteção ambiental e à conservação da biodiversidade. Assim, diferentes índices biológicos têm sido utilizados como ferramentas para avaliar como as espécies são distribuídas no espaço e no tempo, permitindo também investigar de que maneira as condições ambientais locais influenciam a composição biológica. A diversidade beta é definida como a variação espacial ou temporal na composição específica de uma comunidade biológica entre os locais ou períodos dentro de um sistema ecológico, podendo ser avaliada através do cálculo das dissimilaridades taxonômicas entre comunidades ecológicas (Whittaker, 1972; Jankowski *et al.*, 2009; Heino *et al.*, 2015). Este índice pode auxiliar na compreensão de diferentes aspectos do funcionamento dos ecossistemas em diferentes condições (Legendre & de Cárceres, 2013), podendo ser analisados por seus dois componentes, 1) substituição de espécies; e 2) aninhamento associado a perda de espécies. Tais informações podem fornecer pistas de quais estratégias de conservação devem ser abordadas em determinadas áreas (Baselga, 2010; Socolar *et al.*, 2016). Por exemplo, em ecossistemas nos quais observamos principalmente o padrão de “aninhamento”, a conservação de locais com maior riqueza deve ser priorizada, já que locais de menor riqueza parecem ser subconjunto de locais mais ricos em espécies. Já em ecossistemas com alta “substituição” de espécies, parece ser mais recomendável uma abordagem considerando os múltiplos locais dentro de uma região (Socolar *et al.*, 2016).

Índices tradicionais de diversidade têm sido utilizados nas últimas décadas para quantificar mudanças nas comunidades, reduzindo a complexidade de grupos ecológicos em números que são baseados em informações taxonômicas das espécies e suas abundâncias, considerando que todas as espécies são equivalentes em composição e função (Azevedo *et al.*, 2017). Apesar da importância para a descrição biológica, é essencial que essas medidas tradicionais estejam acompanhadas de outros índices que englobem informações relevantes visando uma caracterização mais completa do ecossistema. De acordo com Elliot *et al.* (2007), embora seja valioso comparar comunidades dentro de pequenas áreas com base em identidades taxonômicas, é menos informativo para comparar comunidades entre regiões biogeográficas, buscando determinar características comuns de funcionamento de comunidades dentro e entre habitats e ecossistemas. De acordo com Root (1967), guildas podem ser definidas como grupos de espécies que exploram a mesma classe de recursos ambientais de forma semelhante, unificando espécies de acordo com suas afinidades. Assim, as abordagens funcionais que agrupam peixes em diferentes guildas, aumentam a compreensão do uso dos ambientes pelos peixes em diferentes dimensões ecológicas, como por exemplo, as suas interações com áreas adjacentes, estratégia reprodutiva e/ou grupos tróficos (Elliott *et al.*, 2007).

A diversidade funcional é uma ferramenta bastante promissora por estar diretamente ligada a funções que a espécie pode desempenhar no ecossistema em que está integrada (Diaz

& Cabido, 2001; Flynn *et al.*, 2011; Mouillot *et al.*, 2011). Esses índices podem avaliar como as espécies estão relacionadas entre si, como concorrentes ou membros de uma rede de interações e sobre como as espécies enfrentam restrições ambientais semelhantes (Mouillot *et al.*, 2007). Por exemplo, comunidades com baixa diversidade funcional podem indicar a prevalência de processos de filtragem ambiental, visto que as espécies coexistentes geralmente apresentam muitos traços funcionais semelhantes. Em contrapartida, comunidades com elevada diversidade funcional podem ser resultantes de competição entre espécies, corroborando a teoria da similaridade limitante, que prevê que espécies coexistentes devem possuir características distintas, reduzindo a competição interespecífica. (Mouillot *et al.*, 2007)

Diversos estudos avaliaram o efeito de distúrbios antrópicos e naturais em ecossistemas através de índices de diversidade funcional (por exemplo, Villéger *et al.*, 2010; Brandl *et al.*, 2016) e diversidade beta (por exemplo, Seiferling *et al.*, 2014; Socolar *et al.*, 2016). De acordo com Teichert *et al.* (2017), as condições ambientais adversas em ambientes estuarinos parecem favorecer uma baixa diversidade funcional, sendo esperado também altas taxas de rotatividade taxonômica entre locais, apoiada principalmente por mudanças de espécies ao longo dos gradientes estuarinos (Teichert *et al.*, 2017). Além disso, estudos sobre a distribuição de espécies e estrutura das comunidades a curto e longo prazo são fundamentais para a detecção de mudanças na ictiofauna e compreensão do funcionamento geral do ecossistema. Dessa forma, o presente trabalho visa compreender a dinâmica espaço-temporal da ictiofauna de um sistema estuarino tropical, explorando aspectos taxonômicos e funcionais. Para isso, a tese foi dividida em dois capítulos:

No capítulo 1 (Relações entre a heterogeneidade ambiental e a biodiversidade: O caso da ictiofauna de uma baía tropical com elevada influência antrópica), buscamos descrever a relação entre a diversidade beta de peixes e a heterogeneidade ambiental. De acordo com Legendre (2014), a avaliação da diversidade beta pode ajudar a compreender diferentes aspectos do funcionamento ecológico sob diferentes condições, sejam elas naturais ou antrópicas. Considerando que trabalhos anteriores relataram que a relação entre a heterogeneidade ambiental e a biodiversidade depende do estado de alteração do ambiente, de forma que ambientes altamente impactados tendem a possuir uma relação positiva, enquanto que ambientes pouco impactados tendem a ter uma relação negativa (Seiferling *et al.*, 2014), visamos testar a hipótese de que a relação entre a heterogeneidade ambiental e a diversidade beta também depende do estado de alteração do ambiente. Assim, considerando os impactos antrópicos sofridos pela Baía de Sepetiba nas últimas décadas, esperamos encontrar uma relação direta entre os parâmetros avaliados. Adicionalmente, buscamos identificar as relações entre as espécies de peixes mais abundantes e as variáveis ambientais.

No capítulo 2 (Mudanças temporais na diversidade taxonômica e funcional da ictiofauna em uma baía tropical com elevada influência de atividades antropogênicas), visamos analisar a caracterização funcional e os padrões de distribuição espaço-temporal da ictiofauna em zonas rasas da Baía. Estudos anteriores relataram um declínio na riqueza da ictiofauna nas zonas rasas, mas a forma pela qual a estrutura funcional está sendo afetada ainda não tinha sido investigada. Para isso, testamos a hipótese de que os índices de diversidade funcional também sofreram alterações ao longo do tempo, como resultado da degradação ambiental sofrida pela zona costeira nas últimas décadas.

ÁREA DE ESTUDO

A Baía de Sepetiba (Figura 1) é uma área costeira semi-aberta de aproximadamente 450 km², localizada no sul do Estado do Rio de Janeiro entre as latitudes 22°54'S e 23°04'S, e longitudes 43°34'W e 44°10'W. Apresenta conexão com o mar através de uma ampla área na extremidade oeste e de um canal estreito ao leste, com um extenso banco de areia formando o limite sul, tendo a margem continental ao norte. A restinga da Marambaia possui 40 km de comprimento e constitui uma imensa barragem de areia, que, apesar de seus poucos metros acima do nível do mar, funciona como um dique, separando as águas da Baía de Sepetiba do oceano (Fundação Rio-Águas, 2020). Vários rios de pequenos volumes de água e canais de drenagem deságuam na Baía, diluindo águas e trazendo efluentes oriundos de áreas domésticas e industriais do continente. A bacia hidrográfica de Sepetiba é contribuinte à Baía de Sepetiba e possui uma superfície de 2.654 km², sendo o Rio Guandu, o curso d'água principal da Bacia, tendo sua área de drenagem uma superfície de 1.430 km², no qual o Canal de São Francisco tem a maior contribuição de água doce para a Baía de Sepetiba (Fundação Rio-Águas, 2020).

Este sistema costeiro pode ser dividido em três zonas (interna, média e externa) (Figura 1). A zona interna (ZI) está localizada na parte mais interior da Baía, onde se encontram as formações de manguezais, além de vários rios e canais de drenagem que transportam efluentes industriais e urbanos para a Baía. Esta zona é a mais alterada devido à influência das atividades industriais. A zona média (ZM) é uma zona protegida por ilhas e está localizada perto do parque industrial e do Porto de Itaguaí. A zona externa (ZE), localizada próxima à grande conexão com o oceano, tem uma influência comparativamente menor das atividades antrópicas e tem condições ambientais mais estáveis.

A Baía de Sepetiba tem sofrido aumento de atividades antrópicas nas últimas décadas (Tabela 1), principalmente devido à alta densidade populacional e aumento do parque industrial que se encontram ao seu redor. A Baía é adjacente a uma área continental que abriga uma extensa área industrial, incluindo um grande porto e a maior indústria siderúrgica da América Latina (Araújo *et al.*, 2017). Costa *et al.* (2011) investigaram os principais setores responsáveis pela potencial emissão de poluentes das indústrias, concluindo que os setores metalúrgicos e químicos foram os principais responsáveis por grande parte do potencial poluidor da Baía de Sepetiba. Estas atividades antrópicas contribuíram para aumentar a degradação da costa da Baía, principalmente devido ao aumento dos efluentes industriais e municipais descarregados na Baía pelos rios e canais de drenagem (Araújo *et al.*, 2002; Araújo *et al.*, 2016).

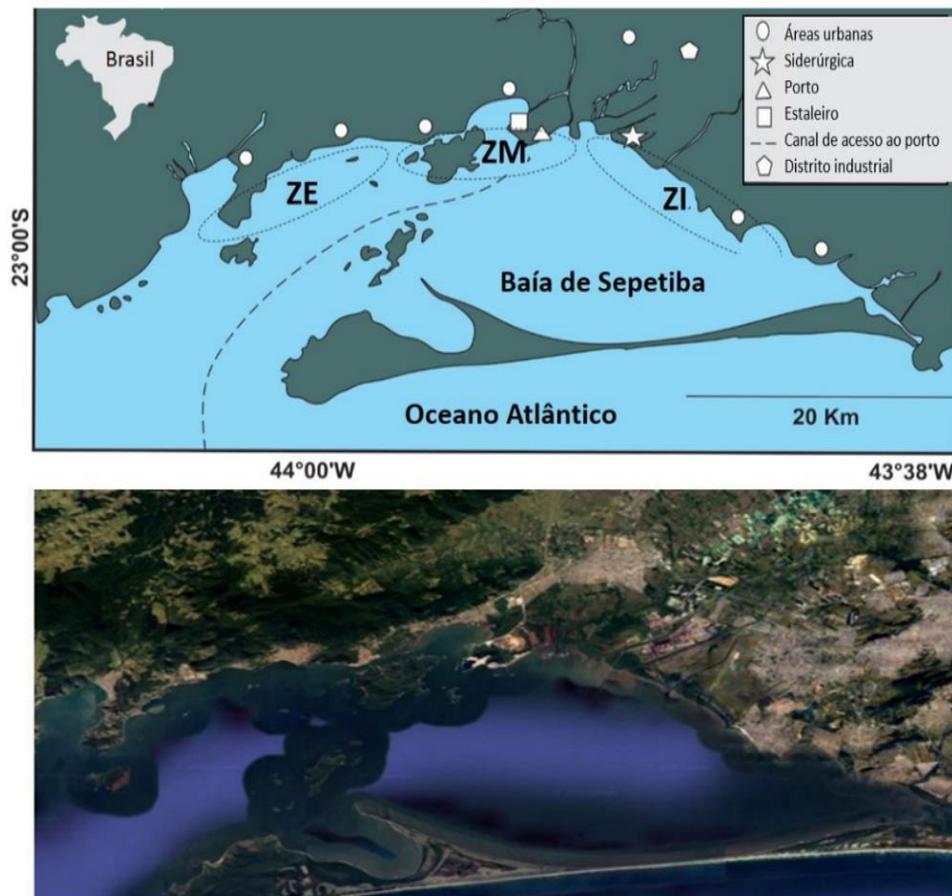


Figura 1. Área de estudo, Baía de Sepetiba, indicando as três zonas (interna, ZI; média, ZM; e externa, ZE). Fonte da imagem inferior: Google Earth (2021)

Tabela 1. Síntese dos principais eventos antrópicos que ocorreram na Baía de Sepetiba nas últimas décadas.

Período	Evento	Referência
1980-2000	Aumento da densidade populacional de 60.000 para 2 milhões de pessoas.	Leal Neto <i>et al.</i> , 2006
1982	Início das atividades do Porto Sepetiba	Clarke <i>et al.</i> , 2004
1985- 2015	Perda de aproximadamente 26% da área de manguezais	Araújo <i>et al.</i> , 2017
1987-2013	Diminuição na riqueza e abundância de espécies de peixes.	Araújo <i>et al.</i> , 2016
1996	Descarga acidental de Cd e Zn na Baía	Ribeiro <i>et al.</i> , 2013
1998	Ampliação do Porto	Clarke <i>et al.</i> , 2004
1999	Contaminação por Cd e Zn	Gomes <i>et al.</i> , 2009
2009	Novo alargamento do canal de acesso ao porto	Gomes <i>et al.</i> , 2009
2010	Início das atividades da empresa siderúrgica TKCSA	Ribeiro <i>et al.</i> , 2013
2012	Reconstituição da orla da Praia de Sepetiba	INEA, 2012
2013	Construção de um terminal/estaleiro para submarinos	Araújo <i>et al.</i> 2016

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABLE KW. 2005. A re-examination of fish estuarine dependence: Evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64, 5–17. DOI: 10.1016/j.ecss.2005.02.002
- ARAÚJO DF, PERES LGM, YEPEZ S, MULHOLLAND DS, MACHADO W, TONHÁ M, GARNIER J. 2017. Assessing man-induced environmental changes in the Sepetiba Bay (Southeastern Brazil) with geochemical and satellite data, *Comptes Rendus Geoscience* 349, 290–298. DOI: 10.1016/j.crte.2017.09.007
- ARAUJO FG, AZEVEDO MCC, SILVA MA, PESSANHA ALM, GOMES ID, CRUZ-FILHO AG. 2002. Environmental influences on the demersal fish assemblages in the Sepetiba Bay, *Brazilian Estuaries* 25, 441–450. DOI: 10.1007/BF02695986
- ARAUJO FG, PINTO SM, NEVES LM, AZEVEDO MCC. 2016. Inter-annual changes in fish communities of a tropical bay in southeastern Brazil: What can be inferred from anthropogenic activities? *Marine Pollution Bulletin* 114, 102–113. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.08.063
- AZEVEDO MCC, GOMES-GONÇALVES RS, MATTOS TM, UEHARA W, GUEDES GHS, ARAÚJO FG. 2017. Taxonomic and functional distinctness of the fish assemblages in three coastal environments (bays, coastal lagoons and oceanic beaches) in Southeastern Brazil. *Marine Environmental Research* 129, 180–188. DOI: 10.1016/j.marenvres.2017.05.007
- BASELGA A. 2010. Partitioning the turnover de espécies and aninhamento components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19, 134–143. DOI: 10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x
- BRANDL SJ, EMSLIE JMJ, CECCARELLI DM, RICHARDS ZT. 2016. Habitat degradation increases functional originality in highly diverse coral reef fish assemblages. *Ecosphere* 7, e01557. DOI: 10.1002/ecs2.1557
- CLARKE C, HILLIARD R, DE JUNQUEIRA AOR, DE NETO ACL, POLGLAZE J, RAAJYMAKERS S. 2004. Ballast water risk assessment, Port of Sepetiba, Federal Republic of Brazil, final report. *GloBallast Monograph Series No. 14*. IMO, London
- CLOERN JE, JASSBY AD, SCHRAGA TS, NEJAD E, MARTIN C. 2017. Ecosystem variability along the estuarine salinity gradient: Examples from long-term study of San Francisco Bay. *Limnology and Oceanography* 62, 272–291. DOI: 10.1002/lno.10537
- COSTA LC, FERREIRA AP, NEVES EB. 2011. Aplicação do Sistema de Projeção de Poluição Industrial (Modelo IPPS) na bacia hidrográfica da Baía de Sepetiba (Rio de Janeiro, Brasil): estudo de caso. *Caderno Saúde Coletiva* 19(1), 66–73.
- COSTANZA R, GROOT R, SUTTON P, VAN DER PLOEG S, ANDERSON S, FARBER S, TURNER R. 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26, 152–158. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002

- DIAZ S, CABIDO M. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution* 16, 646–655. DOI: 10.1016/S0169-5347(01)02283-2
- ELLIOTT M, MCLUSKY DS. 2002. The need for definitions in understanding estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 55, 815–827. DOI: 10.1006/ecss.2002.1031
- ELLIOTT M, WHITFIELD AK, POTTER IC, BLABER SJM, CYRUS DP, NORDLIE FG, HARRISON TD. 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries* 8, 241–268. DOI: 10.1111/j.1467-2679.2007.00253.x
- FLYNN DFB, MIROTCHEV N, JAIN M, PALMER MI, NAEEM S. 2011. Functional and phylogenetic diversity as predictors of biodiversity- Ecosystem-function relationships. *Ecology* 92, 1573-81. DOI: 10.1890/10-1245.1
- FUNDAÇÃO RIO-ÁGUAS. 2020. Rios de Janeiro: Um manual dos rios, canais e corpos hídricos da cidade do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://www.rio.rj.gov.br/>
- GOMES FC, GODOY JM, GODOY MLDP, CARVALHO ZL, LOPES RT, SANCHEZ-CABEZAD JA, LACERDA LD, WASSERMAN JC. 2009. Metal concentrations, fluxes, inventories and chronologies in sediments from Sepetiba and Ribeira Bays: a comparative study. *Marine Pollution Bulletin* 59, 123–133. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2009.03.015
- GOMES-GONÇALVES RS, AGUIAR FS, AZEVEDO MCC, ARAÚJO FG. 2020. Functional stability despite anthropogenic influences on the ichthyofauna of a tropical bay. *Marine Environmental Research* 159, 1–10. DOI: 10.1016/j.marenvres.2020.105016
- HEINO J, MELO AS, BINI LM. 2015. Reconceptualising the beta diversity environmental heterogeneity relationship in running water systems. *Freshwater Biology* 60, 223–235. DOI: 10.1111/fwb.12502
- HUGHES T, BAIRD A, BELLWOOD D, CARD M, CONNOLLY S, FOLKE C, GROSBERG R, HOEGH-GULDBERG O, JACKSON J, KLEYPAS J, LOUGH J, MARSHALL P, NYSTRÖM M, PALUMBI S, PANDOLFI J, ROSEN B, ROUGHGARDEN J. 2003. Climate Change, Human Impacts, and the Resilience of Coral Reefs. *Science* 301, 929–933. DOI: 10.1126/science.1085046
- INEA. 2012. Reconstituição da orla resgata o lazer na praia de Sepetiba. Disponível em: http://www.inea.rj.gov.br/Portal/Noticias/OBRA_ESGOTAMENTOSANITMAROMBA. Acesso em 27/03/2020
- ISLAM S, HIBINO M, TANAKA M. 2006. Distribution and diets of larval and juvenile fishes: Influence of salinity gradient and turbidity maximum in a temperate estuary in upper Ariake Bay, Japan. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 68, 62–74. DOI: 10.1016/j.ecss.2006.01.010
- JANKOWSKI JE, CIECKA AL, MEYER NY, RABENOLD KN. 2009. Beta diversity along environmental gradients: Implications of habitat specialization in tropical montane landscapes. *Journal of Animal Ecology* 78, 315–327. DOI: 10.1111/j.1365-2656.2008.01487.x

- LAURINO IRA, SERAFINI TZ, COSTA TM, CHRISTOFOLETTI R A. 2021. The role of estuarine macrofaunal patterns for the management of marine protected areas in a changing world. *Journal for Nature Conservation* 63, 126042. DOI: 10.1016/j.jnc.2021.126042
- LEAL NETO AC, LEGEY LFL, GONZÁLEZ-ARAYA MC, JABLONSKI S. 2006. A system dynamics model for the environmental management of the Sepetiba Bay watershed, Brazil. *Environmental Management* 38, 879–888. DOI: 10.1007/s00267-005-0211-5
- LEGENDRE P. 2014. Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 23, 1324–1334. DOI: 10.1111/geb.12207
- LEGENDRE P, DE CÁCERES M. 2013. Beta diversity as the variance of community data: Dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters*, 16, 951–963. DOI: 10.1111/ele.12141
- LOTZE HK, LENIHAN HS, BOURQUE BJ, BRADBURY RH, COOKE RG, KAY MC, JACKSON JB. 2006. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science* 312, 1806–1809. DOI: 10.1126/science.1128035
- MACÁRIO BS, OLÍMPIO MS, SALES NS, PESSANHA ALM. 2021. The effect of habitat structure and the interactions between four juvenile fishes and zooplankton-prey in a tropical estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 261, 107528. DOI: 10.1016/j.ecss.2021.107528
- MARTINO E, ABLE KW. 2003. Fish assemblages across the marine to low salinity transition zone of a temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56, 969–987. DOI: 10.1016/S0272-7714(02)00305-0
- MCKINLEY AC, DAFFORN KA, TAYLOR MD, JOHNSTON EL. 2011. High Levels of Sediment Contamination Have Little Influence on Estuarine Beach Fish Communities. *PLoS One*. 6, e26353. DOI: 10.1371/journal.pone.0026353
- MOUILLOT D, DUMAY O, TOMASINI JA. 2007. Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 71, 443–456. DOI: 10.1016/j.ecss.2006.08.022
- MOUILLOT D, VILLÉGER S, SCHERER-LORENZEN M, MASON NW. 2011. Functional structure of biological communities predicts ecosystem multifunctionality. *PloS One* 6, e17476. DOI: 10.1371/journal.pone.0017476
- ONABULE OA, MITCHELL SB, COUCEIRO F. 2020. The effects of freshwater flow and salinity on turbidity and dissolved oxygen in a shallow Macrotidal estuary: A case study of Portsmouth Harbour. *Ocean & Coastal Management* 191, 105179. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2020.105179
- POTTER IC, TWEEDLEY JR, ELLIOTT M, WHITFIELD AK. 2015. The ways in which fish use estuaries: a refinement and expansion of the guild approach. *Fish and Fisheries* 16, 230–239. DOI: 10.1111/faf.12050
- RIBEIRO AP, FIGUEIREDO AMG, SANTOS JO, DANTAS E, COTRIM MEB, FIGUEIRA RCL, SILVA FILHO EV, WASSERMAN JC. 2013. Combined SEM/AVS and attenuation of concentration models for the assessment of bioavailability and mobility of metals in sediments

of Sepetiba Bay (SE Brazil). *Marine Pollution Bulletin* 68, 55–63. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2012.12.023

ROOT R. 1967. The Niche Exploitation Pattern of the Blue-Gray Gnat Catcher. *Ecological Monographs* 37, 317–350.

