



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

TESE

**Padrões taxonômicos e funcionais das assembleias de
peixes de praias oceânicas e estuarinas no litoral
brasileiro: uma abordagem latitudinal, regional e local**

Wagner Uehara

**SEROPÉDICA, RJ
2024**



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

TESE

**Padrões taxonômicos e funcionais das assembleias de
peixes de praias oceânicas e estuarinas no litoral
brasileiro: uma abordagem latitudinal, regional e local**

Wagner Uehara

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
Doutor em Biologia Animal, Área de
Concentração: Biodiversidade Animal

Agosto, 2024

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

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

U132p Uehara, Wagner , 1981-
Padrões taxonômicos e funcionais das assembleias de
peixes de praias oceânicas e estuarinas no litoral
brasileiro: uma abordagem latitudinal, regional e
local / Wagner Uehara. - Angra dos Reis, 2024.
203 f.

Orientador: Francisco Gerson Araújo.
Tese (Doutorado). -- Universidade Federal Rural do Rio
de Janeiro, PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA
ANIMAL, 2024.

1. Beta Diversidade. 2. Praias Arenosas . 3.
Macroecologia. 4. Teoria de Nicho. 5. Teoria Neutra.
I. Araújo, Francisco Gerson, 1954-, orient. II
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.
PROGRAMA DE 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



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



TERMO Nº 707 / 2024 - PPGBA (12.28.01.00.00.00.42)

Nº do Protocolo: 23083.046375/2024-24

Seropédica-RJ, 30 de agosto de 2024.

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

WAGNER UEHARA

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de
Doutor(a) em Ciências, no Curso de pós-graduação em **BIOLOGIA ANIMAL**,
área de concentração em **BIODIVERSIDADE ANIMAL**

TESE APROVADA EM 28/08/2024

(Assinado digitalmente em 30/08/2024 12:05)

FRANCISCO GERSON ARAUJO
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
PPGBA (12.28.01.00.00.00.42)
Matrícula: 387200

(Assinado digitalmente em 30/08/2024 13:58)

JAYME MAGALHAES SANTANGELO
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DeptCAmb (12.28.01.00.00.00.29)
Matrícula: 1728466

(Assinado digitalmente em 30/08/2024 13:32)

RAFAEL DE ALMEIDA TUBINO
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DeptBA (12.28.01.00.00.00.45)
Matrícula: 1341945

(Assinado digitalmente em 30/08/2024 16:37)

HELAINÉ DA SILVA MENDONÇA
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 038.816.417-42

(Assinado digitalmente em 30/08/2024 11:45)

HAMILTON HISSA PEREIRA
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 053.814.847-04

(Assinado digitalmente em 02/09/2024 10:13)

ANA PAULA PENHA GUEDES
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 052.017.777-08

Visualize o documento original em <https://sipac.ufrrj.br/public/documentos/index.jsp>
informando seu número: **707**, ano: **2024**, tipo: **TERMO**, data de emissão: **30/08/2024** e o
código de verificação: **19328bc55a**

AGRADECIMENTOS

O início, (2005), Estava no Instituto de Biologia, saindo de uma aula de zoologia, quando por acaso eu e uns amigos nos deparamos com um anúncio, de que estavam precisando de estagiários, no Laboratório de Ecologia de Peixes. Como, já fazia parte de um grupo de estudos, (Grupo Pirá), fundado com intuito de reunir alunos interessados em Aquicultura no meu caso trabalhar com peixes. No dia seguinte já entrei em contato e marquei uma entrevista, com o Professor Luciano (na época tinha acabado de defender sua dissertação), E coordenava um dos principais projetos do laboratório, e fazia muitas coletas de Campo. Logo no primeiro mês, já comecei a participar das coletas de Campo, outro fator, que foi decisivo por estar até hoje no Laboratório, Pois como fui criado praticamente na Ilha Grande, tinha muita familiaridade, com muitas coisas utilizadas em coleta de campo, principalmente os ligados a pesca. Daí praticamente juntei o útil ao agradável, e desde então já se passaram quase vinte anos, praticamente se tornando minha segunda casa, onde fiz muitos amigos, e também como fonte de inspiração para querer continuar trilhando este caminho, pois ainda como estagiário presenciei a formação de muitos discentes, que hoje em dia são excelentes profissionais espalhados por várias regiões do país. São tantas memórias que daria para eu escrever um livro. Dito isto devo agradecer a tantas pessoas que fizeram e fazem parte destas histórias.

Primeiramente gostaria de agradecer imensamente ao meu orientador, professor Francisco Gerson Araújo, que é principal responsável por atingir este objetivo. Obrigado, por ter aceitado o desafio de me orientar, pela oportunidade de estágio desde o início há quase 20 anos, principalmente pela paciência e confiança. Obrigado por ser esse grande exemplo de dedicação ao trabalho, que sempre tenta nos incentivar a dar o melhor, mas sempre que precisei, teve disposto a ajudar!

Muito Obrigado, por toda equipe do Lep que participou de alguma forma, para que este projeto fosse realizado, Ao Gustavo (ex carequinha) e Márcia Cristina (madrinha e coorientadora) deste projeto, sem o incentivo de vocês eu não conseguiria ter iniciado esta jornada, Aos meus (irmãos amigos) Caculé e Tailan, impossível esquecer-los, the best team nas coletas e por sempre disponibilizarem a ajudar, independente da ocasião, assim como Dennis (perereca), Gustavo (uvinha), Larissa (goat), Victória (nunu), e todos a que participaram de alguma forma das coletas e triagens posteriores, Luana (lulu) com sua ótima proatividade em campo, assim como Débora Lisandra e Leo, e aos que pelo menos foram em uma coleta ou ajudaram nas ultimas triagens; Catarina, Jessica, Rebecca, Arthur, Carlos (cadeirudo), Luiza, Dandara, Wanderson, meus sinceros agradecimentos.

Ao Professor Marcelo, por ajudar a conseguir autorização de coleta nas praias da Marambaia; ao CADIM por ter concedido a autorização;

Um agradecimento mais que especial a minha querida esposa por entender, minhas necessidades e ausências em decorrência de coletas e atividades em função do projeto, Aos meus filhos João Pedro e Alice por também entenderem que muitas vezes não podia dar toda atenção que mereciam, faço tudo isso por vocês!!! Aos meus pais, que sempre me deram apoio necessário sempre que precisei, e durante as coletas nos acolhendo na Pousada, sempre com um farto banquete. Tenham certeza que sempre vou ser grato, por terem me dado a oportunidade, confiança e principalmente aconchego e carinho. Assim como meus avós, que sempre tiveram a preocupação de me incentivarem nos estudos e acima de tudo aquele incentivo que só avós conseguem passar (não consigo expressar em palavras esse sentimento).

Também sou especialmente grato a Marcia Cristiana (minha mais que coorientadora, acho que uma madrinha científica) sem sua ajuda não conseguiria!!! Assim como, meu amigo Gustavo Henrique (agora ex careca), que com seu olhar crítico sempre esteve disposto a me ajudar, principalmente com as análises estatísticas no R, ajudando a solucionar vários problemas com os scripts. E também a NUNU que desde o início, participou de todas etapas do projeto, desde a preparação da primeira saída de campo, passando pela triagem, e mais recentemente me ajudando a solucionar também problemas com análises de dados, como sempre te falo você é 10.

Da velha guarda aos mais recentes do Lep que ao longo deste quase 20 anos, serviram de inspiração,

Paulo (responsável pelo meu apelido), Antônio , Mácio , Luciano , Alejandra , Marcão, Pessanha , Silvana , Rozana; Leonardo Neves e Tati, Hamilton, Ruan, Joaquim, Carol, Helaine em especial Iracema, Albieri , Eduardo , Beijamin, Alex ,Taynara, Bianca e Paulinha ; Pois participei de coletas coordenadas por este acima citados, donde adquiri muita experiencia nos variados ambientes; e com certeza deixaram muita recordação e saudades. Assim como mais recente tenho ótimas recordações das últimas equipes na qual fiz parte também. Tanto do Funbio, como da Light e BRf na qual me desculpe se esquecer de alguém Geysa, Rafinha, Rosa, Zé, Salgado, Dandara, Léo, Magda, Taynara, Fernanda, Débora,um muito obrigado !!!!!

“Resiliência não é ter pressa. Ser resiliente é seguir em diante, seja na velocidade que for.”

Autor desconhecido

RESUMO

UEHARA, WAGNER. 2024. **Padrões taxonômicos e funcionais das assembleias de peixes de praias oceânicas e estuarinas no litoral brasileiro: uma abordagem latitudinal, regional e local.** 203p. Tese de Doutorado em Biologia Animal. Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde. Área de Concentração em Biodiversidade Animal. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ.

A análise dos padrões de biodiversidade em diferentes escalas espaciais é fundamental para a ecologia, biogeografia e biologia da conservação, pois os processos subjacentes dependem dessas escalas. Embora avanços recentes tenham contribuído para o entendimento de como a biodiversidade está organizada, a literatura científica do Sul Global apresenta uma lacuna notável em estudos macroecológicos que integrem abordagens em diferentes escalas espaciais e considerem simultaneamente fatores ambientais, antrópicos e biológicos. Esta tese tem como objetivo central analisar a composição e os processos que moldam as assembleias de peixes em praias arenosas (costeiras e estuarinas) ao longo da costa brasileira, utilizando dados primários e secundários em diferentes escalas espaciais (local, regional e latitudinal) e abordagens diversificadas (taxonômica, funcional e ambiental), oferecendo uma visão abrangente e detalhada para preencher essa lacuna. A tese está organizada em três capítulos. No Capítulo 1 (C1), os processos de montagem das assembleias de peixes em praias estuarinas e oceânicas são analisados em escalas latitudinal e regional ao longo da costa do Brasil, utilizando a β -diversidade taxonômica e funcional sob a perspectiva de duas hipóteses ecológicas: a Teoria Neutra de Hubbell e a Teoria de Nicho de Hutchinson. No Capítulo 2 (C2), as relações entre a ocorrência das espécies de peixes, suas características funcionais e variáveis ambientais são analisadas nas mesmas escalas e tipos de praias mencionadas em C1, utilizando uma abordagem RLQ e estatísticas Fourth-corner. No Capítulo 3 (C3), os efeitos dos fatores ambientais e antrópicos na estruturação de assembleias de peixes foram avaliados em escala local para praias insulares e costeiras no Sudeste do Brasil, utilizando testes de permutação (PERMANOVA) e Modelos Aditivos Generalizados Mistos (GAMM). De modo geral, os resultados revelam que a montagem das assembleias de peixes é influenciada por uma complexa interação entre fatores ecológicos, ambientais, antrópicos e processos neutros e de nicho, variando conforme a

escala espacial e o tipo de ambiente. Foi demonstrado no C1 que os processos de nicho predominam através da extinção seletiva associada a gradientes ambientais, enquanto os processos neutros ocorrem principalmente nas zonas tropicais, associadas à estabilidade ambiental, deriva ecológica e dispersão de espécies. No C2, foi encontrado que as associações entre a ocorrência de espécies, traços funcionais e variáveis ambientais, tanto em praias estuarinas quanto em praias oceânicas, não são aleatórias, sendo mais fortes nas praias estuarinas. No C3, as assembleias de peixes variaram em escala local (baías, tipo de praia e estações do ano), com o impacto antrópico sendo o preditor ambiental mais importante para os descritores das assembleias de peixes, estando relacionado positivamente à abundância e riqueza de espécies. A gestão eficaz da biodiversidade costeira deve integrar ações multiescalares que abordem tanto a conservação de habitats locais quanto a proteção de processos ecológicos em níveis regionais e latitudinais. Ao demonstrar a predominância dos processos de nicho e a influência dos impactos antrópicos, os resultados fornecem uma base crítica para a implementação de políticas de conservação que garantam a sustentabilidade dos ecossistemas costeiros no Brasil.

Palavras-chave: β -diversidade, praias arenosas, gradientes latitudinais, Teoria de Nicho vs. Teoria Neutra, análise multiescalar, macroecologia, traços-ambiente

ABSTRACT

UEHARA, WAGNER. **Taxonomic and functional patterns of fish assemblages on oceanic and estuarine beaches along the Brazilian coast: a latitudinal, regional, and local approach.** 2024. 203p. Thesis (Doctorate in Animal Biology). Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde. Area de Concentração em Animal Biodiversity. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ.

The analysis of biodiversity patterns at different spatial scales is fundamental to ecology, biogeography, and conservation biology, as underlying processes are scale-dependent. While recent advances have contributed to our understanding of how biodiversity is organized, there is a significant gap in the scientific literature from the Global South regarding macroecological studies that integrate approaches across different spatial scales and simultaneously consider environmental, anthropogenic, and biological factors. The central aim of this thesis is to analyze the composition and processes shaping fish assemblages on sandy beaches (coastal and estuarine) along the Brazilian coast, using primary and secondary data at different spatial scales (local, regional, and latitudinal) and employing diverse approaches (taxonomic, functional, and environmental), thereby providing a comprehensive and detailed perspective to fill this gap. The thesis is organized into three chapters. In Chapter 1 (C1), the processes of fish assemblage formation on estuarine and oceanic beaches are analyzed at latitudinal and regional scales along the Brazilian coast, using taxonomic and functional β -diversity from the perspective of two ecological hypotheses: Hubbell's Neutral Theory and Hutchinson's Niche Theory. In Chapter 2 (C2), the relationships between fish species occurrence, their functional traits, and environmental variables are analyzed at the same scales and beach types mentioned in C1, using an RLQ approach and Fourth-corner statistics. In Chapter 3 (C3), the effects of environmental and anthropogenic factors on the structuring of fish assemblages are evaluated at the local scale for insular and coastal beaches in Southeastern Brazil, using permutation tests (PERMANOVA) and Generalized Additive Mixed Models (GAMM). Overall, the results reveal that fish assemblage formation is influenced by a complex interaction between ecological, environmental, anthropogenic, neutral, and niche processes, varying according to spatial scale and habitat type. It was demonstrated in C1 that niche processes predominate through selective extinction associated with environmental gradients, while neutral processes occur mainly in the

tropical zone, associated with environmental stability, ecological drift, and species dispersal. In C2, it was found that the associations between species occurrence, functional traits, and environmental variables in both estuarine and oceanic beaches are not random, being stronger in the estuarine beaches. In C3, fish assemblages varied at the local scale (bays, beach type, and seasons), with anthropogenic impact being the most important environmental predictor for the descriptors of fish assemblages, positively related to species abundance and richness. Effective coastal biodiversity management should integrate multiscale actions that address both local habitat conservation and the protection of ecological processes at regional and latitudinal levels. By demonstrating the predominance of niche processes and the influence of anthropogenic impacts, the results provide a critical foundation for the implementation of conservation policies that ensure the sustainability of coastal ecosystems in Brazil.

Keywords: β -diversity, sandy beaches, latitudinal gradients, Niche Theory vs. Neutral Theory, multiscale analysis, macroecology, trait-environment relationships

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

- Figura 1.** Esquema de processos determinísticos relacionados com o nicho. A comunidade (a) é montada principalmente através do processo de filtragem, levando a uma baixa variação de características e uma distribuição convergente de características. A comunidade (b) é montada principalmente por meio do processo de limites de similaridade, levando a uma alta variação de características e uma distribuição de características divergentes. Modificado de Mouillot et al. (2007)..... 15
- Figura 2.** Esquema de processos aleatórios relacionados com a Teoria Neutra e modificado de Cassemiro (2008) apud Hubbell (2001), mostrando a dinâmica de uma comunidade local após a perda de indivíduos através do tempo. A comunidade (a) apresenta a espécie círculo cinza com 8 indivíduos, a espécie círculo branco com 7 indivíduos e a espécie círculo amarelo com 5 indivíduos. Na comunidade (b) há perda de indivíduos de todas as espécies criando “espaços vazios”. A chance de recolonização segundo a Teoria Neutra Unificada da Biodiversidade e Biogeografia é a mesma para as 3 espécies que já ocorriam na comunidade quanto para espécies vindas do pool de espécies. Na comunidade (c) ocorre recolonização da comunidade aumentando o número de indivíduos das 3 espécies que já ocorriam e o acréscimo de 2 novas espécies (círculo preto e círculo vermelho) vindas do pool de espécies. 16
- Figura 3.** Área de estudo com indicação das praias estudadas nas três regiões: (Tropical, Transição e Temperada Quente) ao longo da costa brasileira. Círculos brancos, praias oceânicas; Círculos brancos com um ponto preto, praias estuarinas.20
- Figura 4.** Riqueza total de espécies observada nas praias estuarinas e oceânicas e nas respectivas regiões (Tropical, Transição e Temperada).24
- Figura 5.** Box plots comparando β -diversidade, Rotatividade e Aninhamento para as métricas Taxonômica e Funcional das assembleias de peixes em praias oceânicas na costa do Brasil. Cada box plot exhibe a distribuição de valores para uma determinada métrica, com as caixas representando o intervalo interquartil (IQR) e os whiskers se estendendo até 1,5 vezes o IQR. Os valores discrepantes são mostrados como pontos pretos. Os círculos vermelhos dentro dos Box plots indicam os valores médios.27
- Figura 6.** Correlações entre a β -diversidade taxonômica e funcional para a assembleia de peixes em praias oceânicas e seus componentes de rotatividade e aninhamento. Os valores dentro de cada gráfico são os coeficientes de correlação de Pearson e o valor P do teste de Mantel associado ($p < 0,001$). As cores dos pontos indicam as diferentes zonas: Tropical (vermelho), Transição (laranja) e Temperada (azul). A linha preta pontilhada indica a linha de identidade ($y = x$). 29

Figura 7. Box plots comparando β -diversidade, Rotatividade e Aninhamento para as métricas Taxonômica e Funcional das assembleias de peixes em praias oceânicas na região tropical. Os valores discrepantes são mostrados como pontos pretos. Os círculos vermelhos dentro dos Box plots indicam os valores médios.....30

Figura 8. Box plots comparando β -diversidade, Rotatividade e Aninhamento para as métricas Taxonômica e Funcional das assembleias de peixes em praias oceânicas na região de Transição. Os valores discrepantes são mostrados como pontos pretos. Os círculos vermelhos dentro dos Box plots indicam os valores médios. 31

Figura 9. Box plots comparando β -diversidade, Rotatividade e Aninhamento para as métricas Taxonômica e Funcional das assembleias de peixes em praias oceânicas na região Temperada. Os valores discrepantes são mostrados como pontos pretos. Os círculos vermelhos dentro dos Box plots indicam os valores médios.32

Figura 10. Resultados dos testes de randomização para praias oceânicas de toda costa. Modelo nulo "c0" (coluna fixa - linha aleatória; mantém a ocupação das espécies) e Modelo nulo "extinção seletiva" nos processos de filtragem ambiental (selecionar aleatoriamente uma espécie 'ótima'). Os pontos vermelhos são os coeficientes de correlação observados entre a beta diversidade taxonômica e funcional e seus componentes de rotatividade e aninhamento. As linhas do meio das caixas são os valores medianos das distribuições nulas.....35

Figura 11. Resultados dos testes de randomização separados por regiões (Tropical, Transição e Temperada) para praias oceânicas. Modelo nulo "c0" (coluna fixa - linha aleatória; mantém a ocupação das espécies) e Modelo nulo "extinção seletiva" nos processos de filtragem ambiental (selecionar aleatoriamente uma espécie 'ótima'). Os pontos vermelhos são os coeficientes de correlação observados entre a beta diversidade taxonômica e funcional e seus componentes de rotatividade e aninhamento. Os valores discrepantes são mostrados como pontos pretos.....37

Figura 12. Box plots comparando β -diversidade, Rotatividade e Aninhamento para as métricas Taxonômica e Funcional das assembleias de peixes em praias estuarinas na costa do Brasil. Cada box plot exibe a distribuição de valores para uma determinada métrica, com as caixas representando o intervalo interquartil (IQR) e os whiskers se estendendo até 1,5 vezes o IQR. Os valores discrepantes são mostrados como pontos pretos. Os círculos vermelhos dentro dos Box plots indicam os valores médios.38

Figura 13. Correlações entre a β -diversidade taxonômica e funcional para a assembleia de peixes em praias estuarinas e seus componentes de rotatividade e aninhamento. Os valores dentro de cada gráfico são os coeficientes de correlação de Pearson e o valor P do teste de Mantel associado ($p < 0,001$). As cores dos pontos indicam as diferentes zonas: Tropical (vermelho), Transição (laranja) e Temperada (azul). A linha preta pontilhada indica a linha de identidade ($y = x$).....40

Figura 14. Box plots comparando β -diversidade, Rotatividade e Aninhamento para as métricas Taxonômica e Funcional das assembleias de peixes em praias estuarinas na

região Tropical. Os valores discrepantes são mostrados como pontos pretos. Os círculos vermelhos dentro dos Box plots indicam os valores médios.41

Figura 15. Box plots comparando β -diversidade, Rotatividade e Aninhamento para as métricas Taxonômica e Funcional das assembleias de peixes em praias estuarinas na região Transição. Os valores discrepantes são mostrados como pontos pretos. Os círculos vermelhos dentro dos Box plots indicam os valores médios.42

Figura 16. Box plots comparando β -diversidade, Rotatividade e Aninhamento para as métricas Taxonômica e Funcional das assembleias de peixes em praias estuarinas na região Temperada. Os valores discrepantes são mostrados como pontos pretos. Os círculos vermelhos dentro dos Box plots indicam os valores médios. 43

Figura 17. Resultados dos testes de randomização para praias estuarinas de toda costa. Modelo nulo "c0" (coluna fixa - linha aleatória; mantém a ocupação das espécies) e Modelo nulo "extinção seletiva" nos processos de filtragem ambiental (selecionar aleatoriamente uma espécie 'ótima'). Os pontos vermelhos são os coeficientes de correlação observados entre a beta diversidade taxonômica e funcional e seus componentes de rotatividade e aninhamento. As linhas do meio das caixas são os valores medianos das distribuições nulas.46

Figura 18. Resultados dos testes de randomização separados por regiões (Tropical, Transição e Temperada) para praias estuarinas. Modelo nulo "c0" (coluna fixa - linha aleatória; mantém a ocupação das espécies) e Modelo nulo "extinção seletiva" nos processos de filtragem ambiental (selecionar aleatoriamente uma espécie 'ótima'). Os pontos vermelhos são os coeficientes de correlação observados entre a beta diversidade taxonômica e funcional e seus componentes de rotatividade e aninhamento. Os valores discrepantes são mostrados como pontos pretos.49

CAPÍTULO II

Figura 1. Área de estudo com indicação das praias estudadas nas três regiões: Tropical, Transição e Temperada Quente. Círculos brancos, praias oceânicas; Círculos brancos com ponto preto, praias estuarinas.69

Figura 2. Análise RLQ mostrando as pontuações obtidas após análise de correspondência e componentes principais (ver análise de dados para detalhes) para (a) pontuações amostrais nas praias oceânicas, (b) espécies, (c) variáveis ambientais e (d) características. As abreviaturas das espécies são definidas no Anexo 2. O gradiente de cores indica diferenças latitudinais nas pontuações do Eixo 1 do RLQ: tropical (rosa claro), transição (amarelo) e Temperada quente (verde).74

Figura 3. Resultado dos fourth-corner statistics comparando as relações entre características individuais e variáveis ambientais em praias oceânicas (a) e praias estuarinas (b). Std.Obs representa o valor padronizado dessas associações, indicando

quão extremo o valor é em relação aos valores esperados sob a hipótese nula. As associações positivas estão marcadas em vermelho e as associações negativas estão marcadas em azul. Os asteriscos “*” indicam quais associações são significativas (valor P ajustado < 0,05). Nenhuma associação significativa foi encontrada para valores de P ajustados em praias oceânicas. 75

Figura 4. Relações entre os dois primeiros eixos do RLQ com características dos peixes e variáveis ambientais para praias oceânicas. Std.Obs representa o valor padronizado dessas associações, indicando quão extremo o valor é em relação aos valores esperados sob a hipótese nula. As associações positivas estão marcadas em vermelho e as associações negativas estão marcadas em azul. Os asteriscos “*” indicam quais associações são significativas (valor P ajustado < 0,05). 76

Figura 5. Teste de Monte Carlo combinando os modelos 2 e 4 (quarto canto2; modeltype = 6) e ajustando valores de P para testes de permutação múltipla (FDR) entre ocorrência de peixes, características funcionais e variáveis ambientais nas praias oceânicas brasileiras. O diamante negro representa a Inércia Total observada. 77

Figura 6. Análise RLQ mostrando as pontuações obtidas após análise de correspondência e componentes principais (ver análise de dados para detalhes) para (a) pontuações amostrais nas praias estuarinas, (b) espécies, (c) variáveis ambientais e (d) características. As abreviaturas das espécies são definidas na Anexo 2. O gradiente de cores indicou diferenças latitudinais nas pontuações do eixo 2 do RLQ: tropical (rosa claro), transição (amarelo) e Temperada quente (verde). 78

Figura 7. Relações entre os dois primeiros eixos do RLQ com características dos peixes e variáveis ambientais para praias estuarinas. Std.Obs representa o valor padronizado dessas associações, indicando quão extremo o valor é em relação aos valores esperados sob a hipótese nula. As associações positivas estão marcadas em vermelho e as associações negativas estão marcadas em azul. Os asteriscos “*” indicam quais associações são significativas (valor P ajustado < 0,05). 80

Figura 8. Teste de Monte Carlo combinando os modelos 2 e 4 (quarto canto2; modeltype = 6) e ajustando valores de P para testes de permutação múltipla (FDR) entre ocorrência de peixes, características funcionais e variáveis ambientais em praias estuarinas brasileiras. 81

CAPÍTULO III

Figura 1. Mapa da área de estudo destacando os locais de amostragem (círculos pretos) e a localização geográfica das baías de Ilha Grande e Sepetiba, situadas no estado do Rio de Janeiro (Sudeste do Brasil). 104

Figura 2. Registro aéreo de rede de arrasto sendo utilizada em praia arenosa insular na Baía de Ilha Grande 105

Figura 3. Correlações de Spearman entre as variáveis utilizadas como preditoras dos descritores da comunidade de peixes.....	108
Figura 4. Box plots mostrando a mediana e os quartis para a abundância total (transformada $\log_{10}(x + 1)$), riqueza de espécies, distinção taxonômica das assembleias de peixes nas baías de Sepetiba e Ilha Grande.....	116
Figura 5. Box plots mostrando a mediana e os quartis para o número de indivíduos nas guildas tróficas (transformado $\log_{10}(x + 1)$) nas baías de Sepetiba e Ilha Grande	118
Figura 6. Diagrama da ordenação dos dois primeiros eixos da análise de redundância dbRDA para a comunidade de peixes e variáveis ambientais nas baías de Sepetiba e Ilha Grande. Sal, salinidade; Temp, temperatura; Transp, transparência; DO, oxigênio dissolvido; Roughness, rugosidade.....	119
Figura 7. Gráficos de resíduos dos melhores modelos ($< AIC$) mistos aditivos generalizados (GAMM) descrevendo os descritores de estrutura das assembleias de peixes e grupos tróficos nas baías de Sepetiba e Ilha Grande	121
Figura 8. Mapa de calor mostrando a importância das variáveis (VI) entre as variáveis preditoras incluídas nas análises de modelos mistos aditivos generalizados de subconjuntos completos das assembleias de peixes.....	123

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

Tabela 1. Espécies indicadoras ($p < 0.05$) de praias oceânicas de acordo com cada região estudada	25
Tabela 2. Espécies indicadoras ($p < 0.05$) de praias estuarinas de acordo com cada região estudada	26
Tabela 3. Testes de Mantel entre componentes de β -diversidade taxonômica e funcional. Os testes de Mantel parciais levam em conta as diferenças na riqueza de espécies e a distância geográfica entre os locais. Os valores são coeficientes de correlação de Pearson e o valor-p associado aos testes de Mantel (***) $p < 0,001$)	28
Tabela 4 Resultados da β -diversidade taxonômica e funcional e seus componentes por regiões (tropical, transição e temperada) e seus respectivos resultados da Anova	32
Tabela 5. Testes de Mantel entre componentes de β -diversidade taxonômica e funcional para as praias oceânicas. Testes de Mantel parciais consideram diferenças na riqueza de espécies e/ou distância geográfica entre os locais. Os valores são coeficientes de correlação de Pearson e o valor-p associado aos testes de Mantel (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$, n.s. não significativo).....	34
Tabela 6. Testes de Mantel entre componentes de β -diversidade taxonômica e funcional para as praias estuarinas. Os testes de Mantel parciais levam em conta as diferenças na riqueza de espécies e a distância geográfica entre os locais. Os valores são coeficientes de correlação de Pearson e o valor-p associado aos testes de Mantel (***) $p < 0,001$)	39
Tabela 7. Resultados da ANOVA da β -diversidade taxonômica e funcional e seus componentes por regiões (tropical, transição e temperada) para praias estuarinas	43
Tabela 8. Testes de Mantel entre componentes de β -diversidade taxonômica e funcional para as praias estuarinas. Testes de Mantel parciais consideram diferenças na riqueza de espécies e/ou distância geográfica entre os locais. Os valores são coeficientes de correlação de Pearson e o valor-p associado aos testes de Mantel (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$).....	45

CAPÍTULO II

Tabela 1. Resumo da análise RLQ para a relação entre variáveis ambientais (R), abundância de espécies (L) e traços das espécies (Q) nas praias brasileiras	73
---	----

CAPÍTULO III

Tabela 1. Lista taxonômica e abundância de espécies (Número) categorizadas por baías (Ilha Grande e Sepetiba) e tipos de praia (Continental e Insular) aninhados nas baías. Grupos tróficos também são indicados: BEN, Bentófago; HE, Herbívoro; HYP, Hiperbentófago; OPP, Oportunista; PIS, Piscívoro; PL, Planctívoro. Percentagens de abundância relativa maior que 1% entre parênteses 110

Tabela 2. Espécies mais representativas para cada tipo de praia (continental e insular) em cada baía (Sepetiba e Ilha Grande) de acordo com a análise Percentagem de Similaridade (SIMPER). Abund, Média das abundancia (número de indivíduos por amostra); Sim, média das similaridade, DP, desvio padrão e contribuições relativas e acumuladas da média das similaridades..... 113

Tabela 3. Resultados da PERMANOVA para comparação das diferenças na estrutura das assembleias de peixes entre baías, estações e praias. df, graus de liberdade; SS, soma dos quadrados; MS, quadrado médio..... 114

Tabela 4. Resultados da PERMANOVA para comparar diferenças na abundância (N), riqueza de espécies e distinção taxonômica entre baías, tipos de praias e estações. df = grau de liberdade, SS = Soma dos Quadrados, MS = Quadrado Médio..... 115

Tabela 5. Resultados da PERMANOVA para comparar a abundância das guildas tróficas entre baías, tipos de praias e estações. df = grau de liberdade, SS = Soma dos Quadrados, MS = Quadrado Médio..... 117

Tabela 6. Melhores modelos mistos aditivos generalizados (GAMMs) para prever a abundância de peixes, riqueza de espécies, distinção taxonômica e abundância de guildas tróficas selecionadas de peixes nas baías de Sepetiba e Ilha Grande. Critério de informação de Akaike corrigido para amostras de pequenos tamanhos ($< 2.0 \Delta AICc$); $wAICc$, peso $AICc$; edf: graus de liberdade estimados. Os melhores modelos ($< AICc$) estão marcados em negrito 120

LISTA DE ANEXOS

- Anexo 1.** Lista de artigos consultados e suas respectivas informações sobre peixes em praias estuarinas e oceânicas ao longo da costa brasileira. Códigos – Tro, Tropical; Tra, Transição; Tem, Temperada Quente. Estado, Abreviações dos Estados Brasileiros.... 142
- Anexo 2.** Lista de espécies de peixes e sua frequência de ocorrência (%) em praias arenosas estuarinas e oceânicas ao longo da costa brasileira. A frequência de ocorrência foi calculada dividindo o número de ocorrências de cada espécie pelo total de registros de espécies de peixes utilizados em praias estuarinas (52) ou oceânicas (48)..... 150
- Anexo 3.** Traços funcionais das espécies de peixes costeiros em praias estuarinas e oceânicas ao longo da costa brasileira. Fonte: Pacote R rfishbase (versão 3.1.6)..... 161
- Anexo 4.** Espécies indicadoras ($p < 0.05$) de praias oceânicas de acordo com cada região estudada 178
- Anexo 5.** Espécies indicadoras ($p < 0.05$) de praias estuarinas de acordo com cada região estudada 179
- Anexo 6.** Fonte dos metadados para variáveis ambientais. Para mais detalhes, consulte www.chelsa-climate.org e www.gmed.auckland.ac.nz/layersd.html 181
- Anexo 7.** Média \pm erro padrão das variáveis ambientais para praias estuarinas e praias oceânicas nas zonas tropical, de transição e Temperada quente da costa brasileira ... 182

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	01
REFERÊNCIAS	06
CAPÍTULO I - Processos de montagem das assembleias de peixes em praias estuarinas e oceânicas da costa do Brasil utilizando β-diversidade taxonômica e funcional	
RESUMO	10
ABSTRACT	12
1. INTRODUÇÃO	14
2. MATERIAL E MÉTODOS	19
2.1 - Área de Estudo	19
2.2 - Distribuição e ocorrência das espécies de peixes.	21
2.3 - Diversidade Funcional	21
2.4 - Tratamentos dos dados	22
3. RESULTADOS	23
3.1.- Composição da Assembleia de peixes.	23
3.2. - Espécies indicadoras	24
3.3. - Praias Oceânicas	27
3.4.- Praias Estuarinas	37
4. DISCUSSÃO	49
4.1 - Padrões latitudinais de β -diversidade taxonômica e funcional.....	49
4.2 - Montagem das comunidades.....	53
5. CONCLUSÃO	55
6. REFERÊNCIAS	55

CAPÍTULO II - Gradientes latitudinais moldam as relações ambiente-características dos peixes nas praias estuarinas e oceânicas ao longo da costa brasileira

RESUMO	63
ABSTRACT	64
1. INTRODUÇÃO	65
2. MATERIAL E MÉTODOS	69
2.1 - Área de Estudos	69
2.2 – Levantamento dos dados	70
2.3 – Análises estatísticas	71
3. RESULTADOS	73
3.1- Praias Oceânicas.	73
3.2 – Praias Estuarinas.	77
4. DISCUSSÃO	81
5. CONCLUSÃO	85
6. REFERÊNCIAS	85

Capítulo III - Efeitos de fatores ambientais e antrópicos na estruturação de assembleias de peixes em ecossistemas marinhos insulares e costeiros no Sudeste do Brasil

RESUMO	94
ABSTRACT	96
1. INTRODUÇÃO	98
2. MATERIAL E MÉTODOS	102
2.1 - Área de Estudos	102
2.2 - Amostragem de Peixes	103

2.3 - Variáveis Ambientais Preditoras.	104
2.4 -Variáveis Respostas.	105
2.5 - Análise de dados.	106
3. RESULTADOS	109
3.1- Composição de espécies	109
3.2 – Guildas tróficas	116
3.3- Relação espécies-ambiente	118
4. DISCUSSÃO	123
5. CONCLUSÃO	130
6. REFERÊNCIAS	131
 CONSIDERAÇÕES FINAIS DA TESE	 139

INTRODUÇÃO GERAL

Análises da biodiversidade realizadas em diferentes escalas espaciais são essenciais para entender a contribuição dos processos e os padrões de distribuição das espécies, além de elucidar as regras de montagem das assembleias, bem como a conexão entre a riqueza de espécies em níveis locais e regionais (Gaston, 2000; Nogués-Bravo et al., 2008; Chávez-López et al., 2024). Estudos têm demonstrado que a composição das comunidades locais é frequentemente resultado da interação complexa entre processos regionais, como a imigração de espécies, e processos históricos, como eventos de extinção e especiação, que influenciam a diversidade e a estrutura das comunidades (Ricklefs, 2008; Franco et al., 2020; Leibold et al., 2004). Além disso, a interação entre espécies em nível local pode afetar a disponibilidade dessas espécies no pool regional, o que, por sua vez, pode influenciar a estruturação das comunidades em escalas maiores (Vellend, 2010). Portanto, uma perspectiva multiescalar é crucial para a compreensão dos padrões de biodiversidade e dos processos que regem a montagem das comunidades, especialmente em ecossistemas que são altamente dinâmicos e sujeitos a pressões antrópicas significativas.

Os ecossistemas marinhos costeiros desempenham um papel crucial na manutenção da biodiversidade global, funcionando como áreas de alta produtividade biológica e fornecendo uma ampla gama de serviços ecossistêmicos, como proteção costeira, regulação climática e suporte à pesca (Barbier et al., 2011; Worm et al., 2006). A variabilidade ambiental desses ecossistemas, que inclui gradientes de salinidade, temperatura e nutrientes, cria um mosaico de habitats que abriga uma diversidade de espécies adaptadas a condições específicas (Levin et al., 2001). No entanto, essa alta variabilidade também torna os ecossistemas costeiros extremamente dinâmicos e vulneráveis a perturbações. Pressões antrópicas significativas, como poluição, sobrepesca, urbanização costeira e mudanças climáticas, têm causado impactos severos na estrutura e função desses ecossistemas, levando à degradação dos habitats, perda de biodiversidade e comprometimento dos serviços ecossistêmicos (Halpern et al., 2008; Lotze et al., 2006). A compreensão detalhada dos padrões de biodiversidade em diferentes escalas espaciais e temporais nesses ambientes é, portanto, essencial para a conservação eficaz e para o desenvolvimento de estratégias de manejo que possam mitigar os impactos antropogênicos e preservar a integridade ecológica dos ecossistemas marinhos costeiros.

A costa do Brasil, que se estende por aproximadamente 7.500 quilômetros e apresenta uma rica biodiversidade marinha, exemplificando a complexidade e a importância dos ecossistemas marinhos costeiros. É influenciada por correntes oceânicas como a Corrente das Guianas e a Corrente do Brasil (de águas quentes), e a Corrente das Malvinas (de águas frias), além da descarga de grandes rios e conexão com ambientes costeiros semifechados, como baías e lagoas costeiras. A plataforma continental brasileira abriga cerca de 1.300 espécies de peixes, das quais aproximadamente 400 utilizam as praias arenosas em algum estágio de seu ciclo de vida (Miloslavich et al., 2011). Ao longo da costa, as condições ambientais variam significativamente, com o clima tropical predominando na maior parte do litoral, mas gradualmente sendo substituído por um clima Temperado quente no extremo sul (Castro-Filho et al., 1987; Rossi-Wongtschowski e Paes, 1993). Assim, a costa brasileira não só exemplifica a importância dos ecossistemas marinhos costeiros, mas também ilustra como a variabilidade ambiental em diferentes escalas espaciais pode moldar a estrutura e a função desses ecossistemas, destacando a necessidade de abordagens de manejo que considerem essa complexidade para a conservação eficaz da biodiversidade.

Essa variabilidade ambiental se reflete na diversidade das províncias biogeográficas da costa brasileira, que incluem a província tropical no norte-nordeste e a província paulista, uma zona de transição entre a região tropical e a região temperada quente (Palacio, 1982; Floeter e Soares-Gomes, 1999). As diferentes zonas climáticas ao longo da costa do Brasil influenciam diretamente a composição da biota local e a dinâmica dos ecossistemas costeiros. De acordo com a temperatura da superfície do mar, Araújo et al. (2018) delimitam as seguintes zonas na costa do Brasil:

Zona Tropical – Litoral norte e nordeste até o Espírito Santo. O litoral norte apresenta uma extensa plataforma continental e é altamente influenciado pela descarga fluvial e pela deposição de sedimentos do rio Amazonas. Apresenta águas quentes devido à presença da Corrente das Guianas e uma combinação de ecossistemas de água doce, estuarinos e marinhos, sendo que os manguezais são abundantes e contínuos nesta região. O litoral nordeste apresenta um perfil razoavelmente regular, quebrado apenas pelos estuários e deltas de grandes rios, notadamente o Parnaíba e o São Francisco, e a presença de falésias sedimentares. Apresenta águas quentes devido à presença da Corrente do

Brasil e possui uma grande variedade de ecossistemas, incluindo mangues, praias, estuários, recifes de coral e ilhas oceânicas.

Zona de Transição – Litoral do Espírito Santo (22°) ao Cabo de Santa Marta (28,6° S), que marca o fim da zona de transição para a zona temperada quente, onde se encontram alguns locais de ressurgência, como no norte do Rio de Janeiro, que contribuem largamente para a biodiversidade marinha da costa sudeste. Nesta região, o clima tropical é substituído por um clima de transição até atingir condições de clima Temperada quente no extremo sul, e é observada a expansão da plataforma continental em direção ao leste, onde sua largura pode atingir até 240 quilômetros. Possui uma grande variedade de ecossistemas, incluindo baías, estuários, lagoas costeiras, manguezais, costões rochosos e ilhas costeiras.

Zona Temperada Quente – Sul do Cabo de Santa Marta (28,6° S). A Convergência Subtropical, formada pela mistura da Corrente do Brasil e da Corrente das Malvinas, apresenta características temperadas, influenciando também a composição da biota local, aproximando-se da zona costeira durante o verão (Palacio, 1982; Floeter e Soares-Gomes, 1999). Apresenta uma grande variedade de ecossistemas que incluem praias, banhados e áreas alagadas, estuários, lagunas e marismas.

A estrutura das assembleias de peixes ao longo da costa brasileira responde a esse zoneamento (Araújo et al., 2018). Por exemplo, as regiões tropicais, de transição e temperadas quentes apresentaram diferenças significativas na riqueza de espécies e diversidade taxonômica. Esses padrões regionais foram influenciados por fatores ambientais e ecológicos específicos de cada região. Além disso, a comparação entre praias estuarinas e praias oceânicas revelou que os habitats desempenham um papel crucial na determinação da composição das assembleias de peixes. As zonas estuarinas, em particular, mostraram maior riqueza de espécies e diversidade em comparação com as zonas de arrebentação, destacando a importância desses ambientes como áreas de alta biodiversidade. De modo geral, ainda existem muitos aspectos da dependência de peixes jovens por praias arenosas que são pouco compreendidos no Brasil, assim como no Sul Global, onde as pesquisas são mais escassas, como as relações entre traços funcionais e características ambientais, além dos processos de montagem das comunidades.

O uso de praias por peixes jovens constitui um importante processo na ecologia das zonas costeiras rasas, que compreende o período de uso de diferentes tipos de praias por diferentes grupos de peixes durante a fase inicial de vida ou mesmo todo o ciclo de vida. Muitos peixes marinhos desovam em áreas costeiras da plataforma interna e seus ovos e larvas são trazidos por correntes para zonas rasas, praias oceânicas, áreas estuarinas e manguezais, onde desenvolvem suas fases iniciais de vida (Xia et al., 2023). O ciclo inicial de vida dessas espécies consiste em várias fases de desenvolvimento quando ocupam distintos habitats (Beck et al., 2001). Ovos planctônicos e larvas inicialmente ocupam as águas superficiais da plataforma interna (Borland et al., 2017; Xia et al., 2023), sendo passivamente transportados ou ativamente recrutados em habitats rasos de praias arenosas (Anderson, 1988). Quando adultos, as frequências das desovas resultarão nos pulsos de recrutamento de jovens-do-ano nas áreas rasas costeiras e estuarinas. Dessa forma, o conhecimento dos padrões e processos dominantes é relevante para a conservação dessas espécies, fornecendo embasamento para a tomada de decisões sobre quais habitats devem ser priorizados na conservação dos peixes costeiros, principalmente para a recuperação de estoques de peixes sobre-explorados ou ameaçados de extinção (Moura et al., 2007; Barletta et al., 2010). Em escala local, gradientes abióticos ou diferenças nas características do habitat podem levar a condições ambientais locais que atuam como um filtro de nicho no pool regional de espécies. Os efeitos locais também incluem a intensidade das interações entre espécies, como a competição e predação, bem como a perturbação local. Por outro lado, os efeitos regionais abrangem clima, especiação, tamanho do pool regional de espécies e as habilidades de dispersão das espécies, que podem atuar sustentando o processo neutro de estruturação das assembleias em escala latitudinal e regional (Ford e Roberts, 2018).

Esta tese tem como objetivo central analisar a composição e os processos que moldam a montagem das assembleias de peixes em praias arenosas (costeiras e estuarinas), utilizando dados primários e secundários em diferentes escalas espaciais (local, regional e latitudinal) e abordagens diversificadas (taxonômica, funcional e ambiental), oferecendo uma visão abrangente e detalhada da costa brasileira. A tese está organizada em três capítulos:

No Capítulo 1, intitulado **Processos de montagem das assembleias de peixes em praias estuarinas e oceânicas da costa do Brasil utilizando β -diversidade taxonômica e**

funcional, será realizada uma abordagem latitudinal e regional visando investigar a importância dos processos de nicho e neutros na determinação da montagem de comunidades de peixes jovens, utilizando a relação entre a decomposição da β -diversidade taxonômica e funcional, analisando separadamente as praias oceânicas e praias estuarinas. Três hipóteses foram testadas. H1, processos neutros terão maior importância em escala latitudinal, devido aos distintos “pools” de espécies ao longo da costa e à dispersão aleatória das espécies. H2, em escala regional, processos de nicho terão maior importância nas regiões de Transição e Temperada Quente, facilitados pela formação de gradientes ambientais nessas áreas, e que processos neutros terão maior importância na Zona Tropical devido à presença de diferentes correntes marinhas, à estabilidade das condições ambientais e à dispersão de espécies. H3, os padrões variam entre os ambientes de praias, com as praias estuarinas prevalecendo forças e gradientes ambientais locais, diferentemente das praias oceânicas, com gradientes ambientais menos definidos e ampla conectividade com o mar.

No Capítulo 2, intitulado **Gradientes latitudinais moldam as relações ambiente-características dos peixes nas praias estuarinas e oceânicas ao longo da costa brasileira**, foram avaliadas as relações entre a ocorrência das espécies de peixes, suas características funcionais e variáveis ambientais em escala latitudinal em praias oceânicas e estuarinas na costa brasileira. A hipótese testada é que as características funcionais dos peixes e as variáveis ambientais não são distribuídas aleatoriamente entre as praias oceânicas e estuarinas em escala latitudinal, e que as relações traço-ambiente são mais consistentes em praias estuarinas do que em praias oceânicas devido à maior heterogeneidade ambiental. Esse capítulo foi submetido à revista *Marine Ecology Progress Series* em julho de 2024.

No Capítulo 3, intitulado **Efeitos de fatores ambientais e antrópicos na estruturação de assembleias de peixes em ecossistemas marinhos insulares e costeiros no Sudeste do Brasil** foi comparada a estrutura da ictiofauna, descritores das assembleias e grupos tróficos, entre as duas baías (Sepetiba e Ilha Grande), os tipos de praias (continentais e insulares) e as estações do ano (verão e inverno). Também foram investigadas as influências das variáveis ambientais (físicas e químicas), do impacto antrópico e do tipo de substrato nos descritores das assembleias e nos grupos tróficos. Duas hipóteses foram testadas. H1, as assembleias de peixes, seus descritores e os grupos tróficos variam entre

as duas baías, tipos de praia (insular e continental) e período do ano devido às suas diferentes características ambientais. H2, diferentes variáveis ambientais afetam de forma diferenciada cada um dos descritores das assembleias de peixes e grupos tróficos, devido às suas diferentes características hidrológicas e ambientais.

REFERÊNCIAS

- Araújo, F. G., Rodrigues, F. L., Teixeira-Neves, T. P., Vieira, J. P., Azevedo, M. C. C., Guedes, A. P., Garcia, A. M., & Pessanha, A. L. M., 2018. Regional patterns in species richness and taxonomic diversity of the nearshore fish community in the Brazilian coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 208, 9–22.
- Ahmadia, G. N., Tornabene, L., Smith, D. J., Pezold, F. L., 2018. The relative importance of regional, local, and evolutionary factors structuring cryptobenthic coral-reef assemblages. *Coral Reefs*, 37, 279–293.
- Anderson, J. T., 1988. A review of size-dependent survival during pre-recruit stages of fishes in relation to recruitment. *Journal of Northwest Atlantic Fish Science*, 8, 55–66.
- Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C., Koch, E. W., Stier, A. C., & Silliman, B. R., 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, 81(2), 169–193.
- Barletta, M., et al., 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on Neotropical systems. *Journal of Fish Biology*, 76, 2118–2176. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02684.x>
- Beck, K., et al., 2001. Manifesto for Agile Software Development. 2002(22.3.2002) <http://AgileManifesto.org>
- Borland, H. P., Schlacher, T. A., Gilby, B. L., Connolly, R. M., & Olds, A. D., 2017. Habitat type and beach exposure shape fish assemblages in the surf zones of ocean beaches. *Marine Ecology Progress Series*, 570, 203–211. <https://doi.org/10.3354/meps12115>
- Castro-Filho, B. M., Miranda, L. B., Miyao, S. Y., 1987. Condições hidrográficas na plataforma continental ao largo de Ubatuba: variações sazonais e em média escala. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 35(2), 135–151.
- Chávez-López, R., Montoya-Mendoza, J., Castañeda-Chávez, M. R., Lango-Reynoso, F., Sosa-Villalobos, C. A., Ortiz-Muñiz, B., 2024. Historical Composition of Fish Assemblages in the Alvarado Lagoon System, Gulf of Mexico. *Acta Biologica Colombiana*, 29(1), 49–56. <https://doi.org/10.15446/abc.v29n1.98492>

- Floeter, S. R., Soares-Gomes, A., 1999. Biogeographic and species richness patterns of gastropoda on the Southwestern Atlantic. *Revista Brasileira de Biologia*, 59(4), 567-575.
- Ford, B. M., Roberts, J. D., 2018. Latitudinal gradients of dispersal and niche processes mediating neutral assembly of marine fish communities. *Marine Biology*, 165, 94.
- Franco, B. C., Defeo, O., Piola, A. R., et al., 2020. Climate change impacts on the atmospheric circulation, ocean, and fisheries in the southwest South Atlantic Ocean: a review. *Climatic Change*, 162, 2359–2377. <https://doi.org/10.1007/s10584-020-02783-6>
- Gaston, K. J., Blackburn, T. M., Lawton, J. H., 2000. Abundance–occupancy relationships. *Journal of Applied Ecology*, 37(Suppl. 1), 39–59.
- Halpern, B. S., Walbridge, S., Selkoe, K. A., Kappel, C. V., Micheli, F., D'Agrosa, C., ... & Watson, R., 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319(5865), 948-952.
- Leibold, M. A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J. M., Hoopes, M. F., ... & Gonzalez, A., 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*, 7(7), 601-613.
- Levin, L. A., Boesch, D. F., Covich, A., Dahm, C., Erséus, C., Ewel, K. C., ... & Palmer, M. A., 2001. The function of marine critical transition zones and the importance of sediment biodiversity. *Ecosystems*, 4, 430-451.
- Lotze, H. K., Lenihan, H. S., Bourque, B. J., Bradbury, R. H., Cooke, R. G., Kay, M. C., ... & Jackson, J. B. C., 2006. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science*, 312(5781), 1806-1809.
- Miloslavich, P., Klein, E., Díaz, J. M., Hernández, C. E., Bigatti, G., Campos, L., et al., 2011. Marine biodiversity in the Atlantic and Pacific coasts of South America: knowledge and gaps. *PLoS ONE*, 6(1), e14631. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0014631>
- Moura, R. L., et al., 2007. Gestão do uso de recursos pesqueiros na Reserva Extrativista Marinha do Corumbau-Bahia. *Áreas Aquáticas Protegidas como Instrumento de Gestão Pesqueira-Série Áreas Protegidas*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 168–181.
- Nogués-Bravo, D., Rodríguez, J., Hortal, J., Batra, P., Araújo, M. B., 2008. Climate change, humans, and the extinction of the Woolly Mammoth. *PloS Biology*, 6(4), e0060079. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0060079>
- Ricklefs, R. E., 2008. Disintegration of the ecological community. *American Naturalist*, 172, 741-750. <https://doi.org/10.1086/593002>

- Rossi-Wongtschowski, C. L. D. B., Paes, E. T., 1993. Padrões espaciais e temporais da comunidade de peixes demersais do litoral norte do Estado de São Paulo, Ubatuba, Brasil. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 10, 169–188.
- Vellend, M., 2010. Conceptual synthesis in community ecology. *The Quarterly Review of Biology*, 85(2), 183-206.
- Worm, B., Barbier, E. B., Beaumont, N., Duffy, J. E., Folke, C., Halpern, B. S., ... & Watson, R., 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, 314(5800), 787-790.
- Xia, W., Miao, Z., Wang, S., Chen, K., Liu, Y., & Xie, S., 2023. Influence of tidal and diurnal rhythms on fish assemblages in the surf zone of sandy beaches. *Fisheries Oceanography*, 32(5), 448–460. <https://doi.org/10.1111/fog.12639>

CAPÍTULO I

Processos de montagem das assembleias de peixes em praias estuarinas e oceânicas da costa do Brasil utilizando β -diversidade taxonômica e funcional

RESUMO

Avaliar a β -diversidade e seus componentes de rotatividade e aninhamento proporciona aos ecologistas uma compreensão mais profunda dos processos que impulsionam a variação composicional das comunidades biológicas nos ecossistemas. As diferenças entre essas duas facetas da biodiversidade podem elucidar a montagem das comunidades. Neste estudo, foi realizada a decomposição da β -diversidade taxonômica e funcional para as assembleias de peixes costeiros em praias oceânicas e estuarinas ao longo da costa do Brasil, com o objetivo de investigar a influência dos processos de nicho e neutros na determinação dessas comunidades. Três hipóteses foram testadas. H1: Em escala latitudinal, fatores como gradientes climáticos, diferentes pools de espécies ao longo da costa e dispersão aleatória poderiam sustentar o processo neutro na estruturação das assembleias. H2: Em escala regional, processos de nicho seriam mais relevantes nas regiões de Transição e Temperada Quente devido aos gradientes ambientais, enquanto processos neutros predominariam na Zona Tropical, impulsionados por correntes marinhas, estabilidade ambiental, deriva ecológica e maior dispersão de espécies. H3: Os padrões de montagem variariam entre os diferentes tipos de praia, com as praias estuarinas sendo moldadas por gradientes ambientais locais, favorecendo os processos de nicho, enquanto as praias oceânicas, com fatores ambientais mais estáveis e ampla conectividade com o mar, favoreceriam processos neutros. Para testar essas hipóteses, foram utilizados o Teste de Mantel para correlação das β -diversidades taxonômicas e funcionais e realizadas simulações através de modelos nulos para avaliar a força das correlações, comparando os valores observados com expectativas de extinção aleatória e extinção seletiva. Os resultados indicam que, em escala latitudinal, tanto as praias oceânicas quanto as estuarinas apresentaram evidências de montagem das comunidades associadas a processos determinísticos relacionados ao nicho (extinção seletiva), o que rejeita a hipótese H1. Em escala regional, as praias oceânicas das regiões de Transição e Temperada demonstraram predomínio de processos de nicho. No entanto, na região tropical, observou-se um padrão misto, com processos de nicho relacionados à β -diversidade e ao aninhamento, mas processos neutros dominando a rotatividade, o que não corrobora a hipótese H2. Nas praias estuarinas, as regiões Temperada e Tropical apresentaram processos de nicho para a β -diversidade e a rotatividade, e processos neutros para o aninhamento. A região de Transição mostrou um padrão inverso, com processos de nicho dominando a β -diversidade e o aninhamento, enquanto processos neutros

predominaram na rotatividade, rejeitando novamente a hipótese H2. Esses achados sugerem que, de acordo com as simulações de processos neutros e de nicho, os processos de nicho predominam tanto nas praias oceânicas quanto nas estuarinas. Esse predomínio é reforçado pelo componente de aninhamento da β -diversidade nas praias oceânicas e pela rotatividade nas praias estuarinas, rejeitando a hipótese H3. A elevada contribuição da rotatividade taxonômica em comparação com a funcional, associada ao baixo aninhamento taxonômico e funcional nas praias estuarinas, provavelmente está relacionada à maior variedade de forças ambientais em nível local, como baixa conectividade com a zona oceânica, gradientes ambientais mais definidos, maior heterogeneidade dos habitats e menor dispersão das espécies. Por outro lado, a elevada contribuição do aninhamento funcional em relação ao taxonômico, e elevada rotatividade taxonômica em relação à funcional nas praias oceânicas pode ser facilitada pela proximidade entre habitats e ecossistemas na paisagem marinha, moldando a diversidade taxonômica e funcional. As assembleias de peixes das praias oceânicas parecem ser subconjuntos de assembleias mais ricas, refletindo a confluência da paisagem marinha que varia espacialmente e contribuindo para o padrão aninhado. Espécies encontradas em locais mais pobres em termos de riqueza de espécies representam subconjuntos de outras áreas mais ricas, resultando de um processo de filtro de nicho, com perda não aleatória de espécies e funções. As correlações mais altas foram observadas para o aninhamento taxonômico e funcional nas praias oceânicas das zonas de Transição e Temperada Quente, bem como nas praias estuarinas da zona de Transição, de acordo com o teste de Mantel. Esse padrão diferenciado na região de Transição pode ser devido às suas características limítrofes, situando-se entre as regiões Tropical e Temperada quente. As assembleias de peixes nessa região tendem a ser mais pobres em sua composição taxonômica e funcional em comparação com as assembleias mais ricas das regiões Tropical e Temperada. As espécies dessas regiões funcionariam como centros de diversidade para a região de Transição, refletindo a confluência de duas regiões distintas em um padrão aninhado, onde espécies de uma região representam subconjuntos de outra, decorrendo de uma perda não aleatória de espécies. Em conclusão, este estudo demonstra que a compreensão da biodiversidade multifacetada por meio dos componentes contrastantes de rotatividade e aninhamento das β -diversidades taxonômica e funcional é fundamental para elucidar os processos de montagem das comunidades de peixes costeiros.

Palavras-chave: biodiversidade, regras das assembleias, tratos funcionais, praias arenosas, ictiofauna, teoria neutra, teoria de nicho

ABSTRACT

Processes of assembling fish communities in estuarine and oceanic beaches along the coast of Brazil using taxonomic and functional β -diversity

Evaluating β -diversity and its components of turnover and nestedness provides ecologists with a deeper understanding of the processes driving compositional variation in biological communities within ecosystems. Differences between these two facets of biodiversity can elucidate community assembly. In this study, we conducted a decomposition of taxonomic and functional β -diversity for coastal fish assemblages in oceanic and estuarine beaches along the Brazilian coast, aiming to investigate the influence of niche and neutral processes on community assembly. Three hypotheses were tested. H1: At a latitudinal scale, factors such as climatic gradients, different species pools along the coast, and random dispersal could support the neutral process in the structuring of assemblages. H2: At a regional scale, niche processes would be more relevant in the Transition and Warm Temperate regions due to environmental gradients, while neutral processes would predominate in the Tropical Zone, driven by marine currents, environmental stability, ecological drift, and higher species dispersal. H3: Assembly patterns would vary between different types of beaches, with estuarine beaches being shaped by local environmental gradients favoring niche processes, while oceanic beaches, with more stable environmental factors and greater connectivity to the sea, would favor neutral processes. To test these hypotheses, the Mantel Test was used for correlation of taxonomic and functional β -diversities, and simulations using null models were conducted to assess the strength of the correlations, comparing the observed values with expectations of random extinction and selective extinction. The results indicate that, at a latitudinal scale, both oceanic and estuarine beaches showed evidence of community assembly associated with deterministic processes related to niche (selective extinction), which rejects hypothesis H1. At a regional scale, oceanic beaches in the Transition and Warm Temperate regions demonstrated a predominance of niche processes. However, in the Tropical region, a mixed pattern was observed, with niche processes associated with β -diversity and nestedness, but neutral processes dominating turnover, which does not support hypothesis H2. In estuarine beaches, the Temperate and Tropical regions exhibited niche processes for β -diversity and turnover, and neutral processes for nestedness. The Transition region showed an inverse pattern, with niche processes dominating β -diversity and nestedness,

while neutral processes prevailed in turnover, again rejecting hypothesis H2. These findings suggest that, according to the simulations of neutral and niche processes, niche processes predominate in both oceanic and estuarine beaches. This predominance is reinforced by the nestedness component of β -diversity in oceanic beaches and by turnover in estuarine beaches, rejecting hypothesis H3. The high contribution of taxonomic turnover compared to functional turnover, along with low taxonomic and functional nestedness in estuarine beaches, is likely related to a greater variety of local environmental forces, such as low connectivity with the oceanic zone, more defined environmental gradients, greater habitat heterogeneity, and lower species dispersal. On the other hand, the high contribution of nestedness and low turnover in oceanic beaches may be facilitated by the proximity between habitats and ecosystems within the marine landscape, shaping taxonomic and functional diversity. Fish assemblages in oceanic beaches appear to be subsets of richer assemblages, reflecting the confluence of the marine landscape that varies spatially and contributes to the nested pattern. Species found in poorer areas in terms of species richness represent subsets of richer areas, resulting from a niche filtering process, with non-random loss of species and functions. The highest correlations were observed for taxonomic and functional nestedness in oceanic beaches in the Transition and Warm Temperate zones, as well as in estuarine beaches in the Transition zone, according to the Mantel test. This differentiated pattern in the Transition region may be due to its border characteristics, situated between the Tropical and Warm Temperate regions. Fish assemblages in this region tend to be poorer in their taxonomic and functional composition compared to the richer assemblages of the Tropical and Temperate regions. Species from these regions would function as diversity centers for the Transition region, reflecting the confluence of two distinct regions in a nested pattern, where species from one region represent subsets of another, resulting from non-random species loss. In conclusion, this study demonstrates that understanding the multifaceted nature of biodiversity through the contrasting components of turnover and nestedness in taxonomic and functional β -diversities is crucial for elucidating the processes of community assembly in coastal fish communities.

Keywords: biodiversity, assembly rules, functional traits, sandy beaches, ichthyofauna, neutral theory, niche theory

1. INTRODUÇÃO

A determinação de como as espécies coexistem é um elemento chave para entender a biodiversidade. Os padrões na composição e diversidade de espécies são influenciados por quatro classes de processo: seleção (determinísticos), deriva (mudanças estocásticas na abundância das espécies), especiação (surgimento de novas espécies) e dispersão (movimentos dos organismos através do espaço) (Vellend, 2010). A montagem de comunidades incluída dentro de uma perspectiva clássica, pode ser associada a processos determinísticos relacionados com o nicho. Processos determinísticos são os baseados em filtros do nicho, que determinam gradientes de distribuição de espécies ao longo de gradientes ambientais, ou em interações entre espécies através dos limites de similaridade (Cadotte e Tucker, 2017). Os filtros de nicho (filtros ambientais) assumem que espécies coexistentes são mais similares umas às outras do que se esperaria ao acaso, pois as condições ambientais agem como um filtro permitindo um pequeno espectro de espécies sobreviver (Mouillot et al., 2007; Chase e Myers, 2011). A filtragem ambiental favorece certas características em detrimento de outras (Figura 1), onde apenas espécies com capacidade de tolerar as condições abióticas de um habitat podem potencialmente ocupar esse habitat, levando a uma baixa variação de tratos e uma distribuição convergente de características (Mouillot et al., 2007; Cadotte e Tucker, 2017; Lechêne et al., 2018). Por outro lado, o limite de similaridade assume a coexistência de espécies mais dissimilares (Figura 1), atuando no sentido de diminuir a sobreposição de nichos de forma a evitar os efeitos deletérios (exclusão) da competição, levando a uma elevada variação de tratos e uma distribuição de características divergentes (Córdova-Tapia et al., 2018; García-Girón et al., 2020).

A incorporação da estocasticidade como um dos fatores atuantes na montagem de comunidades propiciou uma outra perspectiva para explicar este processo (Cavender-Bares et al., 2009). Os processos estocásticos incluem a deriva ecológica, dispersão, especiação, extinção aleatória e neutralidade no *fitness* das espécies (Chase e Myers, 2011; Ford et al., 2017; Ford e Roberts, 2018; Mori et al. 2018). A teoria neutra unificada da biodiversidade e biogeografia (Hubbell, 2001) assume a equivalência ecológica dos indivíduos, seja qual for as espécies a que pertencem, e essa visão contrasta com as propostas de que a coexistência é mantida pela diferenciação de nicho.

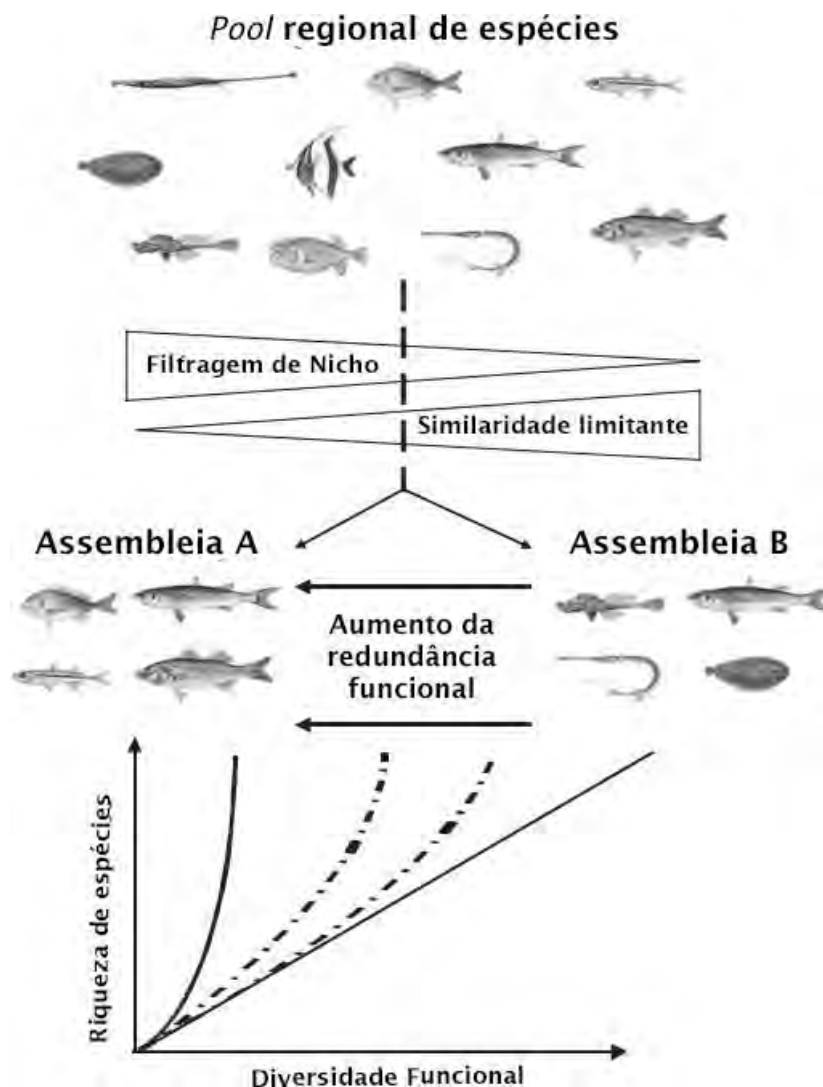


Figura 1. Esquema de processos determinísticos relacionados com o nicho. A comunidade (a) é montada principalmente através do processo de filtragem, levando a uma baixa variação de características e uma distribuição convergente de características. A comunidade (b) é montada principalmente por meio do processo de limites de similaridade, levando a uma alta variação de características e uma distribuição de características divergentes. Modificado de Mouillot et al. (2007).

Outro pressuposto fundamental da teoria neutra é que cada comunidade local está saturada e que não há mudança no número de indivíduos na comunidade com o tempo (Hubbell, 2001). As dinâmicas das populações são governadas pela sequência temporal dos indivíduos que morrem e que são substituídos por outros indivíduos da mesma espécie ou por indivíduos de outras espécies (Figura 2), já que todos os indivíduos de todas as espécies são idênticos, e que não há vantagem de nenhum indivíduo sobre outro para ocupar o espaço do indivíduo substituído. Dessa forma a comunidade sempre terá o mesmo número de indivíduos ao longo do tempo, mas pode decrescer em similaridade de

espécies com a entrada na comunidade de indivíduos de espécies distintas devido à deriva ecológica, isto é, quando processos estocásticos comandam as variações de abundâncias das espécies sob a restrição da limitação de recursos, que mantem o total de indivíduos constante (Vellend, 2010; Figura 2). Modelos nulos são usados para testar essas previsões da teoria ecológica, comparando os padrões estatísticos observados com os esperados na ausência de um mecanismo de montagem específico (Gotelli, 2000; Ulrich e Gotelli, 2007; Cordero e Jackson, 2019).

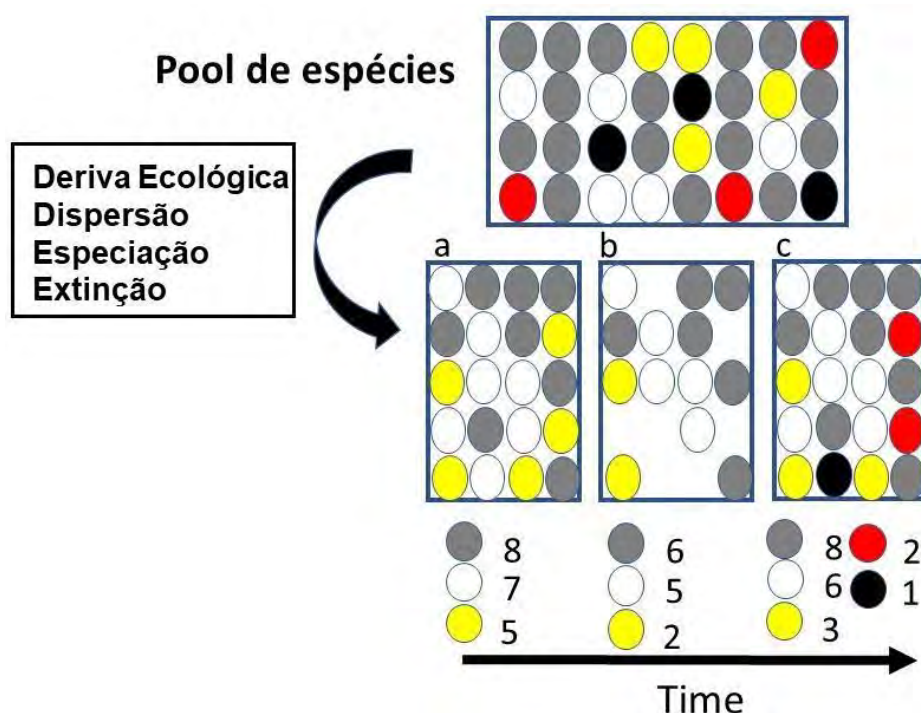


Figura 2. Esquema de processos aleatórios relacionados com a Teoria Neutra e modificado de Cassemiro (2008) *apud* Hubbell (2001), mostrando a dinâmica de uma comunidade local após a perda de indivíduos através do tempo. A comunidade (a) apresenta a espécie círculo cinza com 8 indivíduos, a espécie círculo branco com 7 indivíduos e a espécie círculo amarelo com 5 indivíduos. Na comunidade (b) há perda de indivíduos de todas as espécies criando “espaços vazios”. A chance de recolonização segundo a Teoria Neutra Unificada da Biodiversidade e Biogeografia é a mesma para as 3 espécies que já ocorriam na comunidade quanto para espécies vindas do pool de espécies. Na comunidade (c) ocorre recolonização da comunidade aumentando o número de indivíduos das 3 espécies que já ocorriam e o acréscimo de 2 novas espécies (círculo preto e círculo vermelho) vindas do *pool* de espécies.

As escalas espaciais afetam diretamente a percepção sobre a montagem de comunidades (Weiher et al., 2011). Processos regionais e históricos podem influenciar a montagem de comunidades locais (Ricklefs, 1987, Jackson e Blois, 2015) e a interação de espécies no nível local pode influenciar a disponibilidade dessas espécies no *pool* regional (Cavender-Bares et al., 2009, Cornell e Harrison, 2014). Análises da biodiversidade realizadas

simultaneamente em diferentes escalas espaciais são essenciais para entender a contribuição de processos em larga escala para os padrões de biodiversidade local e poderão elucidar a conexão entre a riqueza de espécies locais e regionais (Gaston, 2000; Garcia et al., 2018; Ricart et al., 2018; Camara et al., 2019).

A dependência de peixes jovens e subadultos por praias arenosas ainda é um aspecto da ecologia pouco explicado. O conhecimento dos processos determinantes dos padrões dominantes é relevante para a conservação das espécies, o que fornecerá embasamento para tomadas de decisão de quais habitats devem ser priorizados na conservação dos peixes costeiros, principalmente para a recuperação de estoques de peixes sobre-explorados ou ameaçados de extinção (Moura et al., 2007, Barletta et al., 2010). Em escala local, gradientes abióticos ou diferenças nas características do habitat podem levar a condições ambientais locais atuando como um filtro de nicho no pool regional de espécies (Franco e Santos, 2018; Camara et al. 2020). Os efeitos locais também incluem a intensidade das interações entre espécies, como a competição e predação, bem como a perturbação local (Ricklefs, 1987). Por outro lado, um dos padrões de biodiversidade em larga escala mais difundidos é o gradiente latitudinal de diversidade, em que a maior riqueza geralmente ocorre em direção ao equador e diminui em latitudes mais altas (Gaston, 2000; Anderson et al., 2013).

A costa brasileira possui uma grande extensão e se estende entre as latitudes 0° a 33°S, o que a torna um bom modelo para estudos de larga escala abordando gradientes latitudinais. Alguns estudos investigaram como os peixes respondem aos gradientes latitudinais ao longo do litoral brasileiro. Araújo e Azevedo (2001) e Andrade-Tubino et al. (2020) comparam diversos ecossistemas (baías, lagunas, praias oceânicas). Em escala latitudinal, gradientes como clima, distintos pools de espécies ao longo da costa e aleatoriedade na dispersão das espécies poderiam estar suportando o processo neutro de estruturação das assembleias (Ricklefs, 1987; Ford e Roberts, 2018), além da maior riqueza de espécies em zonas tropicais em comparação com zonas temperadas quentes. Também, correntes marinhas podem ser veículos de dispersão aleatória das espécies contribuindo para processos neutros. A Corrente Brasil, uma corrente de águas quentes e com baixas concentrações de nutrientes, modifica áreas de alta produtividade, como ressurgências, tendo um efeito na produtividade local (Signorini, 1980), contribuindo para derivas ecológicas, um forte componente dos processos neutros.

A análise dos diferentes padrões de β -diversidade e seus respectivos componentes de rotatividade e aninhamento que refletem fenômenos biológicos é essencial para entender os padrões e processos subjacentes à biodiversidade. β -diversidade é a variabilidade na composição de uma comunidade biológica entre sítios/habitats dentro de uma área (Whittaker 1972, Magurran 2004, Anderson et al. 2011). Baselga (2010) propôs uma estrutura para a avaliação da β -diversidade, apresentando as contribuições da rotatividade espacial e componentes de aninhamento, que resulta de dois processos denominados substituição de espécies e perda de espécies, respectivamente. O autor sugeriu que um alto nível de β -diversidade pode ter duas implicações diferentes. Pode refletir uma baixa proporção de espécies compartilhadas entre duas comunidades com um número semelhante de espécies, ou seja, uma alta contribuição do componente rotatividade e baixo aninhamento. Inversamente, quando as biotas de locais com menos espécies são subconjuntos de nas biotas de sítios mais ricos, pode refletir uma alta contribuição do componente de aninhamento e baixa rotatividade.

β -diversidade tem sido frequentemente expressa em termos do aspecto taxonômico da biodiversidade, no entanto é amplamente reconhecido que a avaliação de taxonômica não é suficiente para compreender o funcionamento do ecossistema sem considerar a faceta funcional da biodiversidade (Petchey e Gaston 2006, Laureto et al. 2015). Diversidade funcional é uma métrica importante nos estudos de biodiversidade porque relaciona os papéis que os organismos desempenham dentro dos ecossistemas, incluindo mecanismos de interações ecológicas (Mason et al. 2005, Mouchet et al. 2013, Stuart-Smith et al. 2013). Villegier et al. (2012) sugeriram que a betadiversidade taxonômica e funcional devem ser quantificadas simultaneamente e que diferenças entre essas duas facetas da biodiversidade pode ajudar a entender a montagem das comunidades. A predominância da rotatividade pode indicar que os sites diferem em heterogeneidade ambiental, selecionando diferentes espécies, enquanto a predominância de aninhamento pode indicar perda de espécies porque a filtragem ambiental favorece certas espécies em detrimento de outras, e somente peixes com capacidade de tolerar as condições abióticas (por exemplo, generalistas ou espécies resistentes) podem potencialmente ocupar os locais. A perda e a substituição de espécies podem refletir processos que estruturam comunidades, como montagem de nicho e montagem neutra. Assembleias de peixes simuladas sob os processos de montagem de extinção aleatória (neutra) e seletiva (processo determinístico de nicho) utilizando a beta diversidade taxonômica e funcional representam uma

abordagem para conectar padrões estatísticos a mecanismos de montagem das assembleias. Portanto, as praias oceânicas e as praias estuarinas podem fornecer um cenário apropriado para abordar a decomposição β -diversidade taxonômica e funcional.

O objetivo principal desse capítulo é investigar a importância dos processos de nichos e neutros na determinação da montagem de comunidades de peixes da costa brasileira, utilizando a relação entre a decomposição da β -diversidade taxonômica e funcional, analisando separadamente as praias oceânicas e praias estuarinas (contidas em sistemas costeiros semi-fechados), em uma abordagem latitudinal e regional. Três hipóteses foram testadas. (H1) Fatores como gradientes climáticos, distintos “pools” de espécies ao longo da costa, e dispersão aleatória das espécies poderiam estar suportando o processo neutro de estruturação das assembleias. (H2) Em escala regional, o processo de nicho apresenta maior importância nas regiões de Transição e Temperada Quente, devido aos gradientes ambientais, e que processo neutro apresenta maior importância na Zona Tropical devido a presença de diferentes correntes marinhas, estabilidade ambiental, deriva ecológica e maior dispersão de espécies. (H3) Os padrões variam entre os diferentes tipos de praia, com as praias estuarinas prevalecendo gradientes ambientais locais e favorecendo os processos de nichos, diferentemente das praias oceânicas onde a estabilidade dos fatores ambientais e a ampla conectividade com o mar favoreceriam os processos neutros. Responder a essas perguntas é crucial, pois permite compreender os mecanismos subjacentes que moldam a biodiversidade e a estrutura das comunidades de peixes ao longo da costa brasileira. Compreender a influência relativa dos processos de nicho e neutros pode fornecer *insights* valiosos sobre como essas comunidades respondem a diferentes pressões ambientais, ajudando na elaboração de estratégias de conservação mais eficazes e adaptadas às especificidades de cada região.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

As seguintes regiões foram delineadas ao longo da costa do Brasil (Figura 3): Região Tropical – Estendendo-se do litoral norte ao nordeste brasileiro até o litoral norte do Rio de Janeiro (0 a 22°S). O litoral norte, influenciado pelo estuário amazônico, apresenta uma vasta plataforma continental com águas quentes provenientes da Corrente

Equatorial. A temperatura média da água varia entre 26 e 31°C, altura da maré entre 2 e 7 metros e precipitação anual entre 1700 e 3200 mm (Moraes et al., 2005). Compreende diversos ecossistemas, incluindo manguezais. O litoral nordestino, de perfil regular interrompido por estuários e deltas de rios, possui águas quentes das Correntes Equatorial e do Brasil, abrangendo recifes de corais. Região de Transição – Estende-se do litoral Norte do Estado do Rio de Janeiro (22°S) até o Cabo de Santa Marta (28,6°S), marcando o limite entre a região de transição e a região temperada quente. Nesta região, o clima tropical muda gradualmente para um clima de transição antes de atingir condições temperadas quentes no extremo sul. A temperatura média da água varia entre 20 e 28°C, altura da maré entre 1,5 e 2,7 metros e precipitação anual entre 1700 e 3000 mm (Palma et al., 2004). Região Temperada Quente – Do Sul do Cabo Santa Marta (28,6°) até o estuário do Chuí (33,7oS). A Convergência Subtropical formada pela mistura da Corrente do Brasil e da Corrente das Malvinas apresenta características temperadas. A temperatura média da água varia entre 13 e 20°C, alturas de maré entre 1,5 e 2,7 metros e precipitação anual entre 1300 e 1500 mm (Palma et al., 2004). as marés variam de 0,4 a 1,5 m (Johannessen et al., 1967).

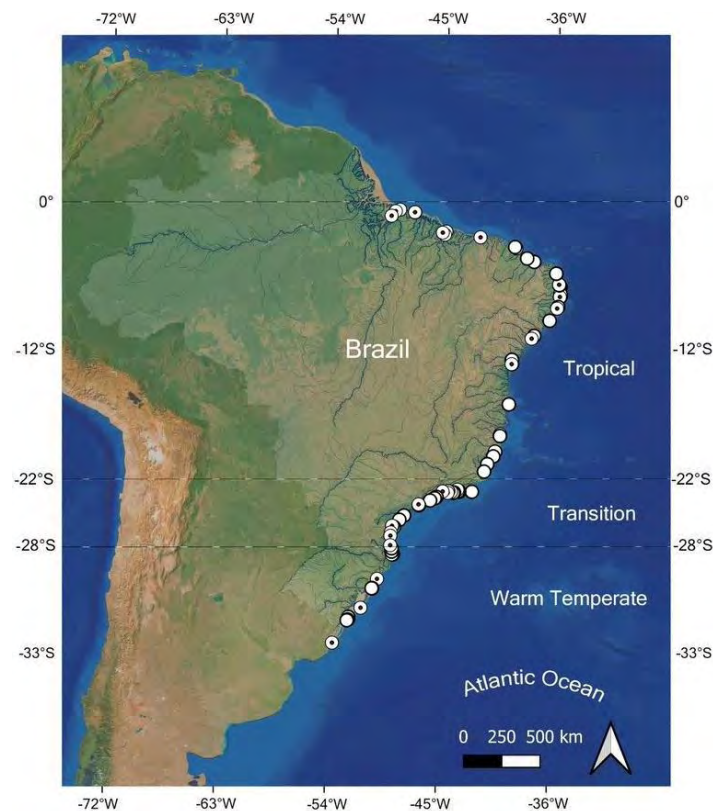


Figura 3. Área de estudo com indicação das praias estudadas nas três regiões: (Tropical, Transição e Temperada Quente) ao longo da costa brasileira. Círculos brancos, praias oceânicas; Círculos brancos com um ponto preto, praias estuarinas.

2.2. Distribuição e ocorrência das espécies de peixes

Uma busca extensiva no Google Scholar, Web of Science e Scielo (palavras-chave: peixe, praia arenosa, estuarino, Brasil) foi realizada para obter informações disponíveis sobre a ocorrência de peixes em praias estuarinas ou oceânicas ao longo de toda a costa do Brasil, desde a foz do rio Amazonas até o Chuí. Para a inclusão de um estudo em nosso banco de dados, filtramos apenas os estudos que (1) utilizam redes de arrasto de praia como método de coleta, (2) fornecem uma lista completa de espécies e (3) incluem réplicas de coleta na região amostrada. Em regiões com muitos artigos, selecionamos aqueles mais abrangentes e com maior número de espécies, sempre cuidando de manter um desenho amostral equilibrado, considerando o número de artigos de outras localidades. Em cada artigo selecionado, extraímos informações sobre (i) presença/ausência de espécies; (ii) coordenadas geográficas; (iii) tipo de praia (oceânica ou estuarina). O conjunto final de dados inclui um total de 100 artigos, revelando 465 espécies de peixes que habitam as praias arenosas brasileiras, sejam elas oceânicas ou estuarinas (Anexo 1 e Anexo 2). Esses artigos cobriram 52 praias estuarinas (22 – Tropicais, 16 – Transição, 14 – Temperadas Quentes) e 48 praias oceânicas (16 – Tropicais, 18 – Transição, 14 – Temperadas Quentes) (Figura 3, Anexo 1 e Anexo 2).

2.3. Diversidade funcional

Para análise da diversidade funcional, sete (7) características funcionais dos peixes foram atribuídas a cada uma das 465 espécies no banco de dados (Anexo 3). Foram selecionadas características que refletem o uso do habitat, a história de vida e a ecologia trófica das espécies, que são esperadas para responder a mudanças ambientais e influenciar o funcionamento do ecossistema. Entre essas características, cinco são categóricas (forma do corpo, posição na coluna d'água, guildas tróficas e reprodutivas, forma da nadadeira caudal), uma é categorizada (uso do habitat: água doce, salobra, marinha), e uma é contínua (tamanho máximo do corpo). Como peixes verdadeiramente diádromos estão ausentes na região Neotropical, optou-se por usar as categorias de habitat água doce, salobra e marinha, permitindo que as espécies apresentem uma, duas ou todas as três categorias. Todas as características foram identificadas usando uma combinação de dados publicados e informações disponíveis no Fishbase (Froese e Pauly, 2021) e extraídas com o pacote *R* *rfishbase* (versão 3.1.6; Boettiger et al., 2012).

2.4. Tratamentos de dados

Espécies indicadoras

Para determinar as espécies de peixes que mais contribuíram para a similaridade dentro de cada zona (tropical, transição e temperada), foi utilizada uma análise de padrão multinível (MPA, função *multipatt*, do pacote *indicspecies*). Valores significativos foram detectados com base no índice IndVal (Anexos 4 e 5), que foi testado por meio de um teste de permutação (Cáceres e Legendre, 2009).

Decomposição da β -diversidade taxonômica e funcional

Os dados de ocorrência de peixes foram utilizados para calcular a β -diversidade taxonômica e funcional, bem como sua decomposição nos componentes de rotatividade e aninhamento. A β -diversidade taxonômica e sua decomposição foram calculadas utilizando a função *beta.pair* (dissimilaridades pareadas baseadas em incidência), que gera três matrizes de distância, contabilizando (1) rotatividade (substituição), (2) aninhamento, e (3) dissimilaridade total (ou seja, a soma dos dois componentes) (Baselga, 2010). A matriz de dados de peixes foi combinada com a matriz de características para o cálculo da β -diversidade funcional e sua decomposição em rotatividade-substituição e um componente resultante de aninhamento, utilizando a função *functional.beta.pair*. Esta função retorna uma lista com três matrizes de dissimilaridade: (1) rotatividade-substituição, (2) aninhamento, e (3) dissimilaridade total (ou seja, a soma de ambos os componentes).

As correlações entre a β -diversidade taxonômica e funcional, bem como entre seus respectivos componentes, foram testadas utilizando o teste de permutação de Mantel, um teste estatístico que avalia a correlação entre duas matrizes. O teste de Mantel parcial foi utilizado para testar a correlação entre duas matrizes, controlando o efeito de uma terceira. Os testes parciais de Mantel foram realizados controlando o efeito da distância geográfica e as diferenças na riqueza de espécies entre as localidades.

Modelo nulo de coeficientes de correlação de β -diversidade

Para testar a força das correlações entre a β -diversidade taxonômica e funcional, foram permutadas assembleias de peixes sob processos de montagem de extinção aleatória e seletiva, conforme Si et al. (2016). O modelo nulo foi simulado sob o processo de "Extinção

Aleatória", mantendo a ocupação das espécies, mas randomizando a riqueza de espécies (ou seja, algoritmo de linha aleatória, coluna fixa, ou o algoritmo 'c0') (Jonsson, 2001; Miklós e Podani, 2004). Também foi simulado o modelo nulo sob o processo de "Extinção Seletiva". O processo determinístico de filtragem ambiental foi simulado escolhendo aleatoriamente uma espécie "ótima" e, em seguida, selecionando a espécie mais próxima (por exemplo, a espécie com o menor índice de distância de Gower) para essa espécie ótima até que a riqueza de espécies seja atingida em cada local. Cada simulação foi executada 100 vezes. Se a extinção seletiva for o principal processo que impulsiona a montagem das assembleias de peixes em nosso estudo, esperamos que os coeficientes de correlação observados (r de Pearson) estejam fora das distribuições nulas obtidas no cenário de extinção aleatória. Também é esperado que os coeficientes de correlação observados estejam dentro das distribuições nulas obtidas no cenário de extinção seletiva. Por outro lado, se a extinção aleatória for o processo que impulsiona a montagem das assembleias de peixes, É esperado que os coeficientes de correlação observados estejam dentro das distribuições nulas obtidas no cenário de extinção aleatória, mas fora das distribuições nulas obtidas no cenário de extinção seletiva.