SEIFERLING I, PROULX R, WIRTH C. 2014. Disentangling the environmental-heterogeneity–species-diversity relationship along a gradient of human footprint. *Ecology* 95, 2084–2095. DOI: 10.1890/13-1344.1

SOCOLAR J, GILROY J, KUNIN W, EDWARDS D. 2016. How Should Beta-Diversity Inform Biodiversity Conservation? *Trends in Ecology & Evolution* 31, 67–80. DOI: 10.1016/j.tree.2015.11.005

TEICHERT N, LEPAGE M, CHEVILLOT X, LOBRY J. 2017. Environmental drivers of taxonomic, functional and phylogenetic diversity (alpha, beta and gamma components) in estuarine fish communities. *Journal of Biogeography*. DOI: 45.10.1111/jbi.13133

VANALDERWEIRELD L, WINKLER G, FORGET-LACOURSIÈRE EL, MINGELBIER M, SIROIS P. 2020. Habitat use by early life stages of the re-established striped bass and conspecific fish species along the St. Lawrence estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 237, 31. DOI: 10.1016/j.ecss.2020.106696

VILLÉGER S, MIRANDA J, FLORES-HERNANDEZ D, MOUILLOT D. 2010. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Application* 20(6), 1512–1522. DOI: 10.1890/09-1310.1

WHITFIELD A. 1999. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: A South African case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 9, 151–186. DOI:10.1023/A:1008994405375

WHITTAKER RH. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21, 213–251. DOI: 10.2307/1218190

WOLANSKI E, BOORMAN LA, CHICHARO L, LANGLOIS-SAL E, LARA R, PLATER AJ, UNCLES RJ, ZALEWSKI M. 2004. Ecohydrology as a new tool for sustainable management of estuaries and coastal waters. *Wetlands Ecology and Management* 12, 235–276. DOI:10.1007/s11273-005-4752-4

CAPÍTULO I

Relações entre a heterogeneidade ambiental e a biodiversidade: o caso da ictiofauna de uma baía tropical com elevada influência antrópica

RESUMO

Águas rasas em ambientes estuarinos apresentam muitos habitats que favorecem a colonização e o estabelecimento de diferentes espécies de peixes. Avaliamos o relacionamento entre a diversidade beta da ictiofauna, que está associada com a variabilidade na composição de espécies, e a heterogeneidade ambiental, a fim de fornecer informações não só sobre a biodiversidade, mas também auxiliar no desenvolvimento de medidas de conservação destes recursos. Testamos a hipótese de que em ambientes em elevado grau de alteração, existe uma relação positiva entre a heterogeneidade ambiental e a betadiversidade. A amostragem da ictiofauna e tomada das variáveis ambientais (variáveis físico-químicas da água, e nutrientes e granulometria do sedimento) foram realizadas em três zonas (interna, média e externa) da Baía de Sepetiba, no Sudeste do Brasil. As condições de habitat variaram consideravelmente entre as zonas e os maiores valores de heterogeneidade ambiental foram observados na zona interna da Baía, que também apresentou a maior diversidade beta de peixes. A fraca relação positiva entre a diversidade beta e a heterogeneidade ambiental foi observada no presente estudo, sugerindo que estratégias de conservação da biodiversidade devem concentrar-se na proteção de zonas que englobem habitats heterogêneos, que são áreas mais propensas a ter uma maior riqueza de espécies, portanto, possuindo maior interesse para a conservação.

Palavras-chave: diversidade beta, condições do habitat, peixes costeiros, áreas estuarinas.

ABSTRACT

Shallow waters in estuarine environments have many habitats favoring the colonization and settlement of different fish species. We assessed the relationship between fish beta diversity, which is associated with the variability in species composition, and environmental heterogeneity, to provide insights not only on the biodiversity, but also to help develop effective conservation measures. We tested the hypothesis that in environments heavily altered, there is a positive relationship between environmental heterogeneity and beta-diversity. We sampled fish and measure environmental variables (physicochemical water variables, and sediment nutrients and granulometry) in three zones (inner, middle and outer) of the Sepetiba Bay, in Southeastern Brazil. Habitat conditions varied considerably among the zones and the highest values of environmental heterogeneity were observed in the inner bay zone that also presented the highest fish beta diversity. A weak positive relationship between beta diversity and environmental heterogeneity was observed in this study, suggesting that biodiversity conservation strategies should focus on protecting areas that encompass heterogeneous habitats, which are areas more likely to have a greater species richness, therefore, having greater interest for conservation.

Keywords: beta diversity, habitat conditions, coastal fish, estuarine areas.

1. INTRODUÇÃO

O conhecimento sobre a distribuição de espécies e suas relações com variáveis ambientais é essencial para compreender os fatores que modulam a organização de comunidades. Nas últimas décadas, houve um grande desenvolvimento de análises da organização das comunidades baseados na variação da composição entre localidades ou períodos de tempo, utilizando, para isto, a diversidade beta (Baselga, 2010; Socolar *et al.*, 2016; Díaz *et al.*, 2021), que fornece importantes informações sobre a variabilidade de como as comunidades estão organizadas no espaço e no tempo. A diversidade beta tem sido cada vez mais utilizada, principalmente devido à necessidade emergente de entender a dinâmica da composição dos peixes e de estabelecer medidas de conservação cada vez mais eficazes (Whittaker, 1972; Olden & Rooney, 2006; Gutiérrez-Cortés, *et al.* 2018), sendo uma ferramenta importante na seleção de regiões de maior interesse para a conservação (Wiersma & Urban, 2005).

A relação entre a biodiversidade e a heterogeneidade ambiental tem sido abordada em diferentes estudos (Heino *et al.*, 2013; Seiferling *et al.*, 2014; López-Delgado *et al.*, 2019). Seiferling *et al.* (2014) avaliaram uma extensa literatura que relacionava heterogeneidade ambiental e biodiversidade, concluindo que ecossistemas altamente modificados e seminaturais são caracterizados pela predominância de correlações positivas (ou seja, quanto maior a heterogeneidade ambiental, maior a diversidade) e negativas, respectivamente, enquanto os ecossistemas naturais mostraram respostas mistas. Segundo estes autores, ecossistemas naturais possuem níveis intermediários de heterogeneidade ambiental e, partindo desse ambiente, se a quantidade de modificações for aumentada (passando a ser um ambiente seminatural), inicialmente, novas condições ambientais seriam criadas a partir de condições pré-existentes, resultando num aumento da heterogeneidade ambiental. Nessa fase, é esperado que ocorra uma queda na biodiversidade, já que muitas espécies residentes ou especializadas podem ser eliminadas devido às novas condições. Neste ponto, é esperado encontrar relações negativas entre heterogeneidade ambiental e biodiversidade. Em ambientes altamente modificados, as relações entre a heterogeneidade e a biodiversidade tendem a ser positivas, já que, nestes sistemas, áreas heterogêneas aumentam as oportunidades de nicho, possibilitando a coexistência de espécies (Seiferling *et al.*, 2014). De forma semelhante, em relação à diversidade beta, os impactos antropogênicos podem causar o aumento, a diminuição ou a manutenção da semelhança entre comunidades locais, o que vai depender também dos processos que provocam as modificações na composição das espécies (Socolar *et al.*, 2016).

Os ambientes estuarinos de águas rasas apresentam muitos habitats, proporcionando assim elevada heterogeneidade ambiental que favorece o estabelecimento de muitas espécies de peixes durante diferentes fases do ciclo de vida (Whitfield & Patrick, 2015). Apesar da grande importância, estes sistemas marinhos costeiros vêm sofrendo uma degradação ambiental considerável causada principalmente por atividades antrópicas, como a ocupação desordenada das áreas litorâneas (Azevedo *et al.*, 2007; Teichert *et al.*, 2017). Além da destruição física de habitats pela ocupação humana, estes sistemas recebem muitos poluentes de origem doméstica e industrial, introduzidos no ambiente costeiro através das descargas de rios e canais de drenagem (Wolanski *et al.*, 2004), ameaçando os ecossistemas de várias formas e alterando a heterogeneidade espacial (Chi *et al.*, 2018). Vários estudos foram realizados para identificar quais são os impactos resultantes e estabelecer ferramentas para mitigá-los (Whitfield & Patrick, 2015; Teichert *et al.*, 2017; Chi *et al.*, 2018). Neste sentido, a diversidade beta que tem sido amplamente sugerida como parâmetro para a tomada de decisões na conservação ambiental (Wiersma & Urban, 2005; Socolar *et al.*, 2016; López-Delgado *et al.*, 2019).

As variações espaciais nos habitats e nas condições ambientais são de grande importância para a biodiversidade, já que habitats estruturalmente complexos podem proporcionar mais oportunidades de nichos e apresentar maior diversidade de espécies (Tews *et al.*, 2004; Anderson *et al.*, 2006; Seiferling *et al.*, 2014). De acordo com Legendre (2014), a avaliação da diversidade beta pode ajudar a compreender diferentes aspectos do funcionamento ecológico sob diferentes condições, sejam elas naturais ou alteradas por atividades antrópicas. Partimos da premissa de que a relação entre a heterogeneidade ambiental e a biodiversidade depende do estado de alteração do ambiente, com ambientes altamente impactados tendendo a possuir uma relação positiva, enquanto que ambientes pouco impactados tendem a ter uma relação negativa (Seiferling *et al.*, 2014). Considerando os elevados impactos antrópicos sofridos pela Baía de Sepetiba nas últimas décadas, testamos a hipótese de que há uma relação positiva entre a heterogeneidade ambiental e a diversidade beta. Adicionalmente, buscamos identificar as relações entre as espécies de peixes e as variáveis ambientais, visando clarificar a complexa relação espécie-ambiente. Esperamos que a investigação das relações entre a diversidade beta e a heterogeneidade ambiental, possa apontar e identificar áreas prioritárias para conservação. Isto poderá contribuir para a melhor compreensão do funcionamento do ecossistema, fornecendo embasamento para tomada de decisões pelos gestores ambientais.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. AREA DE ESTUDO

A Baía de Sepetiba (22°54'-23°40'S; 43°34'-44°10'W) é um sistema marinho costeiro semi-aberto de 450 km² localizado no sul do Estado do Rio de Janeiro. Apresenta uma estreita conexão com o mar na parte leste, e uma ampla conexão na parte oeste. Vários pequenos rios fluem para a Baía, diluindo águas e trazendo efluentes oriundos de áreas domésticas e industriais do continente. A bacia hidrográfica de Sepetiba é contribuinte à Baía de Sepetiba e possui uma superfície de 2.654 km², sendo o Rio Guandu, o curso d'água principal da Bacia, que tem uma descarga média de 190 m³ × seg⁻¹ (Leal-Neto *et al.* 2006).

Este sistema transicional pode ser dividido em três zonas (interna, média e externa), de acordo com as condições ambientais e influências humanas. A zona interna (IZ) está localizada na parte mais interna da Baía, nas proximidades de formações de manguezais, sendo influenciada por efluentes industriais e urbanos introduzidos na Baía por rios, córregos e canais de drenagem. Devido a estas contribuições, é provável que esta zona tenha a maior alteração ambiental e também maior produtividade devido as cargas orgânicas nela depositadas. A zona média (ZM) é protegida por ilhas próximas às praias e está localizada nas proximidades do parque industrial e do Porto de Sepetiba, e apresenta condições ambientais intermediárias entre a zona interna e externa. A zona externa (ZE), localizada próxima à ampla conexão com o oceano, tem uma influência comparativamente menor das atividades antrópicas e condições ambientais mais estáveis (Araújo *et al.* 2016).

2.2. AMOSTRAGEM E ANÁLISES LABORATORIAIS

Foram realizadas amostragens bimestrais, de setembro de 2017 a julho de 2018, nas três zonas da Baía de Sepetiba. Em cada ocasião, três localidades foram amostradas com três réplicas em cada zona, para coleta de peixes, registro de variáveis físico-químicas da água e coleta do sedimento, totalizando 162 amostras (6 períodos × 3 zonas × 3 locais × 3 réplicas).

Os peixes foram coletados com uma rede de arrasto de praia (12 × 2,5 m; 5 mm de malha), providas com cordas de 30 m para facilitar os arrastos, que foram realizados perpendicularmente à linha de costa a partir de uma profundidade de aproximadamente 1,5 m, cobrindo uma área de aproximadamente 300 m². Os peixes coletados foram fixados em formalina a 10%, e após 48h, conservados em etanol a 70%. Os peixes foram identificados ao menor nível taxonômico possível, e parte do material foi depositado na Coleção Ictiológica do Laboratório de Ecologia de Peixes da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

As variáveis ambientais, temperatura (°C) e salinidade da água foram medidas em cada ocasião de amostragem de peixes, com auxílio da sonda multiparâmetros HANNA HI9829, enquanto a transparência (cm) foi medida usando um disco Secchi. Para as análises granulométricas e de nutrientes, foram coletadas amostras de sedimentos com ajuda de um *corer* de PVC (10 cm de diâmetro e 50 cm de comprimento). No laboratório, as amostras foram secadas e pesadas numa balança de precisão (0,01g), onde 150 g foram retiradas para análise de nutrientes e 300 g para análise granulométrica. A determinação das frações granulométricas do sedimento foi realizada pelo método de peneiramento a seco proposto por Suguio (1973) e o tamanho médio foi determinado a partir do peso de cada fração retida em cada peneira, através de análises realizadas com o software SysGran 3.0 (Camargo 2006). Os parâmetros granulométricos foram calculados de acordo com Folk & Ward (1957) e classificados de acordo com Shepard (1954). Consideramos como substrato grosso (%), a soma de grânulos, areia muito grossa e areia grossa; e como substrato fino (%), a soma de areia média, areia fina, areia muito fina e silte + argila.

Foram analisadas as concentrações de carbono orgânico (g. kg⁻¹), nitrogênio total (%) e fósforo total (mg.dm⁻³) no sedimento. O carbono orgânico foi medido pela oxidação da matéria orgânica úmida com dicromato de potássio em meio de ácido sulfúrico, empregando o calor emitido pelo ácido sulfúrico e/ou calor aplicado como fonte de energia (Walkley & Black 1934). A proporção de nitrogênio total (%) a partir da matéria orgânica, foi determinada usando o método de nitrogênio Kjeldahl com uma câmara de difusão. A concentração de fósforo total (mg.dm⁻³) foi determinada usando um espectrofotômetro após a digestão com HNO₃-HCl, a 200°C. A solubilização das formas de fosfato mineral e orgânico foi realizada utilizando H₂SO₄ (Bowman 1988). As análises da química dos sedimentos para investigação do teor de carbono (g.kg⁻¹), nitrogênio total (%) e fósforo (mg.dm⁻³) foram realizadas no Centro de Análises Químicas na UFRRJ (Campus Campos dos Goytacazes).

2.3. ANÁLISE DE DADOS

Antes das análises multivariadas, os dados ambientais foram normalizados (centrados pela média e reduzidos à unidade do desvio padrão) para eliminar os efeitos das diferentes

escalas de medição, tornando-os assim, adimensionais. A heterogeneidade ambiental foi definida como a variação das condições abióticas entre o mesmo conjunto de amostras em que a diversidade beta dos peixes foi estimada. O teste de Homogeneidade de Dispersões Multivariadas (PERMDISP, Anderson *et al.* 2006) fornece a distância média ao centróide dos dados ambientais (heterogeneidade ambiental) com base na matriz de distância euclidiana, sendo utilizado para testar se as dispersões multivariadas diferem entre as zonas. As variáveis ambientais foram comparadas entre as zonas, utilizando uma Análise Permutacional de Variância (PERMANOVA) na matriz de distância euclidiana (Anderson *et al.*, 2006; Anderson, 2011).

A diversidade beta e a variação da estrutura das comunidades foram estimadas através da Análise Permutacional das Dispersões Multivariadas (PERMDISP). De acordo com Anderson *et al.* (2006), a variação na composição das espécies para um grupo de unidades amostrais de uma determinada área pode ser medida como a distância média entre unidades amostrais e o centroide do grupo num espaço multivariado. Assim, os resultados da PERMDISP podem ser interpretados como uma medida da diversidade beta, informando a variabilidade na composição das espécies numa dada escala espacial (Anderson *et al.*, 2006). A análise PERMDISP produziu a média da diversidade beta (dados de presença e ausência) e da variação na estrutura da comunidade (dados de abundância) entre locais dentro de cada zona. Estas avaliações foram feitas a partir de matrizes de similaridade com os coeficientes Sørensen (qualitativos, presença/ausência) e distância Bray-Curtis (dados quantitativos de abundância). Os peixes foram também comparados entre as zonas com uma Análise Permutacional da Variância (PERMANOVA) sobre a matriz de semelhança de Bray Curtis e a matriz de coeficientes de Sørensen. PERMANOVA tipo I (sequencial) foi utilizada usando 999 permutações para calcular os valores p , onde abundância biológica era a variável resposta e as zonas eram os fatores fixos.

Para detectar relações entre as variáveis ambientais e as espécies de peixe, foi previamente realizada uma Análise de Correspondência Destendenciada (DCA) para determinar o comprimento do gradiente do primeiro eixo de ordenação de dados biológicos, para seleccionar o método de ordenação adequado (Análises de Redundância ou Correspondência Canônica). Se o comprimento do gradiente do primeiro eixo for superior a 4, a Análise de Correspondência Canônica (ACC) deve ser executada, enquanto que, se o comprimento do gradiente for inferior a 3, a Análise de Redundância (RDA) deve ser executada. Se o comprimento apresentar valores intermediários entre 3 e 4, quaisquer das análises podem ser utilizadas (Leps & Smilauer, 2003). Neste estudo, a Análise de Correspondência Canônica foi utilizada após verificar que o comprimento do gradiente do primeiro eixo gerado pela análise DCA foi superior a 4. Previamente à análise, o fator de inflação da variância (VIF), foi calculado para as variáveis ambientais visando medir a colinearidade entre as variáveis preditoras (Zuur *et al.*, 2010) no qual apenas as variáveis que apresentaram $VIF < 4$, foram consideradas. Aplicamos também o teste de permutação de Monte Carlo para determinar as variáveis ambientais significativas. Além disso, atribuímos peso menor para espécies raras, visando evitar o excesso de influência nos resultados de ordenação, já que espécies raras podem diminuir a resposta das espécies mais abundantes aos gradientes ambientais (Ter Braak, 1986; Leps & Smilauer 2003). Análises de regressão linear foram realizadas a fim de testar a hipótese de que a diversidade beta e/ou a variação da estrutura da comunidade e a heterogeneidade ambiental, são relacionadas. Adicionalmente, investigamos a possível relação da diversidade beta com a concentração de nutrientes nos sedimentos. Foi usado o teste de Levene para avaliar a homoscedasticidade, e o de Shapiro-Wilk para a normalidade. Os dados usados nas análises

de regressão foram transformados em $\log(x+1)$ para diminuir a heterocedasticidade e aproximar da distribuição normal de resíduos.

PERMDISP foi realizado usando o pacote estatístico PRIMER + PERMANOVA, versão 6 (Clarke & Gorley, 2006; Anderson *et al.*, 2008), enquanto que a Análise de Correspondência Canônica foi realizada com o programa estatístico CANOCO FOR WINDOWS 4.5. As análises de regressão linear foram efetuadas com auxílio do programa Statistica versão 10 (StatSoft, 2011).

3. RESULTADOS

3.1. CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL

As condições ambientais do habitat variaram consideravelmente entre as zonas (Tabela 1). A caracterização granulométrica e os nutrientes foram significativamente diferentes, com a zona interna apresentando maiores concentrações de carbono e nitrogênio no sedimento (Tabela 1), enquanto que a zona média apresentou maior concentração de fósforo, com frações de sedimentos grosseiros comparativamente mais elevadas (Tabela 1). A temperatura e salinidade da água não mostraram diferenças significativas entre as zonas, enquanto que a transparência da água foi menor na zona interna em comparação com as zonas média e externa (Tabela 1).

As análises PERMANOVA sobre dados ambientais mostraram diferenças significativas entre as zonas (Pseudo- $F_{(2; 159)} = 12,8$; $P = 0,001$). De forma semelhante, os resultados do teste de Homogeneidade de Dispersão Multivariada (PERMDISP), mostrou também diferenças entre as zonas ($F_{(2; 159)} = 6,75$, $p < 0,003$). A zona interna apresentou maior heterogeneidade ambiental ($2,80 \pm 0,10$), enquanto que a zona média apresentou o menor valor ($2,26 \pm 0,09$). As comparações em pares indicaram que as zonas externa e média não diferiam uma da outra ($P > 0,05$). A zona externa apresentou a média de $2,40 (\pm 0,08)$.

Tabela 1. Média e desvio padrão das variáveis ambientais nas três zonas da Baía de Sepetiba, Brasil e resultados da PERMANOVA (Pseudo-F) e comparações entre as zonas em relação a cada variável. Códigos: ns, não significativos; * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$.