Os scripts em R para testes de randomização simulando os processos de extinção aleatória e seletiva foram utilizados conforme Si et al. (2016), utilizando os pacotes “*betapart*” (Baselga e Orme, 2012), “*FD*” (Laliberté e Legendre, 2010) e “*vegan*” (Oksanen et al., 2013). Todas as análises foram conduzidas no ambiente R v. 3.5.1 (R Core Team, 2018).

3. RESULTADOS

3.1. Composição da assembléia de peixes

Nas praias oceânicas, foram registradas 321 espécies de peixes (Figura 4), distribuídas em 34 ordens, 78 famílias e 174 gêneros. Nas praias estuarinas, o número total de espécies foi de 403 espécies distribuídas em 34 ordens, 80 famílias e 200 gêneros. A região tropical apresentou 310 espécies nas praias estuarinas e 232 espécies nas praias oceânicas (Figura 4). Na região de transição, foram identificadas 206 espécies tanto nas praias estuarinas quanto nas oceânicas. Por fim, a região temperada registrou 195 espécies nas praias estuarinas e 160 espécies nas praias oceânicas.

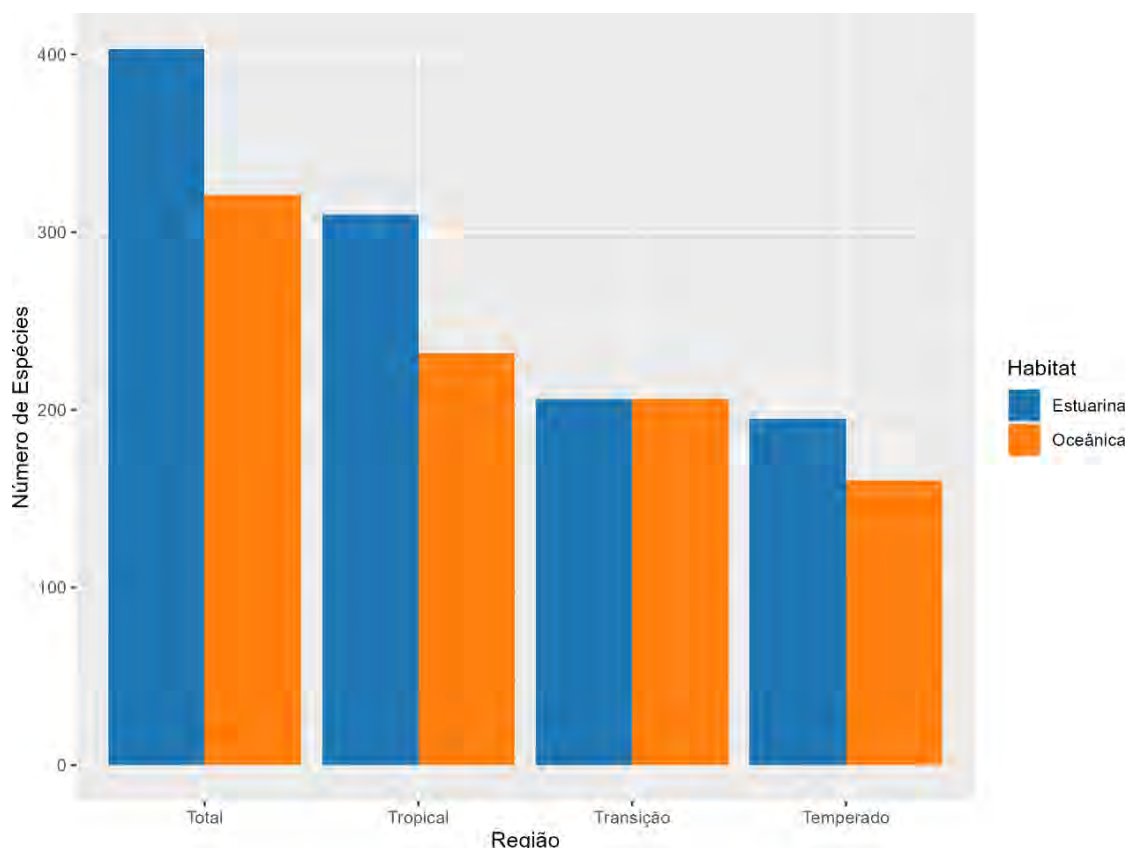


Figura 4. Riqueza total de espécies observada nas praias estuarinas e oceânicas e nas respectivas regiões (Tropical, Transição e Temperada).

3.2. Espécies indicadoras

Das 321 espécies registradas nas praias oceânicas, apenas 49 foram significativamente ($p < 0,05$) identificadas como espécies indicadoras das regiões estudadas (Tabela 1; Anexo 4). Dentre essas, 22 espécies foram associadas à região Tropical, uma (1) espécie à região de Transição e 13 espécies à região Temperada. Além disso, 5 espécies foram associadas às regiões Tropical + Transição e 4 espécies às regiões Temperada + Transição (Tabela 1). Nas praias estuarinas, das 403 espécies observadas, 83 foram significativamente ($p < 0,05$) identificadas como espécies indicadoras das regiões estudadas (Tabela 2; Anexo 5). Destas, 40 espécies foram associadas à região Tropical, 12 à região de Transição e 15 à região Temperada. Além disso, 8 espécies foram associadas às regiões Tropical + Transição e 7 às regiões Temperada + Transição (Tabela 2).

Tabela 1. Espécies indicadoras ($p < 0.05$) de praias oceânicas de acordo com cada região estudada. Detalhes estatísticos são apresentados no Anexo 4.

Região	Espécies indicadoras
Tropical	<i>Chirocentrodon bleekermanus</i> (Poey, 1867); <i>Bairdiella ronchus</i> (Cuvier, 1830); <i>Trinectes paulistanus</i> (Miranda Ribeiro, 1915); <i>Cathorops spixii</i> (Agassiz, 1829); <i>Scomberomorus cavalla</i> (Cuvier, 1829); <i>Symphurus plagusia</i> (Bloch & Schneider, 1801); <i>Symphurus tessellatus</i> (Quoy & Gaimard, 1824); <i>Lile piquitinga</i> (Schreiner & Miranda Ribeiro, 1903); <i>Sciades herzbergii</i> (Bloch, 1794)
Transição	<i>Polydactylus oligodon</i> (Günther, 1860)
Temperada	<i>Pomatomus saltatrix</i> (Linnaeus, 1766); <i>Oncopeltus darwinii</i> Steindachner, 1874; <i>Odontesthes argentinensis</i> (Valenciennes, 1835); <i>Brevoortia pectinata</i> (Jenyns, 1842); <i>Trachinotus marginatus</i> (Cuvier, 1832); <i>Platanichthys platana</i> (Regan, 1917); <i>Diplectrum radiale</i> (Quoy & Gaimard, 1824); <i>Ophichthus gomesii</i> (Castelnau, 1855); <i>Hypoleurochilus fissicornis</i> (Quoy & Gaimard, 1824); <i>Ramnogaster arcuata</i> (Jenyns, 1842)
Tropical e Transição	<i>Conodon nobilis</i> (Linnaeus, 1758); <i>Larimus breviceps</i> (Cuvier, 1830); <i>Ophioscion punctatissimus</i> (Meek & Hildebrand, 1925); <i>Anchoviella lepidentostole</i> (Fowler, 1911)
Temperada e Transição	<i>Harengula clupeola</i> (Cuvier, 1829); <i>Sardinella brasiliensis</i> (Steindachner, 1879); <i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823); <i>Diplodus argenteus</i> (Valenciennes, 1830); <i>Mugil platanus</i> (Günther, 1880)

Tabela 2. Espécies indicadoras ($p < 0.05$) de praias estuarinas de acordo com cada região estudada. Detalhes estatísticos são apresentados no Anexo 5.

Região	Espécies indicadoras
Tropical	<i>Anchovia clupeioides</i> (Swainson, 1839); <i>Colomesus psittacus</i> (Bloch & Schneider, 1801); <i>Genyatremus luteus</i> (Bloch, 1790); <i>Thalassophryne nattereri</i> Steindachner, 1876; <i>Lutjanus jocu</i> (Bloch & Schneider, 1801); <i>Cynoscion acoupa</i> (Lacepède, 1801); <i>Batrachoides surinamensis</i> (Bloch & Schneider, 1801); <i>Anchoa spinifer</i> (Valenciennes, 1848); <i>Pseudauchenipterus nodosus</i> (Bloch, 1794); <i>Achirus achirus</i> (Linnaeus, 1758); <i>Sphyræna barracuda</i> (Edwards, 1771); <i>Aspredinichthys tibicen</i> (Valenciennes, 1840); <i>Rhinosardinia amazonica</i> (Steindachner, 1879); <i>Mugil incilis</i> Hancock, 1830
Transição	<i>Synodus foetens</i> (Linnaeus, 1766); <i>Anchoa januaria</i> (Steindachner, 1879); <i>Umbrina coroides</i> Cuvier, 1830; <i>Anchoa lyolepis</i> (Evermann & Marsh, 1900); <i>Larimus breviceps</i> Cuvier, 1830; <i>Lagocephalus lagocephalus</i> (Linnaeus, 1758); <i>Hemiramphus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758); <i>Diplectrum radiale</i> (Quoy & Gaimard, 1824); <i>Dactyloscopus crossotus</i> Starks, 1913; <i>Haemulon steindachneri</i> (Jordan & Gilbert, 1882)
Temperada	<i>Ctenogobius shufeldti</i> (Jordan & Eigenmann, 1887); <i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824); <i>Odontesthes argentinensis</i> (Valenciennes, 1835); <i>Brevoortia pectinata</i> (Jenyns, 1842); <i>Jenynsia multidentata</i> (Jenyns, 1842); <i>Ramnogaster arcuata</i> (Jenyns, 1842); <i>Platanichthys platana</i> (Regan, 1917); <i>Trachinotus marginatus</i> (Cuvier, 1832); <i>Umbrina canosai</i> (Berg, 1895); <i>Phalloceros caudimaculatus</i> (Hensel, 1868); <i>Genidens barbatus</i> (Lacepède, 1803)
Tropical e Transição	<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782); <i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758); <i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus, 1758); <i>Polydactylus virginicus</i> (Linnaeus, 1758); <i>Anchoviella lepidentostole</i> (Fowler, 1911); <i>Oligoplites palometa</i> (Cuvier, 1832); <i>Achirus declivis</i> (Chabanaud, 1940); <i>Diapterus auratus</i> (Ranzani, 1842)
Temperada e Transição	<i>Genidens genidens</i> (Cuvier, 1829); <i>Harengula clupeiola</i> (Cuvier, 1829); <i>Trachinotus carolinus</i> (Linnaeus, 1766); <i>Prionotus punctatus</i> (Bloch, 1793); <i>Syngnathus folletti</i> (Herald, 1942); <i>Mugil platanus</i> (Günther, 1880); <i>Pomatomus saltatrix</i> (Linnaeus, 1766)

3.3. Praias oceânicas

Padrão latitudinal

A β -diversidade taxonômica variou de 0,07 a 0,98 com um valor médio de 0,80 ($\pm 0,002$ s.e.). A rotatividade média (0,69) foi maior que o componente resultante de aninhamento (0,11) e contribuiu com 86% da diversidade β taxonômica, enquanto o componente de aninhamento contribuiu com 14% (Figura 5). A β -diversidade funcional variou de 0,05 a 0,92, com um valor médio de 0,56 ($\pm 0,005$). Em média, a rotatividade (0,20) foi menor que o componente resultante do aninhamento (0,36) e contribuiu com 36% da β -diversidade funcional, enquanto o aninhamento contribuiu com 64% da β -diversidade funcional. As médias entre a β -diversidade taxonômica e funcional foram significativamente diferentes ($F = 1858$; $p < 0.001$), com maiores valores de β -diversidade taxonômica. A rotatividade taxonômica foi significativamente maior que a rotatividade funcional ($F = 6718$; $p < 0.001$), enquanto o aninhamento funcional foi significativamente maior que o aninhamento taxonômico ($F = 1026$; $p < 0.001$) (Figura 5).

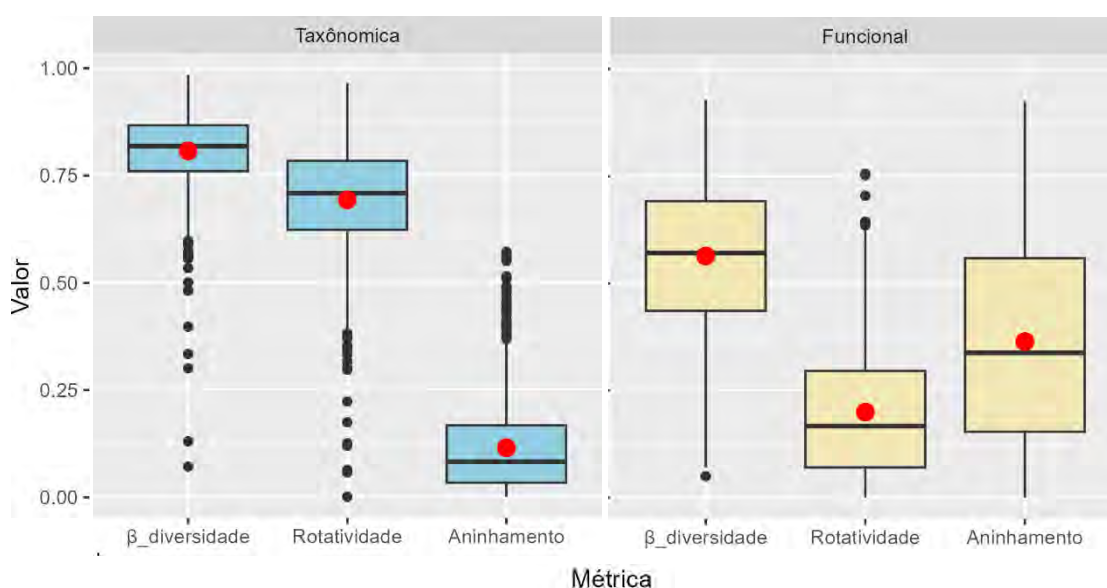


Figura 5. Box plots comparando β -diversidade, Rotatividade e Aninhamento para as métricas Taxonômica e Funcional das assembleias de peixes em praias oceânicas na costa do Brasil. Cada box plot exibe a distribuição de valores para uma determinada métrica, com as caixas representando o intervalo interquartil (IQR) e os whiskers se estendendo até 1,5 vezes o IQR. Os valores discrepantes são mostrados como pontos pretos. Os círculos vermelhos dentro dos Box plots indicam os valores médios.

Teste de Mantel

Segundo o teste de Mantel, a β -diversidade taxonômica e funcional e seus componentes (rotatividade e aninhamento) foram significativamente correlacionados ($p < 0,001$), com o aninhamento taxonômico vs. aninhamento funcional apresentando os maiores valores

de correlação (Tabela 3). Ao remover o efeito da distância geográfica e da diferença no número de espécies entre os locais, os testes parciais de Mantel também indicaram correlações significativas ($p < 0,001$; Tabela 3). Com a exclusão do efeito da distância geográfica, a correlação entre β -diversidade taxonômica e funcional e seus componentes aumentou. No entanto, ao remover o efeito da diferença no número de espécies de peixes, observou-se que a correlação entre a β -diversidade taxonômica e funcional e seus componentes diminuiu, com menores valores para aninhamento taxonômico e aninhamento funcional (Tabela 3).

Tabela 3. Testes de Mantel entre componentes de β -diversidade taxonômica e funcional. Os testes de Mantel parciais levam em conta as diferenças na riqueza de espécies e a distância geográfica entre os locais. Os valores são coeficientes de correlação de Pearson e o valor-p associado aos testes de Mantel (***) $p < 0,001$).

	Mantel teste	Partial Mantel teste	
		Distância geográfica	Diferença na riqueza de espécies
β -div taxonômica vs. β -div funcional	0.43***	0.43***	0.23***
Rotatividade taxonômica vs. Rotatividade funcional	0.37 ***	0.43***	0.29***
Aninhamento taxonômico vs. Aninhamento funcional	0.56 ***	0.59***	0.18**

As correlações entre as β -diversidade taxonômica e funcional e seus componentes foram todas altamente significativas (Figura 6). No entanto, observou-se que as correlações entre a β -diversidade e a rotatividade taxonômica e funcional apresentam um padrão desordenado e desacoplado. Em contraste, foi observado um padrão mais ordenado nas correlações entre o aninhamento taxonômico e funcional.

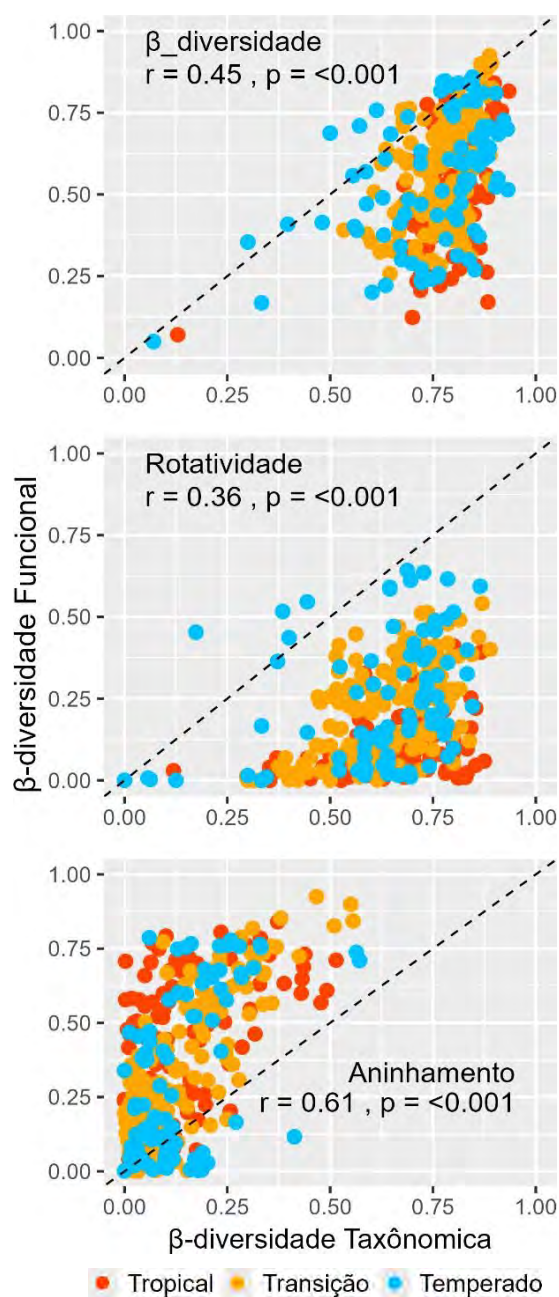


Figura 6. Correlações entre a β -diversidade taxonômica e funcional para a assembleia de peixes em praias oceânicas e seus componentes de rotatividade e aninhamento. Os valores dentro de cada gráfico são os coeficientes de correlação de Pearson e o valor P do teste de Mantel associado ($p < 0,001$). As cores dos pontos indicam as diferentes zonas: Tropical (vermelho), Transição (laranja) e Temperada (azul). A linha preta pontilhada indica a linha de identidade ($y = x$).

Padrão regional Tropical

A β -diversidade taxonômica variou de 0,12 a 0,93, com um valor médio de 0,78 ($\pm 0,007$ s.e.). A rotatividade média (0,65) foi maior que o componente resultante de aninhamento (0,13) e contribuiu com 83% da β -diversidade taxonômica, enquanto o componente de

aninhamento contribuiu com 17%. A β -diversidade funcional variou de 0,1 a 0,87, com um valor médio de 0,51 ($\pm 0,01$). Em média, a rotatividade (0,15) foi menor que o componente resultante do aninhamento (0,36) e contribuiu com 29% da β -diversidade funcional, enquanto o aninhamento contribuiu com 71% da β -diversidade funcional. As médias entre a β -diversidade taxonômica e funcional foram significativamente diferentes ($F = 268$; $p < 0,001$), com maiores valores de β -diversidade taxonômica. A rotatividade taxonômica foi significativamente maior que a rotatividade funcional ($F = 977$; $p < 0,001$), enquanto o aninhamento funcional foi significativamente maior que o aninhamento taxonômico ($F = 102,7$; $p < 0,001$) (Tabela 4, Figura 7).

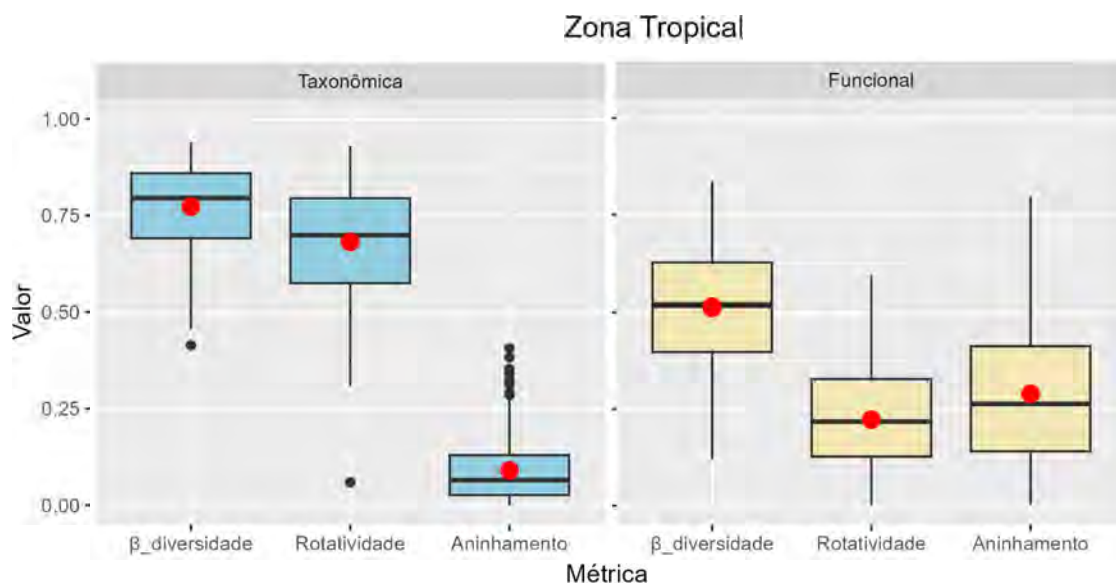


Figura 7. Box plots comparando β -diversidade, Rotatividade e Aninhamento para as métricas Taxonômica e Funcional das assembleias de peixes em praias oceânicas na região tropical. Os valores discrepantes são mostrados como pontos pretos. Os círculos vermelhos dentro dos Box plots indicam os valores médios.

Transição - A β -diversidade taxonômica variou de 0,53 a 0,9, com um valor médio de 0,77 ($\pm 0,006$ s.e.). A rotatividade média (0,63) foi maior que o componente resultante de aninhamento (0,14) e contribuiu com 81% da β -diversidade taxonômica, enquanto o componente de aninhamento contribuiu com 19%. A β -diversidade funcional variou de 0,22 a 0,91, com um valor médio de 0,56 ($\pm 0,01$). Em média, a rotatividade (0,21) foi menor que o componente resultante do aninhamento (0,35) e contribuiu com 38% da β -diversidade funcional, enquanto o aninhamento contribuiu com 62% da β -diversidade funcional. As médias entre a β -diversidade taxonômica e funcional foram

significativamente diferentes ($F = 222$, $p < 0,001$), com maiores valores de β -diversidade taxonômica. A rotatividade taxonômica foi significativamente maior que a rotatividade funcional ($F = 664,2$, $p < 0,001$), enquanto o aninhamento funcional foi significativamente maior que o aninhamento taxonômico ($F = 96,31$, $p < 0,001$) (Tabela 4, Figura 8).

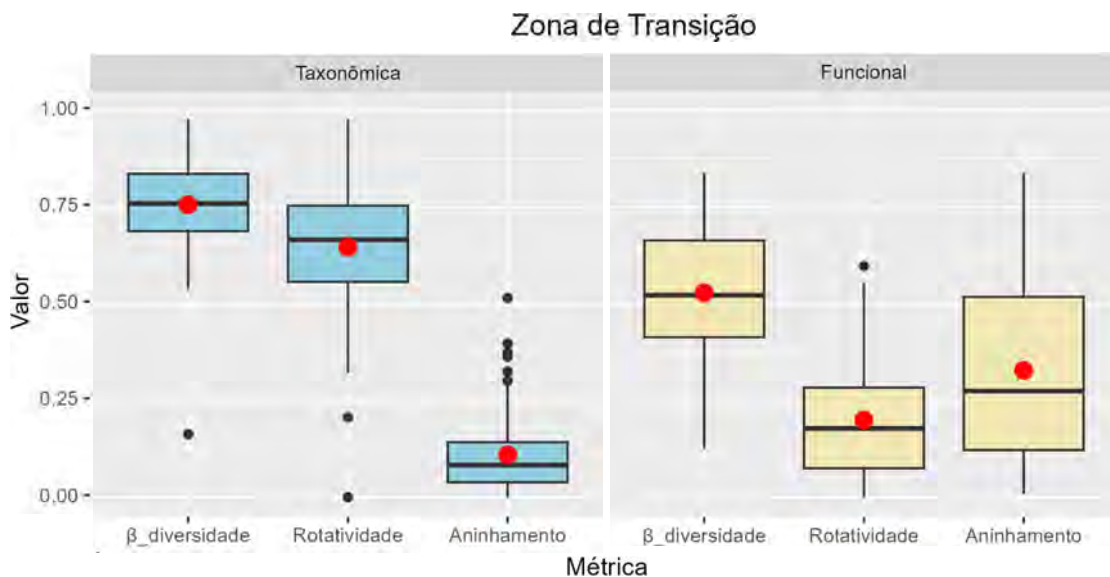


Figura 8. Box plots comparando β -diversidade, Rotatividade e Aninhamento para as métricas Taxonômica e Funcional das assembleias de peixes em praias oceânicas na região de Transição. Os valores discrepantes são mostrados como pontos pretos. Os círculos vermelhos dentro dos Box plots indicam os valores médios.

Temperada - A β -diversidade taxonômica variou de 0,07 a 0,93, com um valor médio de 0,75 ($\pm 0,01$ s.e.). A rotatividade média (0,61) foi maior que o aninhamento (0,13), contribuindo com 81% da β -diversidade taxonômica, enquanto o componente de aninhamento representou 19%. A β -diversidade funcional variou de 0,16 a 0,78, com um valor médio de 0,49 ($\pm 0,03$ s.e.). Em média, a rotatividade (0,20) foi menor que o aninhamento (0,29), contribuindo com 41% da β -diversidade funcional, enquanto o aninhamento contribuiu com 59%. As médias entre a β -diversidade taxonômica e funcional foram significativamente diferentes ($F = 111,3$; $p < 0,001$), com maiores valores para a β -diversidade taxonômica. A rotatividade taxonômica foi significativamente maior que a rotatividade funcional ($F = 271,4$; $p < 0,001$), enquanto o aninhamento funcional foi significativamente maior que o aninhamento taxonômico ($F = 36,86$; $p < 0,001$) (Tabela 4, Figura 9).

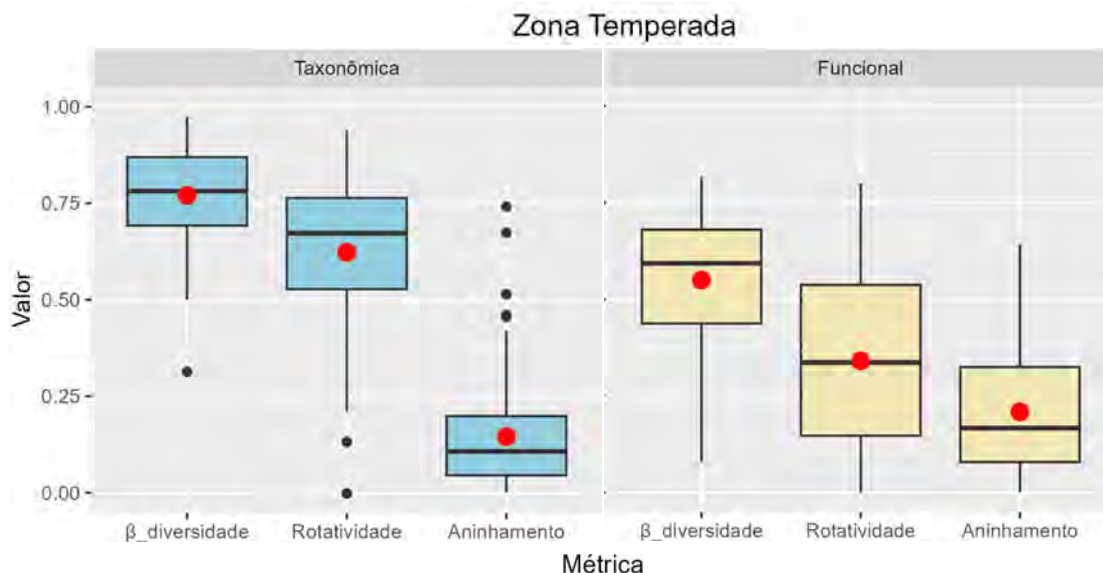


Figura 9. Box plots comparando β -diversidade, Rotatividade e Aninhamento para as métricas Taxonômica e Funcional das assembleias de peixes em praias oceânicas na região Temperada. Os valores discrepantes são mostrados como pontos pretos. Os círculos vermelhos dentro dos Box plots indicam os valores médios.

Tabela 4. Resultados da β -diversidade taxonômica e funcional e seus componentes por regiões (tropical, transição e Temperada) e seus respectivos resultados da Anova.

	Taxonômica	Funcional	F-anova	P-value
Tropical				
β -diversidade	$0,78 \pm 0,007$ (0,12-0,93)	$0,51 \pm 0,01$ (0,1-0,87)	268	0,000
Rotatividade	$0,65 \pm 0,01$ (0,11-0,87) (83%)	$0,15 \pm 0,01$ (0-0,50) (29%)	977	0,000
Aninhamento	$0,13 \pm 0,01$ (0-0,51) (17%)	$0,36 \pm 0,02$ (0-0,87) (71%)	102,7	0,000
Transição				
β -diversidade	$0,77 \pm 0,006$ (0,53-0,90)	$0,56 \pm 0,01$ (0,22-0,91)	222	0,000
Rotatividade	$0,63 \pm 0,01$ (0,29-0,88) (81%)	$0,21 \pm 0,01$ (0-0,55) (38%)	664,2	0,000
Aninhamento	$0,14 \pm 0,01$ (0-0,55) (19%)	$0,35 \pm 0,01$ (0-0,91) (62%)	96,31	0,000
Temperada				
β -diversidade	$0,75 \pm 0,01$ ((0,07-0,93)	$0,49 \pm 0,03$ (0,16-0,78)	111,3	0,000
Rotatividade	$0,61 \pm 0,01$ (0-0,86) (81%)	$0,20 \pm 0,01$ (0-0,64) (41%)	271,4	0,000
Aninhamento	$0,13 \pm 0,02$ (0-0,57) (19%)	$0,29 \pm 0,03$ (0-0,73) (59%)	36,86	0,000

Teste de Mantel

Tropical - De acordo com o Teste de Mantel, a β -diversidade funcional foi significativamente correlacionada com a β -diversidade taxonômica e seus componentes (rotatividade e aninhamento), apresentando valores menores para a correlação entre rotatividade taxonômica e funcional. Ao remover o efeito da distância geográfica e a

diferença no número de espécies entre os locais, os testes parciais de Mantel indicaram correlações tanto significativas quanto não significativas. Quando o efeito da distância geográfica foi removido, a correlação entre as β -diversidades taxonômica e funcional permaneceu a mesma, e os componentes de rotatividade e aninhamento diminuíram, mas permaneceram significativos. Ao eliminar o efeito da diferença no número de espécies, a correlação entre β -diversidade taxonômica e funcional e a rotatividade diminuíram mais acentuadamente, enquanto o aninhamento foi não significativo (Tabela 5).

Transição - A β -diversidade taxonômica e funcional, juntamente com seus componentes, apresentaram correlações significativas, com a maior correlação observada entre aninhamento taxonômico e aninhamento funcional. Ao remover o efeito da distância geográfica e a diferença no número de espécies entre os locais, os testes parciais de Mantel também indicaram correlações significativas. A remoção do efeito da distância geográfica aumentou a correlação entre a β -diversidade taxonômica e funcional e seu componente de rotatividade aumentaram, porém o aninhamento apresentou a mesma correlação. No entanto, quando o efeito da diferença no número de espécies de peixes foi removido, observou-se uma diminuição na correlação entre a β -diversidade taxonômica e funcional e seus componentes (Tabela 5).

Temperada - A β -diversidade taxonômica e funcional, assim como seus componentes, foram significativamente correlacionados, com as maiores correlações observadas entre aninhamento taxonômico e aninhamento funcional. Ao remover o efeito da distância geográfica e a diferença no número de espécies entre os locais, os testes parciais de Mantel também indicaram correlações significativas. Quando o efeito da distância geográfica foi eliminado, a correlação entre as β -diversidades taxonômica e funcional e seu componente de rotatividade aumentaram, enquanto o componente de aninhamento apresentou pequeno decréscimo. Seus componentes diminuíram. No entanto, ao remover o efeito da diferença no número de espécies de peixes, a correlação entre β -diversidade taxonômica e funcional e seus componentes de rotatividade e aninhamento diminuíram (Tabela 5).

Tabela 5. Testes de Mantel entre componentes de β -diversidade taxonômica e funcional para as praias oceânicas. Testes de Mantel parciais consideram diferenças na riqueza de espécies e/ou distância geográfica entre os locais. Os valores são coeficientes de correlação de Pearson e o valor-p associado aos testes de Mantel (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$, n.s. não significativo).

	Mantel teste	Partial Mantel teste	
Tropical		Distância geográfica	Diferença na riqueza de espécies
β -div taxonômica vs. β -div funcional	0.52***	0.52***	0.30***
Rotatividade taxonômica vs. rotatividade funcional	0.35 ***	0.31***	0.18*
Aninhamento taxonômico vs. aninhamento funcional	0.58 ***	0.57***	0.01n.s.
Transição			
β -div taxonômica vs. β -div funcional	0.47***	0.50***	0.21*
Rotatividade taxonômica vs. rotatividade funcional	0.57***	0.58***	0.36**
Aninhamento taxonômico vs. aninhamento funcional	0.80***	0.80***	0.32**
Temperada			
β -div taxonômica vs. β -div funcional	0.56***	0.58***	0.21*
Rotatividade taxonômica vs. rotatividade funcional	0.54 ***	0.59***	0.38**
Aninhamento taxonômico vs. aninhamento funcional	0.69 ***	0.67***	0.42***

Modelo nulo de coeficientes de correlação β -diversidade para praias oceânicas

Padrão Latitudinal

Os resultados dos testes de randomização para os dados de toda costa utilizando o Modelo nulo "c0" (coluna fixa - linha aleatória; mantém a ocupação das espécies) que simula processos ao acaso, apresentaram valores observados dos coeficientes de correlação para a β -diversidade e seus componentes (rotatividade e aninhamento taxonômico e funcional) fora das distribuições nulas, indicando que os padrões observados foram significativamente diferentes das expectativas nulas de extinção aleatória (Figura 10).

No entanto, os resultados dos testes de randomização para os dados de toda costa utilizando o Modelo nulo "extinção seletiva" que simula processos de filtragem ambiental (seleciona aleatoriamente uma espécie 'ótima'), apresentaram resultados diferentes: os valores observados dos coeficientes de correlação para a β -diversidade e rotatividade taxonômica e funcional ficaram fora das distribuições nulas, indicando que os padrões observados foram significativamente diferentes das expectativas nulas de extinção seletiva. Os valores observados dos coeficientes de correlação para o

aninhamento taxonômico e funcional ficaram dentro das distribuições nulas, indicando que os padrões observados foram significativamente idênticos às expectativas nulas de extinção seletiva (Figura 10). Pode-se inferir em um processo não ao acaso para a correlação da β -diversidade e seus componentes (rotatividade e aninhamento taxonômica e funcional), sendo esse processo mais evidente em relação a correlação do aninhamento taxonômico e funcional para as praias oceânicas em uma abordagem latitudinal.

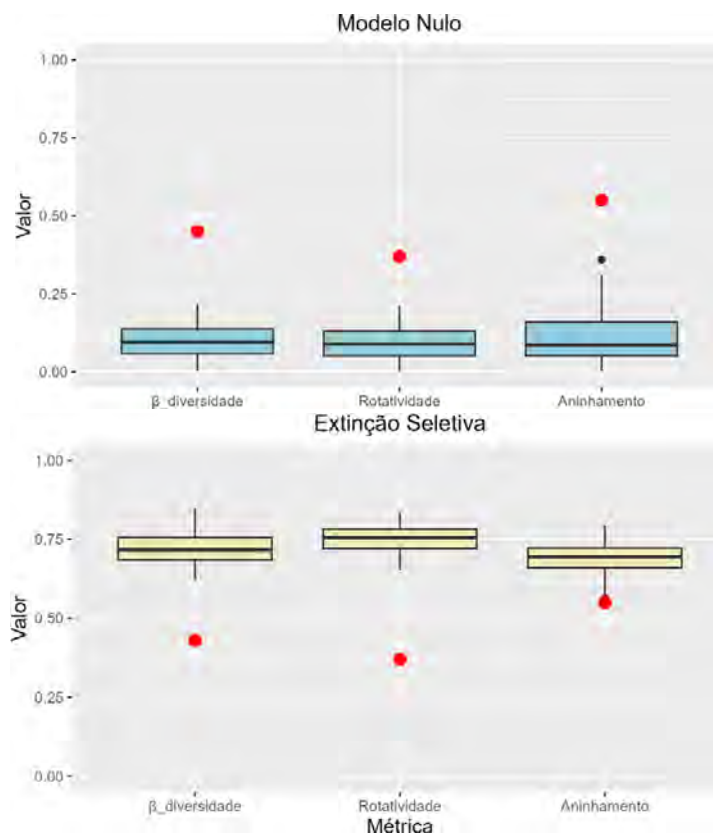


Figura 10. Resultados dos testes de randomização para praias oceânicas de toda costa. Modelo nulo "c0" (coluna fixa - linha aleatória; mantém a ocupação das espécies) e Modelo nulo "extinção seletiva" nos processos de filtragem ambiental (selecionar aleatoriamente uma espécie 'ótima'). Os pontos vermelhos são os coeficientes de correlação observados entre a beta diversidade taxonômica e funcional e seus componentes de rotatividade e aninhamento. As linhas do meio das caixas são os valores medianos das distribuições nulas.

Padrão Regional

Os testes de randomização realizados para as regiões Tropical, Transição e Temperada ao

longo da costa utilizando o Modelo nulo "c0" (coluna fixa - linha aleatória, que mantém a ocupação das espécies) mostraram um padrão similar nas regiões de Transição Temperada. Nessas duas regiões, os valores observados dos coeficientes de correlação ficaram fora das distribuições nulas, indicando que os padrões observados foram significativamente diferentes das expectativas nulas de extinção aleatória. Quando o Modelo nulo "extinção seletiva" foi utilizado para simular processos de filtragem ambiental (seleção aleatória de uma espécie 'ótima'), os resultados também indicaram um padrão semelhante nas regiões de Transição e Temperada. Nesse caso, os valores observados dos coeficientes de correlação ficaram dentro das distribuições nulas, sugerindo que os padrões observados eram significativamente semelhantes às expectativas nulas de extinção seletiva (Figura 11). Na região Tropical, no entanto, foi observado um padrão distinto. Usando o Modelo nulo "c0", os coeficientes de correlação observados para o aninhamento taxonômico e funcional ficaram fora das distribuições nulas de extinção aleatória, enquanto os coeficientes de correlação para a rotatividade taxonômica e funcional permaneceram dentro das distribuições nulas de extinção aleatória (Figura 11). Ao aplicar o Modelo nulo "extinção seletiva", os coeficientes de correlação observados para o aninhamento taxonômico e funcional ficaram dentro das distribuições nulas, indicando que esses padrões foram semelhantes às expectativas nulas de extinção seletiva. Por outro lado, os coeficientes de correlação para a rotatividade taxonômica e funcional ficaram fora das distribuições nulas, sugerindo que esses padrões foram significativamente diferentes das expectativas nulas de extinção seletiva (Figura 11). Esses resultados indicam uma predominância dos processos de nicho nas regiões Temperada e de Transição, enquanto a região Tropical apresenta uma predominância de processos neutros, especialmente considerando os peixes de praias oceânicas.

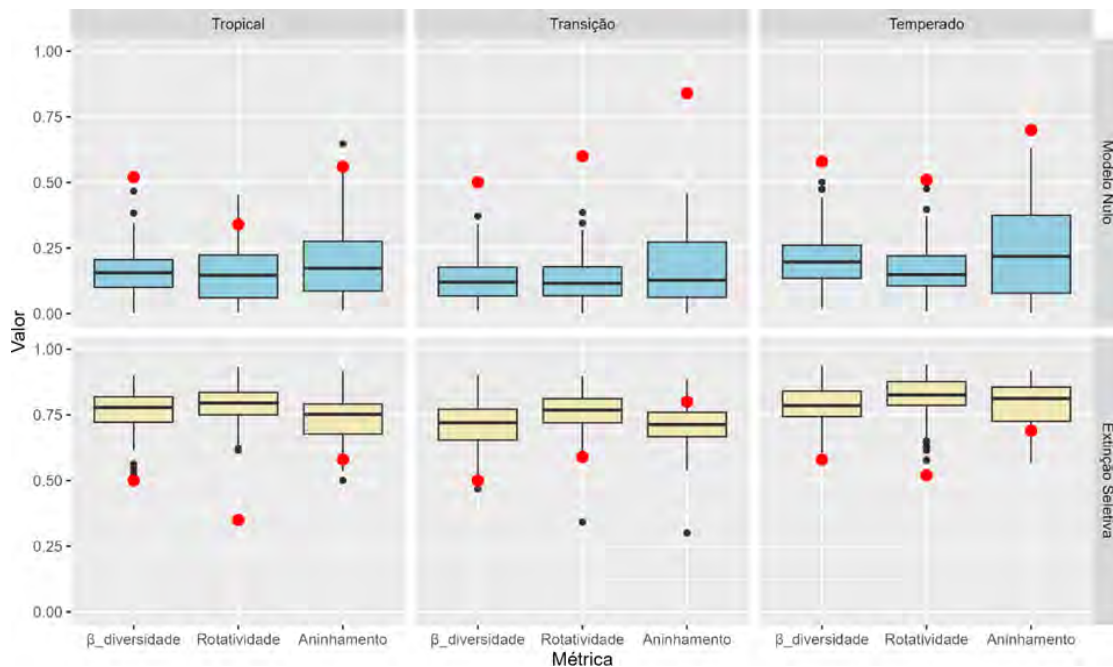


Figura 11. Resultados dos testes de randomização separados por regiões (Tropical, Transição e Temperada) para praias oceânicas. Modelo nulo "c0" (coluna fixa - linha aleatória; mantém a ocupação das espécies) e Modelo nulo "extinção seletiva" nos processos de filtragem ambiental (selecionar aleatoriamente uma espécie 'ótima'). Os pontos vermelhos são os coeficientes de correlação observados entre a beta diversidade taxonômica e funcional e seus componentes de rotatividade e aninhamento. Os valores discrepantes são mostrados como pontos pretos.

3.4. Praias Estuarinas

Padrão Latitudinal

A β -diversidade taxonômica variou entre 0,16 e 1, com um valor médio de 0,82 ($\pm 0,002$ s.e.). A rotatividade média foi de 0,73, superando o componente de aninhamento, que teve uma média de 0,09. Assim, a rotatividade contribuiu com 89% da β -diversidade taxonômica, enquanto o aninhamento contribuiu com 11%. A β -diversidade funcional variou de 0,07 a 0,91, com um valor médio de 0,57 ($\pm 0,004$). A rotatividade funcional apresentou uma média de 0,29, ligeiramente superior ao componente de aninhamento, que teve uma média de 0,27. Dessa forma, a rotatividade contribuiu com 51% da β -diversidade funcional, enquanto o aninhamento representou 49%. As médias entre a β -diversidade taxonômica e funcional foram significativamente diferentes ($F = 2079$; $p < 0,001$), com a β -diversidade taxonômica apresentando valores superiores. A rotatividade taxonômica foi significativamente maior que a rotatividade funcional ($F = 4124$; $p < 0,001$), enquanto o aninhamento funcional foi significativamente maior que o aninhamento taxonômico ($F = 921$; $p < 0,001$) (Figura 12).

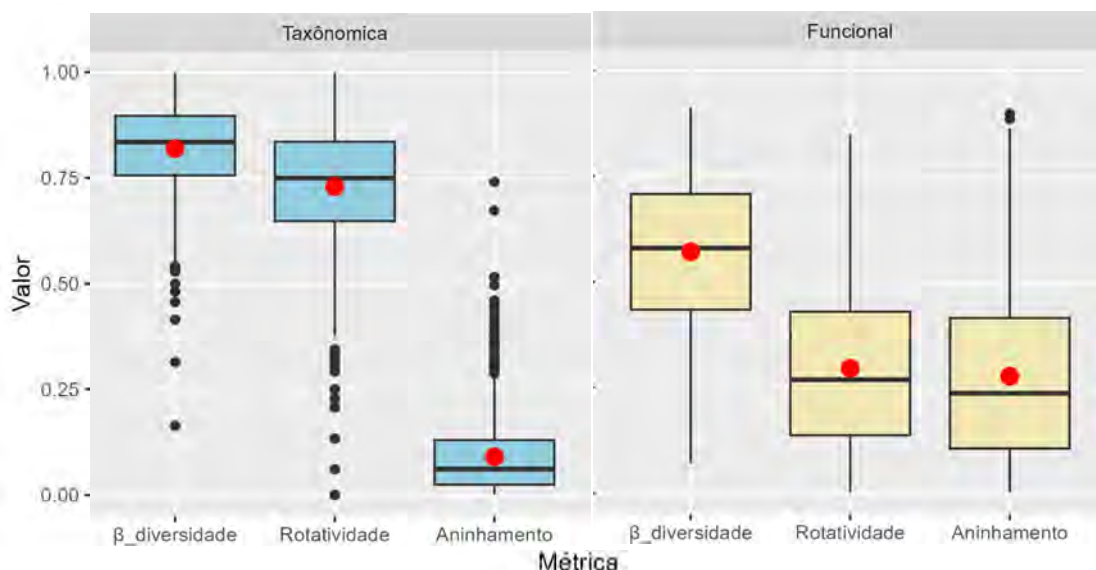


Figura 12. *Box plots* comparando β -diversidade, Rotatividade e Aninhamento para as métricas Taxonômica e Funcional das assembleias de peixes em praias estuarinas na costa do Brasil. Cada *box plot* exibe a distribuição de valores para uma determinada métrica, com as caixas representando o intervalo interquartil (IQR) e os *whiskers* se estendendo até 1,5 vezes o IQR. Os valores discrepantes são mostrados como pontos pretos. Os círculos vermelhos dentro dos *Box plots* indicam os valores médios.

Teste de Mantel

Segundo o Teste de Mantel, a β -diversidade taxonômica e funcional e seus componentes (rotatividade e aninhamento) foram significativamente correlacionados, sendo que o aninhamento taxonômico *vs.* aninhamento funcional apresentaram menores valores de correlação. Ao retirar o efeito da distância geográfica e da diferença no número de espécies entre os locais, os testes parciais de Mantel também indicaram correlações significativas. Tirando o efeito da distância geográfica a correlação entre β -diversidade taxonômica e funcional permaneceu a mesma, mas seus componentes (rotatividade e aninhamento) apresentaram um pequeno aumento. Quando o efeito da diferenças no número de espécies de peixes foi removido, observou-se uma diminuição na correlação entre a β -diversidade taxonômica e funcional, e um aumento nos seus componentes de rotatividade e aninhamento (Tabela 6).

Tabela 6. Testes de Mantel entre componentes de β -diversidade taxonômica e funcional para as praias estuarinas. Os testes de Mantel parciais levam em conta as diferenças na riqueza de espécies e a distância geográfica entre os locais. Os valores são coeficientes de correlação de Pearson e o valor-p associado aos testes de Mantel (***) $p < 0,001$).

	Mantel teste	Partial Mantel teste	
		Distância geográfica	Diferença na riqueza de espécies
β -div taxonômica vs. β -div funcional	0.49 ***	0.49***	0.43***
Rotatividade taxonômica vs. Rotatividade funcional	0.45***	0.47***	0.49***
Aninhamento taxonômico vs. Aninhamento funcional	0.21 ***	0.23***	0.24***

As correlações entre as diversidades beta taxonômica e funcional e seus componentes foram todos significativos, com menor correlação para o alinhamento taxonomico vs. Funcional (Figura 13). Observa-se que as correlações apresentaram um padrão ordenado, especialmente nas correlações entre a β -diversidade taxonômica e funcional, bem como entre a rotatividade taxonômica e funcional. No entanto, esse padrão ordenado não foi observado nas correlações entre o aninhamento taxonômico e funcional.

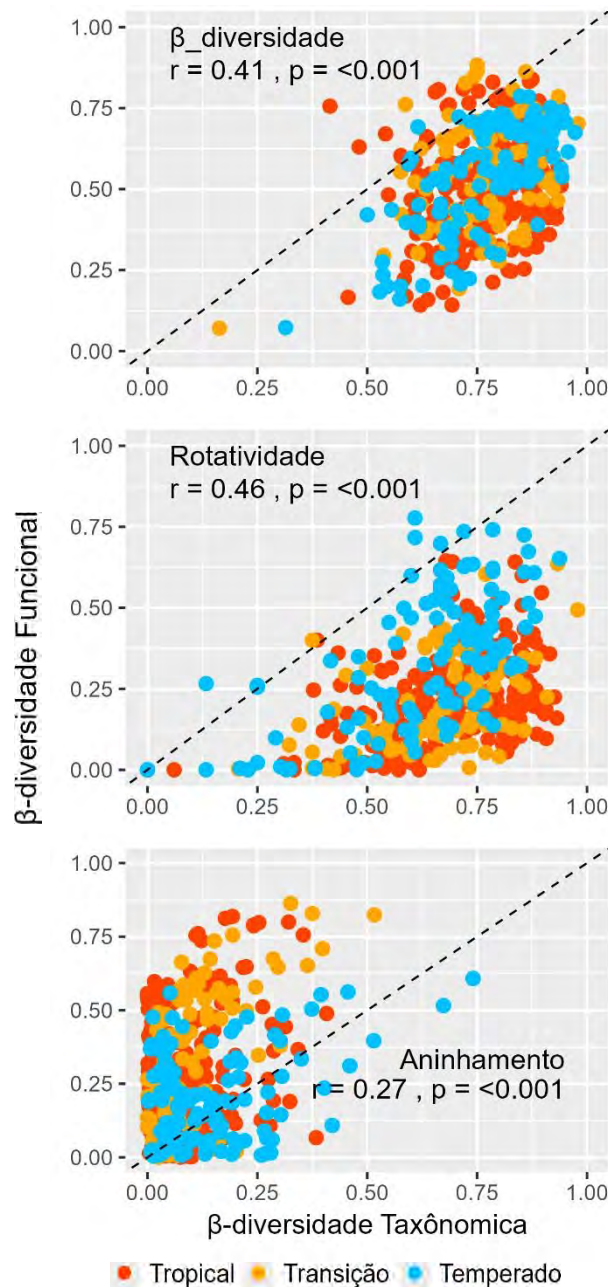


Figura 13. Correlações entre a β -diversidade taxonômica e funcional para a assembleia de peixes em praias estuarinas e seus componentes de rotatividade e aninhamento. Os valores dentro de cada gráfico são os coeficientes de correlação de Pearson e o valor P do teste de Mantel associado ($p < 0,001$). As cores dos pontos indicam as diferentes zonas: Tropical (vermelho), Transição (laranja) e Temperada (azul). A linha preta pontilhada indica a linha de identidade ($y = x$).

Padrão Regional

Tropical - A β -diversidade taxonômica variou de 0,41 a 0,94, com um valor médio de 0,77 ($\pm 0,006$ s.e.). A rotatividade média (0,68) foi maior que o aninhamento (0,09) e contribuiu com 88% da β -diversidade taxonômica, enquanto o componente de aninhamento contribuiu com 12%. A β -diversidade funcional variou de 0,1 a 0,83, com

um valor médio de 0,51 ($\pm 0,001$). A média da rotatividade (0,22) foi menor que o componente resultante do aninhamento (0,28) e contribuiu com 45% da β -diversidade funcional, enquanto o aninhamento contribuiu com 55% da β -diversidade funcional. As medias entre a β -diversidade taxonômica e funcional foram significativamente diferentes ($F = 439,9$; $p < 0,001$), com maiores valores de β -diversidade taxonômica. A rotatividade taxonômica foi significativamente maior que A rotatividade funcional ($F = 1248$; $p < 0,001$), enquanto o aninhamento funcional foi significativamente maior que o aninhamento taxonômico ($F = 202,3$; $p < 0,001$) (Tabela 7, Figura 14).

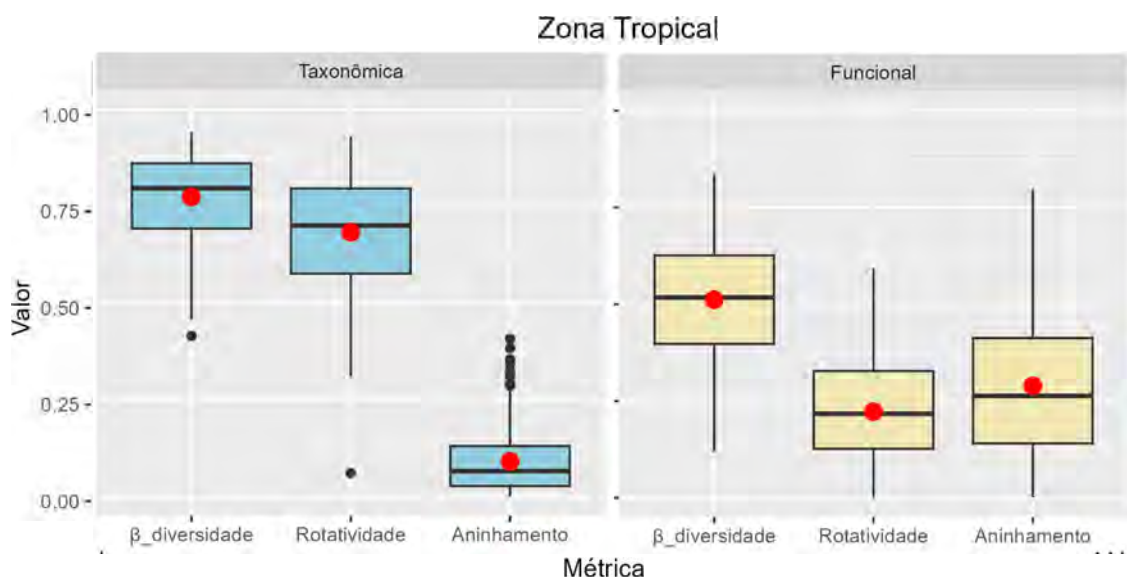


Figura 14. Box plots comparando β -diversidade, Rotatividade e Aninhamento para as métricas Taxonômica e Funcional das assembleias de peixes em praias estuarinas na região Tropical. Os valores discrepantes são mostrados como pontos pretos. Os círculos vermelhos dentro dos Box plots indicam os valores médios.

Transição - A β -diversidade taxonômica variou de 0,16 a 0,97, com um valor médio de 0,75 ($\pm 0,01$ s.e.). A rotatividade média (0,64) foi maior que o aninhamento (0,11) e contribuiu com 70% da β -diversidade taxonômica, enquanto o componente de aninhamento contribuiu com 30%. A β -diversidade funcional variou de 0,12 a 0,83, com um valor médio de 0,52 ($\pm 0,01$ s.e.). Em média, a rotatividade (0,20) foi menor que o aninhamento (0,32) e contribuiu com 39% da β -diversidade funcional, enquanto o aninhamento contribuiu com 61% da β -diversidade funcional. As medias entre a β -diversidade taxonômica e funcional foram significativamente diferentes ($F = 126,4$; $p < 0,01$), com maiores valores de β -diversidade funcional. A rotatividade taxonômica foi

significativamente diferente da rotatividade funcional ($F = 358,5$; $p < 0,001$), com maiores valores da rotatividade taxonômica, enquanto o aninhamento funcional foi significativamente maior que o aninhamento taxonômico ($F = 67,35$; $p < 0,001$) (Tabela 7, Figura 15).

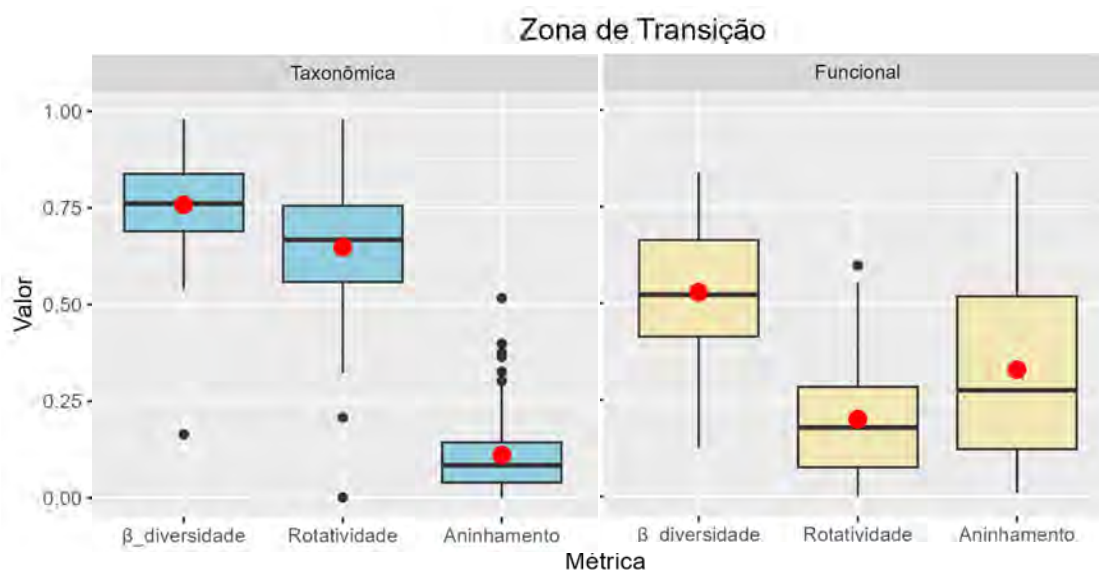


Figura 15. Box plots comparando β -diversidade, Rotatividade e Aninhamento para as métricas Taxonômica e Funcional das assembleias de peixes em praias estuarinas na região Transição. Os valores discrepantes são mostrados como pontos pretos. Os círculos vermelhos dentro dos Box plots indicam os valores médios.

Temperada - A β -diversidade taxonômica variou de 0,31 a 0,97, com um valor médio de 0,76 ($\pm 0,01$ s.e.). A rotatividade média (0,62) foi maior que o componente resultante de aninhamento (0,14) e contribuiu com 81% da β -diversidade taxonômica, enquanto o componente de aninhamento contribuiu com 19%. A β -diversidade funcional variou de 0,07 a 0,81, com um valor médio de 0,54 ($\pm 0,01$). Em média, a rotatividade (0,34) foi maior que o aninhamento (0,20) e contribuiu com 63% da β -diversidade funcional, enquanto o aninhamento contribuiu com 37% da β -diversidade funcional. As médias entre a β -diversidade taxonômica e funcional foram significativamente diferentes ($F = 143,3$; $p < 0,001$), com maiores valores de β -diversidade funcional. A rotatividade taxonômica foi significativamente maior que a rotatividade funcional ($F = 107,4$; $p < 0,001$), enquanto o aninhamento funcional foi significativamente maior que o aninhamento taxonômico ($F = 10,25$; $p < 0,001$) (Tabela 7, Figura 16).

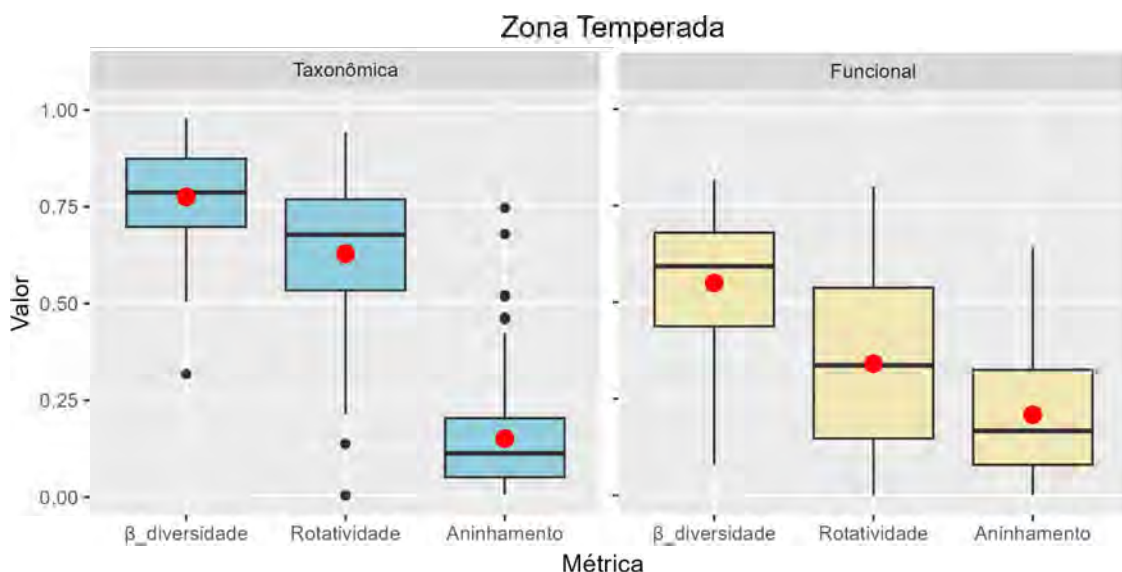


Figura 16. Box plots comparando β -diversidade, Rotatividade e Aninhamento para as métricas Taxonômica e Funcional das assembleias de peixes em praias estuarinas na região Temperada. Os valores discrepantes são mostrados como pontos pretos. Os círculos vermelhos dentro dos Box plots indicam os valores médios.

Tabela 7. Resultados da ANOVA da β -diversidade taxonômica e funcional e seus componentes por regiões (tropical, transição e Temperada) para praias estuarinas.

	Taxonômica	Funcional	Anova F	p-value
Tropical				
β -diversidade	$0,77 \pm 0,006$ (0,41-0,94)	$0,51 \pm 0,001$ (0,1-0,83)	439,9	0,000
Rotatividade	$0,68 \pm 0,009$ (0,6-0,93) (88%)	$0,22 \pm 0,01$ (0-0,59) (45%)	1248	0,000
Aninhamento	$0,09 \pm 0,005$ (0-0,40) (12%)	$0,28 \pm 0,01$ (0-0,79) (55%)	202,3	0,000
Transição				
β -diversidade	$0,75 \pm 0,01$ (0,16-0,97)	$0,52 \pm 0,01$ (0,12-0,83)	126,4	0,000
Rotatividade	$0,64 \pm 0,01$ (0-0,97) (70%)	$0,20 \pm 0,01$ (0-0,59) (39%)	358,5	0,000
Aninhamento	$0,11 \pm 0,01$ (0-0,51) (30%)	$0,32 \pm 0,02$ (0-0,83) (61%)	67,35	0,000
Temperada				
β -diversidade	$0,76 \pm 0,01$ (0,31-0,97)	$0,54 \pm 0,01$ (0,07-0,81)	143,3	0,000
Rotatividade	$0,62 \pm 0,01$ (0-0,93) (81%)	$0,34 \pm 0,02$ (0-0,8) (63%)	107,4	0,000
Aninhamento	$0,14 \pm 0,01$ (0-0,74) (19%)	$0,20 \pm 0,01$ (0-0,64) (37%)	10,25	0,001

Teste de Mantel

Tropical – Segundo o Teste de Mantel, a β -diversidade taxonômica e funcional e seus componentes (rotatividade e aninhamento) foram significativamente correlacionados, sendo que o aninhamento taxonômico vs. aninhamento funcional apresentaram menores valores de correlação. Ao retirar o efeito da distância geográfica e da diferença no número

de espécies entre os locais, os testes parciais de Mantel também indicaram correlações significativas. Tirando o efeito da distância geográfica a correlação entre β -diversidade taxonômica e funcional e seus componentes (rotatividade e aninhamento) diminuíram. Quando o efeito da diferença no número de espécies de peixes foi removido, observou-se que a correlação entre a β -diversidade taxonômica e funcional diminuiu, e a correlação de seus componentes (rotatividade e aninhamento) taxonômico e funcional aumentaram (Tabela 8).

Transição - Segundo o Teste de Mantel, a β -diversidade taxonômica e funcional e seus componentes (rotatividade e aninhamento) foram significativamente correlacionados, sendo que o aninhamento taxonômico vs. aninhamento funcional apresentaram maiores valores de correlação. Ao retirar o efeito da distância geográfica e da diferença no número de espécies entre os locais, os testes parciais de Mantel indicaram correlações significativas e não significativas. Tirando o efeito da distância geográfica, a correlação entre β -diversidade taxonômica e funcional e seu componente de rotatividade aumentaram, enquanto o componente de aninhamento permanece o mesmo. No entanto, quando o efeito da diferença no número de espécies de peixes foi removido, observou-se que a correlação entre a β -diversidade taxonômica e funcional não foi significativa e a correlação de seus componentes diminuíram (Tabela 8).

Temperada - Segundo o Teste de Mantel, a β -diversidade taxonômica e funcional e seus componentes (rotatividade e aninhamento) foram significativamente correlacionados, sendo que o aninhamento taxonômico vs. aninhamento funcional apresentaram menores valores de correlação. Ao retirar o efeito da distância geográfica e da diferença no número de espécies entre os locais, os testes parciais de Mantel também indicaram correlações significativas. Tirando o efeito da distância geográfica a correlação entre β -diversidade taxonômica e funcional e seus componentes diminuíram. Quando o efeito da diferença no número de espécies de peixes foi removido, observou-se que a correlação entre a β -diversidade taxonômica e funcional diminuiu e a correlação taxonômica e funcional entre seus componentes aumentaram (Tabela 8).

Tabela 8. Testes de Mantel entre componentes de β -diversidade taxonômica e funcional para as praias estuarinas. Testes de Mantel parciais consideram diferenças na riqueza de espécies e/ou distância geográfica entre os locais. Os valores são coeficientes de correlação de Pearson e o valor-p associado aos testes de Mantel (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$).

	Mantel teste	Partial Mantel teste	
Tropical		Distância geográfica	Diferença na riqueza de espécies
β -div taxonômica vs. β -div funcional	0.30 **	0.20**	0.25**
Rotatividade taxonômica vs. Rotatividade Funcional	0.51***	0.41***	0.57 ***
Aninhamento taxonômico vs. Aninhamento funcional	0.26***	0.25**	0.31**
Transição			
β -div taxonômica vs. β -div funcional	0.45**	0.510**	0.28 n.s.
Rotatividade taxonômica vs. Rotatividade Funcional	0.40**	0.42**	0.38**
Aninhamento taxonômico vs. Aninhamento funcional	0.72***	0.72***	0.33**
Temperada			
β -div taxonômica vs. β -div funcional	0.66***	0.42***	0.62 ***
Rotatividade taxonômica vs. Rotatividade Funcional	0.58***	0.31**	0.63***
Aninhamento taxonômico vs. Aninhamento funcional	0.35***	0.29**	0.50**

Modelo nulo de coeficientes de correlação β -diversidade para praias estuarinas

Padrão Latitudinal

Os resultados dos testes de randomização para os dados de toda costa utilizando o Modelo nulo "c0" (coluna fixa - linha aleatória; mantém a ocupação das espécies), demonstraram que os valores observados dos coeficientes de correlação referente ao aninhamento ficaram dentro das distribuições nulas, indicando que os padrões observados foram significativamente semelhantes das expectativas nulas de extinção aleatória (Figura 17). Em relação a correlação para a β -diversidade e rotatividade taxonômica e funcional, os valores observados dos coeficientes de correlação ficaram fora das distribuições nulas, indicando que os padrões observados foram significativamente diferentes das expectativas nulas de extinção aleatória.

Os resultados dos testes de randomização para os dados de toda costa utilizando o Modelo nulo "extinção seletiva" que simula processos de filtragem ambiental (seleciona aleatoriamente uma espécie 'ótima'), apresentaram valores observados dos coeficientes de

correlação para a β -diversidade taxonômica e funcional e seus componentes (rotatividade e aninhamento) ficando fora das distribuições nulas usando o algoritmo de extinção seletiva, indicando que os padrões observados foram significativamente diferentes das expectativas nulas de extinção seletiva (Figura 17). Assim, pode-se inferir que processos de nicho tenham prevalência na correlação beta diversidade e rotatividade taxonômica e funcional. No entanto, em relação ao aninhamento, o processo neutro prevaleceu.

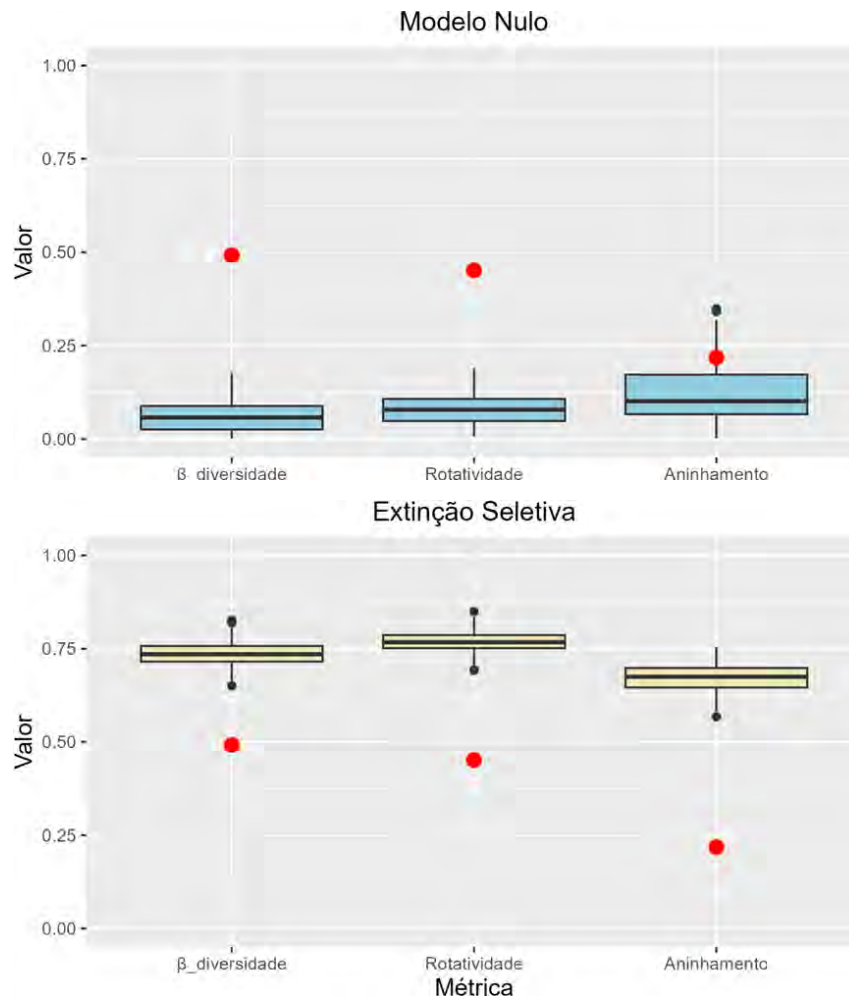


Figura 17. Resultados dos testes de randomização para praias estuarinas de toda costa. Modelo nulo "c0" (coluna fixa - linha aleatória; mantém a ocupação das espécies) e Modelo nulo "extinção seletiva" nos processos de filtragem ambiental (selecionar aleatoriamente uma espécie 'ótima'). Os pontos vermelhos são os coeficientes de correlação observados entre a beta diversidade taxonômica e funcional e seus componentes de rotatividade e aninhamento. As linhas do meio das caixas são os valores medianos das distribuições nulas.

Padrão regional

Os resultados dos testes de randomização para os dados de toda costa separados por regiões (Tropical, Transição e Temperada) utilizando o Modelo nulo "c0" (coluna fixa - linha aleatória; mantém a ocupação das espécies), apresentou um padrão diferenciado para as três regiões (Figura 18).

Na região tropical os resultados dos testes de randomização para os dados de toda costa utilizando o Modelo nulo "c0" (coluna fixa - linha aleatória; mantém a ocupação das espécies), demonstraram que os valores observados dos coeficientes de correlação referente ao aninhamento ficaram dentro das distribuições nulas, indicando que os padrões observados foram significativamente semelhantes das expectativas nulas de extinção aleatória. Em relação a correlação para a β -diversidade e rotatividade taxonômica e funcional, os valores observados dos coeficientes de correlação ficaram fora das distribuições nulas, indicando que os padrões observados foram significativamente diferentes das expectativas nulas de extinção aleatória.

Na região de transição observa-se que os valores observados dos coeficientes de correlação taxonômico e funcional referente ao aninhamento e β -diversidade ficaram fora das distribuições nulas, indicando que os padrões observados foram significativamente diferentes das expectativas nulas de extinção aleatória. Em relação a correlação da rotatividade taxonômica e funcional, os valores observados dos coeficientes de correlação ficaram dentro das distribuições nulas, indicando que os padrões observados foram significativamente semelhantes das expectativas nulas de extinção aleatória.

Na região temperada os valores observados dos coeficientes de correlação referente ao aninhamento ficaram dentro das distribuições nulas, indicando que os padrões observados foram significativamente semelhantes das expectativas nulas de extinção aleatória. Em relação a correlação para a β -diversidade e rotatividade taxonômica e funcional, os valores observados dos coeficientes de correlação ficaram fora das distribuições nulas, indicando que os padrões observados foram significativamente diferentes das expectativas nulas de extinção aleatória.

Em relação aos resultados dos testes de randomização utilizando o Modelo nulo "extinção seletiva" que simula processos de filtragem ambiental (seleciona aleatoriamente uma espécie 'ótima'), também foi encontrado um padrão diferenciado para as três regiões.

Na região tropical os valores observados dos coeficientes de correlação para a β -diversidade taxonômica e funcional e seus componentes (rotatividade e aninhamento) ficaram fora das distribuições nulas usando o algoritmo de extinção seletiva, indicando que os padrões observados foram significativamente diferentes das expectativas nulas de extinção seletiva.

Na região de transição os valores observados dos coeficientes de correlação para a β -diversidade e rotatividade taxonômica e funcional ficaram fora das distribuições nulas usando o algoritmo de extinção seletiva, indicando que os padrões observados foram significativamente diferentes das expectativas nulas de extinção seletiva. No entanto, os valores observados dos coeficientes de correlação para o aninhamento taxonômico e funcional ficaram dentro das distribuições nulas usando o algoritmo de extinção seletiva, indicando que os padrões observados foram significativamente semelhantes das expectativas nulas de extinção seletiva.

Na região temperada os valores observados dos coeficientes de correlação para a β -diversidade e rotatividade taxonômica e funcional ficaram dentro das distribuições nulas usando o algoritmo de extinção seletiva, indicando que os padrões observados foram significativamente semelhantes das expectativas nulas de extinção seletiva. No entanto, os valores observados dos coeficientes de correlação para o aninhamento taxonômico e funcional ficaram fora das distribuições nulas usando o algoritmo de extinção seletiva, indicando que os padrões observados foram significativamente diferentes das expectativas nulas de extinção seletiva. Assim, pode-se inferir na predominância do processo de nicho para a região temperada. A região tropical também apresenta essa tendência, embora menos evidente. Já a região de transição apresenta o padrão oposto em relação às regiões temperada e tropical. Os peixes nas praias estuarinas da região de transição uma tendência de processo de nicho em relação ao aninhamento e processo neutro em relação à rotatividade.

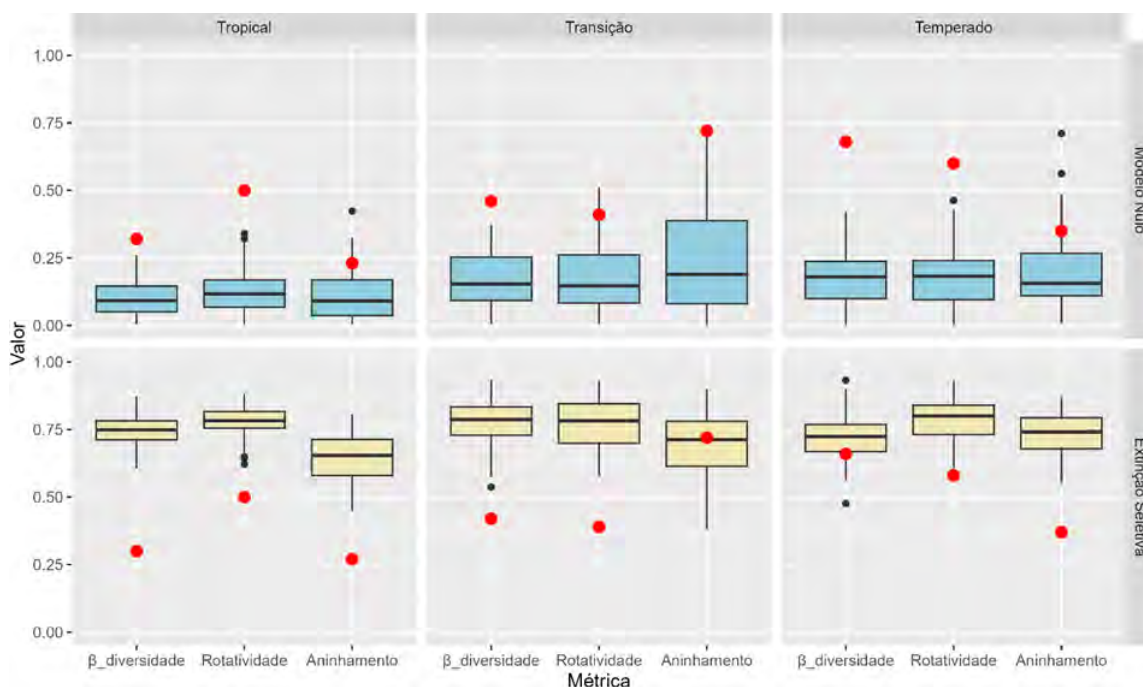


Figura 18. Resultados dos testes de randomização separados por regiões (Tropical, Transição e Temperada) para praias estuarinas. Modelo nulo "c0" (coluna fixa - linha aleatória; mantém a ocupação das espécies) e Modelo nulo "extinção seletiva" nos processos de filtragem ambiental (selecionar aleatoriamente uma espécie 'ótima'). Os pontos vermelhos são os coeficientes de correlação observados entre a beta diversidade taxonômica e funcional e seus componentes de rotatividade e aninhamento. Os valores discrepantes são mostrados como pontos pretos.

4. DISCUSSÃO

4.1. Padrões latitudinais de β -diversidade taxonômica e funcional

Nossos resultados mostram uma maior β -diversidade taxonômica em comparação com a β -diversidade funcional nas praias estuarinas e oceânicas da costa do Brasil. Isso sugere que, latitudinalmente, diferentes espécies tendem a desempenhar as mesmas funções, indicando assembleias taxonomicamente distintas, mas funcionalmente redundantes. Villéger et al. (2012) também encontraram baixos valores de β -diversidade funcional, apesar da alta dissimilaridade na estrutura taxonômica das comunidades de peixes estuarinos tropicais no sul do Golfo do México. Essa elevada β -diversidade taxonômica pode estar associada a gradientes ambientais marcantes, onde ocorre uma estrutura funcional semelhante no espaço, apesar da forte dissimilaridade na estrutura taxonômica ao longo desses gradientes. De fato, duas comunidades podem ser muito diferentes em termos de composição de espécies, mas muito semelhantes em termos de composição funcional, como níveis tróficos, características morfológicas ou linhagens filogenéticas (Villéger et al., 2012; McLean et al., 2019). No entanto, em uma abordagem local, Araújo

et al. (2019), ao estudar a decomposição da diversidade taxonômica e funcional para assembleias de peixes costeiros em uma baía tropical com diferentes características de habitat na costa sudeste do Brasil, encontrou maior β -diversidade funcional em comparação com a β -diversidade taxonômica. Isso sugere que diferentes espécies tendem a desempenhar diferentes funções entre as assembleias de peixes de áreas costeiras semi-fechadas, o que contrasta com nossos resultados em escala latitudinal, indicando que o nível da escala espacial influencia essas relações.

As diferenças encontradas entre os componentes de rotatividade e aninhamento no presente estudo, com o predomínio da rotatividade taxonômica e do aninhamento funcional, podem indicar a predominância da substituição de espécies sobre a perda de espécies, mas com perdas funcionais significativas. Os dois componentes aditivos da β -diversidade taxonômica, refletem os dois mecanismos básicos subjacentes à mudança geral na composição das espécies em toda a paisagem: substituição de espécies ou sua perda, respectivamente (Baselga, 2010). Analogamente, a rotatividade e o aninhamento funcionais expressam a substituição ou perda de características funcionais associadas a variações na composição da comunidade.

Nas praias oceânicas, foram observados valores maiores de aninhamento funcional em relação à rotatividade funcional, o que sugere uma maior perda de funções nesses ambientes. Por outro lado, nas praias estuarinas, foram observados valores semelhantes de aninhamento e rotatividade funcional, sugerindo um maior equilíbrio entre substituição e perdas de funções. Além disso, o aninhamento funcional foi maior do que o aninhamento taxonômico em ambos os tipos de praia, indicando que a perda de atributos funcionais é mais significativa do que a perda de espécies. Resultados semelhantes foram encontrados em outros estudos. Maxwell et al. (2022), utilizaram uma base de dados com 5.182 espécies de peixes de recifes tropicais do Atlântico, do Pacífico Tropical Oriental e do Indo-Pacífico, concluíram que as assembleias de peixes recifais compartilham atributos funcionais semelhantes, mesmo entre as assembleias geograficamente distantes com histórias evolutivas contrastantes. Isso pode resultar da filtragem ambiental, convergência evolutiva, ou uma combinação de ambos os processos (Jarquín-Martínez et al., 2024). Dolbeth et al. (2016) concluíram que o ambiente estuarino impõe enormes restrições fisiológicas, contribuindo para aumentar a redundância funcional, de modo que várias espécies distribuídas ao longo dos estuários compartilham atributos funcionais semelhantes. Vilar et al. (2013), estudaram as assembleias de peixes em estuários na costa do Brasil, descobriram que padrões geográficos na composição das assembleias de peixes

são determinados simultaneamente por filtros ambientais (especialmente a temperatura da água) e pela capacidade de dispersão das espécies, enquanto os padrões espaciais em escala local são principalmente influenciados pelas características físicas e hidrológicas específicas de cada estuário. Para as zonas de arrebenção de praias expostas ao oceano, a suposta baixa complexidade estrutural e a aparente homogeneidade dos habitats arenosos do fundo do mar preveem baixa diversidade taxonômica e funcional (Borland et al., 2017; Henderson et al., 2020). Henderson et al. (2022), estudaram praias oceânicas no sudeste de Queensland, Austrália, encontraram evidências de que praias conectadas com habitats estuarinos e recifais altamente produtivos e complexos podem estruturar a diversidade funcional nas zonas de arrebenção das praias oceânicas, concluindo que a conectividade da paisagem molda a diversidade funcional dos peixes nessas praias. Assim, o espaço funcional pode variar espacialmente dependendo da proximidade entre habitats e ecossistemas dentro de uma paisagem marinha, o que pode estar contribuindo para o aninhamento funcional nas praias oceânicas encontrado neste estudo.

Nosso estudo apontou efeitos significativos da estrutura espacial (distância geográfica) na correlação da beta diversidade taxonômica vs funcional e seus componentes diferenciados entre os dois tipos de praia. Embora o efeito da distância geográfica não tenha sido muito diferente entre as praias estuarinas e oceânicas em escala latitudinal, seus efeitos são mais evidenciados em escala regional. Um padrão ecológico bem conhecido que reflete mudanças na β diversidade em múltiplas escalas espaciais é a relação da dissimilaridade na composição das espécies entre locais com a distância geográfica (Bevilacqua et al. 2023). Araujo et al. (2019) encontraram que as distâncias geográficas entre as localidades não influenciaram a beta diversidade em um estudo realizado em escala local. Isso está de acordo com o padrão geral de que a semelhança na composição de espécies entre dois locais normalmente diminui à medida que a distância entre eles aumenta, uma vez que locais próximos tendem a ser mais semelhantes em suas condições ambientais do que locais mais distantes (Rouquette et al. 2013). Em escala regional, foi observado que a distância geográfica influenciou a correlação da beta diversidade taxonômica vs funcional e seus componentes nas regiões de tropical e temperada nas praias estuarinas, e em menor instância nas praias oceanicas, não sendo importante na região de transição. A maior extensão geográfica da região tropical pode explicar esse resultado, mas não explica a região temperada ter influência da distância geográfica, por essa região não variar muito latitudinalmente. Grandes distâncias, junto com variações significativas nos fatores ambientais locais e macro ecológicos, influenciam a distribuição de espécies e

consequentemente a composição das assembleias de peixes presentes em diferentes locais. Em uma estreita faixa latitudinal é possível supor que fatores ecológicos locais são mais importantes, podendo a distância efetiva entre os locais ser uma função da heterogeneidade ambiental (McLean et al. 2021; Jarquín-Martínez et al., 2024).

Também se observou diferenças entre os dois tipos de praias quando o efeito da diferença no número de espécies de peixes foi removido. A diferença na riqueza de espécies influencia a correlação nas praias oceânicas e com menor influência nas praias estuarinas. Este resultado pode estar relacionado às praias estuarinas terem apresentado maior correlação da rotatividade taxonômica x funcional, enquanto as praias oceânicas apresentarem maior correlação do aninhamento taxonômica x funcional, indicando que a diferença no número de espécies influencia o componente de aninhamento. Outros estudos (Baselga et al. 2012, Loiseau et al. 2017) também confirmaram a influência do número de espécies no componente de aninhamento da β -diversidade. Quando o efeito da diferença no número de espécies de peixes foi removido, a diferença na riqueza de espécies influenciou a correlação nas praias oceânicas nas 3 regiões (Tropical, Transição e Temperada). No entanto, nas praias estuarinas a diferença na riqueza de espécies influenciou a correlação principalmente na região de transição. Isso pode ser explicado pelo fato da região de transição apresentar maior correlação entre aninhamento taxonômico e funcional, tanto nas praias oceânicas quanto nas praias estuarinas, confirmando a influência do número de espécies no componente de aninhamento da β -diversidade

A partir das correlações entre a β -diversidade taxonômica e funcional e seus componentes foi possível inferir os padrões resultantes dessas relações. Embora o teste de Mantel tenha mostrado resultados significativos entre a β -diversidade taxonômica e funcional e seus componentes para ambos os tipos de praia, correlações mais fortes foram encontradas entre o aninhamento taxonômico e funcional nas praias oceânicas e entre a rotatividade taxonômica e funcional nas praias estuarinas. Quando este teste foi aplicado para cada região, embora todas as combinações taxonômicas e funcionais tenham sido significativas em ambos os tipos de praia, as correlações mais fortes foram observadas entre o aninhamento taxonômico e funcional nas praias oceânicas das zonas de transição e temperada quente, bem como nas praias estuarinas da zona de transição. Esse padrão diferenciado na zona de transição pode ser devido às características limítrofes entre duas regiões mais extremas (tropical e temperada quente). As assembleias de peixes na zona de transição, tanto nas praias oceânicas quanto nas estuarinas, seriam mais pobres em sua

composição taxonômica e funcional em comparação com assembleias mais ricas das zonas tropicais e temperadas. Dessa forma, as espécies dessas regiões funcionariam como centros de diversidade para a região de transição, situada entre o norte e o sul, refletindo a confluência de duas regiões diferentes em um padrão aninhado, no qual as espécies encontradas em uma região representam um subconjunto da outra, resultando de uma perda não aleatória de espécies (Baselga, 2010). Resultados semelhantes foram encontrados em outros estudos. Bender et al. (2017), utilizando um extenso banco de dados sobre as características funcionais e distribuições de 6.316 espécies de peixes de recifes tropicais em 169 locais, avaliaram os níveis de aninhamento taxonômico e funcional de peixes de recifes em escala global. O aninhamento funcional foi consideravelmente mais comum do que o aninhamento taxonômico e geralmente esteve associado ao isolamento geográfico, onde subconjuntos aninhados são gradualmente mais isolados das áreas circundantes e do centro da biodiversidade. A presença de hotspots funcionais explicando padrões de aninhamento funcional também foi identificada por Bevilacqua e Terlizzi (2020), ao analisarem padrões de turnover e aninhamento da fauna bentônica marinha.