	Zona Interna (ZI)	Zona Média (ZM)	Zona Externa (ZE)	Pseudo-F	Comparações
Caracterização granulométrica					
Sedimento grosso (%)	57,6; 28,6	68,2; 14,8	35,7; 38,9	17,4***	ZM > ZI > ZE
Sedimento fino (%)	42,4; 28,6	31,8; 14,8	64,3; 38,9	17,4***	ZE > ZI > ZM
Nutrientes					
P (mg.dm ⁻³)	27,3; 15,6	44,4; 22,2	25,1; 18,5	16,6 ***	ZM > ZI; ZE
C (g. kg ⁻¹)	0,63; 0,53	0,27; 0,24	0,16; 0,12	28,4***	ZI > ZM > ZE
N (%)	0,14; 0,07	0,11; 0,04	0,10; 0,02	11,3***	ZI > ZM; ZE
Variáveis físico-químicas da água					
Temperatura (°C)	25,2; 3,33	24,9; 3,57	25,3; 2,76	0,16 ns	-
Salinidade	31,1; 4,72	31,3; 3,54	32,6; 3,05	2,25 ns	-
Transparência (cm)	39,3; 20,93	62,2; 29,2	63,6; 25,1	15,2***	ZI < ZM, ZE

3.3. ICTIOFAUNA

Foram capturados um total de 38.073 indivíduos, distribuídos em 71 espécies (Anexo 1). A zona média apresentou a maior abundância de peixes, com 23.130 indivíduos distribuídos entre 35 espécies. Destes, 52% foram larvas de *Anchoa*. A zona interna apresentou 8.102 indivíduos, distribuídos entre 49 espécies, enquanto que a zona externa apresentou 6.841 indivíduos, distribuídos entre 44 espécies. A análise PERMANOVA mostrou diferenças significativas entre as zonas, tanto para os dados de abundância (Pseudo-F_(2; 159) = 9,2; P = 0,01), como para os dados de presença/ausência (Pseudo-F_(2; 159) = 10,6; P = 0,001).

A heterogeneidade biológica diferiu entre as zonas, com a estrutura da comunidade de peixes variando de 48,7 (zona média) a 59,5 (zona interna) (F_(2; 159) = 18,5; P = 0,001) (dados de abundância, média Bray-Curtis da distância ao centróide do grupo), enquanto a diversidade beta variou de 46,8 (zona média) a 57,6 (zona interna) (F_(2; 159) = 15,5, P = 0,001) (dados de presença / ausência, média do índice de Sørensen da distância ao centróide do grupo).

3.4. INFLUÊNCIA DOS FATORES AMBIENTAIS NOS DESCRITORES BIOLÓGICOS

Os dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Canônica explicaram 59,2% da relação espécie-ambiente. Deste, o eixo 1 explicou 34,9% (Tabela 2), sendo positivamente relacionado com carbono orgânico e frações de sedimentos mais grosseiros (Figura 1). O eixo 2 explicou 24,3% da relação espécie-ambiente (Tabela 2), sendo inversamente relacionado com a temperatura e positivamente com fósforo (Figura 1). A distribuição de várias espécies características da zona interna, como *Haregula clupeola* (Cuvier, 1829), *Achirus lineatus* (Linnaeus, 1758) e *Genidens genidens* (Cuvier, 1829) mostraram correlação positiva com o Carbono orgânico (Figura 2), enquanto que a distribuição de várias espécies que foram comuns na zona externa, tais como *Trachinotus carolinus* (Linnaeus, 1766), *T. falcatus* (Linnaeus, 1758), e *Caranx latus* Agassiz 1831, mostraram uma correlação positiva com transparência, sendo também observada uma correlação inversa/negativa com o Carbono orgânico (Figura 1).

Foi observada uma relação positiva fraca entre a estrutura biológica (coeficiente Bray-Curtis) e a média das distâncias ao centróide do grupo de dados do habitat (heterogeneidade ambiental) (R² = 0,06; p = 0,001; Figura 2A), de acordo com a análise de regressão linear. Um padrão semelhante foi observado na comparação da heterogeneidade ambiental e da média das distâncias ao centróide do grupo de dados da diversidade beta (coeficientes Sørensen) (R² = 0,05; p = 0,005; Figura 2B). Além disso, foi também encontrada uma fraca relação positiva da diversidade beta com o carbono orgânico (R² = 0,09; p = 0,001; Figura 2C) e com o nitrogênio (R² = 0,033; p = 0,02; Figura 2D).

Tabela 2. Resultados das análises de correspondência canônica da abundância da ictiofauna e variáveis ambientais na Baía de Sepetiba, RJ.

Eixos	1	2	3	4	Total
Autovalores					7,638
Correlação espécie-ambiente	0,173	0,120	0,095	0,062	
Variância percentual cumulativa					
De espécies	2,3	3,8	5,1	5,9	
Da relação espécie-ambiente	34,9	59,2	78,3	90,9	
Soma de todos os autovalores					7,638
Soma de todos os autovalores canônicos					0,496

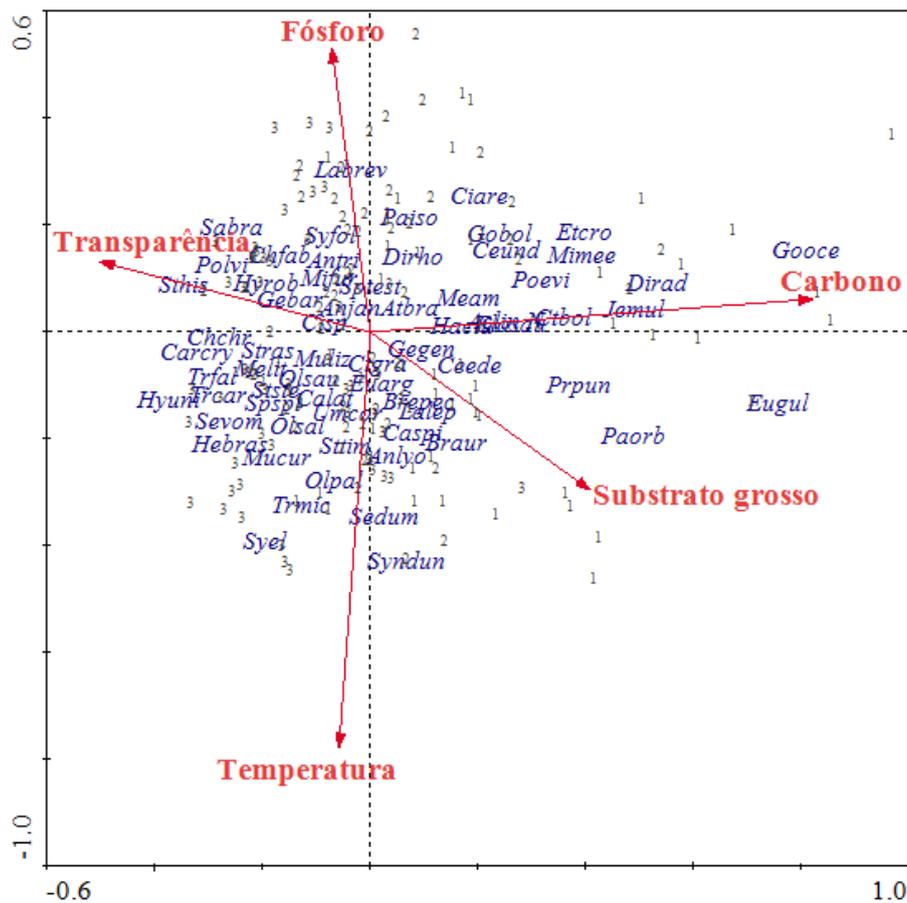


Figura 1. Diagrama de ordenação dos dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Canônica sobre os peixes e as variáveis ambientais na Baía de Sepetiba, Brasil. Códigos: 1, zona interna; 2, zona média; 3, zona externa. Código das espécies: Anexo 1.

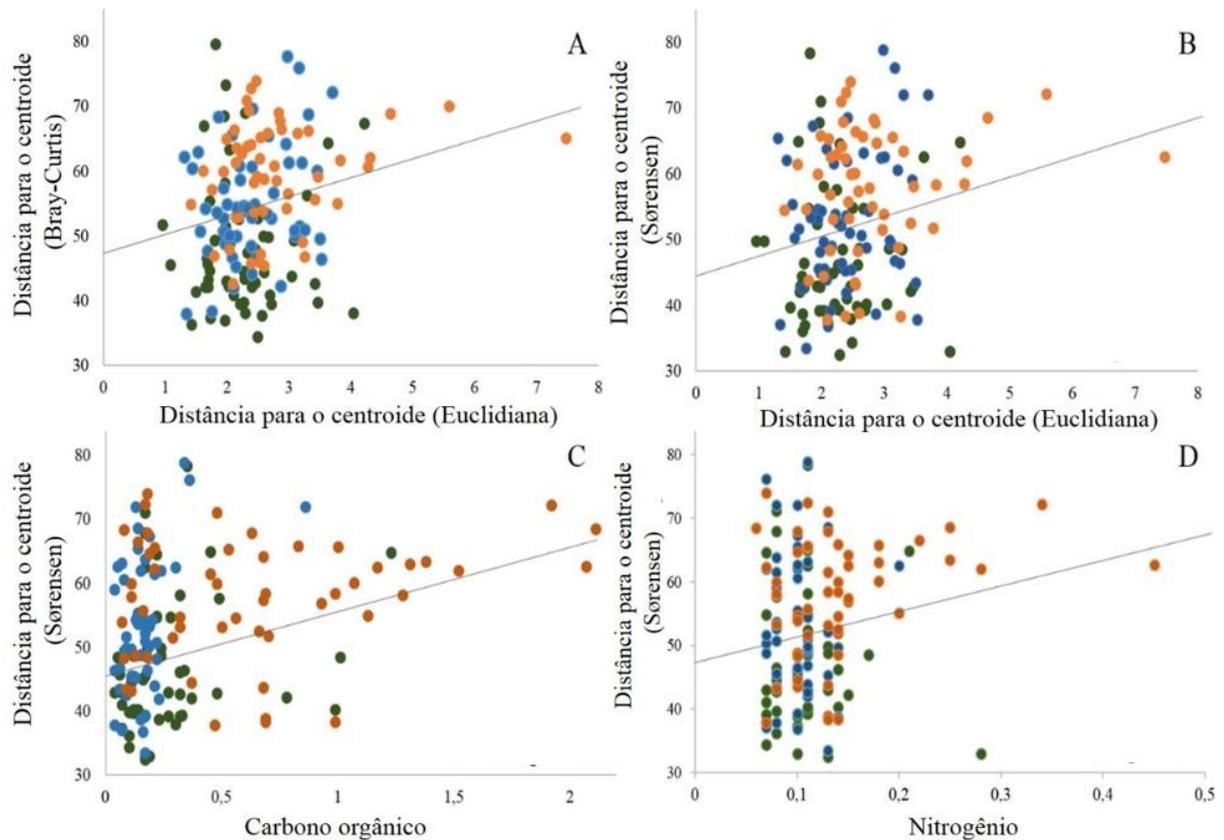


Figura 2. Relação entre heterogeneidade ambiental (distância Euclidiana) e variação na estrutura do conjunto de peixes na Baía de Sepetiba, Brasil, com base na dissimilaridade de Bray-Curtis (abundância) (A) e diversidade beta baseada na dissimilaridade de Sørensen (presença / ausência) (B); relação entre a diversidade beta baseada na dissimilaridade de Sørensen (presença / ausência) e a concentração de carbono orgânico (C) e nitrogênio (D). Amostras codificadas por zonas: Interna, laranja; Média, verde; Externa, azul.

4. DISCUSSÃO

Os nossos resultados sugerem que ambientes mais heterogêneos possuem uma ictiofauna com maior diversidade beta. A zona interna da Baía de Sepetiba apresentou uma maior heterogeneidade nas variáveis ambientais do que as outras duas zonas, e o mesmo padrão também foi observado para a diversidade beta. Esses resultados corroboram com a hipótese de que existe uma relação direta, embora fraca, entre a heterogeneidade ambiental e a diversidade beta. Variações na composição das espécies parecem ser diretamente relacionadas com a heterogeneidade ambiental, o que proporciona um aumento nas oportunidades de nicho e favorece variações na composição das espécies entre locais (Veech & Crist, 2007; Soares *et al.*, 2015). Em ambientes alterados, condições mais heterogêneas favorecem a ocorrência de um maior número de espécies em comparação com ambientes mais homogêneos (Bini *et al.*, 2014), sendo um fator determinante na estrutura da ictiofauna a nível local e regional (Camara *et al.*, 2020).

Semelhante ao que foi observado em relação à heterogeneidade ambiental, as concentrações de carbono orgânico e nitrogênio mostraram uma fraca, mas significativa, relação direta com a diversidade beta. As concentrações mais elevadas de C e N na zona interna podem ser resultantes da maior influência de descargas fluviais nesta zona, contribuindo provavelmente para uma maior produtividade primária e uma maior diversidade beta nesta área da baía. De forma geral, a produtividade dos ecossistemas está relacionada à disponibilidade de fósforo e nitrogênio, os quais estão estocados principalmente nos sedimentos (Hopkinson, 1987; Human *et al.*, 2015) e são disponibilizados para a coluna de água na interface água-sedimento, principalmente através da bioturbação por invertebrados bentônicos (Sundby, *et al.* 1992; Josefson & Rasmussen, 2000; Koch & Wolff, 2002). Chase (2010) observou que as regiões com maior produtividade geralmente possuem maior riqueza e diversidade beta, uma vez que espécies ocorrentes em locais menos produtivos também podem habitar os locais com maior produtividade. Ou seja, espécies tolerantes às condições adversas, como baixa produtividade, podem também ser encontradas em ambientes com elevada produtividade, aumentando a diversidade beta. De forma semelhante, Barcellini *et al.* (2021) encontraram uma relação positiva entre a concentração de fósforo total e a ictiofauna, mas sugeriram a necessidade de mais estudos, de modo a avaliar o limiar entre efeitos positivos e negativos, já que elevadas concentrações de fósforo podem ocasionar eutrofização das águas. Sobre isso, Cook *et al.* (2018) avaliaram a diversidade beta temporal de macroinvertebrados em ambientes aquáticos e observaram um declínio neste descritor conforme o enriquecimento de nutrientes, concluindo que a eutrofização resultante de entradas de nutrientes conduz a comunidades temporalmente mais homogêneas. Assim, fica evidente que, apesar da aparente relação favorável, concentrações elevadas de nutrientes podem ser prejudiciais para o ambiente, limitando a ocorrência de espécies sensíveis (Bini *et al.*, 2014). Apesar dos impactos antropogênicos sofridos nos últimos anos, a relação positiva entre a diversidade beta e a concentração de nutrientes no sedimento, mesmo em zonas mais próximas a fontes de poluição, sugere que os níveis de nutrientes não parecem estar sendo refletidos neste descritor da diversidade de peixes em zonas rasas da Baía de Sepetiba.

Observamos uma correspondência entre as variáveis ambientais e as espécies mais representativas na área de estudo, evidenciando que as condições ambientais influenciam, pelo menos em parte, a distribuição da ictiofauna local. Araújo *et al.* (2016) avaliaram a composição da ictiofauna da Baía de Sepetiba durante três décadas, observando diferenças significativas da ictiofauna entre as zonas, atribuindo, em parte, às diferenças nas condições ambientais, que parecem ser um elemento chave para a manutenção da biodiversidade, tal como sugerido no presente estudo. De fato, correlações significativas entre algumas espécies de peixes com variáveis ambientais sugerem um certo grau de preferência destes por determinadas condições ambientais. Por exemplo, várias espécies mostraram uma relação direta com a concentração de nutrientes no sedimento, como o bagre *Genidens genidens*, que são representativos da zona interna. A elevada ocorrência de *G. genidens*, principalmente no interior da Baía, parece estar relacionada com uma série de fatores associados à sua biologia, como o seu hábito alimentar generalista, ao qual foram observadas grandes quantidades de matéria orgânica particulada na dieta, entre outros itens (Denadai *et al.*, 2012). Além disso, os bagres marinhos da família Ariidae tendem a ser um dos grupos de peixes mais abundantes na zona interna das baías tropicais, caracterizado por menores valores de transparência e salinidade (Azevedo *et al.*, 1999). Este padrão também pode ser relacionado com a estratégia reprodutiva destas espécies que desovam em águas de baixa salinidade, tais como os cursos inferiores dos rios e lagoas costeiras (Reis, 1982; Gomes *et al.*, 1999; Condini *et al.*, 2019).

Anchoa januaria e *Atherinella brasiliensis* foram encontrados em grande abundância, tanto nas suas fases de larva e juvenil, indicando que a Baía de Sepetiba parece apresentar condições adequadas para fases iniciais de vida destas espécies, principalmente na zona média da Baía que, apesar da menor heterogeneidade ambiental, apresenta certas especificidades que garantem áreas de berçário de alta qualidade, tais como por ser uma área mais protegida pelas ilhas, e possuir uma maior concentração de fósforo, que é de grande importância para a produtividade primária (Nakashima *et al.*, 2011). A ocorrência, distribuição e sobrevivência de larvas resultam de fatores ambientais e biológicos, como temperatura e salinidade da água, além da distribuição e abundância de presas e predadores (Somarakis *et al.*, 2002; Aceves-Medina *et al.*, 2009; Vanalderweireld *et al.*, 2020). Assim, a menor riqueza de espécies desta área, pode estar favorecendo a ocorrência de áreas de desova, já que significa uma menor diversidade de possíveis predadores.

Várias espécies da família Carangidae ocorreram principalmente em águas transparentes e baixas concentrações de nutrientes sedimentares como *Trachinotus carolinus*, *T. falcatus*, *Caranx latus* e *Oligoplites saurus* (Bloch & Schneider, 1801). Estes representantes da família Carangidae são espécies morfologicamente adaptadas ao ambiente marinho, como o *Trachinotus carolinus*, que apresenta corpo relativamente alto e comprimido que possibilita maior capacidade de manobras em áreas de grande hidrodinamismo, além do pedúnculo caudal estreito e nadadeira caudal bifurcada, que são ferramentas necessárias para natação rápida na zona de arrebentação (Palmeira & Monteiro-Neto 2010). Apesar de ser fortemente adaptado a estas zonas de elevado hidrodinamismo, a ocorrência da fase inicial de vida destas espécies em zonas estuarinas pouco profundas pode estar relacionada com necessidades tróficas, entrando nos estuários em busca de alimento e proteção, já que estas áreas abrigadas geralmente apresentam uma diversidade biológica comparativamente maior que os ambientes expostos à ação de ondas (Clark *et al.*, 1996).

Nossos resultados são importantes para compreender as respostas das espécies às variações ambientais em águas rasas de baías tropicais, sendo uma importante abordagem inicial para investigar o efeito das atividades antrópicas. A integração entre as condições ambientais e a distribuição das espécies de peixes parece ser uma forma adequada de gerar informação visando a conservação dos ecossistemas (Whittaker *et al.*, 2005; Anderson *et al.*, 2011). Índices baseados na diversidade alfa (local) e gama (regional) ainda sustentam as iniciativas políticas de conservação e, apesar da importância da diversidade beta para a avaliação biológica, este índice precisa ser melhor considerado e incluído nestes estudos visando a conservação de ecossistemas, já que pode nos indicar perdas e ganhos da biodiversidade (Socolar *et al.*, 2016). Em complementação, a relação positiva entre a diversidade beta e a heterogeneidade ambiental observada no presente trabalho, sugere que as estratégias de conservação da biodiversidade devem concentrar-se na proteção de zonas que englobem habitats heterogêneos, que são áreas mais propensas a ter uma maior riqueza de espécies e, portanto, possuindo maior interesse para a conservação. Apesar dos impactos antrópicos crônicos sofridos pelas áreas estuarinas tropicais, estes ambientes são resistentes e ainda suportam uma ictiofauna relativamente rica, como é o caso da Baía de Sepetiba.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACEVES-MEDINA G, PALOMARES-GARCÍA R, GÓMEZ-GUTIÉRREZ J, ROBINSON CJ, SALDIERNA-MARTÍNEZ RJ. 2009. Multivariate characterization of spawning and larval environments of small pelagic fishes in the Gulf of California. *Journal of Plankton Research* 31, 1283–1297. DOI: 10.1093/plankt/fbp056
- ANDERSON MJ, CRIST TO, CHASE JM, VELLEND M, INOUE BD, FREESTONE AL, SANDERS NJ, CORNELL HV, COMITA LS, DAVIES KF, HARRISON SP, KRAFT NJ, STEGEN JC, SWENSON, NG. 2011. Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters* 14, 19–28. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2010.01552.x
- ANDERSON MJ, ELLINGSEN KE, MCARDLE BH. 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters* 9, 683–693. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2006.00926.x
- ANDERSON MJ, GORLEY RN, CLARKE KR. 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. Primer-E, Plymouth, UK. 214 p.
- ARAÚJO FG, AZEVEDO MCC, GUEDES APP. 2016. Inter-decadal changes in fish communities of a tropical bay in southeastern Brazil. *Regional Studies in Marine Science* 3, 107–118. DOI: 10.1016/j.rsma.2015.06.001
- AZEVEDO MCC, ARAÚJO FG, CRUZ-FILHO A G, GOMES I D, PESSANHA A L M. 1999. Variação espacial e temporal de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Biologia* 59, 443–454. DOI: 10.1590/S0034-71081999000300009
- AZEVEDO MCC, ARAÚJO FG, CRUZ FILHO AG, PESSANHA ALM, SILVA MA, GUEDES APP. 2007. Demersal fishes in a tropical bay in southeastern Brazil: Partitioning the spatial, temporal and environmental components of ecological variation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 75, 468–480. DOI: 10.1016/j.ecss.2007.05.027
- BARCELLINI VC, PAES AT, MIRAGLIA SGK. 2021. Economic evaluation of the impacts of water quality on fishery production in the Estuary Complex of Santos, São Vicente and Bertioga cities, in southeastern coast of Brazil. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais* 56, 9–110. DOI: 10.5327/Z21769478740
- BASELGA A. 2010. Partitioning the substituição de espécies and aninhamento components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19, 134–143. DOI: 10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x
- BINI LM, LANDEIRO VL, PADIAL AA, SIQUEIRA T, HEINO J. 2014. Nutrient enrichment is related to two facets of beta diversity for stream invertebrates across the United States. *Ecology* 95, 1569–1578. DOI: 10.1890/13-0656.1
- BOWMAN RA. 1988. A rapid method to determine total phosphorus in soils. *Soil Science Society of America Journal* 52, 1301–1304.