4.2. Montagem das Comunidades

Os processos nicho de montagem das assembleias em escala latitudinal foram predominantes, tanto nas praias oceânicas como nas praias estuarinas, o que não corroborou nossa expectativa (H1) de que os processos neutros dominassem devido a ampla área abrangida, ao pool regional de espécies, a deriva ecológica e as habilidades de dispersão das espécies. Em oposição, Ford e Roberts (2018), em um estudo das comunidades de peixes marinhos ao longo de um gradiente tropical-Temperada na costa oeste da Austrália, encontraram um forte componente neutro na montagem da comunidade de peixes marinhos, independentemente da bioregião. No entanto, em escala regional, os autores observaram uma mudança na importância dos processos, desde a limitação de dispersão até processos de filtração de nicho, em comunidades que vão de tropicais a temperadas.

No presente estudo, o que se observou em escala regional nas praias oceânicas foi a predominância dos processos determinísticos relacionados com o nicho (extinção seletiva) nas regiões de transição e temperada quente, corroborando nossa expectativa (H2) de que o processo de nicho apresenta maior importância nestas duas últimas regiões, devido aos

gradientes ambientais. No entanto a expectativa de que o processo neutro apresenta maior importância na Zona Tropical provavelmente devido a presença de diferentes correntes marinhas, deriva ecológica e estabilidade ambiental, não foi confirmado. A região tropical apresentou processos de nicho em relação a β diversidade e ao aninhamento e processo neutro em relação a rotatividade, não corroborando assim esta hipótese (H2) para as praias oceânicas.

Para as praias estuarinas, a região temperada quente e tropical apresentaram processos de nicho em relação a β diversidade e a rotatividade e processo neutro em relação ao aninhamento. A região de transição apresentou um padrão inverso, com o processo de nicho em relação a β diversidade e ao aninhamento e processo neutro em relação a rotatividade, rejeitando também a hipótese por não apresentar um padrão consistente em relação aos processos neutros e de nicho para as regiões em praias estuarinas.

A hipótese que os processos de montagem de comunidades variam entre os diferentes tipos de praia (H3), com as praias estuarinas prevalecendo gradientes ambientais locais e favorecendo os processos de nichos, diferentemente das praias oceânicas onde a estabilidade dos fatores ambientais e a ampla conectividade com o mar favoreceriam os processos neutros, foi rejeitada. As praias estuarinas são, em geral, habitats rasos e protegidos, em um ambiente físico-químico flutuante, com alta diversidade de nicho, heterogêneos e com baixa conectividade com o pool regional de espécies (Azevedo et al., 2017; Andrade-Tubino et al., 2020). Em contraste, as praias oceânicas são habitats de alta energia, mas fisicamente e quimicamente estáveis. Estes habitats tendem a apresentar baixa diversidade de nicho, ser mais homogêneos e ter alta conectividade com o pool regional de espécies. A elevada contribuição da rotatividade taxonômica vs. funcional e baixo aninhamento taxonômico vs. funcional nas praias estuarinas, são provavelmente associadas a uma maior variedade de forçantes ambientais em nível local (e.g. baixa conectividade com a zona oceânica, gradientes ambientais mais definidos, maior heterogeneidade dos habitats, menor dispersão das espécies).

A elevada contribuição do aninhamento e baixa rotatividade nas praias oceânicas pode ser facilitado pela proximidade entre habitats e ecossistemas dentro da paisagem marinha, que variam espacialmente moldando a diversidade taxonômica e funcional dos peixes nas praias oceânicas. Segundo Henderson et al. (2022), a conectividade da paisagem molda a diversidade funcional dos peixes em praias oceânicas, variando espacialmente dependendo da proximidade entre habitats e ecossistemas dentro de uma paisagem

marinha. Assim, as assembleias de peixes de praias oceânicas seriam subconjuntos de assembleias mais ricas refletindo a confluência da paisagem marinha que varia espacialmente e contribuindo para o padrão aninhado, em que espécies encontradas em um local mais pobre em espécies representam um subconjunto de outra local mais rico em espécies, decorrente de um processo de filtro de nicho, com perda não aleatória de espécies e função.

5. CONCLUSÃO

Este estudo buscou avançar na compreensão da β -diversidade taxonômica e funcional em comunidades de peixes costeiros ao longo da costa brasileira, representando uma oportunidade única para explorar padrões e processos em uma escala latitudinal ampla.

Os componentes contrastantes de rotatividade e aninhamento das β - diversidades taxonômica e funcional destacam a importância de considerar a natureza multifacetada da biodiversidade ao examinar a montagem de comunidades. Várias hipóteses foram testadas no âmbito dos processos de montagem das comunidades, destacando a influência do tipo de ambiente, de sua localização geográfica e das “forçantes” ambientais locais, que influenciam e são influenciadas pelo pool de espécies regionais. Portanto, cada um destes aspectos deve ser considerado para o melhor entendimento da complexa dinâmica da biodiversidade de peixes. Estudos futuros devem ser realizados visando complementar o que já foi detectado e consolidar o conhecimento nesta área da ecologia de peixes costeiros tropicais.

6. REFERÊNCIAS

- Almeida-Neto, M., Ulrich, W., 2011. A straightforward computational approach for measuring nestedness using quantitative matrices. *Environmental Modelling & Software*, 26, 173–178.
- Anderson, M. J., Crist, T. O., Chase, J. M., Vellend, M., and others, 2011. Navigating the multiple meanings of beta diversity: A roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*, 14, 19–28.
- Andrade-Tubino, M. F., Azevedo, M. C. C., Franco, T. P., Araújo, F. G., 2020. How are fish assemblages and feeding guilds organized in different tropical coastal systems? Comparisons among oceanic beaches, bays, and coastal lagoons. *Hydrobiologia*, 847, 403–419.
- Araújo, F. G., Azevedo, M. C. C., 2001. Assemblages of southeast-south Brazilian coastal systems as indicated by fishes distribution. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 52, 729–738.

- Araújo, F. G., Azevedo, M. C. C., Gomes-Gonçalves, R. S., Guedes, A. P. P., 2019. Taxonomic and functional beta-diversity patterns reveal random assembly rules in nearshore fish assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 627, 109-123.
- Araújo, F. G., Pinto, S. M., Neves, L. M., Azevedo, M. C. C., 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/10.3354/meps13081>
- Araújo, F. G., Azevedo, M. C. C., Guedes, A. P. P., 2016b. Inter-decadal changes in fish communities of a tropical bay in southeastern Brazil. *Regional Studies in Marine Science*, 3, 107–118.
- Azevedo, M. C. C., Gomes-Gonçalves, R. S., Mattos, T. M., Uehara, W., Guedes, G. H. S., Araújo, F. G., 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. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.05.007>
- Barletta, M., et al., 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on Neotropical systems. *Journal of Fish Biology*, 76, 2118–2176. doi:10.1111/j.1095-8649.2010.02684.x
- Baselga, A., 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19, 134–143.
- Baselga, A., 2012. The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. *Global Ecology and Biogeography*, 21, 1223– 1232.
- BB
- Benazza, A., Selleslagh, J., Breton, E., Rabhi, K., and others, 2015. Environmental control on fish and macrocrustacean spring community-structure on an intertidal sandy beach. *PLOS ONE*, 10, e0117220.
- Bender, M. G., Leprieur, F., Mouillot, D., Kulbicki, M., Parravicini, V., Pie, M. R., and others, 2017. Isolation drives taxonomic and functional nestedness in tropical reef fish faunas. *Ecography*, 40, 425-435. <https://doi.org/10.1111/ecog.02293>
- Bevilacqua, S., Terlizzi, A., 2020. Nestedness and turnover unveil inverse spatial patterns of compositional and functional beta-diversity at varying depth in marine benthos. *Diversity and Distributions*, 26, 743–757. <https://doi.org/10.1111/ddi.13025>
- Bevilacqua, S., Boero, F., De Leo, F., Guarnieri, G., Maci, V., Benedetti-Cecchi, L., Terlizzi, A., Fraschetti, S. 2023. β -diversity reveals ecological connectivity patterns underlying marine community recovery: Implications for conservation. *Ecological Applications*, 33, e2867. <https://doi.org/10.1002/eap.2867>

- Borland, H. P., Schlacher, T. A., Gilby, B. L., Connolly, R. M., Yabsley, N. A., Olds, A. D., 2017. Habitat type and beach exposure shape fish assemblages in the surf zones of ocean beaches. *Marine Ecology Progress Series*, 570, 203–211.
- Cáceres, M. D., Legendre, P., 2009. Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*, 90, 3566-3574.
- Cadotte, M., Tucker, C., 2017. Should Environmental Filtering be Abandoned?. *Trends in Ecology & Evolution*, 32, 429-437. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.03.004>.
- Casemiro, F. A., Padial, A. A., 2008. Teoria neutra da biodiversidade e biogeografia: aspectos teóricos, impactos na literatura e perspectivas. *Oecologia Brasiliensis*, 12, 706-719. <https://api.semanticscholar.org/CorpusID:86589030>
- Chase, J.M., Myers, J. A., 2011. Disentangling the importance of ecological niches from stochastic processes across scales. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 366, 2351–2363.
- Chaudhary, C., Costello, M. J., 2023. Marine species turnover but not richness, peaks at the Equator. *Progress in Oceanography*, 210, 102941. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2022.102941>.
- Chaudhary, C., Richardson, A. J., Schoeman, D. S., Costello, M. J., 2021. Global warming is causing a more pronounced dip in marine species richness around the equator. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(15), e2015094118.
- Chaudhary, C., Saeedi, H., Costello, M. J., 2016. Bimodality of latitudinal gradients in marine species richness. *Trends in Ecology & Evolution*, 31, 670–676. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.06.001>.
- Córdova-Tapia, F., Hernández-Marroquín, V., Zambrano, L., 2018. The role of environmental filtering in the functional structure of fish communities in tropical wetlands. *Ecology of Freshwater Fish*, 27, 522–532. <https://doi.org/10.1111/eff.12366>.
- Costello, M. J., Tsai, P., Wong, P. S., Cheung, A. K. L., Basher, Z., Chaudhary, C., 2017. Marine biogeographic realms and species endemism. *Nature Communications*, 8(1), 1057.
- Dolbeth, M., Vendel, A., Baeta, A., Pessanha, A., Patrício, J., 2016. Exploring ecosystem functioning in two Brazilian estuaries integrating fish diversity, species traits and food webs. *Marine Ecology Progress Series*, 560, 41–55.
- Favero, J. M., Dias, J. F., 2015. Juvenile fish use of the shallow zone of beaches of the Cananéia-Iguape coastal system, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 63, 103–114.
- Ford, B. M., Roberts, J. D., 2018. Latitudinal gradients of dispersal and niche processes mediating neutral assembly of marine fish communities. *Marine Biology*, 165, 94. <https://doi.org/10.1007/s00227-018-3356-5>

- Ford, B. M., Stewart, B. A., Roberts, J. D., 2017. Species pools and habitat complexity define marine fish community composition in Western Australia. *Marine Ecology Progress Series*, 574, 157-166. <https://doi.org/10.3354/meps1216>.
- García-Girón, J., Heino, J., García-Criado, F., Fernández-Aláez, C., Alahuhta, J., 2020. Biotic interactions hold the key to understanding metacommunity organisation. *Ecography*. <https://doi.org/10.1111/ecog.05032>.
- Gotelli, N. J., 2000. Null model analysis of species co-occurrence patterns. *Ecology*, 81, 2606–2621.
- Henderson, C. J., Gilby, B. L., Olds, A. D., and others, 2022. Connectivity shapes functional diversity and maintains complementarity in surf zones on exposed coasts. *Estuaries and Coasts*, 45, 1534–1544. <https://doi.org/10.1007/s12237-022-01046-0>.
- Henderson, C. J., Gilby, B. L., Olds, A. D., Connolly, R. M., Schlacher, T. A., Sheaves, M., and others, 2020. Landscape transformation alters functional diversity in coastal seascapes. *Ecography*, 43, 138–148.
- Henriques, S., Guilhaumon, F., Villéger, S., Amoroso, S., and others, 2017. Biogeographical region and environmental conditions drive functional traits of estuarine fish assemblages worldwide. *Fish and Fisheries*, 18, 752–771.
- Hubbell, S. P., 2001. The unified neutral theory of biodiversity and biogeography. *Monographs in Population Biology*, Vol. 32. Princeton University Press, Princeton.
- Ubaldo Jarquín-Martínez, U., López-Pérez, A., Cupul-Magaña, A.L., Valencia-Méndez, O., Rodríguez-Troncoso, A.P., Ríos-Jara, E. Ortiz, M., Moreno-Ortega, C.E., Rodríguez-Zaragoza, F.A. 2024. Functional diversity of fish assemblages across a latitudinal gradient in coral ecosystems of the Mexican Tropical Pacific. *Environmental Biology of Fish*, 107, 415–430. <https://doi.org/10.1007/s10641-024-01538-x>
- Laureto, L. M. O., Cianciaruso, M. V., Samia, D. S. M., 2015. Functional diversity: An overview of its history and applicability. *Brazilian Journal of Nature Conservation*, 13, 112–116.
- Lechêne, A., Lobry, J., Boët, P., Laffaille, P., 2018. Change in fish functional diversity and assembly rules in the course of tidal marsh restoration. *PLOS ONE*, 13(12), e0209025. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0209025>.
- Loiseau, N., Legras, G., Gaertner, J., Verley, P., Chabanet, P., Merigot, B., 2017. Performance of partitioning functional beta-diversity indices: influence of functional representation and partitioning methods. *Global Ecol Biogeogr* 26: 753–762 <https://doi.org/10.1111/geb.12581>
- Lin, H. Y., Corkrey, R., Kaschner, K., Garilao, C., Costello, M. J., 2021. Latitudinal diversity gradients for five taxonomic levels of marine fish in depth zones. *Ecological Research*, 36,

- 266–280. <https://doi.org/10.1111/1440-1703.12193>.
- Macura, B., Lönnstedt, O. M., Byström, P., Airolidi, L., Eriksson, B. K., Rudstam, L., Støttrup, J., 2016. What is the impact on fish recruitment of anthropogenic physical and structural habitat change in shallow nearshore areas in temperate systems? A systematic review protocol. *Environmental Evidence*, 5, 10.
- Magurran, A. E., 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Science, Oxford
- Mariani, S., 2001. Can spatial distribution of ichthyofauna describe marine influence on coastal lagoons? A central Mediterranean case study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 52, 261–267.
- Mason, N. W. H., Mouillot, D., Lee, W. G., Wilson, J. B., 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: The primary components of functional diversity. *Oikos*, 111, 112–118.
- Maxwell, M. F., Leprieur, F., Quimbayo, J. P., Floeter, S. R., Bender, M. G., 2022. Global patterns and drivers of beta diversity facets of reef fish faunas. *Journal of Biogeography*, 49, 954–967. <https://doi.org/10.1111/jbi.14349>.
- McKinley, A. C., Dafforn, K. A., Taylor, M. D., Johnston, E. L., 2011. High levels of sediment contamination have little influence on estuarine beach fish communities. *PLOS ONE*, 6, e26353.
- McLean M., Stuart-Smith R.D, Villéger S., Auber, A., Edgar G.J., MacNeil, M.A., Loiseau, N., Leprieur F., Mouillot, D. 2021. Trait similarity in reef fish faunas across the world's oceans. *PNAS* 118:e2012318118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2012318118>
- McLean, M., Mouillot, D., Lindegren, M., Villéger, S., Engelhard, G., Murgier, J., Auber, A., 2019. Fish communities diverge in species but converge in traits over three decades of warming. *Global Change Biology*. <https://doi.org/10.1111/gcb.14785>.
- Mori, A. S., Isbell, F., Seidl, R., 2018. Beta-diversity, community assembly, and ecosystem functioning. *Trends in Ecology & Evolution*, 33, 549–564.
- Mouchet, M. A., Burns, M. D. M., Garcia, A. M., Vieira, J. P., Mouillot, D., 2013. Invariant scaling relationship between functional dissimilarity and co-occurrence in fish assemblages of the Patos Lagoon estuary (Brazil): Environmental filtering consistently overshadows competitive exclusion. *Oikos*, 122, 247–257.
- Mouillot, D., Dumay, O., Tomasini, J. A., 2007. Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal fish communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71, 443–456. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.08.022>.
- Mouillot, D., Dumay, O., Tomasini, J. A., 2007. Limiting similarity, niche filtering and functional

- diversity in coastal fish communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71, 443–456.
- Mouillot, D., Graham, N., Villéger, S., Mason, N., Bellwood, D., 2013. A functional approach reveals community responses to disturbance. *Trends in Ecology & Evolution*, 28, 167–177. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.004>.
- Moura, R. L., et al., 2007. Gestão do uso de recursos pesqueiros na Reserva Extrativista Marinha do Corumbau-Bahia. Áreas Aquáticas Protegidas como Instrumento de Gestão Pesqueira-Série Áreas Protegidas. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 168–181.
- Nagelkerken, I., 2009. Evaluation of nursery function of mangroves and seagrass beds for tropical decapods and reef fishes: Patterns and underlying mechanisms. In: Nagelkerken, I. (Ed.), *Ecological connectivity among tropical coastal ecosystems*. Springer, Dordrecht, pp. 357–399.
- Olds, A. D., Vargas-Fonseca, E., Connolly, R. M., Gilby, B. L., and others, 2018. The ecology of fish in the surf zones of ocean beaches: A global review. *Fish and Fisheries*, 19, 78–89.
- Oliveira, R. E. M. C., Pessanha, A. L. M., 2014. Fish assemblages along a morphodynamic continuum on three tropical beaches. *Neotropical Ichthyology*, 12, 165–175.
- Pereira, H. H., Neves, L. M., Costa, M. R., Araújo, F. G., 2015. Fish assemblage structure on sandy beaches with different anthropogenic influences and proximity of spawning grounds. *Marine Ecology*, 36, 16–27.
- Petchey, O. L., Gaston, K. J., 2006. Functional diversity: Back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, 9, 741–758.
- Pittman, S. J., McAlpine, C., 2003. Movements of marine fish and decapod crustaceans: Process, theory and application. *Advances in Marine Biology*, 44, 205–294.
- Ricklefs, R.E., 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science* 235, 167–171. DOI: 10.1126/science.235.4785.167
- Rouquette JR, Dallimer M, Armsworth PR, Gaston KJ, Maltby L, Warren PH (2013) Species turnover and geographic distance in an urban river network. *Diversity and Distribution*, 19, 1429–1439 <https://doi.org/10.1111/ddi.12120>
- Sheaves, M., Baker, R., Nagelkerken, I., Connolly, R. M., 2015. True value of estuarine and coastal nurseries for fish: Incorporating complexity and dynamics. *Estuaries and Coasts*, 38, 401–414.
- Si, X., Baselga, A., Leprieur, F., Song, X., Ding, P., 2016. Selective extinction drives taxonomic and functional alpha and beta diversities in island bird assemblages. *Journal of Animal Ecology*, 85, 409–418.
- Signorini, S. R., 1980. A study of the circulation in Bay of Ilha Grande and Bay of Sepetiba: part I. a survey of the circulation based on experimental field data. *Boletim do Instituto Oceanográfico* 29 (1), 41–55. <https://doi.org/10.1590/S0373-55241980000100004>

- Stuart-Smith, R. D., Bates, A. E., Lefcheck, J. S., Duffy, J. E., and others, 2013. Integrating abundance and functional traits reveals new global hotspots of fish diversity. *Nature*, 501, 539–542.
- Ulrich, W., Gotelli, N. J., 2007. Null model analysis of species nestedness patterns. *Ecology*, 88, 1824–1831.
- Vargas-Fonseca, E., Olds, A. D., Gilby, B. L., Connolly, R. M., Schoeman, D. S., Huijbers, C. M., Schlacher, T. A., 2016. Combined effects of urbanization and connectivity on iconic coastal fishes. *Diversity and Distributions*, 22, 1328–1341.
- Vellend, M., 2010. Conceptual synthesis in community ecology. *The Quarterly Review of Biology*, 85(2), 183-206.
- Vellend, M., 2016. *The theory of ecological communities (MPB-57) (Vol. 75)*. Princeton University Press.
- Vilar, C. C., Joyeux, J. C., Giarrizzo, T., Spach, H. L., Vieira, J. P., Vaske-Junior, T., 2013. Local and regional ecological drivers of fish assemblages in Brazilian estuaries. *Marine Ecology Progress Series*, 485, 181-197. <https://doi.org/10.3354/meps10343>.
- Villéger, S., Miranda, J. R., Hernández, D. F., Mouillot, D., 2012. Low functional beta- diversity despite high taxonomic beta-diversity among tropical estuarine fish communities. *PLOS ONE*, 7, e40679.
- Whittaker, R., 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21, 213–251.
- Yasuhara, M., Wie, C.-L., Kucera, M., Costello, M. J., Tittensor, D., Kiessling, W., Bonebrake, T. C., Tabor, C., Feng, R., Baselga, A., Kretschmer, K., Kusumoto, B., Kubota, Y., 2020. Past and future decline of tropical pelagic biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(23), 12891–12896.

CAPÍTULO II

**Gradientes latitudinais moldam as relações ambiente-características
dos peixes nas praias estuarinas e oceânicas ao longo da costa
brasileira**

RESUMO

Compreender como o ambiente afeta as características funcionais das espécies ao longo de grandes gradientes espaciais é crucial para avaliar a biodiversidade. Avaliamos as relações entre a ocorrência de espécies de peixes, seus traços funcionais e variáveis ambientais em praias estuarinas e oceânicas ao longo da costa brasileira. Hipotetizamos que as relações traço-ambiente são mais consistentes em praias estuarinas do que em praias oceânicas devido à maior heterogeneidade ambiental. Além disso, hipotetizamos que essas relações variam entre latitudes, influenciadas pela temperatura, deriva ecológica e dispersão de espécies em uma grande escala espacial. Para isso, foi realizada uma extensa busca nas informações disponíveis sobre a ocorrência de peixes em praias estuarinas ou oceânicas ao longo de toda a costa do Brasil. Os resultados revelam relações traço-ambiente mais fortes em praias estuarinas em comparação com praias oceânicas. Isso é provavelmente devido às condições ambientais mais uniformes nas praias oceânicas, que dificultam a formação de gradientes ambientais, enquanto as praias estuarinas apresentam gradientes bem definidos. Na escala latitudinal, as variações nas relações traço-ambiente confirmam nossas hipóteses. A salinidade explica principalmente a variação nos traços dos peixes em praias estuarinas. Maior salinidade foi associada a peixes de recife, comportamento sem cuidado parental e dieta de herbívoros e bentívoros, enquanto valores mais baixos foram ligados a espécies com comportamento de carregamento de ovos e dieta generalista. Maior precipitação, matéria total em suspensão e maré foram associadas a peixes com formas de corpo alongadas e achatadas, particularmente na região tropical (por exemplo, bagres marinhos). Em contraste, valores mais baixos dessas variáveis foram associados a peixes com formas de corpo alongadas e circulares, típicas da região temperada quente (por exemplo, mugilídeos). Testes de permutação revelaram que as associações entre ocorrência de espécies/traços funcionais e ocorrência de espécies/variáveis ambientais foram mais fortes do que ao acaso, tanto em praias estuarinas quanto em praias oceânicas. Esses achados aumentam nossa compreensão das relações peixe-ambiente em áreas costeiras, um passo crucial para estudos futuros sobre essas interações complexas.

Palavras-chave: Sudoeste do Oceano Atlântico, biodiversidade, águas costeiras, estuários, características funcionais, praias arenosas, ictiofauna.

Latitudinal gradients shape the environment-traits relationships of fish on estuarine and oceanic beaches along the Brazilian coast

ABSTRACT

Understanding how the environment affects species functional characteristics across large spatial gradients is crucial for evaluating biodiversity. We assessed the relationships between the occurrence of fish species, their functional traits, and environmental variables in estuarine and oceanic beaches along the Brazilian coast. We hypothesize that trait-environment relationships are more consistent in estuarine beaches than oceanic beaches due to the greater environmental heterogeneity. Additionally, it is hypothesized that these relationships vary across latitudes, influenced by temperature, ecological drift, and species dispersion over a large spatial scale. To achieve this, an extensive search was conducted on the available information on fish occurrence in estuarine or oceanic beaches spanning the entire coastline of Brazil. The results reveal stronger trait-environment relationships in estuarine beaches compared to oceanic beaches. This is likely due to the more uniform environmental conditions on oceanic beaches, which hinder the formation of environmental gradients, whereas estuarine beaches have well-defined gradients. At the latitudinal scale, variations in trait-environment relationships confirm our hypotheses. Salinity primarily explains variation in fish traits on estuarine beaches. Higher salinity was associated with reef-associated fish, non-parental care behavior, and herbivores and benthivores feeding diet, while lower values were linked to species with egg-bearing behavior and generalist feeding diet. Higher precipitation, total suspended matter, and tide were associated with fish having elongated flat body shapes, particularly in the tropical region (e.g., marine catfishes). In contrast, lower values of these variables were associated with fish having elongated circular body shapes, typical of the warm temperate region (e.g. mugilids). Permutation tests revealed that the associations between species occurrence/functional traits, and species occurrence/environmental variables were stronger than random chance, in both estuarine and oceanic beaches. These findings enhance our understanding of fish-environment relationships in coastal areas, a crucial step for further studies on these complex interactions.

Keywords: Southwestern Atlantic Ocean, biodiversity, coastal waters, estuaries, functional traits, sandy beaches, ichthyofauna.

1. INTRODUÇÃO

Explorar a relação entre o ambiente e as características das espécies facilita a compreensão das respostas dos organismos às modificações ambientais, sendo uma ferramenta promissora e cada vez mais utilizada para avaliação ecológica (Enquist et al., 2015; Baptista et al., 2021). Essa abordagem ajuda a identificar as respostas das espécies aos gradientes ecológicos e a quantificar a relação entre as características funcionais dos organismos e as variáveis ambientais (Lima et al., 2017; Baptista et al., 2021). Para peixes marinhos costeiros, a diversidade de estratégias de história de vida diminuiu significativamente das áreas eurihalinas para as oligohalinas e ao longo de um gradiente de perturbações humanas (Blaber e Blaber, 1980; Henriques et al., 2017; Lai et al., 2022). Essas tendências foram associadas a uma convergência dos traços das espécies em direção a tempos de geração curtos, sugerindo que espécies de longa vida com maturação tardia são mais severamente impactadas por perturbações e estresse ambiental (Teichert et al., 2017). Espécies residentes estuarinas formam uma assembléia especializada adaptada à alta variabilidade espaciotemporal das condições estuarinas, ou seja, atributos oportunistas associados a hábitos alimentares generalizados, e apoiando mudanças ambientais contínuas (Elliot et al., 2007; Williams et al., 2017). Elas também exibem traços mistos de estratégias oportunistas e de equilíbrio para que o sucesso reprodutivo seja vantajoso sob condições de mudança (Teichert et al., 2017). Mesmo com esses atributos singulares, mudanças na distribuição de espécies residentes ocorrem ao longo dos gradientes estuarinos vinculados aos seus traços de história de vida (Elliot et al., 2007).

A dependência de peixes jovens em praias arenosas é um aspecto pouco compreendido da ecologia dos peixes. Isso se deve ao fato de que as praias arenosas são ambientes dinâmicos influenciados por diversos fatores, como a ação das ondas, marés, composição do sedimento e interações bióticas (Beyst et al., 2001; Vasconcellos et al., 2010). Compreender como os peixes interagem e dependem desses ecossistemas complexos requer pesquisas interdisciplinares e monitoramento de longo prazo, o que pode ser desafiador de realizar. Além disso, é crucial entender como o ambiente seleciona certas características das espécies para apoiar modelos ecológicos que possam ser generalizados para sistemas com diferentes composições taxonômicas (Mims e Olden, 2013; Luiz et al., 2019). Processos de nicho sugerem que apenas espécies com combinações de traços

apropriadas prosperam sob condições ambientais específicas (filtragem ambiental) e através de interações entre espécies (Chase e Myers, 2011). A filtragem de habitat e a similaridade limitante são os dois processos-chave em comunidades ecológicas (Mouillot et al., 2007, 2013). A filtragem de habitat ocorre quando apenas espécies com traços específicos podem sobreviver em um determinado habitat, levando à convergência de traços entre as espécies co-ocorrentes (Götzenberger et al., 2016). Filtros ambientais moldam a distribuição de traços das espécies restringindo o estabelecimento e a persistência dos organismos com base na adequação de seus traços (Bower e Winemiller, 2019). Por outro lado, a similaridade limitante surge quando a exclusão competitiva impede que espécies com traços semelhantes coexistam, resultando na divergência de traços (MacArthur e Levins, 1967; Götzenberger et al., 2016). Evidências indicam que a similaridade limitante influencia os traços relacionados à aquisição de recursos tróficos em comunidades de peixes marinhos ao longo da costa oeste da Austrália (Ford e Roberts, 2020). Localmente, as condições ambientais podem atuar como um filtro de nicho devido a gradientes abióticos ou diferenças de habitat, afetando assim a composição das espécies (Able, 2005; Capp Vergès et al., 2022). Efeitos locais também envolvem interações entre espécies, competição, predação e perturbação (Gabel et al., 2011; Hunsicker et al., 2011). Regionalmente, fatores como clima, especiação, tamanho do pool regional de espécies e capacidades de dispersão das espécies sustentam o processo neutro de montagem de comunidades em escalas latitudinais e regionais (Ricklefs, 1987; Ford e Roberts, 2018).

Praias arenosas em estuários e baías, ou seja, praias estuarinas, são distintas das praias de costa aberta, ou seja, praias oceânicas, pois são parcialmente ou totalmente abrigadas das ondas do oceano (Layman, 2000; Vila-Concejo et al., 2020). Ao contrário de suas contrapartes oceânicas, que são dominadas por ondas oceânicas, praias estuarinas fornecem uma maior variedade de habitats e devem ser reconhecidas como uma classe distinta (Layman, 2000; Olds et al., 2017). Praias oceânicas estão extensivamente conectadas ao mar aberto, enquanto praias estuarinas têm conexões limitadas (Vila-Concejo et al., 2020). Isso resulta em praias oceânicas abrigando principalmente espécies adaptadas a condições marinhas estáveis com salinidade consistente, enquanto praias estuarinas abrigam espécies adequadas a águas salobras e habitats diversos (Layman, 2000; Olds et al., 2017). Praias estuarinas, com sua salinidade flutuante, dinâmica de marés e influxo de nutrientes, favorecem traços como tolerância à salinidade e preferências alimentares específicas (Elliot et al., 2007). A exposição da praia é um

preditor-chave das assembléias faunísticas em praias oceânicas (Borland et al., 2017). Assim, a análise separada de praias oceânicas e estuarinas, como realizada neste estudo, alinha-se com pesquisas anteriores (Borland et al., 2017; Olds et al., 2017; Vila-Concejo et al., 2020), que identificam praias estuarinas como uma categoria distinta com diferenças marcantes em relação às praias oceânicas.

Explorando como os fatores ambientais impulsionam as mudanças comunitárias ao nível dos traços, fornecemos uma compreensão mecanicista de como a estrutura funcional dos peixes responde a rápidas mudanças ecológicas. Vários traços estão ligados a diferentes processos de montagem, ajudando a avaliar a importância dos principais processos determinísticos que moldam as comunidades ao longo do tempo e do espaço (Ford e Roberts, 2020). Traços relacionados à história de vida, ecologia trófica e preferências de habitat influenciam as respostas das espécies às mudanças ambientais e afetam os processos ecossistêmicos (McLean et al., 2018; Villéger et al., 2017). McLean et al. (2018) observaram um declínio em espécies pelágicas com ciclos de vida rápidos, caracterizados por desova em massa, prole pequena e maturação precoce, em resposta ao aumento das temperaturas no Canal da Mancha oriental. Por outro lado, espécies com maturação tardia, alto cuidado parental e poucos descendentes bem desenvolvidos aumentaram em abundância. Lechêne et al. (2018), estudando a restauração de marismas no estuário do Gironde, França, descobriram que os padrões de montagem comunitária variaram de acordo com traços que diferiam ao longo do gradiente de naturalidade. Fujiwara et al. (2022), estudando baías ao longo da costa do Texas, descobriram que a salinidade teve impactos notáveis nas espécies de forma geral, enquanto espécies de vida mais longa foram particularmente influenciadas pela temperatura. Assim, entender a relação intrincada entre o ambiente e os traços das espécies, e como eles convergem em áreas costeiras rasas em diferentes regiões biogeográficas, oferece insights sobre a estrutura das comunidades de peixes e o funcionamento dos ecossistemas.

A costa do Brasil se estende por aproximadamente 7.500 quilômetros e é influenciada pelas Correntes Equatorial e do Brasil (correntes quentes), Corrente das Malvinas (corrente fria), várias fozes de rios, conexões com diferentes ambientes costeiros semi-fechados (por exemplo, baías, lagoas costeiras) e algumas regiões de ressurgência (Rodríguez et al., 2016). Duas províncias biogeográficas são reconhecidas (Palacio, 1982; Floeter e Soares-Gomes, 1999): a província tropical no norte-nordeste (0° a 22 °S), e a

província de São Paulo (22° a 29°), que corresponde a uma área de transição entre as regiões tropical e temperada quente. A área é predominantemente tropical, transitando para condições subtropicais e temperadas quentes à medida que se move mais ao sul (Castro-Filho et al., 1987; Rossi-Wongtschowski e Paes, 1993; Spalding et al., 2007). No entanto, não há consenso sobre o limite dessas províncias. O "arco" formado pela linha costeira entre Cabo Frio (22,9° S) perto do limite da região Tropical e Cabo de Santa Marta (28,6° S) perto do limite da região Temperada Quente (Rocha et al., 1975) delimita a região de Transição. Aqui, a convergência das Águas Centrais do Atlântico Sul fora da plataforma continental coincide com vários fenômenos de ressurgência. No sul, a Convergência Subtropical, formada pela mistura das correntes do Brasil e das Malvinas, proporciona características temperadas (Seeliger et al., 1997). Pesquisas ao longo da costa atlântica brasileira revelaram diferenças notáveis na distribuição da comunidade de peixes em três regiões geográficas, que foram denominadas tropical, transição e temperada quente (Araújo et al., 2018). No entanto, ainda não está claro se essas variações também se refletem em diferentes traços funcionais dos peixes.

Este estudo teve como objetivo explorar as combinações de traços funcionais dos peixes com as condições ambientais em praias arenosas dentro de um contexto local e regional. As seguintes perguntas foram abordadas: 1) Existem diferenças na relação entre traços funcionais dos peixes e variáveis ambientais entre praias estuarinas e oceânicas?. Em caso afirmativo, quais combinações de traços funcionais e variáveis ambientais são favorecidas em cada tipo de praia?. 2) Se existe uma associação significativa entre a ocorrência de peixes, variáveis ambientais e traços funcionais, como as combinações de traços funcionais e variáveis ambientais variam ao longo da escala latitudinal ao longo da costa brasileira? A hipótese testada é que a relação traço-ambiente exibirá maior consistência em praias estuarinas em comparação com praias oceânicas. Isso é atribuído aos gradientes ambientais e à maior heterogeneidade de habitat nas primeiras. Além disso, esperamos variações nessas relações ao longo das latitudes, que estão vinculadas a mudanças na temperatura, deriva ecológica e dispersão das espécies em uma grande escala espacial.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de Estudo

Foram delimitadas três zonas na costa do Brasil (Figura 1): Tropical, Transição, Temperada Quente. Detalhes ambientais de cada uma das zonas foram extensivamente apresentadas nas secções de “Introdução Geral” e no “Capítulo 1” da presente Tese, e para evitar redundâncias, não serão novamente apresentadas aqui.

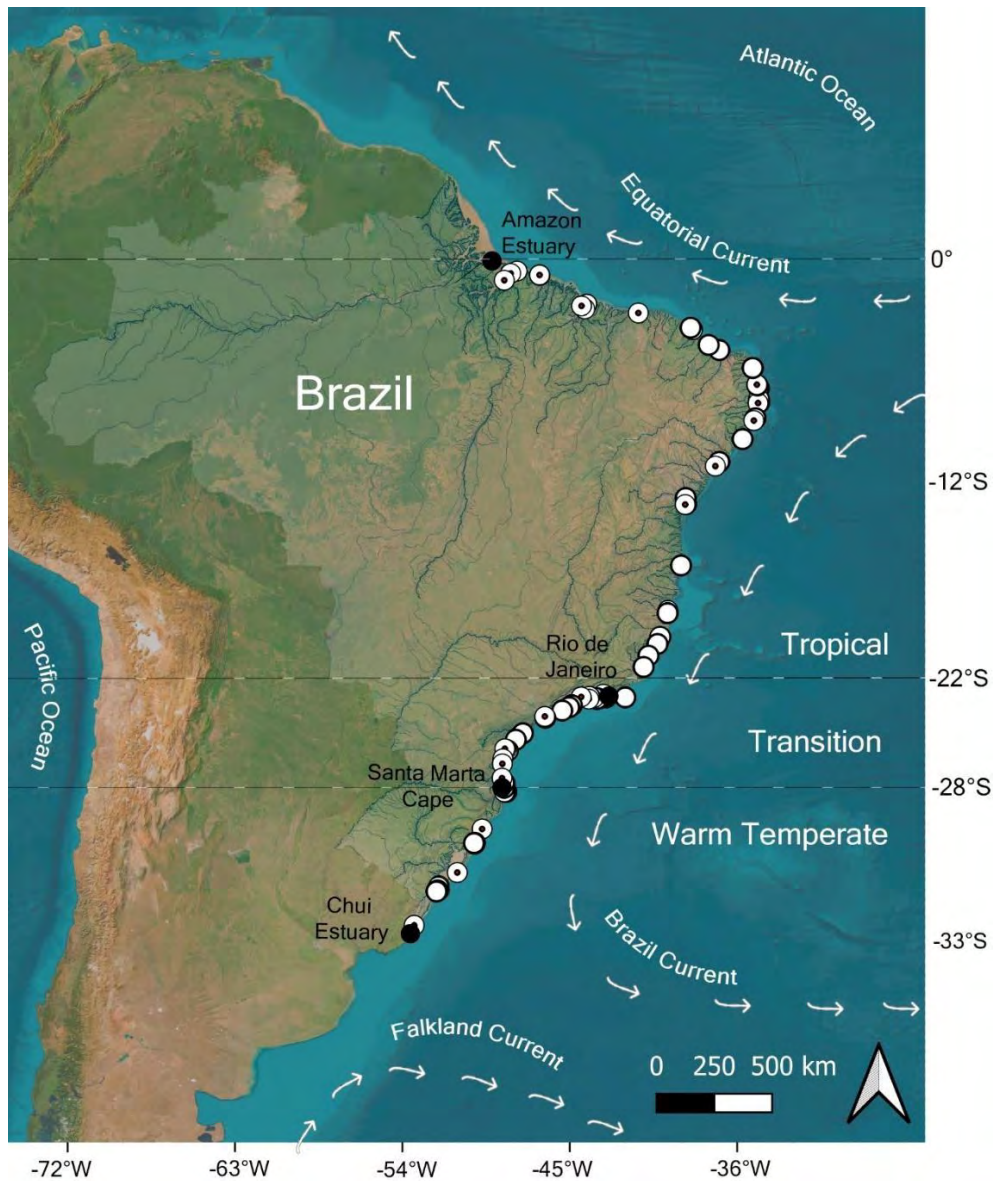


Figura 1. Área de estudo com indicação das praias estudadas nas três regiões: Tropical, Transição e Temperada Quente. Círculos brancos, praias oceânicas; Círculos brancos com ponto preto, praias estuarinas.

2.2 Levantamento dos Dados

Dados de ocorrência das espécies

A metodologia utilizada para a obtenção dos dados de ocorrência das espécies é a mesma descrita no "Capítulo 1" desta Tese. Para evitar redundâncias, esses detalhes não serão repetidos aqui.

Traços funcionais

A metodologia utilizada para a obtenção dos traços funcionais das espécies é a mesma descrita no "Capítulo 1" desta Tese. Para evitar redundâncias, esses detalhes não serão repetidos aqui.

Variáveis Ambientais

Dez variáveis ambientais foram atribuídas a cada praia arenosa no conjunto de dados (Anexo 6 e Anexo 7): Temperatura média anual ($^{\circ}\text{C}$ 0,10), Precipitação anual (mm. ano⁻¹), Matéria Suspensa Total ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$), Altura média da maré (m), Silicato ($\mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$), Salinidade (psu), Produtividade primária ($\text{mgC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$), Fósforo ($\mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$), Fotossinteticamente Radiação Ativa ($\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \times \text{s}^{-1}$) e clorofila-a ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$). Estas variáveis ambientais foram escolhidas pela sua importância na definição das funções das espécies de peixes estuarinas e costeiras. Estas variáveis abrangem factores relacionados com o habitat, conectividade, produtividade e atributos físicos e químicos: 1. Habitat: A matéria suspensa total (MST) nas zonas costeiras é influenciada por vários mecanismos de transporte de sedimentos. A identificação do padrão regional dos dados do TSM é inestimável para a gestão das zonas costeiras (Noh et al., 2021); 2. Conectividade: Os factores que influenciam a conectividade das praias incluem as marés e a precipitação anual. Estes elementos afetam a conectividade hidrológica com os ecossistemas marinhos e de água doce, influenciando assim as características funcionais dos peixes costeiros (Henriques et al., 2017; Harrison e Whitfield, 2024). As marés são condutores hidrodinâmicos essenciais que facilitam a troca de materiais, nutrientes e fauna entre praias e ecossistemas adjacentes (Sayre et al., 2021). A precipitação contribui para o escoamento de nutrientes e detritos para as zonas costeiras, estimulando elevados níveis de produtividade primária e secundária, apoiando assim uma elevada biomassa de peixes por unidade de área (Whitfield, 2016); 3. Produtividade: Praias arenosas, especialmente aquelas em ambientes estuarinos, normalmente apresentam altos níveis de produtividade

primária e secundária. Essa elevada produtividade suporta uma grande biomassa de peixes por unidade de área (Whitfield, 2016). A produtividade em cada local foi estimada com base nas concentrações de fosfato, silicato e clorofila-a. Esses nutrientes são cruciais para estruturar as comunidades fitoplanctônicas e, conseqüentemente, níveis tróficos mais elevados, aumentando assim a produtividade primária e secundária (Whitfield, 2016; Sayre et al., 2021). É bem sabido que as plantas variam em sua sensibilidade à radiação fotossinteticamente ativa (PAR) de diferentes comprimentos de onda (McCree, 1981), que é um fator importante ligado à produtividade. PAR, composto por comprimentos de onda de 400-700 nm, é a porção do espectro de luz utilizada pelas plantas para a fotossíntese (Churilova, 2020); 4. Fatores físicos e químicos: Dentre as variáveis físicas e químicas, a temperatura e a salinidade são consideradas as mais importantes para a estruturação das comunidades piscícolas costeiras (Whitfield, 1999; Henriques, 2017) CHELSA – Climatologias em Alta Resolução para as Áreas de Superfície Terrestre da Terra (Karger et al., 2017) e GMED – Conjunto de Dados do Ambiente Marinho Global (Brun et al., 2022). Para obter detalhes sobre a resolução espacial das camadas raster, intervalo temporal e unidades de medida, consulte o Anexo 6. Todas as análises de geoprocessamento, como reprojeções, sobreposições e amostragem de camadas foram realizadas utilizando o software QGIS v. 3.10 A Coruña (QGIS Development Team, 2022).

2.3 Análises estatísticas

Análises RLQ: Para avaliar as relações entre variáveis ambientais e traços funcionais dos peixes, realizamos uma análise RLQ, seguida por uma análise estatística Fourth-corner (Dray et al., 2014; Dray e Legendre, 2008). RLQ é uma extensão da análise de co-inércia (Dolédéc e Chessel, 1994) que permite a ligação de três matrizes: uma matriz ambiental (R), uma matriz de traços (Q) e uma matriz de abundância ou ocorrência de espécies (L), que serve como um elo entre as matrizes R e Q. A RLQ proporciona uma ordenação simultânea de espécies, seus traços e variáveis ambientais. Um passo preliminar na análise RLQ é realizar análises separadas para cada tabela de matriz (Dray et al., 2014). Uma Análise de Correspondência foi aplicada aos dados de espécies (matriz L). A matriz R passou por uma Análise de Componentes Principais (PCA) para variáveis quantitativas, e a matriz Q passou por uma análise Hill-Smith (Hill e Smith, 1976) devido aos dados de traços mistos (binários, contínuos e categóricos).

Fourth-corner: A estatística Fourth-corner mede a conexão entre três tabelas: uma tabela L ($n \times p$) contendo a abundância ou ocorrência de p espécies em n locais; uma segunda tabela R ($n \times m$) contendo medidas de m variáveis ambientais para os n locais; e uma terceira tabela Q ($p \times s$) descrevendo traços de espécies s para as p espécies (Legendre et al., 1997; Dray e Legendre, 2008). O método estatístico Fourth-corner foi usado para quantificar e testar relações entre conjuntos de variáveis e eixos RLQ. A associação bivariada permite a avaliação da significância das relações entre traços individuais e variáveis ambientais, um de cada vez. A conexão é medida usando um coeficiente de correlação de Pearson para duas variáveis quantitativas (traço funcional e variável ambiental), e por um χ^2 de Pearson para duas variáveis qualitativas ou para uma variável quantitativa e uma qualitativa (Dray et al., 2014). Nestas duas últimas abordagens, o método de ajuste da taxa de descoberta falsa (FDR; Benjamini e Hochberg, 1995) foi usado para corrigir os valores de p pelo viés devido a comparações de múltiplos testes, e 4999 permutações foram realizadas em todos os procedimentos de randomização.

Teste de Permutação de Monte Carlo: A significância foi testada através de um procedimento de permutação usando o Modelo 6 (modeltype=6), que combina os resultados dos modelos 2 e 4. A significância geral do modelo RLQ foi avaliada através de um teste de Monte Carlo (4999 permutações): Modelo 2 — considerando a hipótese de que a distribuição das espécies é influenciada por características ambientais; Modelo 4 — considerando a hipótese de que a distribuição das espécies é influenciada por traços funcionais; Modelo 6 — considerando a hipótese de que existe uma relação entre traços funcionais e condições ambientais, combinando os modelos 2 e 4. Essas análises foram conduzidas usando as funções "rlq", "randtest" e "fourcorner2" do pacote "ade4" (Dray e Dufor, 2007) no ambiente R (R Core Team, 2022).

3 RESULTADOS

3.1 Praias oceânicas

A relação entre as características funcionais das espécies e as variáveis ambientais é resumida pelos dois primeiros eixos do RLQ, que representaram 91,98% da variância total, com a inércia total de apenas 0,48 (Tabela 1).

Tabela 1. Resumo da análise RLQ para a relação entre variáveis ambientais (R), abundância de espécies (L) e traços das espécies (Q) nas praias brasileiras

RLQ	Axis 1	Axis 2
Praias oceânicas		
Eigenvalues	0,33	0,11
Projected Inertia (%)	68,79	23,18
Cumulative Projected Inertia (%)	68,79	91,98
Total Inertia: 0,48		
Praias estuarinas		
Eigenvalues	0,78	0,16
Projected Inertia (%)	79,48	17,04
Cumulative Projected Inertia (%)	79,48	96,53
Total Inertia: 0,99		

O Eixo 1 representa um gradiente latitudinal, com amostras da região tropical sendo positivamente associadas a este eixo, enquanto amostras da região temperada foram negativamente associadas (Figura 2a). Amostras da região de transição exibiram uma posição intermediária. Este primeiro eixo RLQ explica 68,79% da variação dos dados (Tabela 1). Espécies de peixes associadas à região temperada quente foram principalmente mugilídeos (por exemplo, *Mugil curema*, *Mugil platanus*, *Mugil brevirostris*). Essas espécies eram pelágicas, apresentavam comportamento predominantemente não-guardador e tinham corpos alongados e circulares, alimentando-se de microalgas (Figura 2b, 2d). Esses peixes estavam associados a altos níveis de produtividade primária, silicato e fosfato (Figura 2c). Peixes associados à região tropical apresentavam principalmente comportamento de portadores, com corpos alongados, achatados ou comprimidos e hábitos generalistas. Estes eram principalmente bagres marinhos (por exemplo, *Aspistor luniscutis*, *Sciades herzbergii*, e *Cathorops spixii*) e membros de Perciformes e do grupo Eupercaria/misc (Figura 2b, 2d). Esses peixes estavam associados a altas temperaturas, marés, radiação e salinidade (Figura 2c).

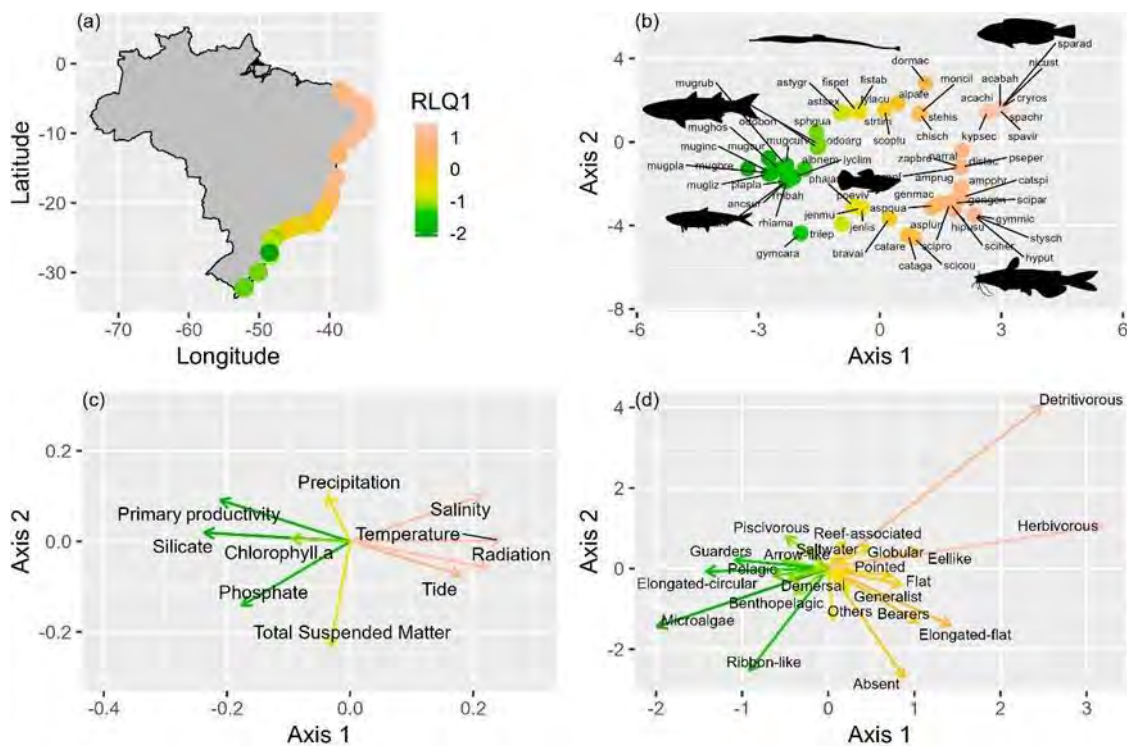


Figura 2. Análise RLQ mostrando as pontuações obtidas após análise de correspondência e componentes principais (ver análise de dados para detalhes) para (a) pontuações amostrais nas praias oceânicas, (b) espécies, (c) variáveis ambientais e (d) características. As abreviaturas das espécies são definidas no Anexo 2. O gradiente de cores indica diferenças latitudinais nas pontuações do Eixo 1 do RLQ: tropical (rosa claro), transição (amarelo) e Temperada quente (verde).

As relações entre uma característica individual e uma variável ambiental específica foram consideradas significativas ($P < 0,01$) para um número limitado de combinações em praias oceânicas (Figura 3). O formato do corpo circular alongado foi associado positivamente ao silicato e à produtividade primária e negativo à temperatura (Figura 3). Por outro lado, o formato do corpo alongado e achatado foi positivamente associado à precipitação. Além disso, existe uma correlação significativa entre a guilda trófica das macroalgas e os níveis de fosfato. No entanto, não foram encontradas relações significativas entre características individuais e variáveis ambientais com o valor P ajustado $< 0,05$.

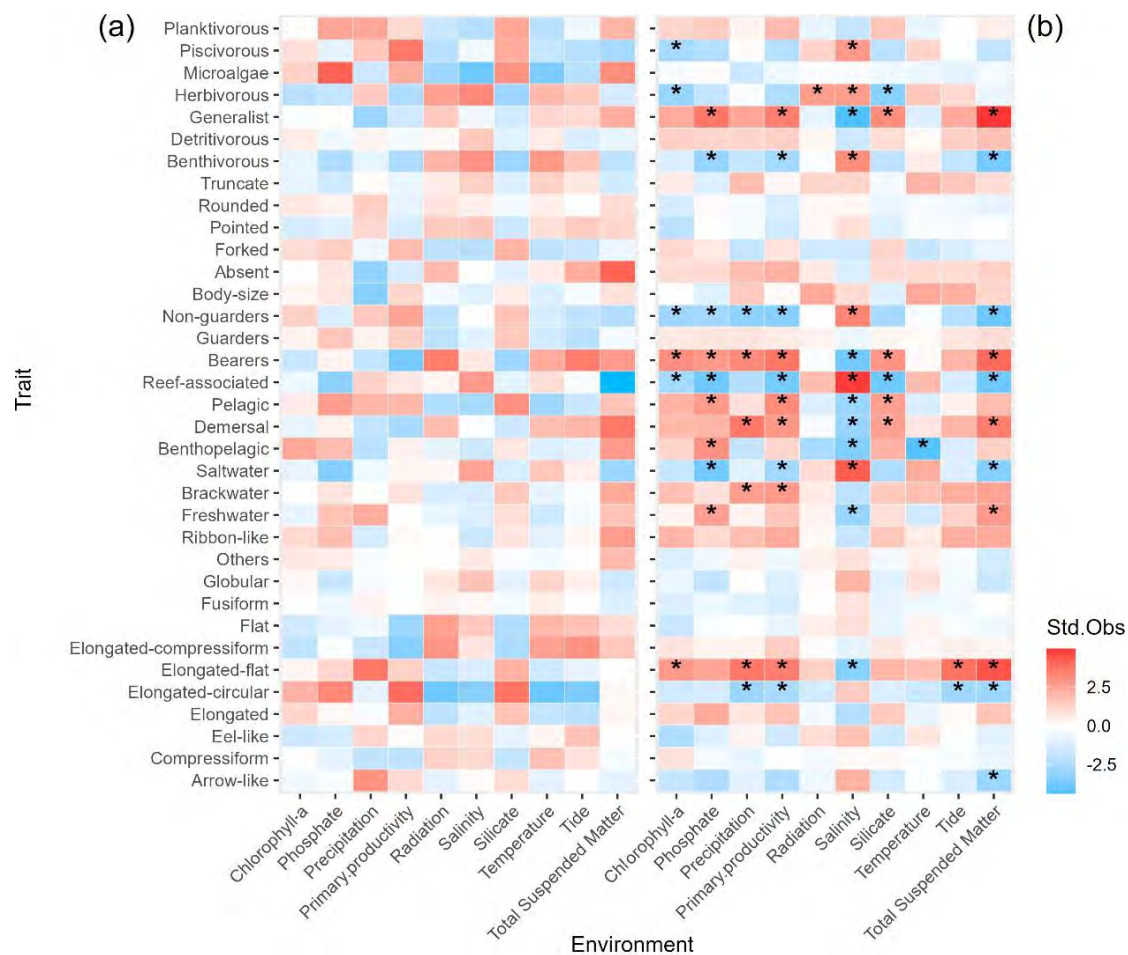


Figura 3. Resultado dos fourth-corner statistics comparando as relações entre características individuais e variáveis ambientais em praias oceânicas (a) e praias estuarinas (b). Std.Obs representa o valor padronizado dessas associações, indicando quão extremo o valor é em relação aos valores esperados sob a hipótese nula. As associações positivas estão marcadas em vermelho e as associações negativas estão marcadas em azul. Os asteriscos “*” indicam quais associações são significativas (valor P ajustado < 0,05). Nenhuma associação significativa foi encontrada para valores de P ajustados em praias oceânicas.

Considerando a relação entre os traços funcionais e os eixos ambientais da análise RLQ, foram encontradas correlações significativas (valores p.ajustados < 0,01): uma relação positiva entre o segundo eixo ambiental (AxcR2) e peixes associados a recifes, e uma relação negativa com peixes demersais exibindo comportamento de portadores (Figura 4). Em relação às relações entre variáveis ambientais e os eixos de traços RLQ (AxcQ), as associações mais significativas (p.ajustados < 0,01) foram encontradas nos seguintes casos: O AxcQ1 foi positivamente correlacionado com temperatura, maré, salinidade e radiação, e negativamente com silicato, produtividade primária, clorofila-a e fosfato (Figura 4). O AxcQ2 foi positivamente correlacionado com precipitação e negativamente com matéria em suspensão total.

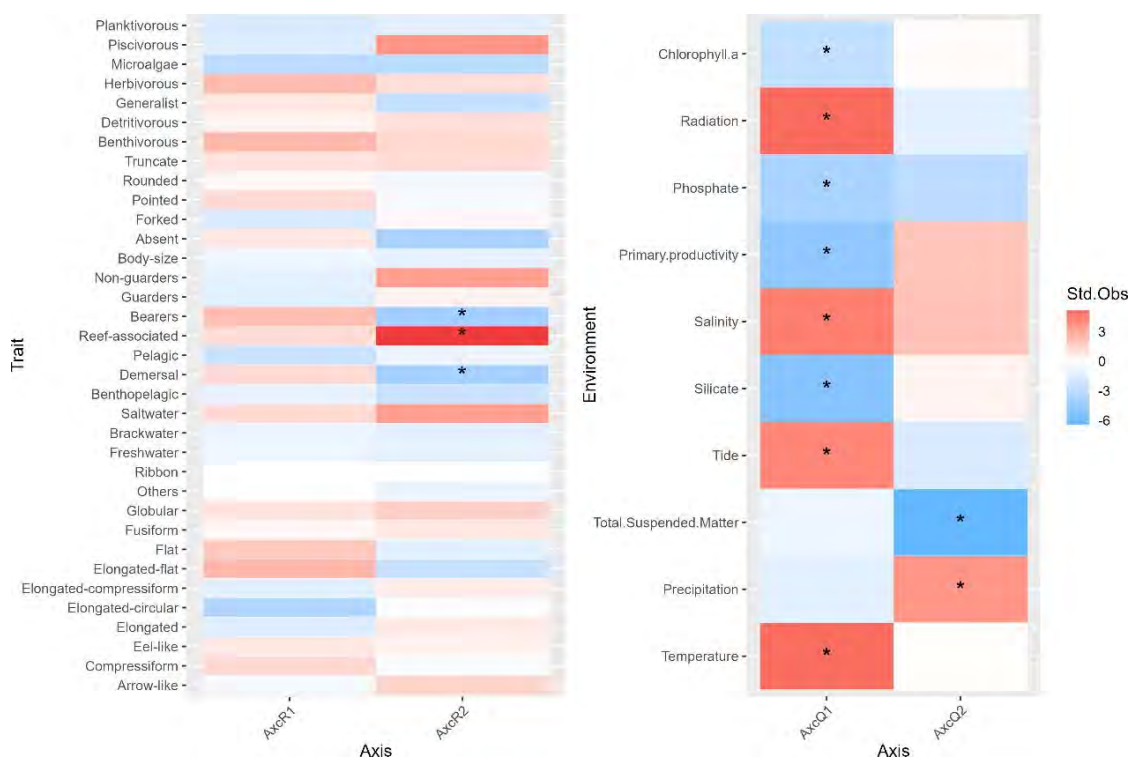


Figura 4. Relações entre os dois primeiros eixos do RLQ com características dos peixes e variáveis ambientais para praias oceânicas. Std.Obs representa o valor padronizado dessas associações, indicando quão extremo o valor é em relação aos valores esperados sob a hipótese nula. As associações positivas estão marcadas em vermelho e as associações negativas estão marcadas em azul. Os asteriscos “*” indicam quais associações são significativas (valor P ajustado < 0,05).

O teste de permutação de Monte Carlo (randtest; modeltype = 6) apoiou a hipótese de que existe uma relação entre a ocorrência das espécies, características funcionais e condições ambientais, sendo uma combinação dos modelos 2 e 4. O Modelo 2 apresentou resultados significativos (valor P = 0,0003), apoiando a hipótese de que o ambiente determina a distribuição das espécies, e o Modelo 4 também mostrou resultados significativos (valor P = 0,004), apoiando a hipótese de que as características das espécies influenciam a composição da comunidade (Figura 5). Assim, os testes de permutação revelaram que tanto a relação entre a ocorrência das espécies/características funcionais quanto a relação entre a ocorrência das espécies/variáveis ambientais foram mais fortes do que o esperado a partir de associações aleatórias.

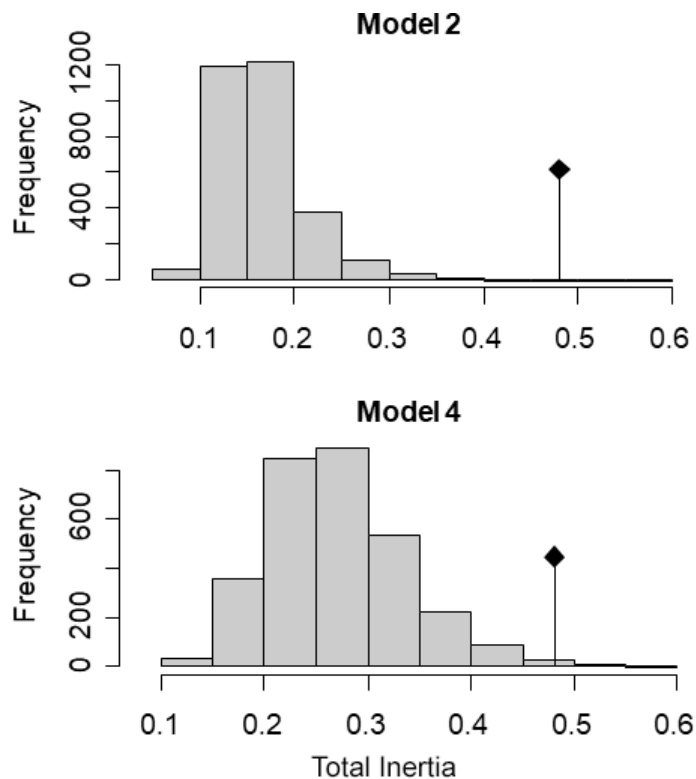


Figura 5. Teste de Monte Carlo combinando os modelos 2 e 4 (quarto canto2; modeltype = 6) e ajustando valores de P para testes de permutação múltipla (FDR) entre ocorrência de peixes, características funcionais e variáveis ambientais nas praias oceânicas brasileiras. O diamante negro representa a Inércia Total observada.

3.2 Praias Estuarinas

A relação entre as características funcionais das espécies e as variáveis ambientais é resumida pelos dois primeiros eixos RLQ, que representaram 96,53% da variância total e tiveram uma inércia total de 0,99 (Tabela 1). O Eixo 2 representou um gradiente latitudinal, com amostras da região tropical sendo positivamente associadas a este eixo, enquanto amostras da região temperada foram negativamente associadas, e amostras da região de transição exibiram uma posição intermediária (Figura 6a). No entanto, este eixo explicou apenas 17,04% da variação dos dados, mas a inércia total foi de 0,99. O Eixo 1, que explicou 79,48% da variação total, não exibiu um padrão espacial claro associado às regiões.

As espécies de peixes associadas à região temperada quente foram principalmente Characiformes (por exemplo, *Astyanax bimaculatus*, *Deuterodon luetkenii* e *Hyphessobrycon boulengeri*), que habitam a parte superior das praias estuarinas e exibem hábitos bentopelágicos. Eles têm corpos circulares alongados e se alimentam

principalmente de microalgas (Figuras 6b, 6d). Esses peixes foram associados a altos níveis de silicato e fosfato, e baixa temperatura e radiação (Figura 6c).

Os peixes associados à região tropical exibiram principalmente comportamentos de portadores ou guardiões, com corpos alongados e hábitos detritívoros ou herbívoros. Eles eram principalmente bagres das famílias Aspredinidae e Ariidae, bem como espécies marinhas Eupercaria/misc (Figuras 6b, 6d). Esses peixes foram associados a alta temperatura, marés, radiação e precipitação (Figura 6c).

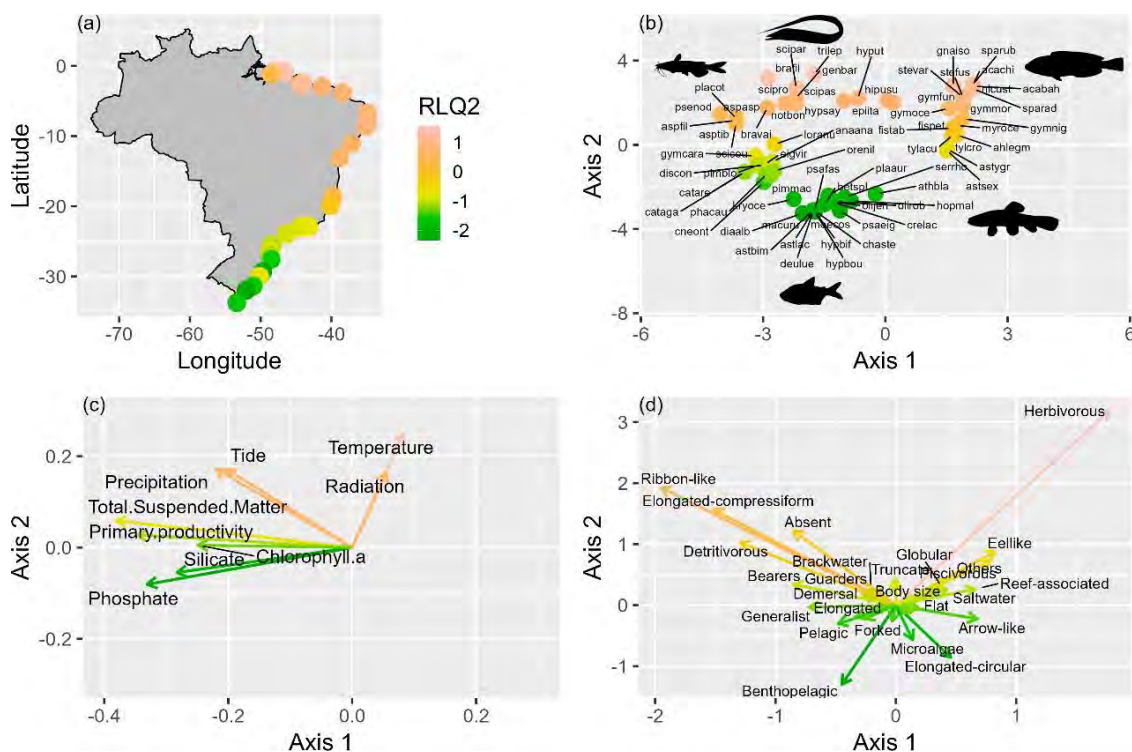


Figura 6. Análise RLQ mostrando as pontuações obtidas após análise de correspondência e componentes principais (ver análise de dados para detalhes) para (a) pontuações amostrais nas praias estuarinas, (b) espécies, (c) variáveis ambientais e (d) características. As abreviações das espécies são definidas no Anexo 2. O gradiente de cores indicou diferenças latitudinais nas pontuações do eixo 2 do RLQ: tropical (rosa claro), transição (amarelo) e Temperada quente (verde).

As relações mais significativas entre uma característica específica e uma variável ambiental (valor P ajustado < 0,01) foram as seguintes: peixes com corpo alongado e achatado foram positivamente correlacionados com precipitação, matéria em suspensão total (TSM), maré, produtividade primária e clorofila-a, e negativamente com salinidade.

Por outro lado, peixes com corpo alongado e circular foram negativamente correlacionados com precipitação, produtividade primária, maré e TSM (Figura 3). Peixes demersais foram positivamente associados com precipitação e TSM, enquanto peixes bentopelágicos foram negativamente associados com temperatura e salinidade. Peixes demersais associados a recifes foram positivamente associados com salinidade e negativamente com TSM, silicato, produtividade primária, clorofila-a e fosfato. Espécies que carregam ovos ou larvas (portadores) foram positivamente correlacionadas com precipitação, produtividade primária, fosfato, clorofila-a, silicato e TSS, e negativamente com salinidade. Enquanto isso, peixes com comportamento de não guardadores

mostraram relações opostas com essas variáveis ambientais. Peixes tróficos generalistas foram positivamente correlacionados com TSM, produtividade primária e fosfato, e negativamente com salinidade, enquanto herbívoros foram positivamente correlacionados com radiação e salinidade, e negativamente com silicato e clorofila-a (Figura 3).

Em relação às relações entre características funcionais e os eixos ambientais RLQ (AxcR), a associação mais significativa (valor P ajustado $< 0,01$) foi encontrada nos seguintes casos: o AxcR1 foi positivamente correlacionado com peixes associados a recifes, não guardadores e peixes bentívoros, e negativamente correlacionado com peixes com corpo alongado e comprimido, demersais, portadores e comportamento trófico generalista (Figura 7). O segundo RLQ (AxcR2) não foi associado a nenhuma característica funcional no nível de valores P ajustados $< 0,01$.

Em relação às correlações das variáveis ambientais com os eixos das características (AxcQ), as seguintes relações significativas foram encontradas (valor P ajustado $< 0,01$): o AxcQ1 foi positivamente correlacionado com salinidade e negativamente com precipitação, TSM, silicato, produtividade primária, fosfato e clorofila-a (Figura 7). O segundo eixo RLQ (AxcQ2) foi positivamente correlacionado com temperatura, precipitação, maré e radiação, e negativamente com fosfato.

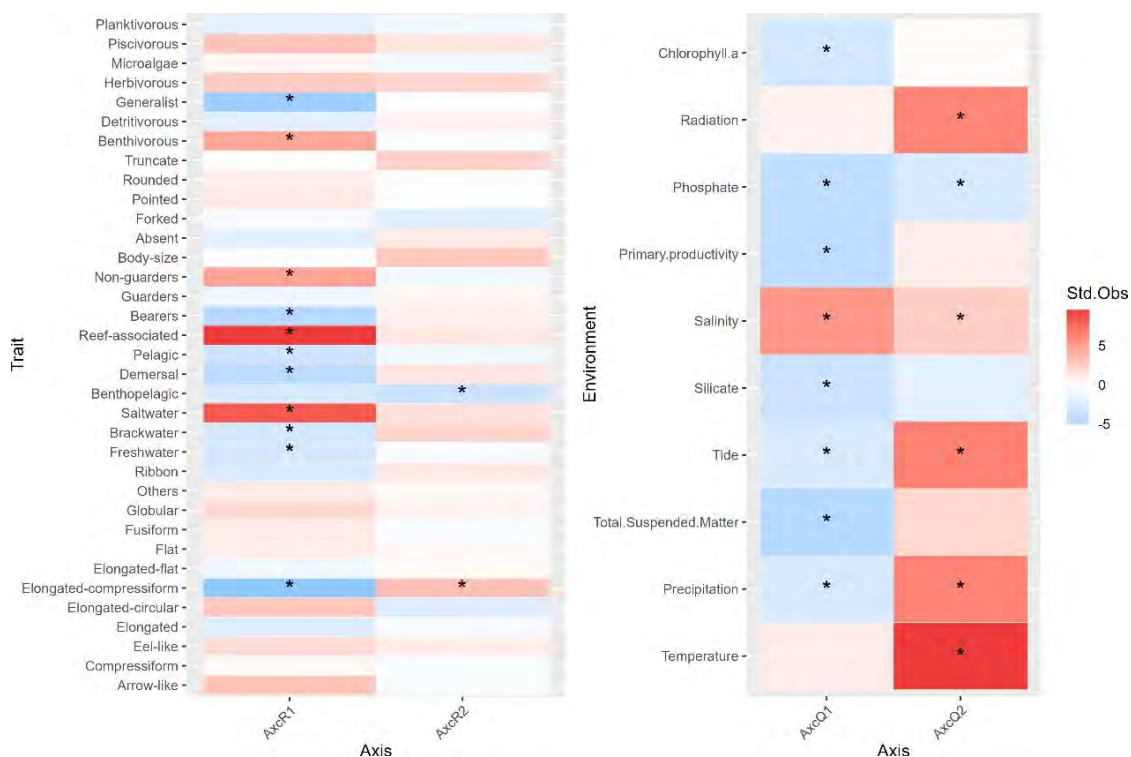


Figura 7. Relações entre os dois primeiros eixos do RLQ com características dos peixes e variáveis ambientais para praias estuarinas. Std.Obs representa o valor padronizado dessas associações, indicando quão extremo o valor é em relação aos valores esperados sob a hipótese nula. As associações positivas estão marcadas em vermelho e as associações negativas estão marcadas em azul. Os asteriscos “*” indicam quais associações são significativas (valor P ajustado < 0,05).

O teste de permutação de Monte Carlo (randtest; modeltype = 6) aceitou a hipótese de que existe uma relação entre a ocorrência das espécies, características funcionais e variáveis ambientais, sendo uma combinação dos modelos 2 e 4. O Modelo 2 mostrou resultados significativos (valor P = 0,0003), aceitando a hipótese de que o ambiente determina a distribuição das espécies, e o Modelo 4 também mostrou resultados significativos (valor P = 0,0003), aceitando a hipótese de que as características das espécies influenciam a composição da comunidade (Figura 8). Assim, os testes de permutação revelaram que tanto a relação entre a ocorrência das espécies/características funcionais quanto a relação entre a ocorrência das espécies/variáveis ambientais foram maiores do que o esperado a partir de associações aleatórias para o modelo (Figura 8).

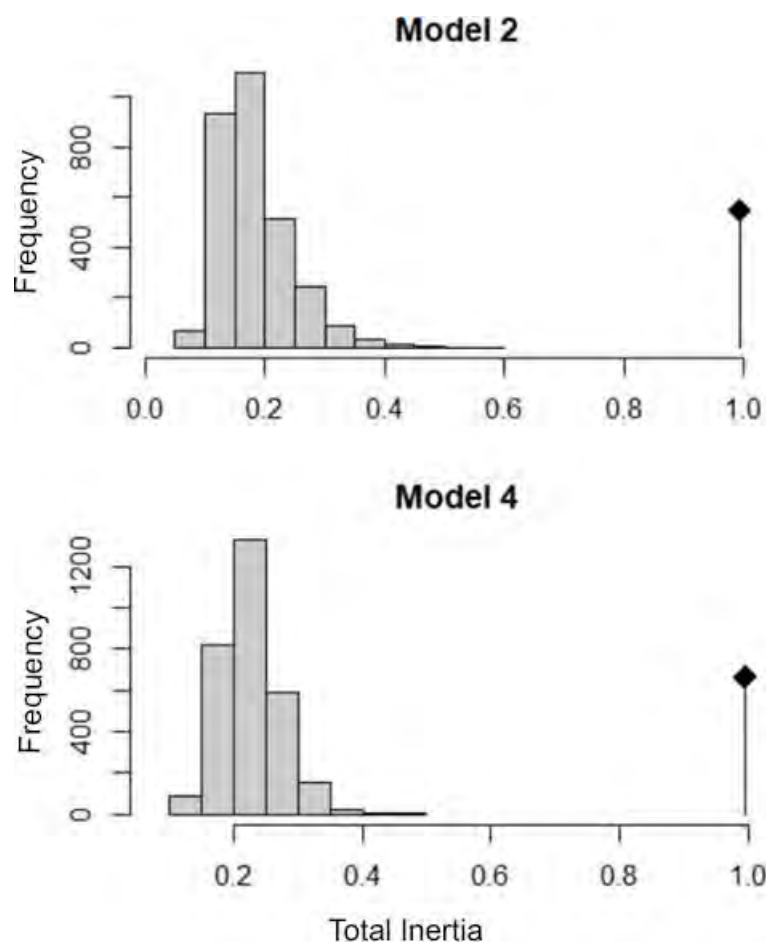


Figura 8. Teste de Monte Carlo combinando os modelos 2 e 4 (quarto canto2; modeltype = 6) e ajustando valores de P para testes de permutação múltipla (FDR) entre ocorrência de peixes, características funcionais e variáveis ambientais em praias estuarinas brasileiras.

4. DISCUSSÃO

Descobrimos que a relação entre características dos peixes e variáveis ambientais difere entre praias estuarinas e oceânicas e varia ao longo do gradiente latitudinal na costa brasileira. Isso sugere a presença de processos subjacentes que conectam a ocorrência de espécies, suas características funcionais e o ambiente, influenciando as características dos peixes e sua relação com o ambiente. Processos relacionados a essas relações provavelmente estão associadas a estratégias de história de vida dos peixes, especialização de habitat, disponibilidade de recursos, adaptações fisiológicas, interações competitivas e fatores históricos (Lechêne et al., 2018; Ford e Roberts, 2018; 2020; Trindade-Santos et al., 2022). A tendência dos peixes, especialmente juvenis, de utilizar praias arenosas é uma estratégia de história de vida bem conhecida (Blaber e Blaber,

1980; Whitfield e Patrick, 2015; Teichert et al., 2017). Essas áreas oferecem alimento e proteção durante seu desenvolvimento inicial (Pihl et al., 2002; Whitfield, 2020). As espécies que utilizam essas áreas divergem no uso de recursos para facilitar a coexistência (Pessanha e Araújo, 2014; Guedes et al., 2015). Isso requer especialização no uso desses habitats, bem como adaptações fisiológicas (Chícharo et al., 2006; McLean et al., 2019). Esses processos interativos moldam as características dos peixes, influenciados pelo ambiente (Li et al., 2023). Além disso, fatores históricos, como mudanças ambientais passadas e eventos geológicos (Dolby et al., 2020), podem influenciar a distribuição e ocorrência dos peixes, refletindo impactos de longo prazo nos padrões ecológicos atuais. Portanto, os padrões encontrados neste estudo podem resultar desses processos mencionados e suas interações, tornando difícil determinar a importância relativa de cada fator.

As relações entre características e variáveis ambientais foram mais fortes em praias estuarinas em comparação com praias oceânicas, com menos relações significativas observadas nas praias oceânicas em comparação com as anteriores. A salinidade estável e as condições ambientais mais uniformes nas praias oceânicas (Layman, 2000; Vila-Concejo et al., 2020; Olds et al., 2017) podem favorecer a ausência de tais relações claras. Em contraste, as praias estuarinas são caracterizadas por maior complexidade de habitat, disponibilidade variável de nutrientes, gradientes de salinidade e impactos antropogênicos (Beck et al., 2001; Olds et al., 2017; Teichert et al., 2017), que coletivamente contribuem para moldar essas relações de maneiras únicas. Além disso, a maior complexidade dos habitats estuarinos pode fornecer nichos e recursos mais diversos para os peixes, influenciando as relações entre características dos peixes e variáveis ambientais específicas (Able, 2005; Capp, 2022). Isso cria habitats diversos e dinâmicos com várias características em áreas estuarinas, como bancos de lama, pradarias de ervas marinhas e manguezais, impulsionando fortes relações características-ambiente, como observado neste estudo.

Identificamos combinações específicas de características funcionais chave e variáveis ambientais relevantes que exibiram uma relação mais forte em praias estuarinas e diferiram latitudinalmente. Como relatado em outros estudos sobre distribuição de peixes em águas estuarinas, a salinidade é um fator crucial na formação de comunidades de peixes e na delimitação de áreas preferidas para a ocorrência de espécies (Barletta et al.,

2005; Sosa-Lopez et al., 2007; Iguchi e Takeshima, 2011). Consequentemente, a salinidade também influencia as relações entre características dos peixes e seus ambientes. Por exemplo, descobrimos que espécies que carregam ovos ou larvas (portadoras) estavam associadas a salinidade mais baixa, enquanto peixes com características de não guardiões estavam associados a salinidade mais alta. O substrato próximo ao fundo das praias estuarinas é mais propenso a fornecer esconderijos naturais, reduzindo assim o risco de predação dos ovos (Beck et al., 2001; Chícharo et al., 2006; Whitfield, 2017). Em áreas salobras, a posição demersal e o comportamento de carregar ovos são adaptações ambientais que ajudam os peixes a localizar locais adequados para depositar e proteger os ovos (Becker et al., 2001; Barletta et al., 2005). Isso aumenta as chances de sobrevivência tanto dos peixes adultos quanto de sua prole no complexo e dinâmico ecossistema de habitats de água salobra (Keck et al., 2014; Whitfield e Patrick, 2015). Salinidade excessiva pode reduzir o sucesso de eclosão dos ovos de peixes e as taxas de sobrevivência da prole (Whitfield, 2015). Isso pode levar a uma maior fecundidade, especialmente em espécies não guardiãs (Dando, 1984). No entanto, é importante notar que, em certas instâncias, níveis reduzidos de salinidade também podem resultar em baixo sucesso de eclosão, afetando negativamente a viabilidade dos ovos (Iguchi e Takeshima, 2011). Essa circunstância pode favorecer peixes que carregam ovos ou espécies envolvidas no cuidado da prole.

Descobrimos que precipitação, TSM e maré emergem como fatores importantes que influenciam a característica da forma corporal dos peixes em praias estuarinas e, em menor medida, em praias oceânicas. O aumento da temperatura, precipitação, TSM e maré, típico da região tropical, favoreceu peixes com forma corporal alongada e achatada (por exemplo, bagres marinhos). Por outro lado, valores mais baixos dessas variáveis ambientais estavam associados a peixes com forma corporal alongada e circular (por exemplo, mugilídeos), mais comuns na região temperada quente. Isso coincide com um estudo anterior que relatou que os peixes tendem a possuir uma forma corporal alongada e circular, comumente associada à eficiência hidrodinâmica ideal em regiões de altas latitudes (Olds et al., 2017). As médias das marés, que são mais pronunciadas nas baixas latitudes da costa brasileira (Rodríguez et al., 2016), influenciam a hidrodinâmica da água. No entanto, seu impacto na ictiofauna é complexo e não bem compreendido devido a vários fatores de confusão (Krumme, 2009; Borland et al., 2017; Vila-Concejo et al., 2020). A forma corporal está relacionada a muitas características funcionais e ecológicas,

entre elas natação, busca por alimento e captura de presas, evasão de predadores e desova (Lighthill, 1971). Corpos alongados e circulares conferem vantagens às espécies que dependem de movimentos rápidos para capturar presas ou escapar de predadores nos ambientes dinâmicos das praias oceânicas. Em ambientes mais frios, os peixes podem adotar formas corporais aerodinâmicas para minimizar o arrasto e melhorar a eficiência na natação (Ward e Mehta, 2010; Feary et al., 2014).

Peixes generalistas tróficos estavam associados a baixa salinidade e alta TSM, produtividade primária e fosfato típicos das praias estuarinas. Em contraste, bentívoros foram encontrados nas condições ambientais opostas. Maureaud et al. (2019), em seu estudo sobre a biodiversidade e o funcionamento do ecossistema dos peixes dos mares europeus, descobriram que a alta biomassa de peixes está associada a comunidades de peixes dominadas por algumas espécies generalistas de alto nível trófico. Essas espécies têm a capacidade de explorar tanto os habitats bentônicos quanto os pelágicos. Adotar uma dieta generalista em águas salobras se mostra vantajoso para os peixes, dado a natureza variável e frequentemente imprevisível dos recursos alimentares disponíveis, aumentando sua probabilidade de prosperar em ambientes onde a disponibilidade de presas específicas é imprevisível (Henriques et al., 2017). As relações opostas das variáveis ambientais entre os bentívoros e generalistas podem indicar alguma separação espacial no uso do habitat entre esses dois guildas tróficos. Zahorcsak et al. (2000) descobriram que a guilda de peixes bentívoros encontrou uma sobreposição reduzida no uso de recursos para favorecer a coexistência nas praias arenosas da costa sudeste brasileira. As águas salobras são caracterizadas por uma mistura de água doce e salgada, criando um cenário ecológico único que pode não suportar consistentemente tipos específicos de presas (Able, 2005; Whitfield AK, 2016). Em ambientes onde os recursos são limitados ou imprevisíveis, os alimentadores generalistas podem ter uma vantagem competitiva sobre os alimentadores especialistas (Lai et al., 2022).

No presente estudo, as variações na relação entre as características dos peixes e as variáveis ambientais nas praias oceânicas variaram mais marcadamente na escala latitudinal, com diferentes relações entre as regiões tropicais e temperadas quentes. Essa variação latitudinal foi menos conspícua nas praias estuarinas, que foram conduzidas principalmente por gradientes locais. Além disso, em escala local, certas espécies podem competir com outras em habitats específicos, levando a associações não aleatórias entre

a distribuição de espécies e as condições ambientais (Ogburn-Matthews e Allen, 1993). Segundo Whitfield e Patrick (2015), as espécies marinhas que utilizam estuários tendem a diferir consideravelmente daquelas que utilizam águas costeiras próximas, com um padrão semelhante provavelmente ocorrendo em outros lugares. Este estudo corrobora esse padrão, considerando as diferenças na composição da ictiofauna entre praias estuarinas e oceânicas.

5. CONCLUSÕES

A abordagem baseada em características é uma ferramenta muito útil em modelos preditivos, pois é importante testar a generalidade das relações empíricas entre características e ambiente e identificar quais características respondem mais fortemente a quais variáveis ambientais (Enquist et al., 2015; Henriques et al., 2017; Ford e Roberts, 2020). Descobrimos que processos subjacentes moldam a distribuição das espécies, vinculados ao ambiente e características em praias oceânicas e estuarinas na costa brasileira, com relações mais fortes nas praias estuarinas. Este é um passo importante a ser mais examinado em estudos que visam desvendar essas relações complexas. Uma abordagem adequada para abordar essa questão é empregar análises tanto locais quanto de grande escala espacial de áreas oceânicas e estuarinas com base em conjuntos de dados bem selecionados sobre características dos peixes e variáveis ambientais.