- CAMARA EM, ANDRADE-TUBINO MF, FRANCO TP, ARAÚJO FG. 2020. Multilevel decomposition of spatial and environmental effects on nearshore fish assemblages in tropical semi-enclosed ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 237, 106691. DOI: 10.1016/j.ecss.2020.106691
- CAMARGO MG. 2006. SYSGRAN: Um sistema de código aberto para análises granulométricas. *Revista Brasileira de Geociências* 36, 371–378.
- CHASE JM. 2010. Stochastic community assembly causes higher biodiversity in more productive environments. *Science* 328, 1388–1391. DOI: 10.1126/science.1187820
- CHI Y, ZHENG W, SHI H, SUN J, FU Z. 2018. Spatial heterogeneity of estuarine wetland ecosystem health influenced by complex natural and anthropogenic factors. *Science of the Total Environment* 634, 1445–1462. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.04.085.
- CLARK BM, BENNETT BA, LAMBERTH SJ. 1996. Factors affecting spatial variability in seine net catches of fish in the surf zone of False Bay, South Africa. *Marine Ecology Progress Series* 131, 17–34. Clarke KR, Gorley RN. 2006. PRIMER v6: User Manual/Tutorial (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research). PRIMER-E, Plymouth.
- CLARKE RT, GORLEY RN. 2006. Primer v6. PrimerE, Plymouth.
- CONDINI MV, PEREYRA PER, GARCIA AM, SAINT'PIERRE TD, CENI G, LUGO R, FONTOURA NF, VIEIRA JP, ALBUQUERQUE CQ. 2019. Use of fresh water by an estuarine-resident marine catfish: Evidence from gonadal and otolith chemistry analyses. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 99, 1667–1674. DOI:10.1017/S0025315419000493
- COOK S, HOUSLEY L, BACK J, KING R. 2018. Freshwater eutrophication drives sharp reductions in temporal beta diversity. *Ecology*. 99, 47–56. DOI: 10.1002/ecy.2069
- DENADAI M, BESSA EDUARDO, SANTOS F, FERNANDEZ W, COSTA SANTOS FM, FEIJÓ M, ARCURI A, TURRA A. 2012. Life history of three catfish species (Siluriformes: Ariidae) from southeastern Brazil. *Biota Neotropica*. 12, 74–83. DOI: 10.1590/S1676-06032012000400008
- DÍAZ G, GÓRSKI K, HEINO J, ARRIAGADA P, LINK O, HABIT E. 2021. The longest fragment drives fish beta diversity in fragmented river networks: Implications for river management and conservation. *Science of The Total Environment*, 766, 144323. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.144323
- FOLK LR, WARD WC. 1957. Brazos river bar: a study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology* 27, 3–26.
- GOMES ID, ARAÚJO FG, AZEVEDO MCC, PESSANHA ALM. 1999. Biologia reprodutiva dos bagres marinhos *Genidens genidens* (Valenciennes) e *Cathorops spixii* (Agassiz) (Siluriformes, Ariidae), na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 16, 171–180. DOI: 10.1590/S0101-81751999000600017

- GUTIÉRREZ-CORTÉS A, ORTEGA JC, AGOSTINHO A. 2018. Fish beta diversity responses to environmental heterogeneity and flood pulses are different according to reproductive guild. *Neotropical Ichthyology*. 16. DOI: 10.1590/1982-0224-20180022
- HEINO J, GRÖNROOS M, ILMONEN J, KARHU T, NIVA M, PAASIVIRTA L. 2013. Environmental heterogeneity and β -diversity of stream macroinvertebrate communities at intermediate spatial scales. *Freshwater Science* 32, 142–154. DOI: 10.1899/12-083.1
- HOPKINSON CSJ. 1987. Nutrient regeneration in shallow-water sediments of the estuarine plume region of the nearshore Georgia Bight, U.S.A. *Marine Biology*. 94, 127–142.
- HUMAN LRD, SNOW GC, ADAMS JB, BATE GC, YANG S. 2015. The role of submerged macrophytes and macroalgae in nutrient cycling: A budget approach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 154, 169–178. DOI: 10.1016/j.ecss.2015.01.001
- JOSEFSON AB, RASMUSSEN B. 2000. Nutrient retention by benthic macrofaunal biomass of Danish estuaries: Importance of nutrient load and residence time. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 50, 205–216. DOI: 10.1006/ecss.1999.0562
- KOCH V, WOLFF M. 2002 Energy budget and ecological role of mangrove epibenthos in the Caeté estuary, North Brazil. *Marine Ecology Progress Series* 228, 119–130. DOI:10.3354/meps228119
- LEAL NETO AC, LEGEY LFL, GONZÁLEZ-ARAYA MC, JABLONSKI S. 2006. A system dynamics model for the environmental management of the Sepetiba Bay watershed, Brazil. *Environmental Management* 38, 879–888. DOI:10.1007/s00267-005-0211-5
- LEGENDRE P. 2014. Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 23, 1324–1334. DOI: 10.1111/geb.12207
- LEPS J, SMILAUER P. 2003. Multivariate analysis of ecological data using CANOCO: Cambridge University Press.
- LÓPEZ-DELGADO EO, WINEMILLER KO, VILLA-NAVARRO F.A. 2019. Local environmental factors influence beta diversity patterns of tropical fish assemblages more than spatial factors. *Ecology*. 102, e02940. DOI: 10.1002/ecy.2940
- NAKASHIMA B, GASCON D, LEGGETT W. 2011. Species Diversity of Littoral Zone Fishes Along a Phosphorus–Production Gradient in Lake Memphremagog, Quebec–Vermont. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 34, 167–170. DOI: 10.1139/f77-025.
- OLDEN JD, ROONEY TP. 2006. On defining and quantifying biotic homogenization. *Global Ecology and Biogeography* 15, 113–120. DOI: 10.1111/j.1466-822X.2006.00214.x
- PALMEIRA LP, MONTEIRO-NETO C. 2010. Ecomorphology and food habits of Teleost fishes *Trachinotus carolinus* (Teleostei: Carangidae) and *Menticirrhus littoralis* (Teleostei: Sciaenidae), inhabiting the surf zone of Niterói, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography* 58, 1–9. DOI:10.1590/S1679-87592010000800002
- REIS EG. 1982. Age and growth of the marine catfish, *Netuma barba* (Siluriformes, Ariidae), in the Estuary of the Patos Lagoon (Brazil). *Fishery Bulletin* 84 (3), 679–686.

- SEIFERLING I, PROULX R, WIRTH C. 2014. Disentangling the environmental-heterogeneity–species-diversity relationship along a gradient of human footprint. *Ecology* 95, 2084–2095. DOI: 10.1890/13-1344.1
- SHEPARD FP. 1954. Nomenclature based on sand– silt–clay ratios. *Journal of Sedimentary Petrology* 24, 151–158.
- SOARES CEA, VELHO LFM, LANSAC-TÔHA FA, BONECKER CC, LANDEIRO VL, BINI LM. 2015. The likely effects of river impoundment on beta-diversity of a floodplain zooplankton metacommunity *Natureza & Conservação* 13, 74–79. DOI: 10.1016/j.ncon.2015.04.002
- SOCOLAR JB, GILROY JB, KUNIN WE, EDWARDS DP. 2016. How should beta-diversity inform biodiversity conservation? *Trends in ecology & evolution* 31, 67-80. DOI:10.1016/j.tree.2015.11.005
- SOMARAKIS S, DRAKOPOULOS P, FILIPPOU V. 2002. Distribution and abundance of larval fish in the northern Aegean Sea - Eastern Mediterranean - In relation to early summer oceanographic conditions. *Journal of Plankton Research* 24, 339–357. DOI: 10.1093/plankt/24.4.339
- STATSOFT INC. 2011. STATISTICA (data analysis software system), version 10. [available on internet at www.statsoft.com].
- SUGUIO K. 1973. *Introdução à sedimentologia*. São Paulo, Edgard Blucher, 317p.
- SUNDBY B, GOBEIL C, SILVERBERG N, MUCCI A. 1992. The phosphorus cycle in coastal marine sediments. *Limnology and Oceanography* 37, 1129–1145. DOI: 10.4319/lo.1992.37.6.1129
- TEICHERT N, LEPAGE M, CHEVILLOT X, LOBRY J. 2017. Environmental drivers of taxonomic, functional and phylogenetic diversity (alpha, beta and gamma components) in estuarine fish communities. *Journal of Biogeography*. 45, 406-417. DOI: 45.10.1111/jbi.13133.
- TER BRAAK CJF. 1986. Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67, 1167–1179. DOI: 10.2307/1938672
- TEWS J, BROSE U, GRIMM V, TIELBORGER K, WICHMANN MC, SCHWAGER M, JELTSCH F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31, 79–92. DOI: 10.1046/j.0305-0270.2003.00994.x
- VANALDERWEIRELD L, WINKLER G, FORGET-LACOURSIÈRE EL, MINGELBIER M, SIROIS P. 2020. Habitat use by early life stages of the re-established striped bass and conspecific fish species along the St. Lawrence estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 237, 31. DOI: 10.1016/j.ecss.2020.106696
- VEECH JA, CRIST TO. 2007. Habitat and climate heterogeneity maintain betadiversity of birds among landscapes within ecoregions. *Global Ecology and Biogeography* 16, 650–656. DOI: 10.1111/j.1466-8238.2007.00315.x

- WALKLEY A, BLACK IA. 1934. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter, and proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37, 29–38. DOI: 10.1097/00010694-193401000-00003
- WHITFIELD AK, PATTRICK P. 2015. Habitat type and nursery function for coastal marine fish species, with emphasis on the Eastern Cape region, South Africa. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 160, 49–59. DOI: 10.1016/j.ecss.2015.04.002
- WHITTAKER R. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21, 213–251. DOI: 10.2307/1218190
- WHITTAKER R, ARAÚJO M, JEPSON P, LADLE R, WATSON J, WILLIS K. 2005. Conservation Biogeography: Assessment and prospect. *Diversity and Distributions* 11, 3–23. DOI: 10.1111/j.1366-9516.2005.00143.x
- WIERSMA YF, URBAN DL. 2005. Beta-diversity and nature reserve system design: a case study from the Yukon, Canada. *Conservation Biology* 19, 1262–1272. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2005.00099.x
- WOLANSKI E, BOORMAN LA, CHICHARO L, LANGLOIS-SAL E, LARA R, PLATER AJ, UNCLES RJ, ZALEWSKI M. 2004. Ecohydrology as a new tool for sustainable management of estuaries and coastal waters. *Wetlands Ecology and Management* 12, 235–276. DOI:10.1007/s11273-005-4752-4
- ZUUR AF, IENO EN, ELPHICK CS 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution* 1, 3–14. DOI: 10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x

CAPÍTULO II

Mudanças temporais na diversidade taxonômica e funcional da ictiofauna em uma baía tropical com elevada influência de atividades antropogênicas

RESUMO

A classificação das espécies com base nas características funcionais é de grande importância para o entendimento dos seus papéis nos ecossistemas e pode servir para detectar mudanças temporais no ambiente. Apesar de ser esperado que índices taxonômicos e funcionais sejam covariantes, eles também podem ter padrões independentes ou até contrastantes. Avaliamos alterações temporais (1983-1985, 1999-2001 e 2017-2019) nos índices taxonômicos e funcionais da ictiofauna em uma baía tropical fortemente impactada por atividades antrópicas nas últimas décadas. Estudos anteriores na Baía de Sepetiba relataram um declínio na riqueza da ictiofauna nas zonas rasas, mas a forma pela qual a diversidade funcional poderia estar sendo afetada ainda não tinha sido investigada. Foi testada a hipótese de que os índices funcionais mudam ao longo do tempo, como resultado da degradação ambiental. Para isso, avaliamos cinco índices de diversidade funcional (riqueza funcional, divergência funcional, uniformidade funcional, especialização funcional e originalidade funcional), obtidos a partir das informações sobre a história de vida e traços ecológicos da ictiofauna. Observamos uma diminuição substancial na riqueza de espécies e na abundância nos períodos mais recentes, em comparação com 1983-1985. Entretanto, a estrutura funcional permaneceu relativamente estável, com exceção da riqueza funcional, que apresentou uma queda significativa ao longo do período examinado. Além disso, observamos um aumento da diversidade beta ao longo do tempo, que pode ser o resultado da diminuição da riqueza local sem levar a extinções regionais. A substituição temporal de espécies foi o processo mais importante de estruturação da ictiofauna na escala de tempo avaliada. As atividades de origem antrópica representam sérias ameaças ao ecossistema costeiro, podendo estar criando condições atuais diferentes das anteriores, o que poderia explicar a elevada substituição de espécies. A relativa estabilidade da estrutura funcional e os maiores níveis de substituição de espécies, parecem estar relacionados à dominância de grupos funcionais dentro dos quais as espécies se substituem de acordo com suas respostas aos filtros ambientais que selecionam determinadas características funcionais. A aplicação de índices de diversidade funcional e diversidade beta na avaliação de variações temporais da comunidade de peixes, visou complementar as informações já existentes sobre este sistema costeiro, já que o uso de abordagens distintas pode possibilitar uma melhor estimativa da diversidade biológica. Acreditamos que os resultados obtidos através do presente trabalho nos permitiram uma visão mais ampla dos processos ecológicos, podendo ser úteis na determinação de novas estratégias de conservação.

Palavras-chave: Traços funcionais, diversidade beta, peixes estuarinos, comparações temporais.

ABSTRACT

Species classification based on functional characteristics is of great importance for understanding their roles in the ecosystems and can be used to detect temporal changes in the environment. Although taxonomic and functional indices are expected to be covariant, they can also have independent or even contrasting patterns. We evaluated temporal changes (1983-1985, 1999-2001 and 2017-2019) in taxonomic and functional indices in a tropical bay heavily human-impacted in recent decades. Previous studies have reported a decline in ichthyofauna richness in the shallows bay areas, but investigation into how functional diversity is being affected has not yet been investigated. We tested the hypothesis that functional indices change over time, as a result of the environmental degradation. For this, we evaluated five functional diversity indices (functional richness, functional divergence, functional uniformity, functional specialization and functional originality), obtained from information on the life history and ecological traits of the ichthyofauna. We have observed a substantial decrease in species richness and abundance in more recent periods compared to 1983-1985. However, the functional structure remained relatively stable, with the exception of functional richness, which showed a significant decrease over the studied period. Furthermore, we observed an increase in beta diversity over time, which may be the result of a decrease in local richness, without leading to regional extinctions. Species turnover was the most important drive structuring process of the fish assembly in the evaluated time scale. The anthropogenic activities represent serious threats to the coastal ecosystem, and may be creating current environmental conditions that are different from the previous ones, which could explain the high replacement of fish species. The relative stability of the functional structure and the higher levels of species replacement seem to be related to the dominance of functional groups within which species are substituted according to their responses to environmental filters that select certain functional characteristics. The use of functional indices and beta diversity in the assessment of temporal variations of the fish community, aimed to complement the existing information on this coastal system, since the use of different approaches can enable a better estimate of biological diversity. We believe that the results obtained through this study allowed to have a broader view of ecological processes, which could be useful in determining new conservation strategies.

Key words: Functional traits, beta diversity, estuarine fish, temporal comparisons.

1. INTRODUÇÃO

O conhecimento da distribuição espaço-temporal das comunidades biológicas é fundamental na compreensão dos fatores que modulam as suas organizações. O avanço das ações antrópicas nas zonas costeiras de todo o mundo resulta em grandes impactos na estrutura e na composição biológica das comunidades aquáticas (Loreau *et al.*, 2001), fazendo com que haja a necessidade de buscar métodos cada vez mais eficazes no monitoramento e identificação de mudanças na biodiversidade. De acordo com Harper & Hawesworth (1994), a diversidade biológica de um local é mais que o número de espécies, onde assembleias com mesma riqueza podem apresentar diferentes composições de espécies. Por exemplo, quando ocorre um distúrbio ambiental, é provável que cause efeitos diretos na fauna local e, mesmo que a diversidade aumente ou permaneça estável, a composição pode estar mudando continuamente (Lindholm *et al.*, 2020), afetando também as funções do ecossistema e a maneira como as espécies são estabelecidas no tempo e espaço.

A diversidade beta é uma ferramenta que tem sido amplamente utilizada como parâmetro para tomada de decisões em gerenciamento ambiental (Wiersma & Urban, 2005; Socolar *et al.*, 2016). Esta ferramenta visa identificar a variação na composição específica de uma comunidade biológica entre os locais dentro de um sistema ecológico, auxiliando na quantificação da perda/mudança de biodiversidade (Whittaker, 1972; Jankowski *et al.*, 2009; Heino *et al.*, 2015). A diversidade beta é dividida em dois componentes; substituição de espécies (*turnover*) e aninhamento (*nestedness*). A substituição ocorre quando há rotatividade de espécies, ou seja, quando as espécies presentes em um local estão ausentes em outro, mas são substituídas por outras espécies ausentes no primeiro (Baselga, 2010). Em assembleias de peixes, pode ocorrer a predominância deste componente devido a substituição de espécies ao longo de gradientes ambientais (Peláez *et al.*, 2017). Além da substituição de espécies, a diversidade beta também pode ser devido ao aninhamento, quando espécies presentes em um local estão ausentes em outro, mas não são substituídas por outras espécies (Baselga, 2010). Esse padrão de extinção de espécies pode ser resultante de uma perda não aleatória de espécies, como por exemplo, em locais onde há estresses ambientais, no qual apenas espécies resistentes são capazes de se manter sob condições mais extremas, representando um subconjunto de espécies presentes nos locais com menor impacto ou mesmo um filtro ambiental a partir do “pool” regional de espécies existente (Barros *et al.*, 2014).

A identificação de qual componente da diversidade beta está atuando em maior intensidade em determinado local permite avaliar quais estratégias de conservações devem ser abordadas em determinadas áreas. Em regiões onde há dominância do aninhamento, é preferível priorizar área com alta diversidade, já que áreas mais ricas detém uma maior proporção de espécies regionais. Em contrapartida, a dominância da substituição de espécies numa área implica numa abordagem considerando múltiplos locais dentro de uma região, e neste caso o conjunto de locais deveria ser priorizado em medidas de conservação (Wright & Reeves, 1992; Socolar *et al.*, 2016).

Apesar de índices de caráter puramente taxonômicos serem amplamente aceitos para descrição de comunidades, tais índices não são capazes de avaliar todas as dimensões que envolvem a biodiversidade. Nas últimas décadas, houve um crescente interesse em estudos de diversidade funcional (Villegger *et al.*, 2010; Brandl *et al.*, 2016; Fontrodona-Eslava *et al.*, 2021), visando investigar de qual maneira as comunidades estão organizadas, baseando-se num conjunto de características relevantes para as respostas das espécies ao ecossistema (Dias *et al.*, 2013). Estes índices são complementares para a caracterização biológica, já que apesar de ser

esperado que a diversidade funcional aumente ou diminua em conjunto com a diversidade taxonômica, estes diferentes indicadores podem apresentar um comportamento independente (Edie *et al.*, 2018). A estabilidade nos indicadores funcionais geralmente ocorre quando há uma redundância de traços funcionais, com diversas espécies desempenhando funções semelhantes, enquanto que, se o ambiente apresentar elevada originalidade funcional, com diversas espécies com conjuntos de traços únicos, a perda taxonômica poderá refletir na perda de importantes funções para o ecossistema em geral (Brandl *et al.*, 2016).

Ambientes estuarinos estão entre os ecossistemas mais produtivos em todo o mundo, possuindo uma grande biodiversidade e densidade de organismos (Costanza *et al.*, 1997). Considerados como ambientes transitórios, estabelecem ligações dos ecossistemas marinhos com ambientes de água doce, apresentando elevadas flutuações nas condições ambientais e biodiversidade composta por algumas espécies centrais e persistentes (Magurran & Henderson, 2003). Apesar de seu enorme valor ecológico, estas áreas vêm sofrendo fortes impactos, devido principalmente ao crescimento desordenado de atividades antrópicas no seu entorno (Lotze *et al.*, 2006).

A Baía de Sepetiba (Figura 1) é um ambiente estuarino localizado a cerca de 60 km ao sul da cidade do Rio de Janeiro, Brasil, que vem sofrendo grandes impactos nas últimas décadas, quando as atividades produtivas dominantes na época, como agricultura e pesca, foram sendo substituídas por empreendimentos industriais. Essas atividades antrópicas no entorno deste sistema costeiro acarretam em prejuízos da qualidade ambiental, como por exemplo, a liberação de resíduos e efluentes diretamente na Baía ou indiretamente através de rios e canais de drenagem causando a poluição das águas (Pellegatti *et al.*, 2001). Além disso, atividades antropogênicas também favorecem o crescimento desordenado da urbanização, com aumento das densidades populacionais no entorno da baía, que passou de aproximadamente 60 mil em 1980, para 2 milhões de pessoas, estimados no ano de 2000 (Leal Neto *et al.*, 2006). Isto resultou em grandes transformações do habitat costeiro, destruindo áreas de proteção e de criação dos organismos aquáticos, com prejuízos na ictiofauna local (Araújo *et al.*, 2016b; Araujo *et al.*, 2017).

A partir da década de 70, houve uma rápida expansão industrial, na qual indústrias químicas e metalúrgicas se estabeleceram e iniciaram suas operações na baía, o que de certa forma, favoreceu uma série de outras atividades potencialmente prejudiciais, como a pesca excessiva e a construção civil (Barcellos & Lacerda, 1994; Molisani *et al.*, 2004; Cunha *et al.*, 2006). O início das atividades do Porto de Sepetiba (hoje denominado Porto de Itaguaí) em 1982, levou a um grande desenvolvimento econômico e industrial para a área (Clarke *et al.*, 2004). Além das mudanças físicas ocorridas às margens da Baía de Sepetiba, estas atividades também trouxeram numerosas fontes poluentes, responsáveis por episódios de contaminação química, como Cd e Zn. A companhia Mercantil Industrial Ingá foi responsável por um dos maiores desastres ambientais da região. Localizada na zona média da Baía de Sepetiba, esta indústria tinha como principal atividade, o processamento de minério para produção de Zn com alta pureza, gerando uma grande quantidade de resíduos tóxicos (Pinto, 2005). Em 1996, devido às fortes chuvas, o dique de contenção de rejeitos se rompeu, liberando elevadas cargas de resíduos tóxicos na Baía de Sepetiba (Pinto, 2005). Além disso, outras atividades de impacto também ocorreram em um período mais recente, como a ampliação do Porto de Itaguaí através da dragagem do canal de acesso para 20 m de profundidade visando a operação de navios de maior porte (Azevedo *et al.*, 2007). Também, o Programa de Desenvolvimento de Submarinos (PROSUB), criado com a proposta de ampliar a estrutura nacional de defesa, para a fabricação de quatro submarinos convencionais e um com propulsão nuclear, foi implantado na área. Esse

programa engloba a construção de Unidade de Fabricação de Estruturas Metálicas, dois Estaleiros, Complexo Radiológico e uma Base Naval (Marinha do Brasil, 2021).



Figura 1. Área de estudo, Baía de Sepetiba, com indicação das duas zonas estudadas (interna e externa). O aumento do uso do solo por atividades antrópicas e urbanização (áreas cinzentas) pode ser observado nestes dois mapas, representando o aumento das alterações ambientais entre os anos de 1984 e 2019. Fonte: Google Earth (2021).

Este acentuado crescimento urbano e industrial contribui para aumentar a degradação da área costeira, o que foi constatado por Araújo *et al.* (2017), que estimaram uma perda substancial de aproximadamente 26% da área de manguezais ao longo de três décadas, com mudanças na caracterização ambiental afetando a fauna local. A ictiofauna da Baía de Sepetiba tem sido amplamente monitorada nas últimas décadas, já tendo sido obtido um considerável conjunto de dados biológicos e ambientais ao longo de mais de 30 anos. Araújo *et al.* (2016a) avaliaram as mudanças temporais da ictiofauna de zonas mais profundas da Baía de Sepetiba e observaram uma acentuada diminuição na riqueza e abundância de peixes, com a maioria das mudanças registradas na zona interna, devido a sua proximidade das fontes de impacto. A diversidade funcional apresentou certa estabilidade funcional, apesar do declínio taxonômico (Gomes-Gonçalves *et al.*, 2020). Gomes-Gonçalves *et al.* (2020) realizaram uma avaliação temporal (1993–1995 e 2012–2015) da ictiofauna de áreas profundas da baía, em três diferentes zonas, observando uma diminuição expressiva na originalidade funcional, sendo particularmente preocupante, já que a perda de espécies com características únicas representa também a perda de suas funções, o que pode representar uma série de danos para o ecossistema.

A ictiofauna das zonas rasas está mais próxima das áreas de impacto, e mudanças temporais na composição taxonômica já foram identificadas (Araújo *et al.*, 2016b). Considerando que trabalhos anteriores indicaram um declínio na riqueza da ictiofauna, testamos a hipótese de que a índices de diversidade funcional também sofreram alterações ao longo do tempo, como resultado da degradação ambiental. Para isso, investigamos a variação na composição específica e nos índices funcionais entre locais e em três períodos ao longo de três décadas (1983/1985; 1999-2001; 2017-2019), objetivando responder duas perguntas: (1) Os índices de diversidade funcional da ictiofauna apresentaram alterações ao longo do tempo? e (2) De acordo com os índices de diversidade beta, espécies foram substituídas por outras (predomínio de *turnover*, substituição de espécies) ou perdas (predomínio de *nestedness*, aninhamento)? Assim, esperamos identificar padrões biológicos que possam fornecer embasamento para tomada de decisões sobre a priorização de habitats para conservação da ictiofauna, visando a prevenção ou minimização de efeitos deletérios sobre a biodiversidade em ecossistemas costeiros de grande valor ecológico e econômico.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 AMOSTRAGEM

As amostragens foram realizadas em duas estações do ano (verão e inverno) e em duas zonas da Baía (interna e externa) durante três períodos (1983-1985, 1999-2001 e 2017-2019), resultando num total de 144 amostras coletadas (6 locais x 2 repetições x 2 estações do ano x 2 zonas x 3 períodos). Neste capítulo, apenas duas zonas foram consideradas (interna e externa) visando padronizar os locais amostrados, já que no primeiro período, os locais amostrados foram realizados em duas zonas da baía.

Os peixes foram coletados com uma rede de arrasto de praia (12 m × 2,5 m; 5 mm de malha), providas com cordas de 30 m para facilitar os arrastos, que foram realizados perpendicularmente à linha de costa a partir de uma profundidade de aproximadamente 1,5 m. Os arrastos foram realizados por duas pessoas, uma em cada extremidade da corda, cobrindo

uma área de aproximadamente 300 m². Os peixes coletados foram fixados em formalina a 10%, e após 48h, conservados em etanol a 70%. Os peixes foram identificados ao menor nível taxonômico possível, e parte do material foi depositado na Coleção Ictiológica do Laboratório de Ecologia de Peixes da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

2.2 ANÁLISE DE DADOS

A riqueza de espécies foi comparada entre os períodos de amostragem. Para isso, foi utilizada uma Análise Permutacional de Variância (PERMANOVA) tipo I (sequencial), usando 999 permutações para calcular os valores p, onde a abundância de peixes foi a variável resposta e o período (1983-1985; 1999-2001 e 2017-2019) foi o fator fixo. Para determinar quais espécies mais contribuíram para a similaridade dentro do grupo, foi utilizada uma análise da porcentagem de similaridade (SIMPER). Esta análise exploratória indica quais as espécies responsáveis para a semelhança média dentro de cada grupo ou pelas diferenças entre os grupos de amostras definidos a priori (Clarke & Warwick, 2001). Previamente às análises, os dados de abundância sofreram a transformação raiz quadrada para diminuir o peso das espécies mais abundantes.

A variação temporal na composição da ictiofauna foi medida como a dissimilaridade entre pares de períodos, utilizando o comando 'beta.temp' do pacote 'betapart' (Baselga & Orme, 2012) no ambiente R. Este procedimento calcula a dissemelhança global (dissimilaridade Sørensen, β_{sor}) entre pares de períodos, além dos valores dos seus componentes de variação Substituição de espécies (β_{sim}) e Aninhamento (β_{sne}) (Baselga, 2010). Além disso, avaliamos os padrões de dispersão espacial de cada amostra (aqui tomadas como diversidade beta espacial), estimados através da Análise Permutacional de Dispersões Multivariada (PERMDISP), que visa mensurar a distância média das unidades individuais para o centroide do grupo no espaço multivariado (Anderson *et al.*, 2006). Assim, os resultados de PERMDISP podem ser interpretados como diversidade beta, já que visa determinar a variabilidade na composição de espécies em determinada escala espacial (Anderson *et al.*, 2006). As avaliações foram feitas a partir de matrizes de similaridade com coeficientes de Sørensen (qualitativo e presença/ausência de espécies) a partir de dados biológicos. A análise PERMDISP foi realizada utilizando os pacotes estatísticos PRIMER 6 + PERMANOVA

Para análise da diversidade funcional, foram reunidas informações sobre a história de vida e traços ecológicos para cada espécie, nos quais foram selecionados seis grupos de traços funcionais (Anexos 1 e 2), utilizando informações já publicadas e também informações disponíveis em Fishbase (Froese e Pauly, 2021). As espécies foram classificadas de acordo com a forma do corpo, distribuição na coluna d'água, mobilidade (Anexo 1), e também de acordo com as guildas reprodutivas, tróficas e de uso do habitat (Tabela 1). Para representar grupos de espécies que partilham características funcionais semelhantes, utilizamos a Análise das Coordenadas Principais.

Tabela 1. Definição das guildas funcionais (reprodutiva, trófica e de uso do habitat) utilizadas, seguindo as classificações de Elliot *et al.* (2007)

Grupos	Categorias	Descrição
Guilda trófica	Planctívoro	Alimentação predominante de zooplâncton e fitoplâncton na coluna d'água.
	Detritívoro	Alimentação predominante de detritos e/ou microfítobentos
	Piscívoro	Alimentação predominante de pequenos peixes, podendo incluir invertebrados nectônicos.
	Bentófago	Alimentação predominante de invertebrados associados ao substrato
	Hiperbentófago	Alimentação predominante de invertebrados que vivem logo acima do sedimento (hiperbentos).
	Herbívoro Onívoro	Alimentação predominante de macroalgas, macrófitas e/ou fitoplâncton Alimentação composta de grande diversidade de alimentos.
Guilda reprodutiva	Carregador	Espécies carregam embriões, e algumas vezes também juvenis, externa ou internamente.
	Guardador	Espécies que possuem cuidado parental, cuidam dos ovos e embriões até que ocorra a eclosão e, muitas vezes, se estende até as fases larvais.
	Não guardador	Espécies sem cuidado parental
Uso do habitat	Residente	Espécies capazes de completar todo o seu ciclo de vida dentro do ambiente estuarino.
	Migrante marinho	Espécies que desovam no mar e muitas vezes entram no estuário em grande número, particularmente como juvenis.
	Visitante marinho	Espécies que desovam no mar e normalmente entram no estuário apenas em número reduzido e ocorrem com mais frequência nas regiões inferiores, onde as salinidades são de aproximadamente 35.
	Semianadromo	Espécies cuja desova ocorre em regiões menos salinas do estuário, realizando migrações reprodutivas do mar para zonas superiores dos estuários.

Para avaliar as mudanças funcionais na ictiofauna, foram utilizados cinco índices de diversidade funcional: riqueza funcional (FRic), divergência funcional (FDiv), uniformidade funcional (FEve), especialização funcional (FSpe) e originalidade funcional (FOri). A riqueza funcional (FRic) representa a quantidade de espaço funcional preenchido pelas espécies (com base em seus atributos funcionais) em uma comunidade. Segundo Villéger *et al.* (2008), este índice é influenciado pela identidade da espécie e, mais particularmente, pelas espécies mais extremas (em termos de características funcionais) que delimitam o *convex hull*. A uniformidade funcional (FEve) mede a regularidade com que cada espaço funcional é ocupado pelas espécies, ponderada por sua abundância (Villéger *et al.*, 2008; 2010). De acordo com Villéger *et al.* (2008), este índice atinge valores maiores quando a abundância é distribuída proporcionalmente entre espécies ou quando a distância no espaço, entre espécies é regular.

A divergência funcional (FDiv) reflete como as abundâncias são distribuídas dentro do volume de atributos funcionais ocupados pelas espécies (Villéger *et al.*, 2008), atingindo valores baixos quando as espécies mais abundantes possuem atributos funcionais próximos ao centro, enquanto que valores mais elevados ocorrem quando as espécies mais abundantes possuem atributos funcionais extremos (Villéger *et al.*, 2008; Mouillot *et al.*, 2013). A especialização funcional (FSpe) representa a distinção das características dos atributos funcionais dentro do conjunto. Em contraste, a originalidade funcional (FOri) é expressa como

a distância média entre cada espécie e seu vizinho mais próximo no espaço funcional, refletindo o grau de exclusividade dos atributos funcionais na comunidade (Mouillot *et al.*, 2013).

Os índices de diversidade funcional foram calculados utilizando a função "dbFD" do pacote FD no ambiente R (R Development Core Team 2011). Para construir gráficos dos índices referidos, seguimos o "R script" do exemplo fornecido por Sébastien Villéger (disponível em <http://villeger.sebastien.free.fr>). Uma Análise Permutacional de Variância (PERMANOVA) baseada na distância euclidiana foi realizada para comparar os índices entre as zonas e períodos. Neste estudo, não foram comparadas eventuais diferenças sazonais (verão e inverno) entre os índices porque estudos anteriores apontaram que os efeitos sazonais são negligíveis (Araújo *et al.*, 2016a; Camara *et al.* 2019). Coletamos nos dois períodos, apenas para ter a mais compreensiva possibilidade de avaliar os três períodos com amostras na localização semelhante e amplo período de amostragem. Diferenças significativas entre os fatores ($P < 0,05$) foram seguidas por testes de comparação par a par. Esta análise foi realizada com o software PRIMER versão 6 (Anderson *et al.*, 2008).

1. RESULTADOS

Foram registrados 18.742 indivíduos, distribuídos entre 86 espécies (Anexo 3). No período de 1983-1985, um total de 11.121 indivíduos distribuídos entre 69 espécies foi observado, enquanto em 1999-2001, 3.660 indivíduos amostrados e distribuídos entre 40 espécies. Um total de 3.961 distribuídos entre 38 espécies foi observado no período de 2017-2019. A riqueza de espécies por amostras foi significativamente maior no período 1983-1985, em comparação com os períodos mais recentes (Pseudo-F = 19,55; $P = 0,001$).

A diversidade beta temporal revelou que, comparando os períodos de 1983-1985 e 2017-2019, as comunidades locais foram dominadas pela substituição de espécies ($\beta_{sim} = 0,64 \pm 0,3$), enquanto que o componente aninhamento (β_{sne}) foi muito menor ($\beta_{sne} = 0,14 \pm 0,2$). A análise de dispersão das amostras (PERMDISP) indicou que a diversidade beta diferiu consideravelmente entre períodos, com menores valores para o período 1983-1985 ($53,78 \pm 1,78$), enquanto que os períodos de 1999-2001 e 2017-2019, não diferiram entre si, apresentando valores de 57,1 (1,36) e 58,4 (1,23), respectivamente.

A análise SIMPER apontou as espécies mais representativas em cada período avaliado, sendo observado que *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1825) contribuiu para a similaridade média em todos os períodos. Além dessa espécie, outras também contribuíram para a similaridade média em cada período, como as manjubas *Anchoa januaria* (Steindachner, 1879) e *A. tricolor* (Spix & Agassiz, 1829), que foram as que mais contribuíram para a similaridade média no período entre 1983-1985. De forma semelhante ao período 1983-1985, também foi observado elevada contribuição de *A. tricolor* no período de 1999-2001, e de *A. januaria* no período 2017-2019. Outras contribuições podem ser analisadas na Tabela 2.

Tabela 2. Espécies que mais contribuíram para a similaridade média para cada período na Baía de Sepetiba, de acordo com análises SIMPER. A similaridade média de cada espécie e sua contribuição relativa (%) dentro de cada período entre parênteses.

Espécie	1983-1985	1999-2001	2017-2019
Similaridade média (%)	(21,16)	(16,59)	(16,09)
<i>Atherinella brasiliensis</i>	7,16 (33,82)	4,98(30)	2,56(15,89)
<i>Anchoa januaria</i>	3,72(17,59)	-	3,31(20,56)
<i>Anchoa tricolor</i>	3,00(14,19)	1,75(10,52)	-
<i>Eucinostomus argenteus</i>	2,02(9,54)	-	0,42(2,63)
<i>Micropogonias furnieri</i>	1,68(7,95)	1,41(8,47)	1,96(12,16)
<i>Menticirrhus americanus</i>	0,68(3,21)	0,92(5,56)	-
<i>Trachinotus falcatus</i>	0,50(2,37)	0,59(3,58)	-
<i>Genidens genidens</i>	0,25(1,18)	-	1,34(8,31)
<i>Trachinotus carolinus</i>	-	1,62(9,77)	2,47(15,34)
<i>Cathorops spixii</i>	0,23(1,08)	-	-
<i>Mugil liza</i>	-	3,91(23,59)	-
<i>Oligoplites palometa</i>	-	-	1,14(7,11)
<i>Oligoplites saurus</i>	-	-	0,95(5,93)

Durante o período 1983-1985, a ictiofauna apresentou um maior número de espécies residentes, seguidas de espécies visitantes marinhas e migrantes marinhas (Fig. 2A), enquanto que nos períodos seguintes, observamos uma acentuada queda, principalmente de espécies residentes (Fig. 2A). Nos períodos entre 1999-2001 e 2017-2019, observamos um maior número de espécies marinhas migrantes (Fig. 2A). Em relação aos grupos tróficos, observamos um maior número de bentófagos e hiperbentofagos, com uma diminuição na riqueza destes dois grupos nos períodos mais recentes (Fig. 2B).

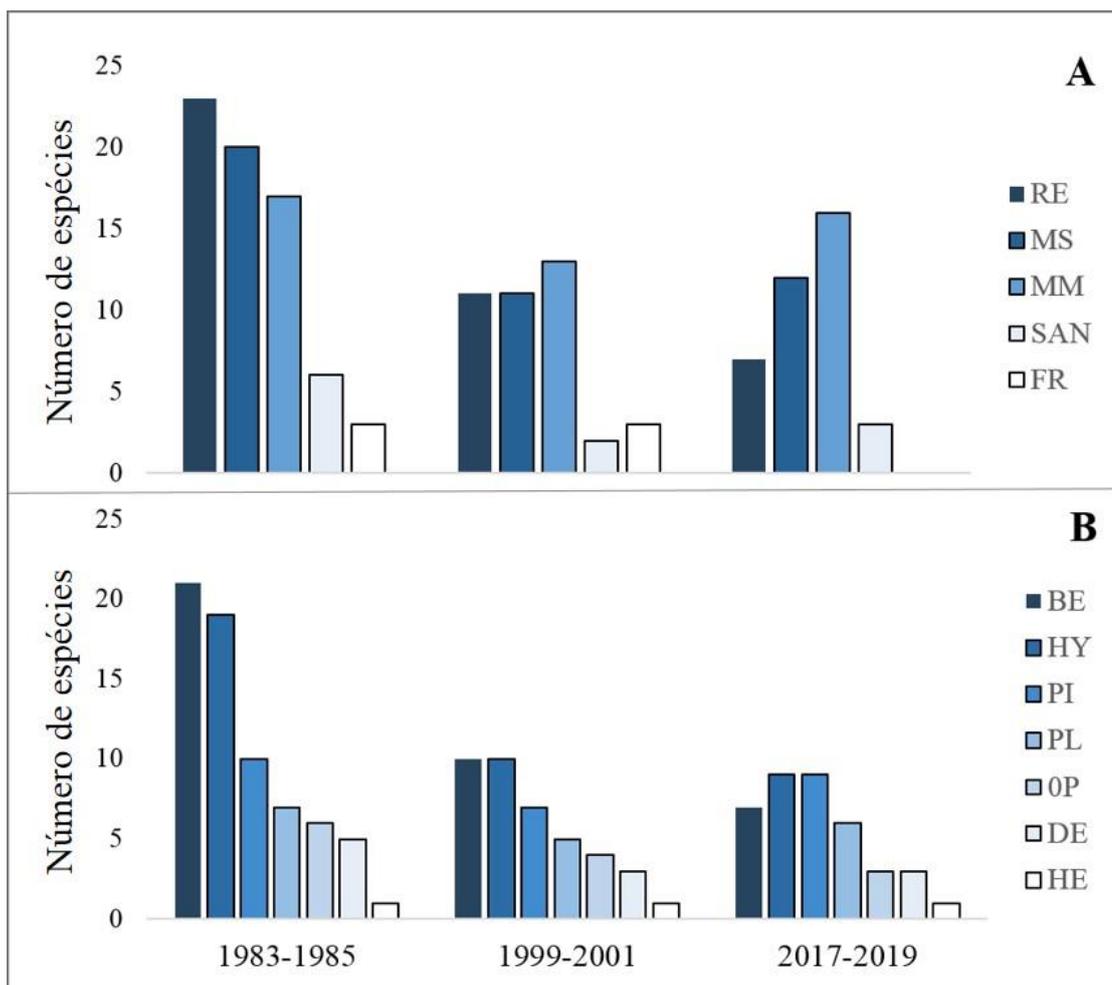


Figura 2. Composição em número de espécies das guildas (uso do habitat (A) e trófica(B)) nos três períodos avaliados na Baía de Sepetiba, RJ, Brasil. Guildas de uso do habitat: RE, espécies residentes; MM, migrantes marinhas; MS, visitantes marinhas; SAN, espécies semianádromas; FR, espécies de água doce; Guildas tróficas: HE, herbívoras; PI, piscívoras; BE, bentófagos; HY, hiperbentófagos; PL, planctívoras; DE, detritívoras; OP, onívoro.

A Análise de coordenadas principais (PCoA) sobre os traços funcionais (Figura 3) revelou que 37,75% da variação total foi explicada pelo primeiro eixo (PCoA 1) e 28,59% pelo segundo eixo (PCoA 2). Esta análise permitiu distinguir seis diferentes grupos funcionais. Ao longo dos períodos estudados, foram identificadas 30 espécies que ocorreram em pelo menos 10% das amostras de um determinado período. Destas, 11 espécies permaneceram em todos os períodos, três espécies ocorreram apenas nos períodos de 1983-1985 e 1999-2001, enquanto que duas espécies ocorreram nos períodos mais extremos. Além disso, 10 espécies ocorreram apenas no período de 1983-1985, com a perda de um importante grupo funcional.

O primeiro grupo funcional (Grupo I) identificado mostrou uma relação positiva com o segundo eixo, sendo composto principalmente por espécies pelágicas de corpo alongado, como engraulídeos *Anchoa januaria*, *A. tricolor*, *Lycengraulis grossidens* (Spix & Agassiz, 1829) e *Cetengraulis edentulus* (Cuvier, 1829), além dos carangídeos *Oligoplites saurus* (Bloch & Schneider, 1801) e *Oligoplites palometa* (Cuvier, 1832) e também da espécie *Atherinella brasiliensis*. O segundo grupo (Grupo II) apresentou relação positiva com o primeiro eixo,

sendo representado principalmente por espécies marinhas migrantes de corpo alongado e de hábito bentônico, como as espécies detritívoras da família Mugilidae, além das espécies bentívoras *Menticirrhus littoralis* (Holbrook, 1847), *M. americanus* (Linnaeus, 1758), *Micropogonias furnieri*, *Umbrina coroides* Cuvier, 1830, *Cynoscion leiarchus* (Cuvier, 1830) e *Eucinostomus argenteus*. O terceiro grupo (Grupo III) foi composto pelos baiacús *Sphoeroides testudineus* (Linnaeus, 1758) e *S. greeleyi* Gilbert, 1900, que são espécies bentônicas residentes de corpo robusto e arredondados.

Dois grupos foram positivamente correlacionados com o eixo 1, um representados pela família Ariidae (Grupo IV), *Genidens genidens* e *Cathorops spixii* (Agassiz, 1829), que apresentam corpo achatado dorsoventralmente, e são espécies bentônicas onívoras, e o outro grupo (Grupo V) formado por espécies bentônicas, que tem estreita proximidade com o substrato, possuindo baixa mobilidade e corpo assimétrico lateralmente achatado, caracterizando pelos linguados *Achirus declivis* (Linnaeus, 1758), *Citharichthys spilopterus* Günther, 1862 e *Symphurus plagusia* (Bloch & Schneider, 1801). O sexto grupo foi representando por espécies com grande mobilidade, com corpo simétrico lateralmente achatado, *Chaetodipterus faber* (Broussonet, 1782), *Brevoortia aurea* (Spix & Agassiz, 1829), *Trachinotus carolinus* e *T. falcatus*.