6. REFERÊNCIAS

- Able, K.W., 2005. A re-examination of fish estuarine dependence: evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64(1), 5–17. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.02.002>
- Ahmadia, G.N., Tornabene, L., Smith, D.J., Pezold, F.L., 2018. The relative importance of regional, local, and evolutionary factors structuring cryptobenthic coral-reef assemblages. *Coral Reefs* 37, 279–293. <https://doi.org/10.1007/s00338-018-1657-2>
- Araújo, F.G., Rodrigues, F.L., Teixeira-Neves, T.P., Vieira, J.P., Azevedo, M.C.C., Guedes, A.P., Garcia, A.M., Pessanha, A.L.M., 2018. Regional patterns in species richness and taxonomic diversity of the nearshore fish community in the Brazilian

- coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 208, 9–22. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.04.027>
- Baptista, J., van der Linden, P., Martinho, F., Martins, R., Carneiro, M., Bento, E. G., Pardal, M. A., 2021. The functional composition of nearshore fish communities demonstrated by trait analysis: Response to environmental gradients. *Marine Pollution Bulletin* 169, e112562. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112562>
- Barletta, M., Barletta-Bergan, A., Saint-Paul, U., Hubold, G., 2005. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. *Journal of Fish Biology* 66, 45–72. <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2005.00582.x>
- Benjamini, Y., Hochberg, Y., 1995. Controlling the false discovery rate—a practical and powerful approach to multiple testing. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B* 57, 289–300. <https://doi.org/10.1111/j.2517-6161.1995.tb02031.x>
- Beck, M.W., Heck, K.L., Able, K.W., Childers, D.L., Eggleston, D.B., Gillanders, B.M., Halpern, B., Hays, C.G., Hoshino, K., Minello, T.J., Orth, R.J., Sheridan, P.F., Weinstein, M.P., 2001. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *BioScience* 51, 633–641
- Beyst, B., Hostens, K., Mees, J., 2001. Factors influencing fish and macrocrustacean communities in the surf zone of sandy beaches in Belgium: temporal variation. *Journal of Sea Research* 46(3–4), 281–294. [https://doi.org/10.1016/S1385-1101\(01\)00087-9](https://doi.org/10.1016/S1385-1101(01)00087-9)
- Blaber, S.J.M., Blaber, T.G., 1980. Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. *Journal of Fish Biology* 17(2), 143–162. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1980.tb02749.x>
- Boettiger, C., Lang, D.T., Wainwright, P.C., 2012. rfishbase: exploring, manipulating and visualizing FishBase data from R. *Journal of Fish Biology* 81(6), 2030–2039. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2012.03464.x>
- Borland, H.P., Schlacher, T.A., Gilby, B.L., Connolly, R.M., Yabsley, N.A., Olds, A.D., 2017. Habitat type and beach exposure shape fish assemblages in the surf zones of ocean beaches. *Marine Ecology Progress Series* 570, 203–211. <https://doi.org/10.3354/meps12115>
- Bower, L.M., Winemiller, K.O., 2019. Fish assemblage convergence along stream environmental gradients: an intercontinental analysis. *Ecography* 42, 1691–1702. <https://doi.org/10.1111/ecog.04690>
- Brun, P., Zimmermann, N.E., Hari, C., Pellissier, L., Karger, D., 2022. Data from: CHELSA-BIOCLIM+ A novel set of global climate-related predictors at kilometre-resolution. *EnviDat*. <https://doi.org/10.16904/envidat.332>
- Camara, E.M., Andrade-Tubino, M.F., Franco, T.P., Neves, L.M., Santos, L.N., Araújo, F.G., 2022. Multiscale mechanisms underpin the ecological uniqueness of local fish assemblages in tropical coastal seascapes. *Marine Biology* 169, 17. <https://doi.org/10.1007/s00227-021-04007-6>
- Capp Vergès, L.H.M., Contente, R.F., Marion, C., Castillo, C.P.C., Spach, H.L., Cattani, A.P., Fávaro, L.F., 2022. Relationship between fish assemblage structure and predictors related to estuarine productivity in shallow habitats of a Neotropical

- estuary. *Neotropical Ichthyology* 20(4), e220006. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2022-0006>
- Castro-Filho, B.M. et al., 1987. Condições hidrográficas na plataforma continental ao largo de Ubatuba: variações sazonais e em média escala. *Boletim do Instituto Oceanográfico* 35(2), 135–151. <https://doi.org/10.1590/S0373-55241987000200004>
- Chase, J.M., Myers, J.A., 2011. Disentangling the importance of ecological niches from stochastic processes across scales. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 366(1576), 2351–2363. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0063>
- Chícharo, M.A., Chícharo, L., Morais, P., 2006. Inter-annual differences of ichthyofauna structure of the Guadiana estuary and adjacent coastal area (SE Portugal/SW Spain): Before and after Alqueva dam construction. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 70(1–2), 39–51. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.05.036>.
- Churilova, T.Y., Suslin, V.V., Moiseeva, N.A., Efimova, T.V., 2020. Phytoplankton bloom and Photosynthetically Active Radiation in coastal waters. *Journal of Applied Spectroscopy* 86, 1084–1091. <https://doi.org/10.1007/s10812-020-00944-0>
- Dolby, G.A., Bedolla, A.M., Bennett, S.E.K., Jacobs, D.K., 2020. Global physical controls on estuarine habitat distribution during sea level change: Consequences for genetic diversification through time. *Global and Planetary Change* 187, e103128. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2020.103128>.
- Dando, P. R., 1984. Reproduction in estuarine fish. In: *Fish Reproduction: strategies and tactics*, G.W. Potts and R.J. Wootton (eds.). Academic Press, London. <https://typeset.io/papers/fish-reproduction-strategies-and-tactics-182eldqfsx>
- Dray, S., Dufour, A.B., 2007. The ADE4 package: Implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software* 22, 1–20. <https://doi.org/10.18637/jss.v022.i04>.
- Dray, S., Legendre, P., 2008. Testing the species traits-environment relationships: the fourth-corner problem revisited. *Ecology* 89, 3400–3412. <https://doi.org/10.1890/08-0349.1>.
- Dray, S., Choler, P., Dolédec, S., Peres-Neto, P.R., Thuiller, W., Pavoine, S., ter Braak, C.J.F., 2014. Combining the Fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses to environmental variation. *Ecology* 95, 14–21. <https://doi.org/10.1890/13-0196.1>
- Elliott, M., Whitfield, A.K., Potter, I.C., Blaber, S.J.M., Cyrus, D.P., Nordlie, F.G., Harrison, T.D., 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries* 8(3), 241–268. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2679.2007.00253.x>
- Enquist, B.J., Norberg, J., Bonser, S.P., et al., 2015. Scaling from traits to ecosystems: developing a general trait driver theory via integrating trait-based and metabolic scaling theories. *Advances in Ecological Research* 52, 249–318. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2015.02.001>
- Feary, D.A., Pratchett, M.S., Emslie, M., Fowler, A.M., Figueira, W.F., Luiz, O.J., Nakamura, Y., Booth, D.J., 2014. Latitudinal shifts in coral reef fishes: Why some

- species do and others do not shift. *Fish and Fisheries* 15(4), 593-615. <https://doi.org/10.1111/faf.12036>
- Floeter, S.R., Soares-Gomes, A., 1999. Biogeographic and species richness patterns of gastropoda on the Southwestern Atlantic. *Revista Brasileira de Biologia* 59(4), 567-575. <https://doi.org/10.1590/S0034-71081999000400006>
- Ford, B.M., Roberts, J.D., 2018. Latitudinal gradients of dispersal and niche processes mediating neutral assembly of marine fish communities. *Maine Biology* 165, 94. <https://doi.org/10.1007/s00227-018-3356-5>
- Ford, B.M., Roberts, J.D., 2020. Functional traits reveal the presence and nature of multiple processes in the assembly of marine fish communities. *Oecologia* 192, 143–154. <https://doi.org/10.1007/s00442-019-04555-1>
- Froese, R., Pauly, D., 2021. FishBase [online]. Available from: <https://www.fishbase.org>
- Fujiwara, M., Simpson, A., Torres-Ceron, M., Martinez-Andrade, F., 2022. Life-history traits and temporal patterns in the incidence of coastal fishes experiencing tropicalization. *Ecosphere* 13(8), e4188. <https://doi.org/10.1002/ecs2.4188>
- Gabel, F., Stoll, S., Fischer, P. Pusch, M.T., Garcia, X., 2011. Waves affect predator–prey interactions between fish and benthic invertebrates. *Oecologia* 165, 101–109 <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1841-8>
- Götzenberger, L., Botta-Dukát, Z., Lepš, J., Pärtel, M., Zobel, M., Bello, F., 2016. Which randomizations detect convergence and divergence in trait-based community assembly? A test of commonly used null models. *Journal of Vegetation Science* 27, 1275–1287. <https://doi.org/10.1111/jvs.12452>
- Guedes, A.P.P., Araújo, F.G., Pessanha, A.L.M., Milagre, R.R., 2015. Partitioning of the feeding niche along spatial, seasonal and size dimensions by the fish community in a tropical bay in Southeastern Brazil. *Marine Ecology* 36: 38–56. <https://doi.org/10.1111/maec.12115>
- Harrison, T., Whitfield, A., 2006. Temperature and salinity as primary determinants influencing the biogeography of fishes in South African estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 66, 335-345. [10.1016/j.ecss.2005.09.010](https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.09.010).
- Harrison, T.D., Whitfield, A.K., 2024. A global functional analysis of fish-estuary associations and selected environmental factors. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 34, 805–825 (2024). <https://doi.org/10.1007/s11160-024-09839-1>
- Henriques, S., Guilhaumon, F., Villéger, S., Amoroso, S., França, S., Stéphanie Pasquaud, S., Cabral, H.N., Vasconcelos, R.P., 2017. Biogeographical region and environmental conditions drive functional traits of estuarine fish assemblages worldwide. *Fish and Fisheries* 18(4), 752–771. <https://doi.org/10.1111/faf.12203>
- Hill, M.O., Smith, A.J.E., 1976. Principal component analysis of taxonomic data with multi-state discrete characters. *Taxon* 25, 249–255. <https://doi.org/10.2307/1219449>
- Hunsicker, M.E., Ciannelli, L., Bailey, K.M. et al., 2011. Functional responses and scaling in predator–prey interactions of marine fishes: contemporary issues and emerging concepts. *Ecology Letters* 14, 1288–1299. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01696.x>

- Iguchi, K., Takeshima, H., 2011. Effect of saline water on early success of amphidromous fish. *Ichthyological Research* 58, 33–37. <https://doi.org/10.1007/s10228-010-0191-1>
- Johannessen, O.M., Miranda, L.B., Miniussi, I.B., 1967. Preliminary study of seasonal sea level variation along the Southern part of Brazilian coast. *Contribuições Avulsas do Instituto Oceanográfico* 9, 16–29. <https://www.researchgate.net/publication/2646877>
- Karger, D., Conrad, O., Böhrner, J., et al., 2017. Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. *Scientific Data* 4, 170122. <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.122>
- Keck, B. P., Marion, Z.H., Martin, D.J., Kaufman, J.C., Harden, C.P., et al., 2014. Fish functional traits correlated with environmental variables in a temperate biodiversity hotspot. *PLoS ONE* 9(3), e93237. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0093237>
- Krumme, U., 2009. Diel and tidal movements by fish and decapods linking tropical coastal ecosystems. In: Nagelkerken, I. (eds) *Ecological connectivity among tropical coastal ecosystems*. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-90-481-2406-0_8
- Lai, H., Bi, S., Yi, H., Guo, D., Li, H. Wang, G., Liu, X., Chen, Q., Chen, J., Zhang, Z., Wei, X., Liu, S., Li, G., 2022. Seasonal variation in the functional structure of demersal fish communities and response to the environmental changes in the Pearl River Estuary, China. *Ecological Indicators* 144, e109525. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109525>.
- Layman, C.A., 2000. Fish assemblage structure of the shallow ocean surf-zone on the eastern shore of Virginia Barrier Islands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 51(2), 201–213. <https://doi.org/10.1006/ecss.2000.0636>
- Lechêne, A., Lobry, J., Boët, P., Laffaille, P., 2018. Change in fish functional diversity and assembly rules in the course of tidal marsh restoration. *PlosOne* 13(12), e0209025. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0209025>
- Legendre, P., Galzin, R., Harmelin-Vivien, M.L., 1997. Relating behavior to habitat: solutions to the fourth-corner problem. *Ecology* 78, 547–562. <https://doi.org/10.2307/2266029>.
- Li, Y., Feng, M., Huang, L., Zhang, P., Wang, H., Zhang, J., Tian, Y., Xu, J., 2023. Weight–length relationship analysis revealing the impacts of multiple factors on body shape of fish in China. *Fishes* 8, 269. <https://doi.org/10.3390/fishes8050269>
- Lighthill, M.J., 1971. Large-amplitude elongated-body theory of fish locomotion. *Proceedings of the Royal Society of London B*. 179, 125–138. <https://www.jstor.org/stable/76021>
- Lima, A.C., Soares, A., Wrona, F., 2017. Fish traits as an alternative tool for the assessment of impacted rivers. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 27, 31–42. <https://doi.org/10.1007/s11160-016-9446-x>
- Luiz, O.J., Olden, J.D., Kennard, M.J., Crook, D.A., Douglas, M.M., Saunders, T.M., King, A.J., 2019. “Trait-Based Ecology of Fishes: A quantitative assessment of literature trends and knowledge gaps using topic modelling”. *Fish and Fisheries* 20, 1100–10. <https://doi.org/10.1111/faf.12399>.

- MacArthur, R., Levins, R., 1967. The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. *American Naturalist* 101(921), 377–385. <https://doi.org/10.1086/282505>
- Maureaud, A., Hodapp, D., van Denderen, P.D., Hillebrand, H., Gislason, H., Spaanheden, D.T., Beukhof, E., Lindegren, M., 2019. Biodiversity–ecosystem functioning relationships in fish communities: biomass is related to evenness and the environment, not to species richness. *Proceeding of the Royal Societ B.* 286, 20191189. <http://doi.org/10.1098/rspb.2019.1189>
- McCree, K.J., 1981. Photosynthetically Active Radiation. In: Lange, O.L., Nobel, P.S., Osmond, C.B., Ziegler, H. (eds) *Physiological Plant Ecology I. Encyclopedia of Plant Physiology*, vol 12 / A. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-68090-8_3
- McLean, M., Mouillot, D., Auber, A., 2018. Ecological and life history traits explain a climate-induced shift in a temperate marine fish community. *Marine Ecology Progress Series* 606, 175–186. <https://doi.org/10.3354/meps12766>
- McLean, M.J., Mouillot, D., Goascoz, N., Schlaich, I., Arnaud, A., 2019. Functional reorganization of marine fish nurseries under climate warming. *Global Change Biology* 25(2), 660–674. <https://doi.org/10.1111/gcb.14501>
- Mims, M.C., Olden, J.D., 2013. Fish assemblages respond to altered flow regimes via ecological filtering of life history strategies. *Freshwater Biology* 58, 50–62. doi:10.1111/fwb.12037
- Mouillot, D., Dumay, O., Tomasini, J.A., 2007. Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 71(3–4), 443–456. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.08.022>.
- Mouillot, D., Graham, N.A.J., Villeger, S., Mason, N.W.H., Bellwood, D.R., 2013. A functional approach reveals community responses to disturbance. *Trends in Ecology & Evolution* 28, 167–177. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.004>
- Moraes, B.C., Costa, J.M., Costa, A.C.L., Costa, M.H., 2005. Spatial and temporal variation of precipitation in the State of Pará. *Acta Amazonica* 35(2), 207–214. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672005000200010>
- Noh, H., Park, Y.S., Lee, M., 2021. Regional classification of total suspended matter in coastal areas of South Korea, *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 254, e107339. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107339>.
- Ogburn-Matthews, M.V., Allen, D.M., 1993. Interactions among some dominant estuarine nekton species. *Estuaries* 16, 840–850. <https://doi.org/10.2307/1352443>
- Olds, A.D., Vargas-Fonseca, E., Connolly, R.M., Gilby, B.L., et al., 2017. The ecology of fish in the surf zones of ocean beaches: A global review. *Fish and Fisheries* 19(1), 78–89. <https://doi.org/10.1111/faf.12237>
- Palacio, F.J., 1982. Revisión zoogeográfica marina del sur del Brasil. *Boletim do Instituto Oceanográfico* 31(1), 69–92. <https://doi.org/10.1590/S0373-55241982000100006>
- Palma, E.D., Matamo, R.P., Piola, A.R., 2004. A numerical study of the Southwestern Atlantic Shelf circulation: barotropic response to tidal and wind forcing. *Journal of Geophysical Research* 109, 1–17. <https://doi.org/10.1029/2004JC002315>.

- Pereira, H.H., Neves, L.M., Costa, M.R., Araújo, F.G., 2015. Fish assemblage structure on sandy beaches with different anthropogenic influences and proximity of spawning grounds. *Marine Ecology* 36, 16–27. <https://doi.org/10.1111/maec.12113>
- Pessanha, A.L.M., Araújo, F.G., 2014. Shifts of the feeding niche along the size dimension of three juvenile fish species in a tidal mudflat in southeastern Brazil. *Marine Biology* 161, 543–550. <https://doi.org/10.1007/s00227-013-2356-8>
- Pihl, L., Cattrijsse, A., Codling, I., Mathieson, D.S., McLusky, D.S., Roberts, C., 2002. Habitat use by fishes in estuaries and other brackish areas. In: Elliott, M., Hemingway, K. (Eds.), *Fishes in Estuaries*. Blackwell Science, Oxford, pp. 10e53
- QGIS Development Team, 2022. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
- R Core Team, 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Available in: <<https://www.R-project.org>>
- Ricklefs, R.E., 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science* 235, 167–171. DOI: 10.1126/science.235.4785.167
- Rocha, J.M., Milliman, J.D., Santana, C.I., Vicalvi, M.A., 1975. Southern Brazil. In: *Contributions to Sedimentology, Upper Continental Margin Sedimentation off Brazil*, Stuttgart 4, 117–150. <https://catalog-test.lib.uchicago.edu/vufind/Record/69902>
- Rodríguez, M.G., Nicolodi, J.L., Gutiérrez, O.Q., Losada, V.C., Hermosa, A.E., 2016. Brazilian coastal processes: wind, wave climate, and sea level. In: Short, A., Klein, A. (eds) *Brazilian Beach Systems*. Coastal Research Library, vol 17. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-30394-9_2
- Rossi-Wongtschowski, C.L.D.B., Paes, E.T., 1993. Padrões espaciais e temporais da comunidade de peixes demersais do litoral norte do Estado de São Paulo, Ubatuba, Brasil. *Boletim do Instituto Oceanográfico* 10, 169–188. <https://repositorio.usp.br/item/000857676>
- Sayre, R., Butler, K., Van Graafeiland, K., Breyer, S., Wright, D., Frye, C., et al., 2021. A global ecological classification of coastal segment units. *Oceanography**, 34(2), 120–129. <https://www.jstor.org/stable/27085043>
- Seeliger, U., Garcia, V.M.T., Gianuca, N.M., Castello, J.P., Haimovici, M., Odebrecht, C., Vooren, C.M., 1997. Relationships and function of coastal and marine environments. In: Seeliger, U., Odebrecht, C., Castello, J.P. (Eds.), *Subtropical Convergence Environments: The Coast and Sea in the Southwestern Atlantic*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, pp. 161–178. http://doi.org/10.1007/978-3-642-60467-6_7
- Sosa-Lopez, A., Mouillot, D., Ramos-Miranda, J., Flores-Hernandez, D., Chi, T.D., 2007. Fish species richness decreases with salinity in tropical coastal lagoons. *Journal of Biogeography*. 34(1), 52–61. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01588.x>
- Spalding, M.D., Fox, H.E., Allen, G.R., Davidson, N., Ferdaña, Z.A., Finlayson, M., Halpern, B.S., Jorge, M.A., Lombana, A., Lourie, S.A., Martin, K.D., McManus, E., Molnar, J., Recchia, C.A., Robertson, J., 2007. Marine Ecoregions of the World: A Bioregionalization of Coastal and Shelf Areas, *BioScience* 57(7), 573–583. <https://doi.org/10.1641/B570707>

- Teichert, N., Pasquaudo, S., Borja, A., Chust, G., Uriarte, A., Lepage, M., 2017. Living under stressful conditions: Fish life history strategies across environmental gradients in estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 188, 18–26. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.02.006>.
- Trindade-Santos, I., Moyes, F., Magurran, A.E., 2022. Global patterns in functional rarity of marine fish. *Nature Communications* 13, 877. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-28488-1>
- Vasconcellos, R.M., Araújo, F.G., Sousa Santos, J.N., Araújo Silva, M., 2010. Short-term dynamics in fish assemblage structure on a sheltered Sandy beach in Guanabara Bay, Southeastern Brasil. *Marine Ecology* 31, 506-519. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.2010.00375.x>
- Vila-Concejo, A., Gallop, S.L., Largier, J.L., 2020. Sandy beaches in estuaries and bays. In: Editor(s): Derek, W.T., Jackson, A.D.S., *Sandy beach morphodynamics*, Elsevier, pp. 343-362. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102927-5.00015-1>.
- Villéger, S., Brosse, S., Mouchet, M., Mouillot, D., Vanni, M. J., 2017. Functional ecology of fish: current approaches and future challenges. *Aquatic Sciences* 79 783–801. <https://doi.org/10.1007/s00027-017-0546-z>
- Ward, A.B., Mehta, R.S., 2010. Axial elongation in fishes: using morphological approaches to elucidate developmental mechanisms in studying body shape. *Integrative and Comparative Biology* 50(6), 1106–1119. <https://doi.org/10.1093/icb/icq029>
- Whitfield, A.K., 1999 Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 9, 151–186. <https://doi.org/10.1023/A:1008994405375>.
- Whitfield, A.K., 2015. Why are there so few freshwater fish species in most estuaries? *Journal of Fish Biology* 86(4), 1227–1250. <https://doi.org/10.1111/jfb.12641>
- Whitfield A.K., 2016. Biomass and productivity of fishes in estuaries: a South African case study. *Journal of Fish Biology* 89, 1917–1930. <https://doi.org/10.1111/jfb.13110>.
- Whitfield, A.K., 2017. The role of seagrass meadows, mangrove forests, salt marshes and reed beds as nursery areas and food sources for fishes in estuaries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 27, 75–110. <https://doi.org/10.1007/s11160-016-9454-x>
- Whitfield, A.K., 2020. Littoral habitats as major nursery areas for fish species in estuaries: a reinforcement of the reduced predation paradigm. *Marine Ecology Progress Series* 649. 10.3354/meps13459. <https://doi:10.3354/meps13459>
- Whitfield, A.K., Patrick, 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. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.04.002>.
- Williams, J., Hindell, J.S., Jenkins, G.P., Tracey, S., Hartmann, K., Swearer ,S.E., 2017. The influence of freshwater flows on two estuarine resident fish species show differential sensitivity to the impacts of drought, flood and climate change. *Environmental Biology of Fishes* 100, 1121–1137. <https://doi.org/10.1007/s10641-017-0632-z>
- Zahorcsak, P., Silvano, R.A.M., Sazima, I., 2000. *Revista Brasileira de Biologia* 60 (3), 511–518. <https://doi.org/10.1590/S0034-71082000000300016>

CAPÍTULO III

Efeitos de fatores ambientais e antrópicos na estruturação de assembleias de peixes em ecossistemas marinhos insulares e costeiros no Sudeste do Brasil

RESUMO

Fatores ambientais, hidrodinâmicos, de habitat e antropogênicos influenciam fortemente as assembleias de peixes em ecossistemas marinhos costeiros. Embora os efeitos isolados dessas forças sobre as assembleias de peixes tenham sido estudados, as implicações de sua influência combinada permanecem incertas. O objetivo principal deste estudo foi avaliar como variáveis ambientais (ex: salinidade, impacto antrópico, rugosidade do substrato, profundidade-largura-comprimento da praia e taxa de renovação da água) modulam os padrões espaço-temporais dos descritores das assembleias de peixes (composição de espécies, abundância, riqueza, distinção taxonômica, guildas tróficas) em praias arenosas insulares e continentais localizadas em duas baías tropicais no sudeste do Brasil. As hipóteses testadas foram: (H1) os descritores das assembleias de peixes variam entre as duas baías e tipos de praia (insular e continental) devido a suas diferentes características ambientais; e (H2) diferentes variáveis ambientais afetam de forma diferenciada cada um dos descritores das assembleias de peixes. Para desvendar essas hipóteses, dados de 312 amostragens de peixes juvenis ($2 \text{ baías} \times 2 \text{ estações} \times 2 \text{ anos} \times 13 \text{ locais} \times 3 \text{ réplicas}$) utilizando redes de arrasto foram combinados com dados ambientais locais. Os descritores das assembleias de peixes (H1) foram comparados através de PERMANOVA entre os fatores fixos: baías (Sepetiba e Ilha Grande), tipo de praia (continental e insular) e estações (verão e inverno). O efeito de diferentes variáveis ambientais nos descritores das assembleias de peixes (H2) foram avaliados através de uma abordagem de modelagem de conjuntos completos baseada em Modelos Aditivos Mistos Generalizados (GAMM). Os resultados revelam que as assembleias de peixes variam entre as baías, tipo de praia e estações do ano, com interações significativas entre baías e tipos de praias, corroborando H1. A abundância e a riqueza diferiram entre os tipos de praia, com valores mais altos nas praias continentais, enquanto a distinção taxonômica apresentou interação significativa baía vs. praia, sendo afetada negativamente pela profundidade. As guildas tróficas de peixes planctívoros e bentófagos diferiram entre os tipos de praia, enquanto os oportunistas mostraram interação significativa baía vs. praia. As variáveis ambientais afetaram de modo diferenciado os descritores das assembleias de peixes, corroborando H2. Por exemplo, o impacto antrópico (HFI - Índice de Pegada Humana) foi o preditor mais importante para os descritores das assembleias de peixes, relacionado positivamente à abundância e riqueza de peixes, além de influenciar guildas tróficas (e.g., planctívoros e oportunistas). Os parâmetros físicos e químicos da água e

métricas da paisagem das praias (comprimento, profundidade e largura) foram geralmente preditores fracos, tendo efeitos variados e contrastantes sobre os descritores das assembleias. A salinidade foi diretamente associada com os piscívoros, com valores intermediários favorecendo à maior riqueza de espécie. A rugosidade do substrato influenciou positivamente a abundância de planctívoros e negativamente os peixes bentófagos. A largura da praia influenciou positivamente a abundância dos hiperbentófagos, enquanto foram encontradas influências negativas do comprimento da praia em relação aos oportunistas e da profundidade em relação aos bentófagos. Esses achados são um primeiro passo para entender essas relações complexas e destacam a importância das variáveis ambientais locais na composição de peixes, seus descritores e guildas tróficas. Mais estudos sobre esta área do conhecimento são necessários para apoiar abordagens de manejo que priorizem a preservação da complexidade do habitat e incorporem toda a gama de habitats que compõem as paisagens marinhas tropicais.

Palavras-chave: Peixes, Índice de Pegada Humana, configuração da paisagem marinha, contexto ambiental, guildas tróficas, áreas costeiras.

Effects of environmental and anthropogenic factors on the structuring of fish assemblages in insular and coastal marine ecosystems in Southeastern Brazil

ABSTRACT

Environmental, hydrodynamic, habitat, and anthropogenic factors strongly influence fish assemblages in coastal marine ecosystems. Although the isolated effects of these forces on fish assemblages have been studied, the implications of their combined influence on marine ecosystems remain uncertain. The primary objective of this study is to evaluate how environmental variables (such as salinity, anthropogenic impact, substrate roughness, beach depth-width-length, and water renewal rate) modulate the spatiotemporal patterns of fish assemblage descriptors (species composition, abundance, richness, taxonomic distinction, trophic guilds) on insular and continental sandy beaches located in two tropical bays in southeastern Brazil. The hypotheses tested were: (H1) fish assemblage descriptors vary between the two bays and types of beach (insular and continental) due to their different environmental characteristics; and (H2) different environmental variables differentially affect each of the fish assemblage descriptors. To meet our objectives, data from 312 juvenile fish samplings (2 bays \times 2 seasons \times 2 years \times 13 locations \times 3 replicates) using trawl nets were combined with local environmental data. Fish assemblage descriptors (H1) were compared through PERMANOVA among the fixed factors: bays (Sepetiba and Ilha Grande), type of beach (continental and insular), and seasons (summer and winter). The effect of different environmental variables on fish assemblage descriptors (H2) was evaluated through a full ensemble modeling approach based on Generalized Additive Mixed Models (GAMM). Our results reveal that fish assemblages vary between bays, types of beaches, and seasons, with significant interactions between bays and type of beaches, corroborating H1. Abundance and richness differed between types of beaches, with higher values on continental beaches, while taxonomic distinction showed a significant bay vs. beach interaction, being negatively influenced by depth. Trophic guilds of benthivorous and planktivorous fish differed between types of beaches, while opportunistic fish showed a significant bay vs. type of beach interaction. Environmental variables differentially affected fish assemblage descriptors, corroborating H2. For example, anthropogenic impact (HFI - Human

Footprint Index) was the most important predictor for fish assemblage descriptors, positively related to fish abundance and richness, in addition to influencing trophic guilds (e.g., planktivores and opportunists). Physical and chemical water parameters and beach landscape metrics (length, depth, and width) were generally weak predictors, showing varied and contrasting effects on the assemblages' descriptors. Salinity was directly associated with piscivores, with intermediate values favoring greater species richness. Substrate roughness positively influenced planktivores abundance and negatively the benthophagous fish. The width of the beach positively influenced the abundance of hyperbenthophages, while negative influences were found of beach length in relation to opportunists and of depth in relation to benthophages. These findings are a first step in understanding these complex relationships and highlight the importance of local environmental variables on the composition of fish, their descriptors, and trophic guilds. Further studies on this topic are necessary to support management approaches that prioritize habitat complexity preservation and incorporate the full range of habitats that comprise tropical marine landscapes.

Keywords: Fish, Human Footprint Index, seascape configuration, environmental context, trophic guilds, coastal areas.

1. INTRODUÇÃO

Os ambientes estuarinos estão entre os ecossistemas mais produtivos do mundo, possuindo uma grande biodiversidade e densidade de organismos (Costanza et al., 1997). Apesar do enorme valor ecológico, essas áreas vêm sofrendo fortes impactos, principalmente devido ao crescimento desordenado das atividades humanas em seus arredores (Lotze et al., 2006). Atividades antropogênicas como a agricultura e a pesca foram substituídas por empreendimentos industriais, resultando em poluição e degradação dos habitats costeiros. Essas atividades humanas ao redor das baías resultam em uma diminuição da qualidade ambiental, como a degradação do habitat e a poluição devido ao lançamento de efluentes diretamente nesses sistemas através de rios e canais de drenagem (Pellegatti et al., 2001, Araújo et al., 2018). Afetando a integridade do ecossistema, (Davenport e Davenport, 2006; Defeo e McLachlan 2013). O aumento do crescimento urbano e industrial contribuiu para a degradação crescente dessa área costeira, com perda substancial de áreas de manguezal, planícies de maré, áreas rochosas, afetando assim a biodiversidade local (Araújo et al., 2018). A ictiofauna que utiliza águas rasas está próxima das influências das áreas impactadas na linha costeira da baía, estando mais sujeita a mudanças na composição e estrutura taxonômica.

As praias arenosas nas áreas estuarinas marcam a transição entre ambientes aquáticos e terrestres, e desempenham um papel crucial no ecossistema marinho. Estes ambientes atuam como berçários vitais para várias espécies de peixes, fornecem locais seguros para desova e reprodução, e crescimento de juvenis (Macário et al., 2021) além de servir de abrigo dos peixes jovens contra predadores e condições adversas, aumentando suas chances de sobrevivência (Schlacher et al., 2014; Gomes-Gonçalves e Araújo, 2023). A natureza dinâmica e a constante interação entre terra e mar criam condições únicas para a biodiversidade marinha (Defeo et al., 2009; Schlacher et al., 2014) Dessa forma, as praias arenosas contribuem significativamente para a manutenção das populações de peixes e, conseqüentemente, para a saúde dos ecossistemas marinhos como um todo. Portanto, entender a distribuição de peixes e os processos determinantes e as interações entre as espécies e o ambiente é uma tarefa desafiadora devido à alta variabilidade espaço- temporal da fauna e a complexidades inerentes ao ambiente. A compreensão destes

processos é fundamental para a conservação da biodiversidade marinha e manutenção dos serviços ecossistêmicos.

A estrutura de comunidade de peixes refere-se à composição e organização das espécies de peixes que coexistem em um determinado ecossistema aquático (Adams, 1985). Ela envolve a análise de diversos fatores, como a diversidade de espécies, a abundância relativa de cada espécie, as interações ecológicas entre elas, e a distribuição espacial e temporal dos peixes dentro do habitat (Greenstreet et al., 2012). Medeiros et al. (2024) encontraram que as comunidades de peixes assumem diferentes estruturas e composições em diferentes tipos de habitat, seguindo a heterogeneidade ambiental em sistemas aquáticos de regiões áridas. Compreender a estrutura da composição de peixes é fundamental para avaliar a dinâmica das populações e os impactos das atividades humanas sobre os recursos aquáticos. Também os descritores da comunidade, como a abundância, riqueza e distinção taxonômica são fundamentais no entendimento da dinâmica das comunidades. (Clarke e Warwick, 1998). A combinação destas métricas fornece uma visão abrangente da saúde e funcionalidade das assembleias de peixes. A variação dos descritores das assembleias de peixes entre diferentes tipos de baías e tipos de praias (insular e continental) pode ser bastante significativa, devido às diversas características ambientais que influenciam esses ecossistemas (Pereira et al., 2015).

As baías geralmente oferecem proteção contracorrentes fortes e ondas, criando um ambiente mais estável, o que pode favorecer a presença de espécies que preferem águas calmas e abrigadas (Borland et al., 2017). Também o tipo de substrato (arenoso, rochoso, lodoso) pode variar e afetar a composição das assembleias de peixes, com algumas espécies preferindo substratos específicos para alimentação e reprodução. Praias insulares tendem a ter maior exposição a ondas e correntes do oceano, enquanto as praias continentais podem ser mais protegidas dependendo de sua localização. Praias próximas a desembocaduras de rios podem apresentar variações de salinidade, afetando a presença de espécies estuarinas e marinhas. Também, as praias continentais podem ser mais influenciadas por atividades humanas (poluição, degradação dos habitats), afetando negativamente as assembleias de peixes. Nas ilhas, geralmente há menos pressão antropogênica comparada a áreas continentais, resultando em ecossistemas mais preservados. As características únicas de cada praia dificultam comparações entre diferentes sistemas, além do entendimento da influência simultânea de múltiplas fontes

de distúrbios, associadas à escassez de dados históricos dificultam mais ainda (Defeo e McLachlan, 2005; Schlacher et al., 2008b; Defeo et al., 2009).

Independente das características específicas de cada baía ou cada praia, a comunidade de peixes é influenciada por uma combinação complexa de fatores antropogênicos e ambientais. Esses impactos são frequentemente exacerbados por variáveis ambientais naturais, como nas mudanças nas condições hidrodinâmicas ou nas características físicas e químicas do ambiente, resultando em mudanças significativas na estrutura, composição e dinâmica das assembleias de peixes. Por exemplo, o aumento da temperatura e variações na salinidade pode exacerbar os efeitos negativos na saúde dos peixes, aumentando a mortalidade e reduzindo a reprodução. Variáveis físicas como comprimento, largura e profundidade e rugosidade das praias, bem como a renovação da água e variáveis químicas como o pH e condutividade, podem interagir e influenciarem de maneira diferenciada os diferentes descritores e grupos tróficos da ictiofauna. A destruição de habitats críticos pode levar ao colapso de populações de peixes e à perda de biodiversidade. As perturbações ambientais interferem na estrutura da assembleia de peixes, modificando as condições locais e afetando o ajuste das espécies ao ambiente (Villéger et al., 2010., Santos et al., 2017., Zeng et al., 2021). Dessa forma, o HFI (*Human Footprint Index*) resume a influência de várias atividades humanas, como densidade populacional, número de edifícios, proporções de colheitas e pastagens, extensão de estradas, ferrovias e vias navegáveis, e infraestrutura elétrica, em uma variável de média ponderada que representa a pressão humana no meio ambiente (Mu et al., 2022). As atividades humanas, como poluição ou o enriquecimento orgânico, têm impactos diretos e indiretos sobre a biodiversidade e a estrutura das assembleias. No entanto, (McKinley et al. 2011), estudando comunidades de peixes de praia estuarinas na costa de Nova Gales do Sul, Austrália, sugeriram que a variação em alguns fatores físico-químicos (salinidade, temperatura, pH) ou variáveis que co-variam com esses fatores (por exemplo, atividade das ondas ou tamanho dos grãos) tem uma influência muito maior sobre essa assembleia de peixes do que estressores antropogênicos como a contaminação. de peixes. As métricas da paisagem marinha de comprimento, profundidade e largura têm sido referidas como preditores da comunidade de peixes em praias arenosas. A composição e diversidade de peixes ao longo de uma praia rasa depende da extensão da praia que contribui significativamente para a diversidade de espécies (Olds et al ., 2018., Frischknecht et al., 2023). As praias mais longas proporcionam condições ambientais variadas e recursos

abundantes, resultando em uma maior diversidade de espécies. (Able et al., 2013). A extensão da zona entre marés, definidas pelo comprimento, largura e profundidade das praias, representam a variação temporal na quantidade de habitat disponível para os peixes dentro de uma paisagem marinha. Os habitats entremarés também podem atuar como refúgios contra predadores para peixes de pequeno porte ou como áreas de alimentação (Gibson 2003; Teichert et al. 2018). Os peixes são afetados pela composição dos sedimentos, além das dinâmicas hidrodinâmicas das praias (renovação da água) (Souza & Calliari, 2023). O tamanho dos grãos de sedimento tem sido associado à estrutura da comunidade de peixes (Lercari e Defeo, 2020).

A sazonalidade é outro fator de modificação da estrutura das comunidades e nos efeitos dos seus preditores. Love e May estudando Baías Costeiras de Maryland, demonstraram que os gradientes ambientais importantes para a estruturação das assembleias de peixes diferem entre os meses de verão e fora do verão e há uma mudança geral no uso do habitat durante o verão, do estuário inferior para outras áreas das baías costeiras. Períodos chuvosos de verão em geral trazem mais a contribuição continental para as assembleias de peixes em oposição aos períodos secos do inverno, quando a contribuição das marés pode ser mais importante para as comunidades. Capp Vergès et al. (2022) sugerem que intervenções humanas locais (e.g., dragagens) devem ser evitadas durante a estação chuvosa que são mais críticas para o ciclo de vida das espécies. Spach et al (2004) estudando variações temporais nas assembleias de peixes em planícies de marés da costa do Paraná, encontraram que a dissimilaridade da ictiofauna foi maior no inverno sendo resultante da ação combinada da temperatura da água, salinidade e intensidade dos ventos.

O objetivo principal deste estudo foi avaliar como as variáveis ambientais (ex: salinidade, impacto antrópico, rugosidade do substrato, profundidade-largura-comprimento da praia e taxa de renovação da água) modulam os padrões espaço-temporais dos descritores das assembleias de peixes (composição de espécies, abundância, riqueza, distinção taxonômica, guildas tróficas) em praias arenosas insulares e continentais localizadas em duas baías tropicais no sudeste do Brasil. As hipóteses testadas foram: (H1) os descritores das assembleias de peixes variam entre as duas baías e tipos de praia (insular e continental), devido a suas diferentes características ambientais; e (H2) diferentes variáveis ambientais afetam de forma diferenciada cada um dos descritores das

assembleias de peixes. Essas hipóteses estão baseadas nas premissas de que as duas baías e os tipos de praia (insular e continental) apresentam características ambientais distintas, como salinidade, temperatura da água, rugosidade do substrato e níveis de impacto antrópico. Espera-se que fatores físicos como profundidade, largura, e transparência da água interajam de maneira complexa, modulando os padrões de distribuição e comportamento das espécies de peixes. Este estudo almeja fornecer insights valiosos sobre os processos das comunidades de peixes que requerem uma abordagem holística que considere as influências diferenciadas e as interações entre múltiplos fatores.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudos

A área de estudo abrange duas baías costeiras adjacentes (Baías de Sepetiba e Ilha Grande) localizadas no estado do Rio de Janeiro, Sudeste do Brasil ($22^{\circ}53'$ - $23^{\circ}25'$ S; $44^{\circ}30'$ - $43^{\circ}60'$ W; Figura 1). A temperatura média anual é de 22°C e a precipitação total anual varia de 1.000 a 1.600 mm, com pico de outubro a março (Alvares et al. 2013). A primavera (setembro-novembro) e o verão (dezembro-fevereiro) constituem estações chuvosas, enquanto o outono (março-maio) e o inverno (junho-agosto) são principalmente estações secas (CPTEC/INPE, 2020). Essas baías apresentam características ambientais distintas e impactos antropogênicos (Kjerfve et al., 2021). A Baía de Sepetiba cobre uma área de drenagem de 3.816 km^2 e é considerada um sistema semifechado devido à presença de uma barreira natural de areia que se estende por aproximadamente 40 km (Restinga da Marambaia), separando a linha costeira do oceano (Azevedo et al., 2017). Sepetiba é considerada um ecossistema altamente antropizado devido à alta densidade populacional e industrial em seus arredores, expondo suas águas à poluição difusa (Carvalho et al., 2022). Por outro lado, a Baía da Ilha Grande cobre uma área de drenagem menor— 1.843 km^2 , e é um sistema aberto que inclui um complexo de aproximadamente 350 ilhas (Teixeira-Neves et al., 2016). A Baía da Ilha Grande é mais preservada em comparação com a Baía de Sepetiba, devido à menor densidade populacional/industrial e à presença de unidades de conservação terrestres e marinhas.

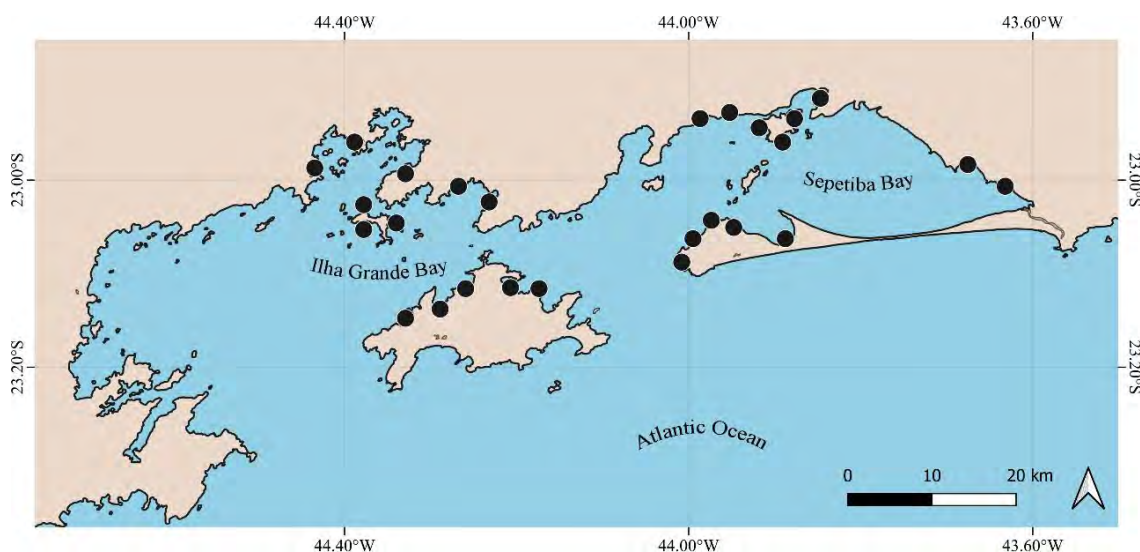


Figura 1. Mapa da área de estudo destacando os locais de amostragem (círculos pretos) e a localização geográfica das baías de Ilha Grande e Sepetiba, situadas no estado do Rio de Janeiro (Sudeste do Brasil).

2.2 Amostragem de peixes

Peixes de praias arenosas continentais e insulares, principalmente juvenis, foram amostrados usando redes de arrasto de praia ($12 \times 2,5$ m; malha de 5 mm), com três réplicas por local. A rede de arrasto foi manobrada até uma profundidade máxima de 1,5 metros e retirada perpendicularmente à linha costeira, a partir de um cabo de 30 m em cada extremidade da rede (Figura 2). A amostragem foi realizada durante o dia, entre 6:00 e 17:00 horas, durante a maré morta. As coletas foram feitas semestralmente entre os anos de 2021 (inverno), 2022 (verão e inverno) e 2023 (verão). No total, foram realizadas 312 amostras ($2 \text{ baías} \times 2 \text{ estações} \times 2 \text{ anos} \times 13 \text{ locais} \times 3 \text{ réplicas}$). A unidade amostral foi definida como a soma dos peixes capturados nas 3 réplicas de cada local, totalizando 104 amostras.

Os peixes foram anestesiados com cloridrato de benzocaína ($50 \text{ mg} \times \text{L}^{-1}$) imediatamente após a captura e eutanasiados com gelo. Em seguida, foram fixados em formalina a 10% e preservados em etanol a 70% após 48 horas. A coleta de peixes foi realizada sob a permissão do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis e do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (IBAMA/ICMBio #10707).