Foi observada uma diminuição significativa da riqueza funcional das espécies, com valores mais elevados no período 1983-1985 (Pseudo-F = 6,09; P= 0,012) (Figura 4, Tabela 3). Uma diminuição do volume funcional preenchido pela ictiofauna foi observada (área em azul do *convex hull* da Figura 4) entre os anos de 1983-1985 e os dois períodos subsequentes, com maior volume na zona externa comparada com a zona interna neste primeiro período (Figura 4). A área do *convex hull global* (demarcado pelo contorno cinza) também indica menor perda de espécies (e funções) neste primeiro período avaliado, especialmente na zona externa. Em relação aos demais índices de diversidade funcional, não identificamos mudanças significativas entre os períodos, indicando que apesar da rotatividade das espécies, a estrutura funcional da ictiofauna parece ser estável, exceto para a riqueza funcional.

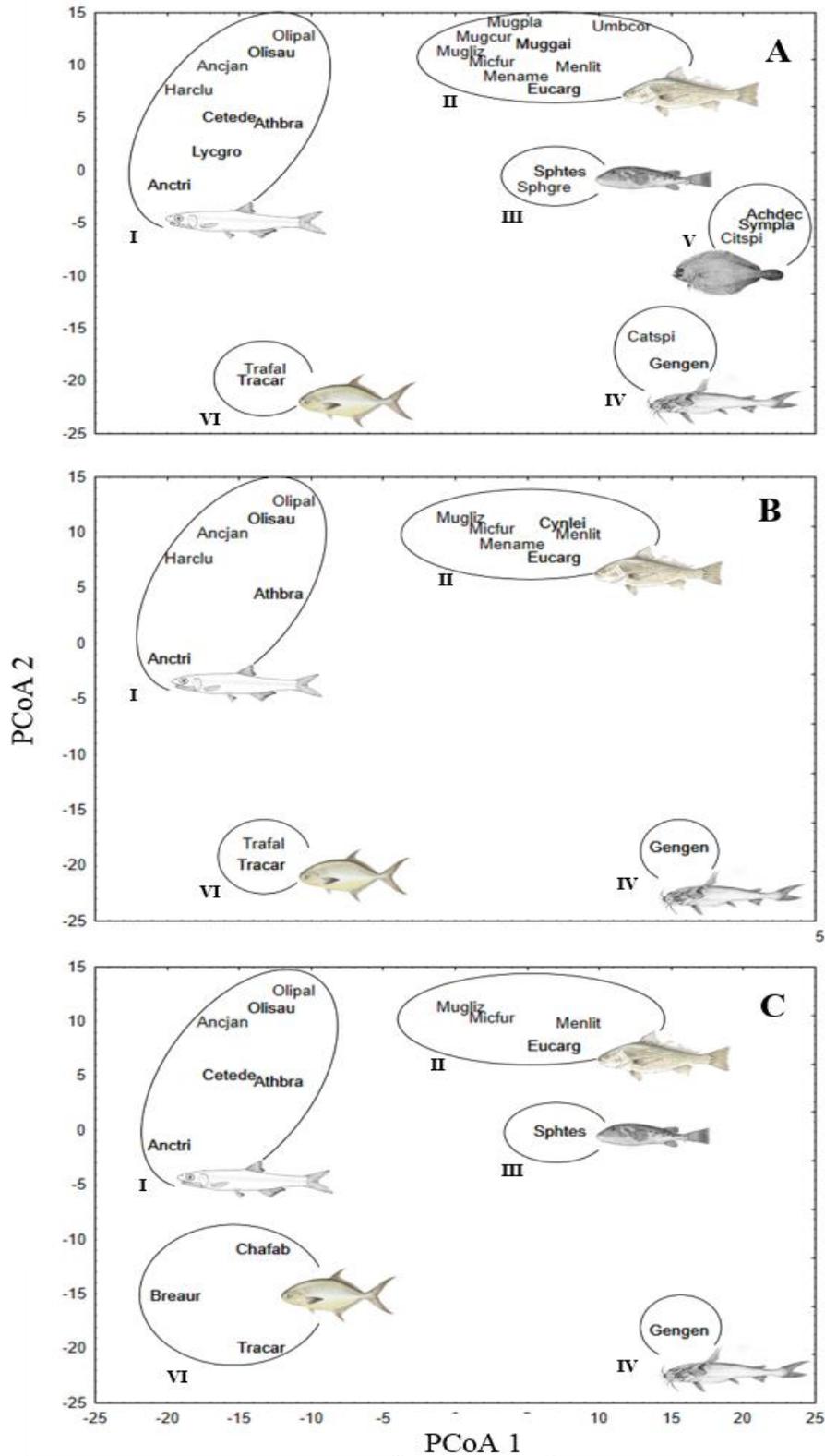


Figura 3. Grupos funcionais obtidos através da Análise de Coordenadas Principais, a partir dos traços funcionais das espécies encontradas em pelo menos 10% das amostras em cada período. Código das espécies indicado no Anexo 2. Códigos: A; 1983-1985; B, 1999-2001; C, 2017-2019.

Tabela 3 Índices de diversidade funcional para cada zona, entre os períodos estudados. FRic, riqueza funcional; FDiv, divergência funcional; FEve, uniformidade funcional; FDis, dispersão funcional; FSpe, especialização funcional; FOri, originalidade funcional.

Períodos	Zonas	FRic	FDiv	FEve	FDis	FSpe
1983-1985	Externa	0,531	0,602	0,282	0,336	0,394
	Interna	0,646	0,876	0,305	0,481	0,580
1999-2001	Externa	0,200	0,830	0,300	0,360	0,501
	Interna	0,261	0,559	0,368	0,354	0,406
2017-2019	Externa	0,217	0,910	0,270	0,317	0,511
	Interna	0,240	0,703	0,358	0,412	0,483

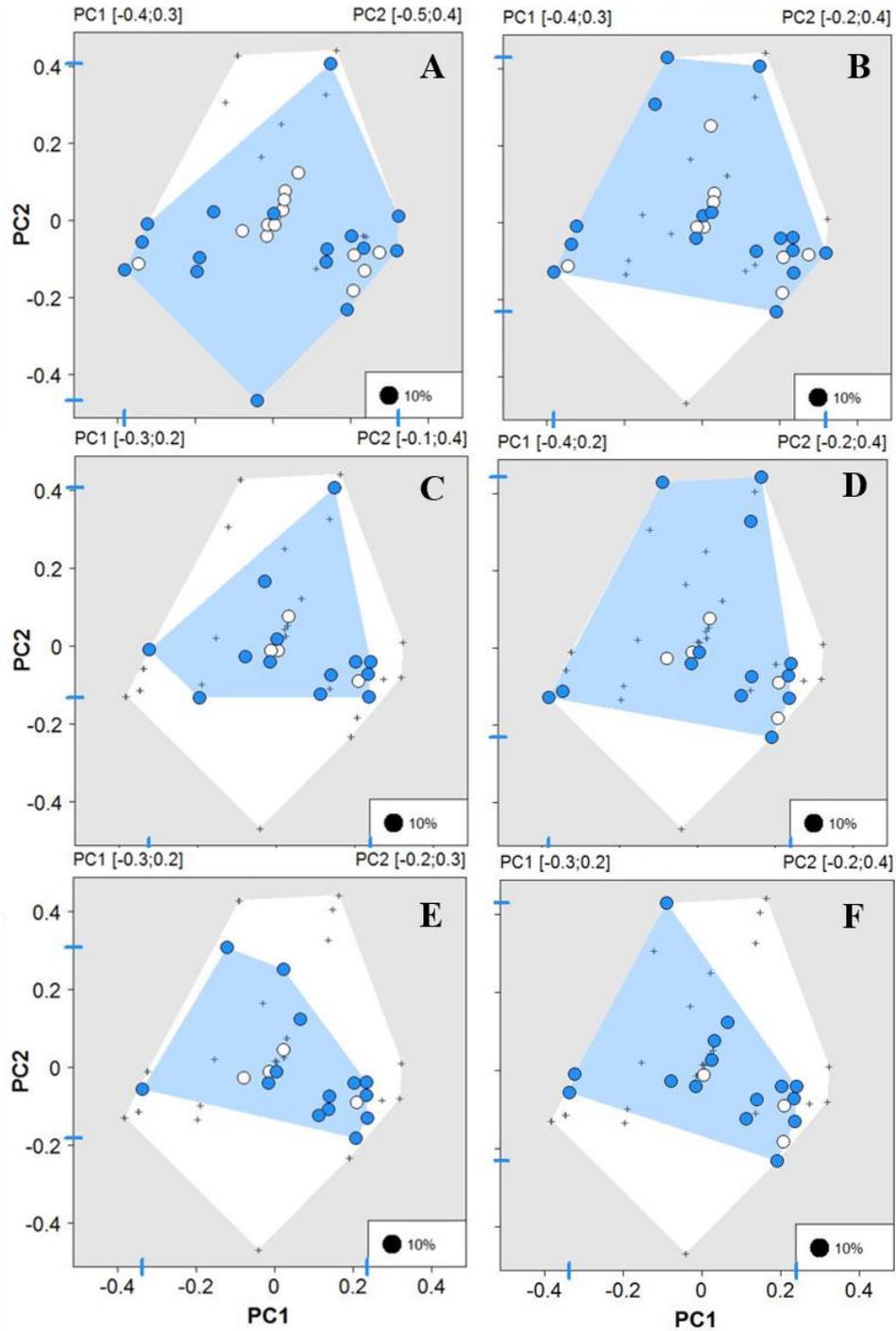


Figura 4. Representação gráfica dos índices de riqueza funcional calculados para cada zona em cada período. A e B, período de 1983-1985, zona externa e interna, respectivamente; C e D, 1999-2001, zona externa e interna, respectivamente; E e F, 2017-2019, zona externa e interna, respectivamente. Círculo azuis, espécies presentes na zona/período, mas podem estar presentes em outras zonas/períodos; círculos brancos, espécies exclusivamente presente naquela e ausente em outras zonas/períodos; cruces, espécies ausentes na comunidade, mas presentes em alguma outra zona/período no “pool” de espécies.

2. DISCUSSÃO

Nossos resultados indicam que houve uma redução significativa no número de espécies, impactando também a riqueza funcional, que ocorreu entre o período de 1983-1985 e os períodos mais recentes, enquanto que estes últimos apresentaram estabilidade em todos os índices funcionais. Isso demonstra que o grande declínio no número de espécies ocorrido após a década de 80, causou impacto no volume do espaço funcional ocupado pela comunidade local, de forma que alguns dos recursos potencialmente disponíveis para a comunidade deixaram de ser utilizados (Mason *et al.*, 2005; Mouchet *et al.*, 2010). De acordo com Mouchet *et al.* (2010), a riqueza funcional é o índice de diversidade funcional mais sensível à variação na riqueza de espécie, já que a probabilidade de ocupar um espaço funcional mais amplo aumenta com o número de espécies. A aparente estabilidade dos outros índices funcionais pode ser devido ao efeito de espécies dominantes e funcionalmente semelhantes entre os períodos amostrados, já que diferente da riqueza, os índices funcionais de divergência e uniformidade consideram não apenas a identidade funcional das espécies, mas também as suas abundâncias (Villéger *et al.*, 2008). De fato, a maioria das espécies mais abundantes estiveram presentes em todos os períodos avaliados, o que pode ser confirmado também pela análise SIMPER, que apontou diversas espécies, algumas pertencentes ao mesmo grupo funcional, com elevada contribuição para a similaridade dentro de cada período avaliado.

Apesar de não termos identificado diferenças significativas na especialização e originalidade funcional nas escalas temporais investigadas, observamos valores relativamente baixos. A originalidade funcional reflete o grau de exclusividade dos atributos funcionais (Mouillot *et al.*, 2013), de forma que os baixos valores deste índice podem indicar a redundância de traços funcionais. Ambientes contendo grupo com espécies funcionalmente redundantes possuem certa estabilidade funcional, já que várias espécies desempenham funções similares e, se houver um distúrbio que leve à diminuição na abundância e riqueza de espécies com determinados atributos funcionais, outras espécies podem compensar essa perda de riqueza, uma vez que desenvolvem as mesmas funções (Rosenfeld, 2002; Rice *et al.*, 2013; Carmona *et al.*, 2016). De acordo com Ibarra & Martin (2015), a degradação do habitat tem o potencial de alterar a relação entre riqueza de espécies e diversidade funcional, causando um declínio nestes índices e aumentando a homogeneização biótica funcional.

No período de 1983-1985, observamos que a maioria das espécies ocorrentes na Baía de Sepetiba eram residentes. Após a década de 90, observamos uma diminuição desta guilda de uso do habitat, sugerindo que, embora adaptadas para ambientes estuarinos, as condições locais não estavam sendo satisfatórias para a permanência de muitas espécies. Araújo *et al.* (2016b) avaliaram as mudanças temporais nas variáveis abióticas da Baía de Sepetiba, e observaram mudanças nas condições ambientais, como o aumento da temperatura, que coincidiu com a diminuição da riqueza e da densidade de algumas espécies de peixes. Ambientes estuarinos são caracterizados por seu marcado gradiente ambiental, selecionando espécies que toleram as condições estressantes deste tipo de ambiente. Assim, se houver uma significativa mudança nas condições ambientais iniciais, espécies podem não ser tolerantes à essa nova variação, não sendo capazes de se manter no ambiente (Whitfield, 1999). Além das mudanças nas condições ambientais, as influências antrópicas que ocorreram na área costeira da Baía, também podem ter influenciado de forma negativa a ictiofauna, principalmente em relação às espécies residentes, que são mais dependentes do habitat, sendo capazes de passar todo o seu ciclo de vida dentro do ambiente estuarino (Elliot *et al.*, 2007).

As guildas tróficas dos peixes que se alimentam de organismos bentônicos, apresentaram uma acentuada queda após o primeiro período de estudos. De acordo com Araújo *et al.* (2016b), a diminuição de representantes destes grupos pode estar relacionada com a diminuição na disponibilidade de habitat e de seus principais recursos alimentares (organismos bentônicos) devido à degradação geral do habitat, que tem um impacto significativo na fauna local, o que se reflete em mudanças na estrutura e função. As atividades antrópicas presentes ao entorno da Baía de Sepetiba podem ter contribuído para a baixa frequência e até mesmo, o desaparecimento de diversas espécies, principalmente para aquelas que apresentam certa dependência com o substrato. Essas guildas são principalmente caracterizadas por espécies associadas ao fundo, como é o caso dos linguados *Achirus declivis*, *Citharichthys spilopterus* e *Symphurus plagusia*, que formaram um importante grupo funcional no período de 1983-1985 e possuem uma relação direta com o substrato, tendo a capacidade de se camuflar como tática de alimentação ou proteção contra predadores (Gibson & Robb, 1992). Devido a sua estreita relação com o substrato, as mudanças nestes ambientes provavelmente apresentaram um impacto relevante sobre este grupo de espécies que têm tratos bem especializados. De acordo com Araujo *et al.* (2002), a Baía de Sepetiba sofreu modificações visando a ampliação do porto, que incluíram a dragagem do canal de acesso. Apesar de ser uma atividade necessária para a manutenção da profundidade apropriada dos canais navegáveis, esta prática causa uma série de efeitos prejudiciais devido à possibilidade de remoção de indivíduos bentônicos com o sedimento, modificação das propriedades do sedimento e suspensão do sedimento, nutrientes e poluentes estocados no sedimento (Ponti *et al.*, 2009). Barletta *et al.* (2016) investigaram os efeitos antes, durante e depois das operações de dragagem sobre a fauna de peixes demersais de um estuário tropical, e observaram mudanças significativas na ictiofauna e nas características do ambiente, no qual, após dragagem, o conjunto de peixes retomou uma biomassa semelhante à anterior, mas com composição alterada. Na Baía de Sepetiba, a zona interna parece ter sido mais impactada nos últimos anos, o que pode estar diretamente relacionado com as diversas atividades de origem antrópica que ocorrem principalmente nesta área.

A substituição de espécies foi o processo de estruturação da ictiofauna mais importante na escala de tempo avaliada, sugerindo uma composição relativamente variável ao longo do tempo. A maioria das espécies ocorreu em baixa frequência, o que pode estar corroborando para a alta rotatividade de espécies. A estabilidade da estrutura funcional e os maiores níveis de substituição de espécies entre as comunidades em ecossistemas de amplo gradiente ambiental, como a Baía de Sepetiba, parecem estar relacionados à dominância de grupos funcionais dentro dos quais as espécies se substituem de acordo com suas respostas aos filtros ambientais que selecionam determinadas características funcionais. De acordo com Baselga (2010), a dispersão de espécies entre locais parece ser em grande parte devido a substituição de espécies, e não ao aninhamento, quando a filtragem ambiental é o mecanismo estruturador da fauna, selecionando espécies com necessidades fisiológicas específicas. De fato, diversos estudos anteriores já apontaram este mecanismo estruturador das comunidades na Baía de Sepetiba, como Gomes-Gonçalves *et al.* (2020) que avaliaram os padrões temporais (1993–1995 e 2012–2015) de diversidade taxonômica e funcional da ictiofauna de áreas profundas da baía, e destacaram que, seguindo o mesmo padrão de riqueza e abundância, a distinção taxonômica também diminuiu no período mais recente. Estes resultados parecem indicar haver um processo de filtragem ambiental, uma vez que as espécies pertencentes a grupos taxonômicos únicos foram substituídas por espécies pertencentes a grupos taxonômicos existentes, com características funcionais e preferências ambientais semelhantes (Gomes-Gonçalves *et al.* 2020). Teichert *et al.* (2017) investigaram os padrões de redundância funcional da ictiofauna em diversos ambientes e observaram que, em ambientes estuarinos, as condições ambientais atuam como

um filtro, de forma que a diversidade parece estar associada à heterogeneidade ambiental e às restrições fisiológicas, que contribuem para que várias espécies distribuídas ao longo dos estuários compartilhem atributos funcionais similares.

Apesar do aumento da diversidade beta no período mais recente, observamos uma diminuição na riqueza de espécies, o que pode estar associado aos processos de degradação que o ecossistema vem experimentando nas últimas décadas. Esse resultado pode ser explicado pelo fato de que, com a perda local de espécies e o isolamento das populações devido às condições ambientais adversas, num primeiro momento a diversidade beta pode apresentar-se de forma mais elevada (Moreno & Halffter, 2001). Este padrão já foi observado em estudos anteriores, por exemplo, Socolar *et al.* (2016) que investigaram o comportamento da diversidade beta diante de diversas questões ambientais e observaram que a mudança climática parece aumentar a diversidade beta em alguns sistemas, que pode ser o resultado da diminuição da riqueza local, sem levar a extinções regionais.

As atividades de origem antrópica representam sérias ameaças ao ecossistema costeiro, alterando a estrutura do habitat e causando uma série de danos à comunidade local, que podem estar criando condições atuais diferentes das anteriores, o que poderia explicar a elevada Substituição de espécies. De acordo com Barletta & Lima (2019), as mudanças no ambiente estuarino podem alterar os fluxos naturais e levar a perdas de habitat, prejudicando a movimentação de peixes entre habitats anteriormente ligados, especialmente nas fases ontogenéticas iniciais. Essas mudanças são mais claramente visualizadas a longo prazo, que fornecem um retrato das comunidades biológicas, permitindo obter informações mais robustas e assertivas sobre a distribuição e a contribuição funcional das espécies ao longo do tempo (por exemplo, Villeger *et al.* 2010; Törnroos *et al.*, 2019; Gomes-Gonçalves *et al.*, 2020). Lindenmayer *et al.* (2012) listou uma série de benefícios e possibilidades dos estudos a longo prazo, como a quantificação das respostas em relação às mudanças nos ecossistemas, permitindo melhor compreender os processos ecológicos a longo prazo e fornecendo dados essenciais que podem ser usados para o desenvolvimento de modelos ecológicos, sendo úteis também para a gestão de ecossistemas. Assim, pesquisas a respeito da qualidade ambiental e ecologia de peixes com abordagens de longo prazo devem ser encorajadas, com monitoramento dos riscos para a fauna com base científica para todos os tipos de empreendimentos costeiros (Barletta & Lima, 2019), visando prever e minimizar os impactos destas atividades na biodiversidade.

Neste estudo, o componente Substituição de espécies trouxe a maior contribuição para a diversidade beta, apontando que esforços de conservação devem visar um maior número de áreas protegidas (Langer *et al.*, 2016). A eficiência das áreas de proteção depende não só da riqueza de espécies, mas do conhecimento da função que elas desempenham e também de suas distribuições entre as áreas. Devido à perda substancial de riqueza e abundância de espécies (Araújo *et al.*, 2016a,b), da diminuição da originalidade funcional da ictiofauna de áreas mais profundas (Gomes-Gonçalves *et al.*, 2020), além da perda na riqueza funcional observada no presente trabalho, a continuidade dos estudos de monitoramento ambiental e discussões sobre formas de mitigar os impactos antrópicos locais, bem como o estabelecimento de práticas de conservação, tornam-se indispensáveis para a manutenção da biodiversidade.

4. REFERÊNCIA BIBLIOGRAFICA

ANDERSON MJ, ELLINGSEN KE, MCARDLE BH. 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters* 9, 683–693. <https://doi.org/DOI:10.1111/j.1461-0248.2006.00926.x>

ANDERSON MJ, GORLEY RN, CLARKE KR. 2008. PERMANOVA for PRIMER: guide to software and statistical methods. Plymouth: primer-E. available on internet at. <http://www.primer-e.com>.

ARAÚJO DF, PERES LGM, YEPEZ S, MULHOLLAND DS, MACHADO W, TONHA M, GARNIER J. 2017. Assessing man-induced environmental changes in the Sepetiba Bay (Southeastern Brazil) with geochemical and satellite data. *Comptes Rendus Geoscience*. 349, 290-298. DOI: 10.1016/j.crte.2017.09.007

ARAUJO FG, AZEVEDO MCC, GUEDES APP. 2016b. Inter-decadal changes in fish communities of a tropical bay in southeastern Brazil. *Regional Studies in Marine Science* 3, 107–118. <https://doi.org/DOI: 10.1016/j.rsma.2015.06.001>

ARAÚJO FG, AZEVEDO MCC, SILVA MA, PESSANHA ALM, GOMES ID, CRUZ-FILHO AG. 2002. Environmental influences on the demersal fish assemblages in the Sepetiba Bay, Brazil. *Estuaries* 25(3), 441–450. doiDOI:10.1007/BF02695986

ARAUJO FG, PINTO S M, NEVES LM, AZEVEDO MCC. 2016a. Inter-annual changes in fish communities of a tropical bay in southeastern Brazil: What can be inferred from anthropogenic activities?. *Marine Pollution Bulletin* 114, 102–113. <https://doi.org/DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.08.063>

AZEVEDO MCC, ARAUJO FG, CRUZ FILHO AG, PESSANHA ALM, SILVA MA, GUEDES APP. 2007. Demersal fishes in a tropical bay in southeastern Brazil: Partitioning the spatial, temporal and environmental components of ecological variation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 75 468–480. <https://doi.org/DOI: 10.1016/j.ecss.2007.05.027>

BARCELLOS C, LACERDA LD. 1994. Cadmium and Zinc source assessment in the Sepetiba Bay and basin region. *Environmental Monitoring and Assessment*. 29, 183–199. <https://doi.org/DOI: 10.1007/BF00546874>.

BARLETTA M, CYSNEIROS FJA, LIMA ARA. 2016. Effects of dredging operations on the demersal fish fauna of a South American tropical-subtropical transition estuary. *Journal of Fish Biology* 89, 890–920. doiDOI:10.1111/jfb.12999

BARLETTA M, LIMA ARA. 2019. Systematic Review of Fish Ecology and Anthropogenic Impacts in South American Estuaries: Setting Priorities for Ecosystem Conservation. *Frontiers in Marine Science*. 6, 237. <https://doi.org/DOI: 10.3389/fmars.2019.00237>

BARROS F, BLANCHET H, HAMMERSTROM K, SAURIAU P, OLIVER J. 2014. A framework for investigating general patterns of benthic β -diversity along estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 149, 223–231. <https://doi.org/DOI: 10.1016/j.ecss.2014.08.025>

- BASELGA A. 2010. Partitioning the substituição de espécies and aninhamento components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19, 134–143. <https://doi.org/DOI:10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>
- BASELGA A, ORME CDL. 2012. Betapart: An R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*. 3, 808–812. DOI: 10.1111/j.2041-210X.2012.00224.x.
- BRANDL SJ, EMSLIE JMJ, CECCARELLI DM, RICHARDS ZT. 2016. Habitat degradation increases functional originality in highly diverse coral reef fish assemblages. *Ecosphere* 7, e01557. <https://doi.org/DOI:10.1002/ecs2.1557>.
- CAMARA EM, AZEVEDO MCC, FRANCO TP, ARAÚJO FG. 2019. Hierarchical partitioning of fish diversity and scale-dependent environmental effects in tropical coastal ecosystems. *Marine Environmental Research*, 148,: 26-38. <https://doi.org/DOI:10.1016/j.marenvres.2019.05.006>
- CARMONA CP, BELLO F, MANSON N, LEPS J. 2016. Traits Without Borders: Integrating Functional Diversity Across Scales. *Trends in Ecology & Evolution*, 31(5), 382–394. doi:<https://doi.org/DOI:10.1016/j.tree.2016.02.003>
- CLARKE, C., HILLIARD, R., DE JUNQUEIRA, A.O.R., DE NETO, A.C.L., POLGLAZE, J., RAAYMAKERS, S., 2004. Ballast water risk assessment, Port of Sepetiba, Federal Republic of Brazil. *GloBallast Monograph Series No. 14*.
- CLARKE KR, WARWICK RM. 2001. *Change in Marine Communities: an Approach to Statistical Analysis and Interpretation*, second ed. Primer-E, Plymouth.
- COSTANZA R, ARGE R, GROOT R, FARBER S, GRASSO M, HANNON B, LIMBURG K, NAEEM S, NEILL R, PARUELO J, RASKIN R, SUTTON P, BELT M. 1997. The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. *Nature*, 387, 253–260. DOI: 10.1016/S0921-8009(98)00020-2.
- CUNHA CLN, ROSMAM PCC, FERREIRA AP, MONTEIRO TCN. 2006. Hydrodynamics and water quality models applied to Sepetiba Bay. *Continental Shelf Research* 26, 1940–1953. <https://doi.org/DOI:10.1016/j.csr.2006.06.010>
- DIAS TC, BERG MP, DE BELLO F, OOSTEN AR, BILÁ K, MORETTI M. 2013. An experimental framework to identify community functional components driving ecosystem processes and services delivery. *Journal of Ecology*, 101, 29–37. <https://doi.org/DOI:10.1111/1365-2745.12024>
- EDIE S, JABLONSKI D, VALENTINE J. 2018. Contrasting responses of functional diversity to major losses in taxonomic diversity. *PNAS*, 115(4), 732–737. <https://doi.org/DOI:10.1073/pnas.1717636115>
- ELLIOTT M, WHITFIELD AK, POTTER IC, BLABER SJM, CYRUS DP, NORDLIE FG, HARRISON TD. 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries*, 8, 241–268. <https://doi.org/DOI:10.1111/j.1467-2679.2007.00253.x>

- FONTRONDONA-ESLAVA A, DEACON AE, RAMNARINE IW, MAGURRAN AE. 2021. Numerical abundance and biomass reveal different temporal trends of functional diversity change in tropical fish assemblages. *Journal of Fish Biology*, 99(3), 1079–1086. doiDOI: 10.1111/jfb.14812
- FROESE R, D PAULY D EDITORS. 2021. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (06/2021)
- GIBSON R, ROBB L. 1992. The relationship between body size, sediment grain size and the burying ability of juvenile plaice, *Pleuronectes platessa* L. *Journal of Fish Biology*, 40, 771–778. DOI: 10.1111/j.1095-8649.1992.tb02623.x.
- GOMES-GONÇALVES RS, AGUIAR FS, AZEVEDO MCC, ARAÚJO FG. 2020. Functional stability despite anthropogenic influences on the ichthyofauna of a tropical bay. *Marine Environmental Research*, 159, 1–10. <https://doi.org/DOI: 10.1016/j.marenvres.2020.105016>
- IBARRA J, MARTIN K. 2015. Biotic homogenization: Loss of avian functional richness and habitat specialists in disturbed Andean temperate forests. *Biological Conservation*, 192, 418–427. DOI: 10.1016/j.biocon.2015.11.008.
- HARPER JL, HAWKSWORTH DL. 1994. Biodiversity: measurement and estimation. *Philosophical transactions of the Royal Society of London*, 345, 5–12. doiDOI: 10.1098/rstb.1994.0081
- HEINO J, SOININEN J, ALAHUHTA J, LAPPALAINEN J, VIRTANEN R. 2015. A comparative analysis of metacommunity types in the freshwater realm. *Ecology and Evolution*, 5(7), 1525–1537. doiDOI: 10.1002/ece3.1460
- JANKOWSKI J, CIECKA A, MEYER N, RABENOLD K. 2009. Beta diversity along environmental gradients: Implications of habitat specialization in tropical montane landscapes. *The Journal of Animal Ecology*, 78, 315–27. DOI: 10.1111/j.1365-2656.2008.01487.x.
- LANGER T, MURRY B, PANGLE K, UZARSKI D. 2016. Species substituição de espécies drives β -diversity patterns across multiple spatial and temporal scales in Great Lake Coastal Wetland Communities. *Hydrobiologia*, 777, 55-66. DOI: 10.1007/s10750-016-2762-2.
- LEAL NETO AC, LEGEY LFL, GONZÁLEZ-ARAYA MC, JABLONSKI S. 2006. A system dynamics model for the environmental management of the Sepetiba Bay watershed, Brazil. *Environmental Management*, 38, 879–888. doiDOI:10.1007/s00267-005-0211-5
- LINDHOLM M, ALAHUHTA J, HEINO J, TOIVONEN H. 2020. Temporal beta diversity of lake plants is determined by concomitant changes in environmental factors across decades. *Journal of Ecology*, 109, 819-832. DOI: 10.1111/1365-2745.13508.
- LINDENMAYER DB, LIKENS GE, ANDERSEN A, BOWMAN D, BULL CM, BURNS E, DICKMAN CR, HOFFMANN AA, KEITH DA, LIDDELL MJ, LOWE AJ, METCALFE DJ, PHINN SR, RUSSELL-SMITH J, THURGATE N, WARDLE GM. 2012. Value of longterm ecological studies. *Austral Ecology*, 37, 745e757. <https://doi.org/DOI: 10.1111/j.1442-9993.2011.02351.x>

LOREAU M, NAEEM S, INCHAUSTI P, BENGTSSON J, GRIME J, HECTOR A, HOOPER D, HUSTON M, RAFFAELLI D, SCHMID B, TILMAN D, WARDLE D. 2001. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. Science (New York, N.Y.), 294, 804–8. doiDOI: 10.1126/science.1064088

LOTZE H, LENIHAN H, BOURQUE B, BRADBURY R, COOKE R, KAY M, KIDWELL S, KIRBY M, PETERSON C, JACKSON J. 2006. Depletion, Degradation, and Recovery Potential of Estuaries and Coastal Seas. Science, 312, 1806-9. DOI: 10.1126/science.1128035.

MAGURRAN A, HENDERSON P. 2003. Explaining the excess of rare species in abundance distributions. Nature, 422, 714–716. DOI: 10.1038/nature01547

MARINHA DO BRASIL. 2021. PROSUB. Disponível em: <https://www.marinha.mil.br/prosub/institucional>. Acesso em: 02/09/2021.

MASON N, MOUILLOT D, LEE W, WILSON J. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: The primary components of functional diversity. Oikos, 111, 112–118. DOI: 10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x.

MOLISANI MM, MARINS RV, MACHADO W, PARAQUETTI HHM, BIDONE ED, LACERDA LD. 2004. Environmental changes in Sepetiba bay, SE Brazil. Regional Environmental Change, 4, 17–27. DOI: 10.1007/s10113-003-0060-9

MORENO CE, HALFFTER G. 2001. Spatial and temporal analysis of the alpha, beta and gamma diversities of bats in a fragmented landscape. Biodiversity and Conservation, 10, 367–382. DOI: 10.1023/a:1016614510040

MOUCHET M, VILLÉGER S, MASON N, MOUILLOT D. 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. Functional Ecology, 24, 867-876. DOI: 10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x.

MOUILLOT D, GRAHAM NAJ, VILLEGGER S, MANSON NWH, BELLWOOD DR. 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. Trends in Ecology & Evolution, 28(3), 167–177. DOI: 10.1016/j.tree.2012.10.004.

PELÁEZ OE, AZEVEDO FM, PAVANELLI CS. 2017. Environmental heterogeneity explains species turnover but not nestedness in fish assemblages of a Neotropical basin. Acta Limnologica Brasiliensia 29, c117. DOI: 10.1590/S2179-975X8616

PELLEGATTI F, FIGUEIREDO AMG, WASSERMAN JC. 2001. Neutron activation analysis applied to determination of heavy metals and other trace elements in sediments from Sepetiba Bay (RJ), Brazilian Journal of Geostandards and Geoanalysis, 25(2-3), 307–315. DOI: 10.1111/j.1751-908X.2001.tb00607.x

PINTO LMO, 2005. Implicações da contaminação por metais pesados no meio ambiente da Baía de Sepetiba e entorno: o caso da Cia. Mercantil Ingá. Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado em Sistemas de Gestão da Universidade Federal Fluminense.

PONTI M, PASTERIS A, GUERRA R, ABBIATI M. 2009. Impacts of maintenance channel dredging in a northern adriatic coastal lagoon. II: effects on macrobenthic assemblages in

channels and ponds. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 85, 143-150. DOI: 10.1016/j.ecss.2009.06.027

R DEVELOPMENT CORE TEAM 2011. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.

RICE J, NIELS D, GISLASON H, POPE J. 2013. Does functional redundancy stabilize fish communities? *ICES Journal of Marine Science*, 70, 734–742. <https://doi.org/DOI:10.1093/icesjms/fst071>.

ROSENFELD JS. 2002. Functional redundancy in ecology and conservation. *Oikos*, 98 (1), 156–162. <https://doi.org/DOI:10.1034/j.1600-0706.2002.980116.x>

SOCOLAR J, GILROY J, KUNIN W, EDWARDS D. 2016. How Should Beta-Diversity Inform Biodiversity Conservation? *Trends in Ecology & eEvolution*, 31, 67-80. DOI: 10.1016/j.tree.2015.11.005.

TEICHERT N, LEPAGE M, SAGOUIS A, BORJA A, CHUST G, FERREIRA M, PASQUAUD S, SCHINEGGER R, SEGURADO P, ARGILLIER C. 2017. Functional redundancy and sensitivity of fish assemblages in European rivers, lakes and estuarine ecosystems. *Scientific Reports*, 7, 17611. DOI: 10.1038/s41598-017-17975-x.

TÖRNROOS A, PECUCHET L, OLSSON J, GÅRDMARK A, BLOMQVIST M, LINDEGREN M, BONSDORFF E. 2019. Four decades of functional community change reveals gradual trends and low interlinkage across trophic groups in a large marine ecosystem. *Global Change Biology*, 25(4), 1235–1246. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.14552>

VILLEGER S, MASON NWH, MOUILLOT D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89, 2290–2301. DOI:<https://doi.org/10.1890/07-1206.1>

VILLEGER S, MIRANDA J, FLORES-HERNANDEZ D, MOUILLOT D. 2010. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Application*, 20(6), 1512–1522. <https://doi.org/DOI:10.1890/09-1310.1>.

WHITFIELD A. 1999. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: A South African case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 9, 151–186. doiDOI: 10.1023/A:1008994405375

WHITTAKER RH. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21, 213–251. DOI:doi 10.2307/1218190

WIERSMA YF, URBAN DL. 2005. Beta-diversity and nature reserve system design: a case study from the Yukon, Canada. *Conservation Biology*, 19, 1262–1272. <http://dx.doi.org/DOI:10.1111/j.1523-1739.2005.00099.x>

WRIGHT DH, REEVES JH. 1992. On the meaning and measurement of aninhamento of species assemblages. *Oecologia*, 92, 416–428. doi:DOI: 10.1007/BF00317469

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os sistemas marinhos costeiros vêm sofrendo considerável processo de degradação ambiental devido, principalmente, ao avanço de atividades antrópicas ao seu entorno, tornando evidente a necessidade do conhecimento mais completo da biodiversidade e buscando formas de manter a representação máxima da biodiversidade local. A Baía de Sepetiba apresenta grande diversidade marinha com importantes papéis ecológicos, possuindo uma grande diversidade de habitats, com importantes áreas de criação para várias espécies e, apesar de ter sido intensamente modificada em decorrência da expansão industrial e urbana nas últimas décadas, o entorno da Baía de Sepetiba ainda possui áreas preservadas, que são importantes refúgios para a fauna ocupante.

O Laboratório de Ecologia de Peixes tem feito um importante trabalho no monitoramento da ictiofauna, permitindo acompanhar não apenas as possíveis mudanças faunísticas, mas também a expansão urbana mais recente. Durante as saídas de campo, foi possível observar o rápido estabelecimento da população humana em áreas que deveriam ser protegidas, como nas proximidades do manguezal inserido na Reserva Biológica e Arqueológica de Guaratiba (área interna da Baía) e também na pequena formação de mangue em Coroa Grande (área média da Baía), que são áreas de grande valor biológico, mas apesar disso, tem sofrido intensa degradação nas últimas décadas. O estabelecimento de áreas com construção civil sem o adequado planejamento e estrutura sanitária em grande proximidade dessas áreas, não apenas modifica sua paisagem natural, mas também representa grandes riscos para a biodiversidade. O exemplo que temos observado nessa área, torna evidente a necessidade não de apenas delinear áreas de preservação, mas de principalmente intensificar o monitoramento, impedindo o uso indevido dessas áreas, colocando em risco toda uma diversidade biológica.

Os padrões espaciais da ocorrência da ictiofauna com relação às condições ambientais, bem como as mudanças temporais nos índices taxonômicos e funcionais, foram avaliados neste estudo. Além disso, o presente estudo visou investigar não apenas a biodiversidade de peixes, mas também caracterizar a área em relação às variáveis ambientais de dois importantes compartimentos marinhos: água (salidade, temperatura e transparência) e sedimento (composição granulométrica e de nutrientes), relacionando-os com a diversidade beta e também investigando as relações mais específicas entre estas variáveis ambientais e a ictiofauna local. Em complementação, buscamos identificar também as mudanças temporais, não apenas em relação a diversidade taxonômica, mas também verificando se essas modificações estão afetando os serviços ecossistêmicos, de acordo com os índices de diversidade funcional. Nossos resultados apontaram correlação positiva, embora fraca, entre a diversidade beta e a heterogeneidade ambiental, e isso pode ser devido ao fato que áreas heterogêneas possibilitam maiores oportunidade de nichos para uma maior diversidade biológica ocorrer e se estabelecer nessas áreas. A nível temporal, verificamos uma expressiva queda no número de espécies e abundância após o primeiro período avaliado, enquanto que os índices de diversidade funcional demonstraram certa estabilidade, com exceção da riqueza funcional, que apresentou significativo declínio.

Apesar de não termos avaliado as mudanças temporais nos parâmetros ambientais da área, estudos previos demonstraram os impactos causados pela industrialização, principalmente após a década de 80, com intensa contaminação por metais pesados, que possivelmente tornou limitante a presença de muitas espécies. Além das contaminações do ecossistema a partir de práticas habituais das indústrias locais, a Baía de Sepetiba também sofreu uma grande

“tragédia” ambiental, ocorrida em 1996, com a poluição por Zn e Cd advindos do rompimento da barragem de contenção da companhia Mercantil Industrial Ingá, exatamente entre os períodos nos quais a queda dos índices biológicos foi mais expressiva. Apesar disso, os índices funcionais apresentaram certa estabilidade, com a riqueza funcional das espécies sendo o único índice que apresentou declínio significativo. Essa estabilidade pode ser explicada pelo fato de que os ambientes estuarianos, de forma geral, apresentam elevada redundância funcional devido às restrições impostas pelo gradiente ambiental, que podem agir como filtros biológicos, resultando na limitação na ocorrência de espécies sensíveis, o que pode resultar na convergência de traços funcionais. Assim, nestes sistemas costeiros, muitas espécies desempenham funções redundantes, garantindo que, apesar das perdas na riqueza e abundância de espécies, funções importantes podem ser mantidas. Apesar de não termos testado a redundância funcional no presente trabalho, os baixos índices de especialização e originalidade funcionais apoiam essas conclusões.

Nossos resultados evidenciam a importância da utilização de diferentes índices de diversidade para avaliação mais detalhada das comunidades biológicas. A aplicação de índices de diversidade funcional e diversidade beta na verificação de variações espaço-temporais, visou complementar as informações já existentes sobre este sistema costeiro, já que o uso de abordagens distintas possibilita uma melhor e mais holística estimativa da diversidade biológica. Acreditamos que os resultados obtidos através do presente trabalho nos permitiram uma visão mais ampla dos processos ecológicos, podendo ser úteis na determinação de novas estratégias de conservação.

ANEXOS

CAPÍTULO I

Anexo 1. Lista de espécies da ictiofauna da Baía de Sepetiba (RJ), com seus respectivos códigos da ictiofauna da Baía de Sepetiba, RJ, Brasil.

Taxon	Código
<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	Aclin
<i>Anchoa januaria</i> (Steindachner, 1879)	Anjan
<i>Anchoa lyolepis</i> (Evermann & Marsh, 1900)	Anlyo
<i>Anchoa tricolor</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Antri
<i>Atherinella brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1825)	Atbra
<i>Brevoortia aurea</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Braur
<i>Brevoortia pectinata</i> (Jenyns, 1842)	Brepec
<i>Caranx crysos</i> (Mitchill, 1815)	Carcry
<i>Caranx latus</i> Agassiz, 1831	Calat
<i>Cathorops spixii</i> (Agassiz, 1829)	Caspi
<i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier, 1829)	Ceede
<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792)	Ceund
<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)	Chfab
<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	Chchr
<i>Citharichthys arenaceus</i> Evermann & Marsh, 1900	Ciare
<i>Citharichthys spilopterus</i> Günther, 1862	Cisp
<i>Ctenogobius boleosoma</i> (Jordan & Gilbert, 1882)	Ctbol
<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i> (Metzelaar, 1919)	Ctgra
<i>Diplectrum radiale</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Dirad
<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)	Dirho
<i>Elops saurus</i> (Linnaeus, 1766)	Elosau
<i>Epinephelus itajara</i> (Lichtenstein 1822)	Epita
<i>Etropus crossotus</i> Jordan & Gilbert, 1882	Etcro
<i>Eucinostomus argenteus</i> Baird & Girard, 1855	Euarg
<i>Eucinostomus gula</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Eugul
<i>Genidens barbatus</i> (Lacépède, 1803)	Gebar
<i>Genidens genidens</i> (Valenciennes, 1839)	Gegen
<i>Gobionellus boleosoma</i> (Jordan & Gilbert, 1882)	Gobol
<i>Gobionellus oceanicus</i> (Pallas, 1770)	Gooce
<i>Harengula clupeola</i> (Cuvier, 1829)	Haclu
<i>Hemiramphus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	Hebras
<i>Hyporhamphus roberti roberti</i> (Valenciennes, 1847)	Hyrob
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i> (Ranzani, 1841)	Hyuni
<i>Jenynsia multidentata</i> (Jenyns, 1842)	Jemul
<i>Larimus breviceps</i> Cuvier, 1830	Labrev
<i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	Meam
<i>Menticirrhus littoralis</i> (Holbrook, 1847)	Melit

<i>Microgobius meeki</i> Evermann & Marsh, 1899	Mimee
<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	Mifur
<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836	Mucur
<i>Mugil liza</i> Valenciennes, 1836	Muliz
<i>Oligoplites saliens</i> (Bloch, 1793)	Olsal
<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch and Schneider, 1801)	Olsau
<i>Oligoplites palometa</i> (Cuvier, 1832)	Olpal
<i>Paralichthys isosceles</i> Jordan, 1891	Paiso
<i>Paralichthys orbignyanus</i> (Valenciennes, 1839)	Paorb
<i>Poecilia vivipara</i> Bloch & Schneider, 1801	Poevi
<i>Polydactylus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	Polvi
<i>Prionotus punctatus</i> (Bloch, 1793)	Prpun
<i>Sardinella brasiliensis</i> (Steindachner, 1879)	Sabra
<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)	Sevom
<i>Seriola dumerili</i> (Risso, 1810)	Sedum
<i>Sphoeroides spengleri</i> (Bloch, 1785)	Spspl
<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)	Sptest
<i>Stellifer stellifer</i> (Bloch, 1790)	Stste
<i>Stellifer rastrifer</i> (Jordan, 1889)	Stras
<i>Stephanolepis hispidus</i> (Linnaeu, 1766)	Sthis
<i>Strongylura timucu</i> (Walbaum, 1792)	Sttim
<i>Syngnathus dunckeri</i> Metzelaar, 1919	Syndun
<i>Cosmocampus elucens</i> (Poey, 1868)	Cosel
<i>Syngnathus folletti</i> Herald, 1942	Syfol
<i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus, 1758)	Trfal
<i>Trachinotus carolinus</i> (Linnaeus, 1766)	Trcar
<i>Trinectes microphthalmus</i> (Chabanaud, 1928)	Trmic
<i>Umbrina coroides</i> Cuvier, 1830	Umcor

CAPÍTULO II

Anexo 1. Categorias dos traços funcionais selecionados para este estudo, com indicações dos códigos dos traços.

Grupos de traços	Categorias	Código
Distribuição vertical	Pelágico	P
	Bentônico	B
Forma do corpo	Filiforme	FILI
	Alongado	ELON
	Simétrico lateralmente achatado	FLS
	Assimétrico lateralmente achatado	FLASS
	Achatado dorsoventralmente	FDV
Mobilidade	Cilindrico	CLI
	Móvel	MO
	Sedentário	SE
Guilda trófica	Planctívoro	PL
	Detritívoro	DE
	Piscívoro	PIS
	Bentófago	BEM
	Hiperbentófago	HYP
	Herbívoro	HE
	Onívoro	OPP
Guilda reprodutiva	Carregador	BEAR
	Guardador	GUAR
Uso do habitat	Não guardador	NOGUAR
	Residente	RE
	Migrante marinho	MM
	Visitante marinho	MS
	Semi-anádromo	SAN

Anexo 2. Lista de espécies de peixes com indicação das categorias de traços funcionais adaptadas de Elliot *et al.* (2007); Andreatta (2012); Froese & Pauly (2013); Gomes *et al.* (2014); Araújo *et al.* (2016); Gomes-Gonçalves *et al.* (2020). Códigos para traços funcionais no Anexo1. Frequência de ocorrência (FO) e abundância (N) de espécies em cada período.

<i>Espécies</i>	Cod	Mob	Dvert	Fcorpo	Gt	Ua	Gr
<i>Achirus declivis</i>	Achdec	SE	B	FLASS	BE	RE	NOGUAR
<i>Achirus lineatus</i>	Achlin	SE	B	FLASS	BE	RE	NOGUAR
<i>Anchoa januaria</i>	Ancjan	MO	P	ELON	PL	MM	NOGUAR
<i>Anchoa lyolepis</i>	Anclyo	MO	P	ELON	PL	MS	NOGUAR
<i>Anchoa tricolor</i>	Anctri	MO	P	ELON	PL	MS	NOGUAR
<i>Atherinella brasiliensis</i>	Athbra	MO	P	ELON	OPP	RE	NOGUAR
<i>Bairdiella ronchus</i>	Bairon	MO	B	ELON	HYP	MS	NOGUAR
<i>Bathygobius soporator</i>	Batsop	SE	B	FDV	BEM	RE	NOGUAR
<i>Brevoortia aurea</i>	Breaur	MO	P	ELON	PL	MS	NOGUAR
<i>Caranx latus</i>	Carlat	MO	P	ELON	PIS	MM	NOGUAR
<i>Cathorops spixii</i>	Catspi	MO	B	FDV	OP	SAN	BEAR
<i>Cetengraulis edentulus</i>	Cetede	MO	P	ELON	PL	RE	NOGUAR
<i>Centropomus parallelus</i>	Cenpar	MO	B	ELON	PI	SAN	NOGUAR
<i>Centropomus undecimalis</i>	Cenund	MO	B	ELON	PI	SAN	NOGUAR
<i>Chaetodipterus faber</i>	Chafab	MO	P	FLS	BE	MS	NOGUAR
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	Chlchr	MO	P	FLS	HY	MM	NOGUAR
<i>Citharichthys arenaceus</i>	Citare	SE	B	FLASS	HY	MS	NOGUAR
<i>Citharichthys cornutus</i>	Citcor	SE	B	FLASS	HY	MS	NOGUAR
<i>Citharichthys spilopterus</i>	Citspi	SE	B	FLASS	HY	MS	NOGUAR
<i>Conodon nobilis</i>	Connob	MO	B	ELON	HY	MS	NOGUAR
<i>Cosmocampus elucens</i>	Coselu	MO	B	FILI	HYP	MS	BEAR
<i>Ctenogobius boleosoma</i>	Ctebol	SE	B	FDV	BEM	RE	NOGUAR
<i>Cynoscion leiarchus</i>	Cynlei	MO	B	ELON	BE	MM	NOGUAR
<i>Cynoscion microlepidotus</i>	Cynmic	MO	B	ELON	BE	MM	NOGUAR
<i>Dactyloscopus crossotus</i>	Daccro	SE	B	ELON	HYP	RE	NOGUAR
<i>Diplectrum radiale</i>	Diprad	MO	B	ELON	PI	RE	NOGUAR
<i>Diapterus rhombeus</i>	Diarho	MO	B	FLS	BEM	RE	NOGUAR
<i>Elops saurus</i>	Elosau	MO	P	ELON	PIS	MS	NOGUAR
<i>Etropus crossotus</i>	Etrcro	SE	B	FLASS	HY	MM	NOGUAR
<i>Etropus longimanus</i>	Etrlon	SE	B	FLASS	HY	MM	NOGUAR
<i>Eucinostomus argenteus</i>	Eucarg	MO	B	ELON	BE	RE	NOGUAR
<i>Eucinostomus gula</i>	Eucgul	MO	B	ELON	BE	MS	NOGUAR
<i>Ulaema lefroyi</i>	Ulalef	MO	B	ELON	BE	MS	NOGUAR
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	Eucmel	MO	B	ELON	BE	RE	NOGUAR
<i>Evorthodus lyricus</i>	Evolyr	SE	B	FDV	BE	RE	NOGUAR
<i>Fistularia petimba</i>	Fispet	SE	P	FILI	PL	RE	NOGUAR
<i>Genidens barbatus</i>	Genbar	MO	B	FDV	OP	SAN	BEAR
<i>Genidens genidens</i>	Gengen	MO	B	FDV	OP	SAN	BEAR

<i>Gobionellus oceanicus</i>	Goboce	SE	B	FDV	BE	RE	NOGUAR
<i>Gobionellus stomatus</i>	Gobsto	SE	B	FDV	BE	RE	NOGUAR
<i>Gymnothorax ocellatus</i>	Gymoce	SE	B	ELON	PI	RE	NOGUAR
<i>Harengula clupeiola</i>	Harclu	MO	P	ELON	PL	RE	NOGUAR
<i>Haemulon steindachneri</i>	Haestei	MO	B	ELON	HY	MM	NOGUAR
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Hembra	MO	P	FILI	HE	MM	NOGUAR
<i>Hyporhamphus unifaciatus</i>	Hypuni	MO	P	FILI	HE	MM	NOGUAR
<i>Jenynsia lineata</i>	Jenlin	MO	B	ELON	HE	FR	BEAR
<i>Larimus breviceps</i>	Larbre	MO	B	ELON	PI	MM	NOGUAR
<i>Lycengraulis grossidens</i>	Lycgro	MO	P	ELON	PL	SAN	NOGUAR
<i>Menticirrhus americanus</i>	Mename	MO	B	ELON	BE	RE	NOGUAR
<i>Menticirrhus littoralis</i>	Menlit	MO	B	ELON	BE	MM	NOGUAR
<i>Micropogonias furnieri</i>	Micfur	MO	B	ELON	BE	MM	NOGUAR
<i>Monacanthus ciliatus</i>	Moncil	MO	B	FLS	HY	MS	GUAR
<i>Mugil curema</i>	Migcur	MO	B	ELON	DE	MM	NOGUAR
<i>Mugil gaimardianus</i>	Muggai	MO	B	ELON	DE	MM	NOGUAR
<i>Mugil liza</i>	Mugliz	MO	B	ELON	DE	MM	NOGUAR
<i>Mugil platanus</i>	Mugpla	MO	B	ELON	DE	MM	NOGUAR
<i>Odontoscion dentex</i>	Ododen	MO	B	ELON	HY	MS	NOGUAR
<i>Oligosarcus hepsetus</i>	Olihep	MO	P	ELON	PI	FR	NOGUAR
<i>Oligoplites palometa</i>	Olipal	MO	P	ELON	PI	MM	NOGUAR
<i>Oligoplites saliens</i>	Olisal	MO	P	ELON	PI	MM	NOGUAR
<i>Oligoplites saurus</i>	Olisau	MO	P	ELON	PI	MM	NOGUAR
<i>Ophioscion punctatissimus</i>	Ophpun	MO	B	ELON	BE	MS	NOGUAR
<i>Platanichthys platana</i>	Plapla	MO	P	ELON	PL	FRE	NOGUAR
<i>Pomadasys corvinaeformis</i>	pomcor	MO	B	ELON	BE	MS	NOGUAR
<i>Poecilia vivipara</i>	Poeviv	MO	B	ELON	DET	FRE	BEAR
<i>Polydactylus oligodon</i>	Pololi	MO	B	ELON	HYP	MS	NOGUAR
<i>Prionotus punctatus</i>	Pripun	MO	B	FDV	HY	RE	NOGUAR
<i>Sardinella brasiliensis</i>	Sarbra	MO	P	ELON	PL	MM	NOGUAR
<i>Aspistor luniscutis</i>	Asplun	MO	B	FDV	OPP	SAN	BEAR
<i>Selene vomer</i>	Selvom	MO	P	FLS	HY	MS	NOGUAR
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	Sphgre	MO	B	FDV	HY	RE	NOGUAR
<i>Sphoeroides testudineus</i>	Sphtes	MO	B	FDV	HY	RE	NOGUAR
<i>Stellifer rastrifer</i>	Steras	MO	B	ELON	BE	MS	NOGUAR
<i>Strongylura marina</i>	Strmar	MO	P	FILI	PIS	MS	NOGUAR
<i>Stellifer stellifer</i>	Steste	MO	B	ELON	BE	MM	NOGUAR
<i>Strongylura timucu</i>	Strtim	MO	P	FILI	PIS	MS	NOGUAR
<i>Synodus foetens</i>	Synfoe	MO	B	ELON	PI	RE	NOGUAR
<i>Syngnathus folletti</i>	Synfol	MO	B	CIL	OP	RE	BEAR
<i>Symphurus tessellatus</i>	Symtes	SE	B	FLASS	HY	MM	NOGUAR
<i>Symphurus plagusia</i>	Sympla	SE	B	FLASS	HY	MM	NOGUAR
<i>Tilapia rendalli</i>	Tilren	MO	B	ELON	OP	FR	GUAR
<i>Trachinotus carolinus</i>	Tracar	MO	P	FLS	HY	MS	NOGUAR
<i>Trachinotus falcatus</i>	Trafal	MO	P	FLS	HY	MS	NOGUAR

<i>Trachinotus goodei</i>	Tragoo	MO	P	FLS	HYP	MS	NOGUAR
<i>Trinectes microphthalmus</i>	Trimic	SE	B	FLASS	BE	RE	NOGUAR
<i>Umbrina coroides</i>	Umbcor	MO	B	ELON	BEM	MM	NOGUAR

Anexo 3. Frequencia de ocorrência (FO) e abundância (N) de espécies em cada período e zona.
Código: ZE, Zona Externa; ZI, Zona Interna

Species	1983-1985				1999-2001				2017-2019			
	ZE		ZI		ZE		ZI		ZE		ZI	
	N	FO	N	FO	N	FO	N	FO	N	FO	N	FO
<i>Athbra</i>	376	79,2	472	70,8	195	54,2	102	45,8	335	58,3	76	12,5
<i>Micfur</i>	1603	4,2	439	66,7	1	4,2	206	54,2	69	25,0	22	37,5
<i>Eucarg</i>	2098	58,3	149	25,0	3	8,3	104	12,5	222	25,0	5	8,3
<i>Olipal</i>	6	8,3	7	12,5	6	12,5	2	8,3	18	37,5	6	12,5
<i>Olisau</i>	43	20,8	9	8,3	94	25,0	8	8,3	110	41,7	5	8,3
<i>Tracar</i>	17	16,7	5	12,5	190	45,8	8	8,3	93	62,5	26	12,5
<i>Diarho</i>	15	8,3	-	-	2	4,2	8	12,5	14	4,2	4	4,2
<i>Ancjan</i>	401	25,0	2250	66,7	-	-	512	20,8	685	33,3	163	45,8
<i>Mugliz</i>	90	8,3	6	8,3	349	25,0	723	54,2	-	-	1253	16,7
<i>Anctri</i>	1694	83,3	22	12,5	603	33,3	77	20,8	20	16,7	-	-
<i>Trafal</i>	28	25,0	14	20,8	63	29,2	2	8,3	2	8,3	-	-
<i>Sphtes</i>	43	25,0	2	8,3	1	4,2	2	8,3	26	37,5	-	-
<i>Chlchr</i>	-	-	-	-	3	4,2	1	4,2	7	4,2	1	4,2
<i>Migcur</i>	78	8,3	10	16,7	2	4,2	-	-	-	-	26	4,2
<i>Citspi</i>	31	29,2	4	4,2	15	4,2	-	-	-	-	1	4,2
<i>Mename</i>	13	29,2	36	29,2	4	8,3	31	41,7	-	-	-	-
<i>Sphgre</i>	26	20,8	3	4,2	1	4,2	1	4,2	-	-	-	-
<i>Menlit</i>	4	12,5	1	4,2	13	16,7	-	-	42	37,5	-	-
<i>Muggai</i>	5	4,2	22	20,8	-	-	-	-	-	-	17	4,2
<i>Poeviv</i>	1	4,2	3	8,3	8	12,5	-	-	-	-	-	-
<i>Cenpar</i>	1	4,2	-	-	-	-	-	-	1	4,2	2	4,2
<i>Citare</i>	5	12,5	-	-	4	4,2	-	-	-	-	7	4,2
<i>Elosau</i>	-	-	-	-	48	4,2	1	4,2	-	-	3	8,3
<i>Eucgul</i>	5	12,5	1	4,2	-	-	-	-	-	-	4	4,2
<i>Selvom</i>	5	4,2	2	8,3	1	4,2	-	-	-	-	-	-
<i>Strtim</i>	3	8,3	1	4,2	1	4,2	-	-	5	20,8	-	-
<i>Cetede</i>	1	4,2	29	16,7	-	-	-	-	-	-	26	16,7
<i>Carlat</i>	1	4,2	2	4,2	5	12,5	-	-	-	-	-	-
<i>Olisal</i>	1	4,2	-	-	-	-	1	4,2	1	4,2	-	-
<i>Harclu</i>	154	16,7	-	-	-	-	118	16,7	-	-	39	8,3
<i>Gengen</i>	-	-	94	33,3	-	-	44	25,0	-	-	556	45,8
<i>Strmar</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	4	8,3	1	4,2
<i>Mugpla</i>	2	4,2	3	8,3	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Diprad</i>	6	16,7	1	4,2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lycgro</i>	3	8,3	7	8,3	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sympla</i>	6	8,3	2	8,3	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tragoo</i>	2	4,2	2	4,2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trimic</i>	1	4,2	1	4,2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ophpun</i>	1	4,2	1	4,2	-	-	-	-	-	-	-	-

<i>Plapla</i>	10	4,2	1	4,2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Eucmel</i>	11	8,3	3	4,2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Goboce</i>	5	8,3	3	4,2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Batsop</i>	3	12,5	19	4,2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Synfoe</i>	8	12,5	-	-	1	4,2	-	-	-	-	-	-
<i>Daccro</i>	2	8,3	-	-	1	4,2	-	-	-	-	-	-
<i>Chafab</i>	2	8,3	-	-	-	-	-	-	9	16,7	-	-
<i>Umbcor</i>	33	20,8	-	-	-	-	-	-	1	4,2	-	-
<i>Ctebol</i>	1	4,2	-	-	-	-	1	4,2	-	-	-	-
<i>Cynlei</i>	-	-	16	8,3	-	-	15	16,7	-	-	-	-
<i>Catspi</i>	-	-	202	33,3	-	-	2	4,2	-	-	-	-
<i>Synfol</i>	-	-	7	8,3	-	-	-	-	6	12,5	-	-
<i>Coselu</i>	-	-	1	4,2	-	-	-	-	4	16,7	-	-
<i>Breaur</i>	-	-	-	-	-	-	1	4,2	-	-	17	25,0
<i>Gobsto</i>	1	4,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gymoce</i>	2	8,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Olihep</i>	1	4,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pomcor</i>	1	4,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pololi</i>	1	4,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pripun</i>	7	8,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Achdec</i>	6	20,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Haestei</i>	5	4,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Etrlon</i>	3	8,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Euçfel</i>	8	12,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Evolyr</i>	3	8,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Fispet</i>	2	4,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Citcor</i>	13	8,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Connob</i>	-	-	6	12,5	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hypuni</i>	-	-	2	8,3	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Asplun</i>	-	-	6	4,2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sterás</i>	-	-	12	4,2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bairon</i>	-	-	9	4,2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Genbar</i>	-	-	336	12,5	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ododen</i>	-	-	1	4,2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ançlyo</i>	-	-	-	-	31	8,3	-	-	-	-	-	-
<i>Moncil</i>	-	-	-	-	2	8,3	-	-	-	-	-	-
<i>Cynmic</i>	-	-	-	-	-	-	2	4,2	-	-	-	-
<i>Steste</i>	-	-	-	-	-	-	37	4,2	-	-	-	-
<i>Jenlin</i>	-	-	-	-	-	-	1	4,2	-	-	-	-
<i>Tilren</i>	-	-	-	-	-	-	1	4,2	-	-	-	-
<i>Achlin</i>	-	-	-	-	-	-	2	8,3	-	-	-	-
<i>Etrcro</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	3	4,2	-	-
<i>Larbre</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	4,2	-	-
<i>Hypbra</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	2	4,2	-	-
<i>Sarbra</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	19	8,3	-	-

<i>Symtes</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	4,2
<i>Cenund</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	4.2

ANEXO 4 – Folha de aprovação de banca não presencial

18/12/2021 17:54

https://sipac.ufrj.br/sipac/protocolo/documento/documento_visu@acao.jcf?imprimir=true&idDoc=911117



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL



TERMO Nº 1336 / 2021 – PPGBA (12.28.01.00.00.42)

Nº do Protocolo: 23083.091106/2021-70

Seropédica-RJ, 16 de dezembro de 2021.

Seropédica, 16 de dezembro de 2021

RAFAELA DE SOUSA GOMES GONÇALVES

Tese submetida como requisito parcial para a obtenção do grau de **Doutor(a)** no Programa de Pós Graduação em Biologia Animal. Área de Concentração em Biodiversidade Animal.

TESE APROVADA EM 15/13/2021

Conforme deliberação número 001/2020 da PROPPG, de 30/06/2020, tendo em vista a implementação de trabalho remoto e durante a vigência do período de suspensão das atividades acadêmicas presenciais, em virtude das medidas adotadas para reduzir a propagação da pandemia de Covid-19, nas versões finais das teses e dissertações as assinaturas originais dos membros da banca examinadora poderão ser substituídas por documento(s) com assinaturas eletrônicas. Estas devem ser feitas na própria folha de assinaturas, através do SIPAC, ou do Sistema Eletrônico de Informações (SEI) e neste caso a folha com a assinatura deve constar como anexo ao final da tese / dissertação,

FRANCISCO GERSON ARAUJO (ORIENTADOR)

ELLEN MARTINS CAMARA

FABIO LAMEIRO RODRIGUES - UFRGS

MÍRIAM PILZ ALBRECHT - UFRJ

ANDRÉ LUIZ MACHADO PESSANHA - UEPB

TAYNARA PONTES FRANCO

(Assinado digitalmente em 17/12/2021 09:08)
FRANCISCO GERSON ARAUJO
PROFESSOR DO MAGISTÉRIO SUPERIOR
PPGBA (12.28.01.00.00.42)
Matrícula: 287200

(Assinado digitalmente em 16/12/2021 21:47)
ANDRÉ LUIZ MACHADO PESSANHA
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 068.529.767-10

(Assinado digitalmente em 16/12/2021 22:10)
FÁBIO LAMEIRO RODRIGUES
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 788.626.800-63

(Assinado digitalmente em 17/12/2021 07:19)
TAYNARA PONTES FRANCO
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 058.429.537-57

(Assinado digitalmente em 17/12/2021 17:17)

(Assinado digitalmente em 16/12/2021 18:47)

https://sipac.ufrj.br/sipac/protocolo/documento/documento_visu@acao.jcf?imprimir=true&idDoc=911117

1/2

18/12/2021 17:54

https://sipac.ufrj.br/sipac/protocolo/documento/documento_visualizacao.jsf?imprimir=true&idDoc=911117

MÍRIAM PILZ ALBRECHT
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 647.777.400-30

ELLEN MARTINS CAMARA
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 106.191.167-57

Para verificar a autenticidade deste documento entre em
<https://sipac.ufrj.br/public/documentos/index.jsp> informando seu número: **1336**, ano:
2021, tipo: **TERMO**, data de emissão: **16/12/2021** e o código de verificação: **df83acd20c**