Figura 2. Registro aéreo de rede de arrasto sendo utilizada em praia arenosa insular na Baía de Ilha Grande.

2.3. Variáveis ambientais preditoras

Como diferentes espécies de peixes podem responder de maneira distinta ao seu ambiente devido às diferenças funcionais em mobilidade e tamanho, uma abordagem exploratória em múltiplas variáveis ambientais foi utilizada para quantificar os efeitos nos peixes (Wiens et al. 1993; Pittman e McAlpine 2003). Neste sentido, foram selecionadas variáveis físicas e químicas, um índice de influências antrópicas (HFI – Human Footprint Index), variáveis da paisagem e tipo de sedimento. Estas variáveis foram tomadas diretamente ou obtidas de bases disponíveis para os locais de amostragem usando uma combinação de técnicas. As variáveis físicas e químicas de temperatura (°C), oxigênio dissolvido (mg/L), pH, condutividade elétrica (mS/cm), e salinidade foram medidas usando um multisensor modelo Horiba U-52 G (Shanghai, China). A transparência (metros) foi medida com um disco de Secchi disk.

As variáveis da paisagem de profundidade (metros) foram medidas usando uma sonda digital SpeedTech SM-5 (Great Falls, EUA). A rugosidade (m) do substrato e a taxa de renovação da água (%) foram obtidas a partir de modelos hidrodinâmicos do projeto

SisBaHiA (baidobrasil.coppe.ufrj.br). A largura e o comprimento das praias foram medidos em quilômetros usando imagens de satélite disponíveis no Google Earth Pro. As pressões cumulativas das influências humanas (por exemplo, densidade populacional, uso e cobertura do solo) no ambiente foram avaliadas usando o índice Human Footprint calculado para o período de 2010 a 2018 (Mu et al., 2022). Para isso, sobreposamos as coordenadas geográficas de cada local de amostragem com camadas *raster* (resolução de pixel de 1 km²; ano de referência - 2020) para extrair a pegada humana local. Todas as etapas de geoprocessamento (por exemplo, sobreposição de camadas, reprojeções e extração de informações) foram realizadas usando o sistema de referência de coordenadas WGS 84 no software QGIS (Equipe de Desenvolvimento do QGIS, 2024).

2.4. Variáveis respostas

Comunidades de peixes

A estrutura da composição de peixes refere-se à distribuição e abundância relativa das diferentes espécies de peixes em cada ambiente (e.g. baías, tipo de praia, etc). A abundância foi definida como o número total de peixes observados por amostra ou ao número de indivíduos de cada espécie presente em uma comunidade. A riqueza de espécies é a contagem total de diferentes espécies presentes em uma unidade amostral. A distinção taxonômica é uma medida de riqueza funcional baseada na distância média entre todos os pares de espécies observados por amostra em uma árvore taxonômica que captura diferenças fenotípicas e riqueza funcional (Clark e Warwick, 1998).

Guildas tróficas

Os peixes foram agrupados em 7 guildas tróficas, baseados na dieta e comportamento alimentar, seguindo Elliot et al. (2007) e literatura complementar (Gomes-Gonçalves e Araújo, 2023, Froese e Pauly, 2021): Piscívoros, Planctívoro, Bentófagos, Hiperbentófagos, Hebívoros, Oportunistas e Detritívoros.

. No entanto, as análises foram focadas em cinco dos sete grupos tróficos, representando caminhos distintos de consumo primário e secundário. Grupos funcionais relativamente raros, como herbívoro e detritívoro, foram excluídos das análises devido a dados inflacionados por zeros.

2.5 Análise de dados

O estudo envolveu a comparação de quatro descritores de comunidade: estrutura da assembleia de peixes, abundância de peixes - N, riqueza de espécies - S e distinção taxonômica - Δ entre diferentes baías (Ilha Grande \times Sepetiba), estações (verão \times inverno) e tipos de praias (continental \times insular). Para avaliar diferenças significativas para cada um dos quatro descritores de comunidade mencionados acima, foi realizada uma Análise Multivariada de Variância Permutacional (PERMANOVA). PERMANOVA foi aplicada com três fatores fixos (baías, estações, tipos de praia), 9999 permutações e soma de quadrados parciais do tipo III para calcular os valores de p. Os dados foram pré-transformados usando o método $\log(x+1)$ para mitigar a influência das espécies abundantes, enquanto retinham informações sobre sua abundância relativa (Borcard et al., 2011), e então convertidos em uma matriz de similaridade de Bray-Curtis. Em casos onde foram detectadas diferenças significativas ($p < 0,05$), comparações pareadas entre os grupos foram executadas. Adicionalmente, foi aplicada a análise de Percentagem de Similaridade (SIMPER) para determinar as espécies que mais contribuíram para a frequência e abundância em cada uma das duas baías. Foram utilizados testes não paramétricos devido à distribuição não normal dos dados, mesmo após a aplicação de várias transformações. As análises foram realizadas usando PRIMER v7 com PERMANOVA+.

A relação entre as variáveis ambientais e a estrutura da assembleia de peixes foi investigada preliminarmente usando análise de redundância baseada em distância (dbRDA, Legendre e Anderson, 1999; McArdle e Anderson, 2001). Correlações de Pearson com os dois primeiros eixos dbRDA foram examinadas para identificar o padrão

da distribuição das amostras nas duas baías e a relação das espécies com as variáveis ambientais.

As relações entre o conjunto de variáveis preditoras potenciais e as métricas de resposta da assembleia de peixes foram investigadas usando uma abordagem de subconjuntos completos (FSS) e modelos mistos aditivos generalizados (GAMMs). GAMMs usam uma soma de funções suaves para modelar os efeitos das covariáveis, permitindo uma dependência funcional mais flexível da variável resposta nas covariáveis, sem a necessidade de suposições sobre a forma paramétrica da relação (Wood 2011; Fisher et al. 2018). A abordagem FSS ajusta todas as combinações possíveis de variáveis e calcula o AICc (critério de informação de Akaike corrigido para amostras de pequenos tamanhos) para cada modelo (Akaike 1998; Fisher et al. 2018). Os modelos foram limitados a três variáveis explicativas para evitar sobre ajuste e dificuldade na interpretação dos resultados. Modelos contendo variáveis com coeficientes de correlação de Spearman pareados excedendo 0,4 foram excluídos, pois mesmo baixos níveis de colinearidade entre variáveis podem resultar em parametrização imprecisa do modelo, diminuição do poder e exclusão de variáveis preditoras significativas (Graham 2003; Figura 3). Os locais foram incluídos como efeitos aleatórios para aumentar o poder inferencial do modelo e para contabilizar a superdispersão e correlação (incluindo possível autocorrelação espacial) nos dados (Wood, 2006; Harrison 2014).

As variáveis de resposta modeladas incluíram abundância de peixes, riqueza de espécies, distinção taxonômica e guildas alimentares (Bentofágo, Plactívoro, Piscívoro, Oportunista, Hiperbentofágo). Os dados de resposta foram pré-transformados usando o $\log(x+1)$ e atribuídos a uma distribuição de Poisson para riqueza de espécies, distribuição Gaussiana (link log) para distinção taxonômica e distribuição tweedie para as demais variáveis respostas. A aplicação da distribuição de Poisson é utilizada quando se espera que a variável respostas seja de contagens e distribuição agrupada. A aplicação da distribuição Gaussiana (com link logarítmico) é usada para dados que se espera uma distribuição normal (Gaussiana) após a aplicação de uma transformação logarítmica. A aplicação da distribuição Tweedie se aplica para dados com a presença de muitos zeros e valores positivos contínuos ou discretos.

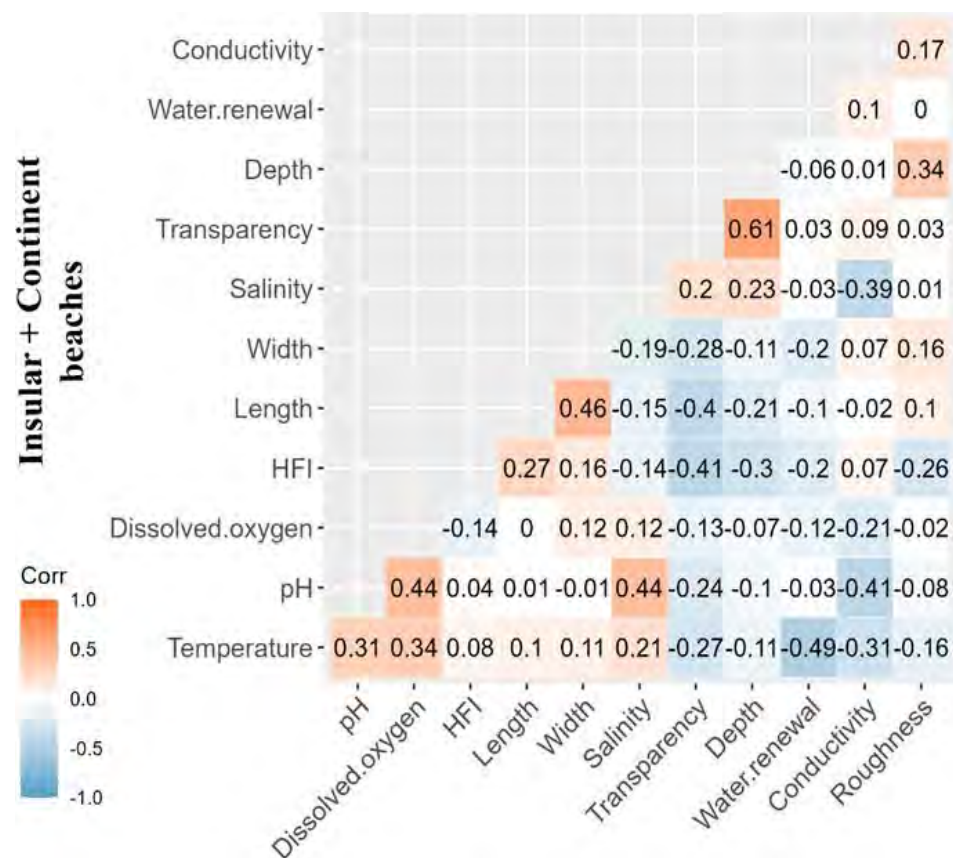


Figura 3. Correlações de Spearman entre as variáveis utilizadas como preditoras dos descritores da comunidade de peixes.

A importância das variáveis foi determinada somando o peso de todos os modelos que continham cada variável e foi usada para avaliar a importância relativa das variáveis preditoras (Burnham e Anderson 2002). Modelos foram considerados com poder explicativo semelhante se estivessem dentro de duas unidades AICc do modelo com o menor AICc, caso em que os “melhores” modelos foram selecionados com base na importância das variáveis e no peso do modelo (Akaike 1998). Quando não havia um bem definido "melhor" modelo, ou seja, modelos com uma diferença AICc menor ou igual a 2, os modelos próximos deste limite foram incluídos como modelos candidatos. Todas as análises estatísticas foram realizadas usando R e os pacotes FSSgam (versão 1.11), gamm4 (versão 0.2-6) e mgcv (versão 1.8-40) (Wood 2011; Fisher et al. 2018; R Core Team 2022).

3. RESULTADOS

3.1 Composição de espécies

Um total de 59.321 indivíduos foi registrado, distribuídos entre 71 espécies, 28 famílias e 20 ordens (Tabela 1). Considerando a abundância total de espécies, a ordem Clupeiformes teve o maior número de indivíduos, representando 72,4% do total, seguida por Atheriniformes (16,50%). As espécies mais abundantes foram *Anchoa januaria* (Steindachner, 1879) (N%=33,2), *Anchoa lyolepis* (Evermann & Marsh, 1900) (N%=31,6), *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1825) (N%=16,5) e *Eucinostomus argenteus* (Baird & Girard, 1855) (N%=6,2), que juntas representaram mais de 87% de todos os indivíduos capturados durante o estudo.

A grande maioria dos peixes foi registrada nas praias continentais de Baía de Sepetiba (BS) (37790 indivíduos), enquanto nas praias insulares foram registrados 7051 indivíduos (Tabela 1). Em relação à Baía da Ilha Grande (BIG) observou-se um equilíbrio na abundância, com 6911 indivíduos registrados nas praias continentais e 7147 indivíduos nas praias oceânicas. A espécie Oportunista *Atherinella brasiliensis* apresentou maior abundância relativa, distribuída em ambas as baías e tipos de praias, principalmente na Baía da Ilha Grande, contribuindo com 29,0% da abundância relativa nas praias continentais e 48,0% nas praias insulares. Na Baía de Sepetiba, as elevadas abundâncias ocorreram somente nas praias insulares com 45,8% do número de indivíduos. A espécie bentívora *Eucinostomus argenteus* foi mais abundante na Baía da Ilha Grande contribuindo com 15% da abundância relativa nas praias continentais e 26,6% nas praias insulares (Tabela 1).

Outro abundante grupo de peixes foram os Clupeiformes da família Engraulidae, com hábitos planctífilos, com *Anchoa januaria* contribuindo com 46% da abundância relativa nas praias continentais e com 14,5% das praias insulares da Baía de Sepetiba. Na Baía da Ilha Grande esta espécie foi abundante apenas nas praias continentais com 17% da abundância relativa. *Anchoa lyolepis* também se destacou nas praias continentais tendo contribuído com 47% da abundância na Baía de Sepetiba e 11% na Baía da Ilha Grande. *Anchoviella lepidentostole* contribuiu com aproximadamente 15% da abundância relativa nas praias insulares da Baía de Sepetiba e nas praias continentais e insulares da Baía da Ilha Grande (Tabela 1).

Tabela 1. Lista taxonômica e abundância de espécies (Número) categorizadas por baías (Ilha Grande e Sepetiba) e tipos de praia (Continental e Insular) aninhados nas baías. Grupos tróficos também são indicados: BEN, Bentófago; HE, Herbívoro; HYP, Hiperbentófago; OPP, Oportunista; PIS, Piscívoro; PL, Planctívoro. Percentagens de abundância relativa maior que 1% entre parênteses.

Táxon	Ilha Grande		Sepetiba		Guildas
	Continental	Insular	Continental	Insular	
Acanthuriformes					
Ephippidae					
<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)			1	1	BEN
Gerreidae					
<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)	53	4	19	536	BEN
<i>Eucinostomus argenteus</i> Baird & Girard, 1855	139(15)	196(26,6)	483 (1)	267(3,7)	BEN
<i>Eucinostomus gula</i> Quoy & Gaimard, 1824		1		2	BEN
<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	7				BEN
<i>Eugerres brasilianus</i> (Cuvier, 1830)	4		1		BEN
<i>Ulaema lefroyi</i> (Goode, 1874)		2			BEN
Haemulidae					
<i>Haemulon plumierii</i> (Lacepède, 1801)		1			BEN
<i>Haemulon steindachneri</i> (Jordan & Gilbert, 1822)		1	1		HYP
<i>Orthopristis rubra</i> (Cuvier, 1830			4		BEN
Lobotidae					
<i>Lobotes surinamensis</i> (Bloch, 1790)		1			BEN
Sciaenidae					
<i>Larimus breviceps</i> Cuvier, 1830			2	4	PIS
<i>Menticirrhus americanos</i> (Linnaeus, 1758)	3	1	3	23	BEN
<i>Menticirrhus littoralis</i> (Holbrook, 1847)	5	6	15	16	BEN
<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	2		9	24	BEN
<i>Paralonchurus brasiliensis</i> (Steindachner, 1875)			2		BEN
<i>Stellifer stellifer</i> (Bloch, 1790)			1	6	BEN
<i>Umbrina coroides</i> Cuvier, 1830	3		7	11	BEN
Albuliformes					
Albulidae					
<i>Albula vulpes</i> (Linnaeus, 1758)	17	42	2	9	BEN
Atheriniformes					
Atherinopsidae					
<i>Atherinella brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1825)	221(29)	3465(48)	174(2,8)	3233(45,8)	OPP

Tabela 1. (Continuação) Lista taxonômica e abundância de espécies (Número) categorizadas por baías (Ilha Grande e Sepetiba) e tipos de praia (Continental e Insular) aninhados nas baías. Grupos tróficos também são indicados: BEN, Bentófago; DET, Detritívoro; HE, Herbívoro; HYP, Hiperbentófago; OPP, Oportunista; PIS, Piscívoro; PL, Planctívoro. Percentagens de abundância relativa maior que 1% entre parênteses.

Táxon	Ilha Grande		Sepetiba		Guildas
	Continental	Insular	Continental	Insular	
Aulopiformes					
Synodontidae					
<i>Synodus foetens</i> (Linnaeus, 1766).		3		5	PIS
Beloniformes					
Belonidae					
<i>Strongylura timucu</i> (Walbaum, 1792)	35	255(3,5)	2	8	PIS
Hemiramphidae					
<i>Hyporhamphus roberti</i> (Valenciennes, 1847)				2	HE
Blenniiformes					
Dactyloscopidae					
<i>Dactyloscopus crossotus</i> Starks, 1913	3	49	4	3	HYP
<i>Dactyloscopus foraminosus</i> Dawson, 1982		4			HYP
<i>Dactyloscopus tridigitatus</i> Gill, 1859		2			HYP
Carangiformes					
Achiridae					
<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	4		24		BEN
Carangidae					
<i>Caranx crysos</i> (Mitchill, 1815)				1	PIS
<i>Caranx latus</i> Agassiz, 1831	2	3	4		PIS
<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)				4	HYP
<i>Oligoplites saliens</i> (Bloch, 1793)	8	8	41	12	PIS
<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	21	12	95	6	PIS
<i>Selene vômer</i> (Linnaeus, 1758)			1		HYP
<i>Seriola lalandi</i> Valenciennes, 1833				1	PIS
<i>Trachinotus carolinus</i> (Linnaeus, 1766)	1	2	49	71(1)	HYP
<i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus, 1758)	12	28	4	6	HYP
Centropomidae					
<i>Centropomus parallelus</i> (Poey 1960)	1				PIS
<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792)			41	2	PIS
Cyclopsettidae					
<i>Citharichthys arenaceus</i> Evermann & Marsh, 1900				2	HYP
<i>Citharichthys macrops</i> Dresel, 1885		2	1		HYP
<i>Citharichthys spilopterus</i> Günther, 1862	1			1	HYP
Polynemidae					
<i>Polydactylus oligodon</i> (Linnaeus, 1758)			1	1	HYP
<i>Polydactylus virginicus</i> (Günther, 1860)			1	1	HYP

Tabela 1. (Continuação) Lista taxonômica e abundância de espécies (Número) categorizadas por baías (Ilha Grande e Sepetiba) e tipos de praia (Continental e Insular) aninhados nas baías. Grupos tróficos também são indicados: BEN, Bentófago; DET, Detritívoro; HE, Herbívoro; HYP, Hiperbentófago; OPP, Oportunista; PIS, Piscívoro; PL, Planctívoro. Percentagens de abundância relativa maior que 1% entre parênteses.

Táxon	Ilha Grande		Sepetiba		Guildas
	Continental	Insular	Continental	Insular	
Aulopiformes					
Synodontidae					
<i>Synodus foetens</i> (Linnaeus, 1766).		3		5	PIS
Beloniformes					
Belonidae					
<i>Strongylura timucu</i> (Walbaum, 1792)	35	255(3,5)	2	8	PIS
Hemiramphidae					
<i>Hyporhamphus roberti</i> (Valenciennes, 1847)				2	HE
Blenniiformes					
Dactyloscopidae					
<i>Dactyloscopus crossotus</i> Starks, 1913	3	49	4	3	HYP
<i>Dactyloscopus foraminosus</i> Dawson, 1982		4			HYP
<i>Dactyloscopus tridigitatus</i> Gill, 1859		2			HYP
Carangiformes					
Achiridae					
<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	4		24		BEN
Carangidae					
<i>Caranx crysos</i> (Mitchill, 1815)				1	PIS
<i>Caranx latus</i> Agassiz, 1831	2	3	4		PIS
<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)				4	HYP
<i>Oligoplites saliens</i> (Bloch, 1793)	8	8	41	12	PIS
<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	21	12	95	6	PIS
<i>Selene vômer</i> (Linnaeus, 1758)			1		HYP
<i>Seriola lalandi</i> Valenciennes, 1833				1	PIS
<i>Trachinotus carolinus</i> (Linnaeus, 1766)	1	2	49	71(1)	HYP
<i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus, 1758)	12	28	4	6	HYP
Centropomidae					
<i>Centropomus parallelus</i> (Poey 1960)	1				PIS
<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792)			41	2	PIS
Cyclopsettidae					
<i>Citharichthys arenaceus</i> Evermann & Marsh, 1900				2	HYP
<i>Citharichthys macrops</i> Dresel, 1885		2	1		HYP
<i>Citharichthys spilopterus</i> Günther, 1862	1			1	HYP
Polynemidae					
<i>Polydactylus oligodon</i> (Linnaeus, 1758)			1	1	HYP
<i>Polydactylus virginicus</i> (Günther, 1860)			1	1	HYP

A Similaridade média, ou seja, a média da contribuição de cada espécie para a similaridade dentro dos grupos de amostras, foi relativamente baixa para cada baía (BS = 20,22 e BIG = 25,89), indicando uma grande variabilidade na composição das espécies nas amostras de cada baía, de acordo com a Percentagem de Similaridade (SIMPER) (Tabela 2). *Atherinella brasiliensis* foi a espécie que mais contribuiu para a similaridade média nos dois sistemas, sendo a mais comum nas amostras das duas baías, a mais abundante na Baía da Ilha Grande e a segunda mais abundante na Baía de Sepetiba. *Anchoa januaria* foi a espécie mais abundante e a segunda mais frequente na Baía de Sepetiba. Por outro lado, *Eucinostomus argenteus* e *Strongylura timucu* foram abundantes e frequentes na baía de Ilha Grande enquanto *Trachinotus carolinus* e *Anchoa tricolor* na Baía de Sepetiba (Tabela 2).

Tabela 2. Espécies mais representativas para cada tipo de praia (continental e insular) em cada baía (Sepetiba e Ilha Grande) de acordo com a análise Percentagem de Similaridade (SIMPER). Abund, média das abundâncias (número de indivíduos por amostra); Sim, média das similaridades, DP, desvio padrão e contribuições relativas e acumuladas da média das similaridades.

Espécie	Abund	Sim	Sim/sd	Contribsim%	Acum/Sim%
Baía de Sepetiba (Similaridade Média = 20,22)					
<i>Atherinella brasiliensis</i>	5,72	9,66	0,64	47,75	47,75
<i>Anchoa januaria</i>	7,19	5,59	0,67	27,63	75,37
<i>Trachinotus carolinus</i>	0,83	0,97	0,32	4,82	80,19
<i>Oligoplites saurus</i>	0,82	0,5	0,28	2,48	82,67
<i>Anchoa tricolor</i>	0,8	0,45	0,23	2,24	84,91
<i>Anchoa lyoleps</i>	4,75	0,4	0,18	1,96	86,88
<i>Anchoviella lepidentostole</i>	1,54	0,36	0,13	1,78	88,65
<i>Genidens genidens</i>	0,61	0,33	0,15	1,61	90,26
Baía da Ilha Grande (Similaridade Média = 25,89)					
<i>Atherinella brasiliensis</i>	7,58	14,7	0,85	56,8	56,8
<i>Eucinostomus argenteus</i>	3,76	4,44	0,6	17,17	73,97
<i>Strongylura timucu</i>	1,26	2,63	0,43	10,17	84,15
<i>Dactyloscopus crossotus</i>	0,51	0,74	0,26	2,87	87,02
<i>Sphoeroides testudineus</i>	0,8	0,49	0,22	1,9	88,92
<i>Oligoplites saurus</i>	0,39	0,46	0,24	1,76	90,68

A estrutura da comunidade de peixes variou significativamente ($p < 0.01$) entre os fatores fixos baías, tipos de praias e estações do ano, e também foi detectada uma significativa interação para baías *versus* tipos de praias de acordo com PERMANOVA (Tabela 3). Mudanças significativas na abundância (N) e na riqueza de espécies (S) foram restritas aos tipos de praias (Tabela 4, Figura 4), com praias continentais mostrando maiores abundâncias (média Ilha=227±45ep; Continente=1119±537) e riqueza de espécies (Ilha=5,5±0.3; Continente=7,4±0.5). As diferenças na abundância e na riqueza de espécies entre praias continentais e insulares foram mais evidentes em ambas as baías durante a estação seca/inverno (Figura 4). Considerando, a distinção taxonômica, foram observadas diferenças significativas somente entre as estações do ano ($p = 0,037$), com o inverno apresentando média de Δ de 76.8±0.5, enquanto no verão médias de 75.5±0.5. Embora haja uma tendência para uma maior distinção taxonômica na Baía de Sepetiba em comparação com a Baía de Ilha Grande, essa diferença não foi significativa (Tabela 4, Figura 4).

Tabela 3. Resultados da PERMANOVA para comparação das diferenças na estrutura das assembleias de peixes entre baías, estações e praias. df, graus de liberdade; SS, soma dos quadrados; MS, quadrado médio.

Fatores	df	SS	MS	Pseudo-F	p (perm)
Baía (B)	1	25963	25963	9.88	0.0001
Tipo de Praia (TP)	1	7989	7989	3.04	0.0019
Estações (E)	1	12741	12741	4.85	0.0001
B x TP	1	7003	7003	2.67	0.0061
B x E	1	2649	2649	1.01	0.4313
TP x E	1	3227	3227	1.23	0.2461
B x TP x E	1	3009	3009	1.14	0.3126
Resíduos	96	252120	2626		
Total	103				
Teste par-a-par para os fatores fixos e interações					
Baía		Estações		Tipo de Praia	
Sepetiba × Ilha Grande		chuva × Seca		Continente × Ilha	
t = 2.75 ; p = 0.0001		t = 2.12 ; p = 0.0001		t = 1.53 ; p = 0.0057	
Interação Baía × Tipo de praia					
Sepetiba (Continente × Ilha)		Ilha Grande (Continente × Ilha)			
t = 1.53 ; p = 0.013		t = 1.54 ; p = 0.012			

Tabela 4. Resultados da PERMANOVA para comparar diferenças na abundância (N), riqueza de espécies e distinção taxonômica entre baías, tipos de praias e estações. df = grau de liberdade, SS = Soma dos Quadrados, MS = Quadrado Médio.

Abundância	df	SS	MS	Pseudo-F	p (perm)
Baía (B)	1	451.89	452	1.58	0.19
Tipo de Praia (TP)	1	1496.60	1497	5.24	0.02
Estações (E)	1	473.30	473	1.66	0.19
B x TP	1	93.50	93	0.33	0.64
B x E	1	92.30	92	0.32	0.65
TP x E	1	50.43	50	0.18	0.78
B x TP x E	1	7.22	7	0.03	0.98
Resíduos	96	27391.00	285		
Total	103				
Riqueza de espécies					
Baía (B)	1	854.65	855	1.36	0.24
Tipo de Praia (TP)	1	3660.60	3661	5.81	0.01
Estações (E)	1	652.94	653	1.04	0.32
B x TP	1	85.48	85	0.13	0.87
B x E	1	905.96	906	1.44	0.22
TP x E	1	534.58	535	0.85	0.39
Bx TP x E	1	400.71	401	0.64	0.49
Resíduos	96	60475.00	630		
Total	103				
Distinção Taxonômica					
Baía (B)	1	6.07	6	3.41	0.07
Tipo de Praia (TP)	1	0.10	0	0.06	0.79
Estações do ano (E)	1	8.41	8	4.73	0.04
B x TP	1	0.08	0	0.05	0.84
B x E	1	2.71	3	1.52	0.24
TP x E	1	0.34	0	0.19	0.66
Bx TP x E	1	2.05	2	1.15	0.30
Resíduos	90	159.98	2		
Total	97				

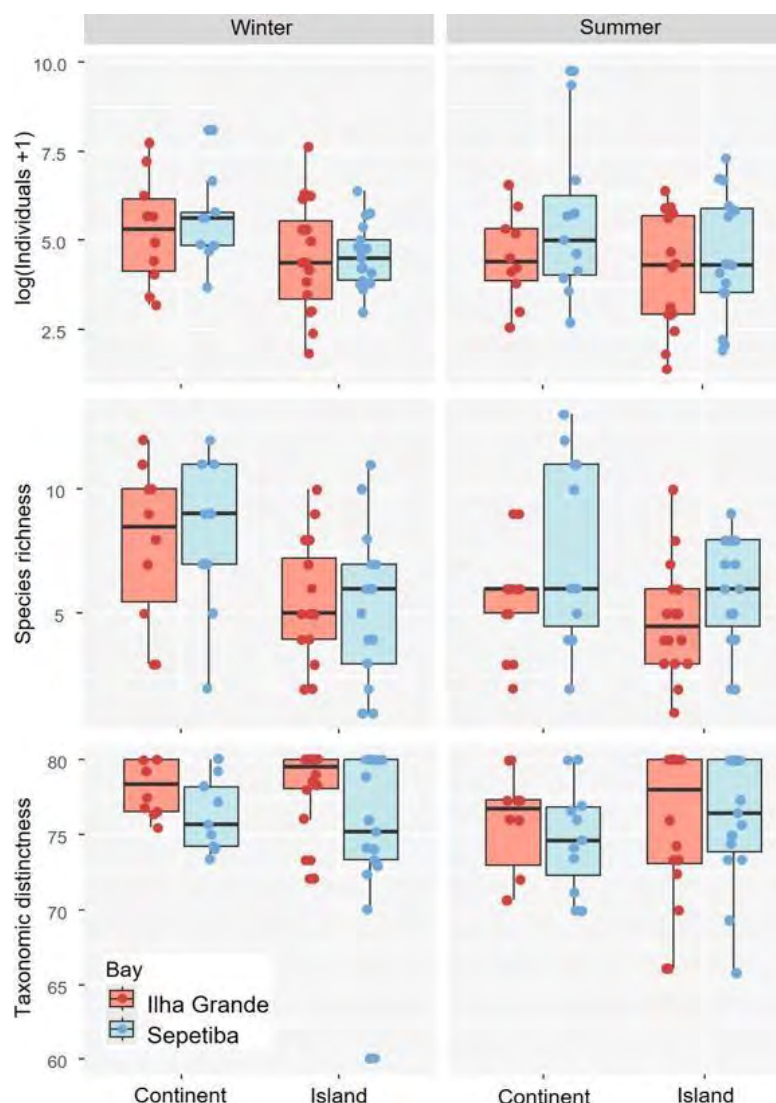


Figura 4. Box plots mostrando a mediana e os quartis para a abundância total (transformada $\log_{10}(x + 1)$), riqueza de espécies, distinção taxonômica das assembleias de peixes nas baías de Sepetiba e Ilha Grande.

3.2 Guildas tróficas

As guildas tróficas de bentófagos e planctívoros apresentaram diferenças significativas na abundância apenas em relação ao tipo de praia, com maiores valores nas praias continentais (bentófagos = $45,02 \pm 20,2$; planctívoros = $951,12 \pm 541,4$) em comparação com as praias insulares (bentófagos = $37,6 \pm 19,6$; planctívoros = $25,03 \pm 9,9$) (Tabela 5, Figura 5). A guilda dos oportunistas não apresentou diferenças significativas para os fatores fixos, mas mostrou uma interação significativa entre Baía e Tipo de Praia ($p = 0,003$). Nas praias insulares, não foram detectadas diferenças significativas na abundância dos oportunistas entre a Baía de Sepetiba (BS) (média = $102,46 \pm 38,3$) e a Baía da Ilha

Grande (BIG) (média = $108,4 \pm 28,6$) ($t = 1,07$; $p = 0,27$). No entanto, nas praias continentais, a BIG apresentou uma maior abundância de oportunistas (média = $101,3 \pm 27,9$) em comparação com a BS (média = $53,9 \pm 23,3$) ($t = 3,22$; $p = 0,003$), com uma maior abundância observada na Baía de Sepetiba ($t = 2,09$; $p = 0,032$).

Tabela 5. Resultados da PERMANOVA para comparar a abundância das guildas tróficas entre baías, tipos de praias e estações. df = grau de liberdade, SS = Soma dos Quadrados, MS = Quadrado Médio.

Bentívoros	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)
Baia (B)	1	296	296	15.7	0.198
Tipo de praia (TP)	1	1005	1006	53.2	0.022
Estações do ano (E)	1	267	267	14.1	0.246
B x TP	1	63	64	0.3	0.585
B x E	1	104	105	0.6	0.485
TP x E	1	91217	9	0.0	0.914
B x TP x E	1	26459	26	0.1	0.776
Resíduos	96	18159	189		
Total	103	19924			
Planctívoros					
Baia (B)	1	424	424	14.8	0.216
Tipo de Praia (TP)	1	1434	1434	50.0	0.022
Estações do ano (E)	1	455	455	15.9	0.203
B x TP	1	107	107	0.4	0.59
B x E	1	137	137	0.5	0.55
TP x E	1	276	28	0.009	0.879
B x TP x E	1	34	35	0.1	0.839
Resíduos	96	27524	287		
Total	103	30144			
Oportunistas					
Baía (B)	1	2629	2629	30.9	0.072
Tipo de Praia (TP)	1	23	2	0.28	0.999
Estações do Ano (E)	1	805	805	0.9	0.351
B x TP	1	7736	7737	91.0	0.003
B x E	1	18	19	0.002	0.967
TP x E	1	299	300	0.4	0.635
B x TP x E	1	233	233	0.3	0.671
Resíduos	96	81616	850		
Total	103	92042			
Teste par-a-par para interação: Baía × Tipo de Praia					
Baía de Sepetiba		Baía de Ilha Grande			
Ilha × Continente		Ilha × Continente			
$t = 2,09$; $p = 0,03$		$t = 2,17$; $p = 0,024$			
Ilha		Continente			
Sepetiba × Ilha Grande		Sepetiba × Ilha Grande)			
$t = 1,07$; $p = 0,27$		$t = 3,23$; $p = 0,003$			

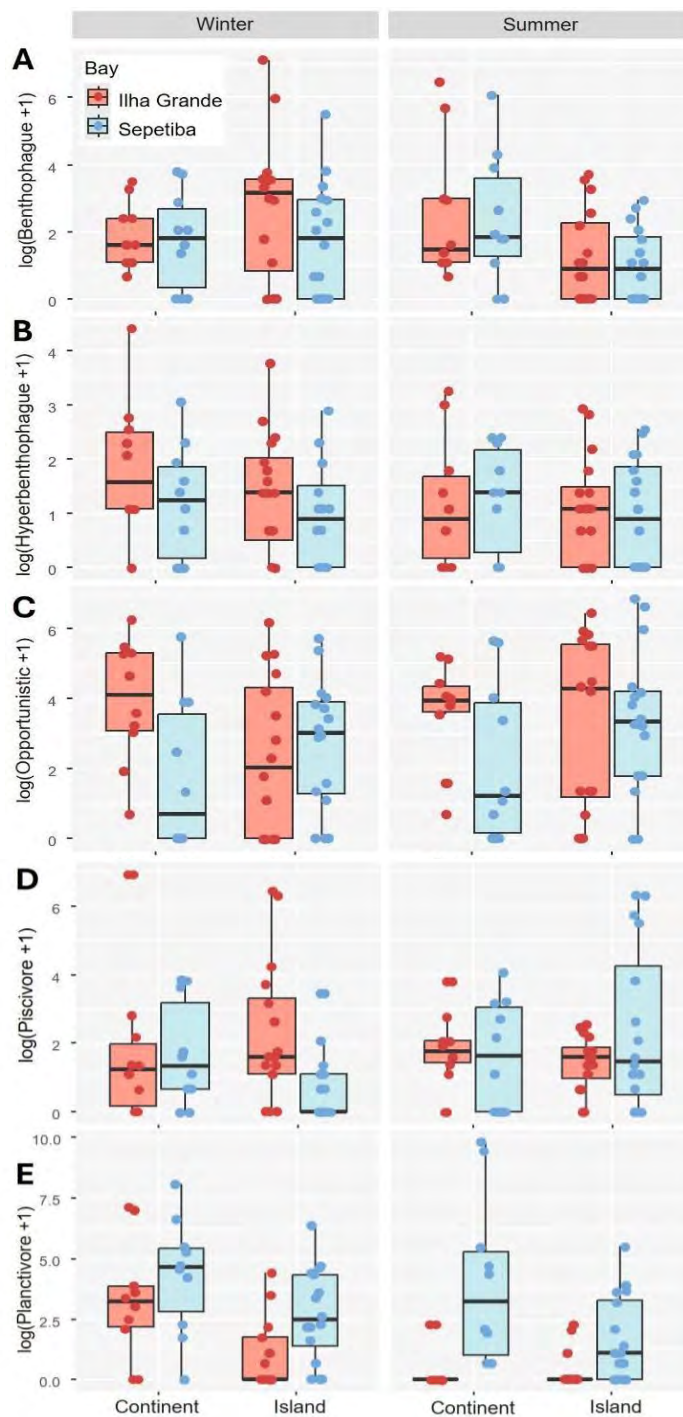


Figura 5. Box plots mostrando a mediana e os quartis para o número de indivíduos nas guildas tróficas (transformado $\log_{10}(x + 1)$) nas baías de Sepetiba e Ilha Grande.

3.3 Relação espécies-ambiente

Um total de 41,1% da variação na estrutura da assembleia de peixes foi explicada pelas variáveis ambientais nos dois primeiros eixos da análise dbRDA (Figura 6). *Anchoa januaria*, *O. saurus*, *M. furnieri*, *G. genidens*, *M. littorales* e *T. carolinus* foram espécies

positivamente correlacionadas com o eixo 1 e apresentaram associação com HFI (Índice de Pegada Humana), comprimento e rugosidade das praias da Baía de Sepetiba. Por outro lado, *S. timucu*, *E. argenteus* e *D. crossostus* foram associadas às maiores salinidade, transparência e temperatura da Baía da Ilha Grande (Figura 6).

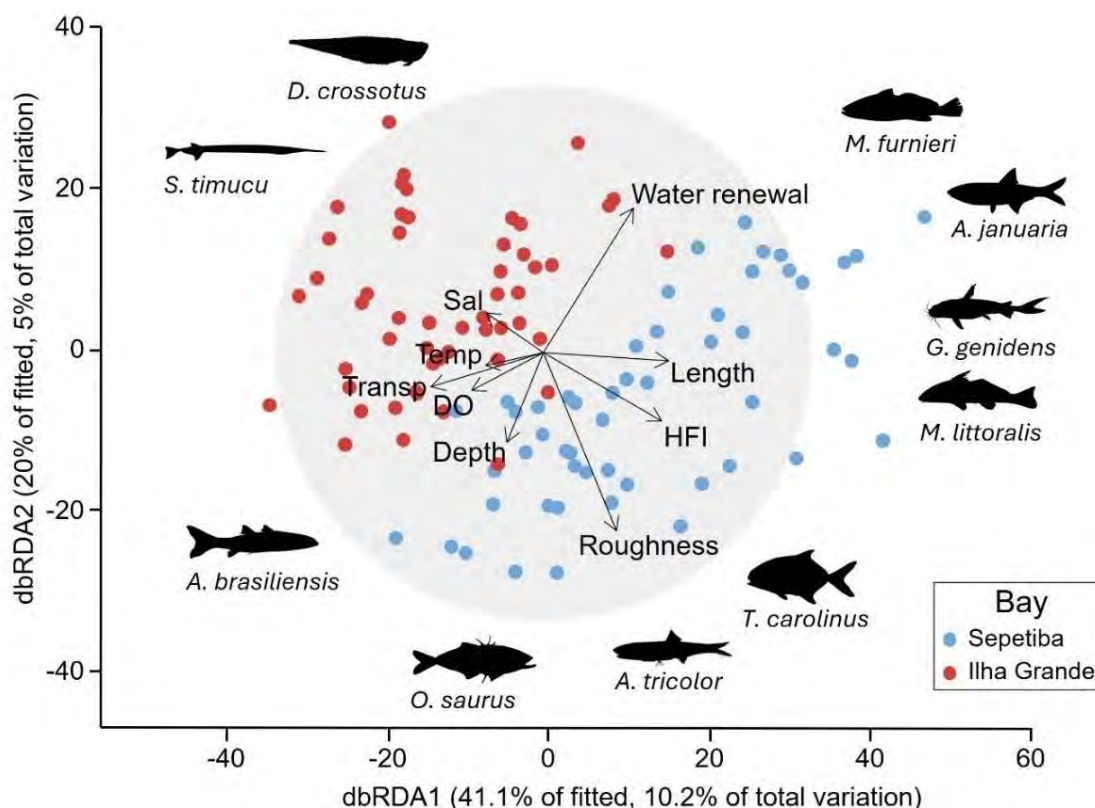


Figura 6. Diagrama da ordenação dos dois primeiros eixos da análise de redundância dbRDA para a comunidade de peixes e variáveis ambientais nas baías de Sepetiba e Ilha Grande. Sal, salinidade; Temp, temperatura; Transp, transparência; DO, oxigênio dissolvido; Roughness, rugosidade.

A importância relativa dos parâmetros físicos e químicos da água, sedimentos, paisagem e influências humanas variou entre os diferentes aspectos da estrutura da comunidade de peixes. A abundância e a riqueza de peixes foram positivamente influenciadas pelo HFI, enquanto o comprimento da praia influenciou negativamente a abundância e positivamente a riqueza de espécies (Tabela 6, Figura 7). Esses dois descritores apresentaram os maiores R^2 e $wiAICc$, indicando que seus preditores foram eficientes na explicação da variação observada. A salinidade influenciou a riqueza de espécies com aumentos em níveis intermediários (Figura 7).

Tabela 6. Melhores modelos mistos aditivos generalizados (GAMMs) para prever a abundância de peixes, riqueza de espécies, distinção taxonômica e abundância de guildas tróficas selecionadas de peixes nas baías de Sepetiba e Ilha Grande. Critério de informação de Akaike corrigido para amostras de pequenos tamanhos ($< 2.0 \Delta AICc$); $wAICc$, peso $AICc$; edf: graus de liberdade estimados. Os melhores modelos ($< AICc$) estão marcados em negrito.

Variável	Fórmula	R ² .	edf	$\Delta AICc$	$wi.AICc$
Abundância	HFI+Length	0.36	15.2	0.00	0.29
Riqueza	HFI+Salinity	0.36	11.2	0.00	0.43
Riqueza	HFI+Length	0.21	6.3	0.00	0.23
Dist. Taxonômica	Depth	0.28	10.4	0.00	0.09
Dist. Taxonômica	null	0.34	10.4	0.24	0.08
Dist. Taxonômica	Length+Rough	0.24	9.7	0.54	0.07
Dist. Taxonômica	HFI+Wat.ren.	0.33	13.0	1.09	0.05
Dist. Taxonômica	Water.ren	0.35	12.8	1.11	0.05
Dist. Taxonômica	Depth+HFI	0.28	11.3	1.54	0.04
Dist. Taxonômica	Width	0.26	9.7	1.57	0.04
Dist. Taxonômica	Rough+Width	0.22	8.8	1.75	0.04
Dist. Taxonômica	Depth+Length	0.29	11.7	1.79	0.04
Dist. Taxonômica	HFI	0.34	11.6	1.93	0.03
Dist. Taxonômica	Length	0.34	11.6	1.94	0.03
Dist. Taxonômica	Depth+Transp	0.26	10.6	1.23	0.05
Planctívoro	HFI+Roughness	0.31	6.5	0.00	0.98
Oportunista	HFI+Length	0.31	7.3	0.00	0.61
Oportunista	HFI+Water.renewal	0.33	8.0	1.33	0.31
Piscívoro	Salinity	0.18	7.3	0.00	0.13
Piscívoro	Length+Salinity	0.19	8.6	1.75	0.06
Piscívoro	Roughness+Salinity	0.2	8.9	1.77	0.05
Piscívoro	Depth+Salinity	0.2	9.3	1.81	0.05
Piscívoro	HFI+Salinity	0.19	8.7	1.83	0.05
Piscívoro	Salinity+Width	0.19	8.7	1.97	0.05
Hiperbentofago	Width	0.16	3.0	0.00	0.16
Hiperbentofago	Temper+Width	0.18	4.0	0.14	0.14
Hiperbentofago	Cond+Width	0.18	4.0	0.21	0.14
Hiperbentofago	Salin+Width	0.22	5.0	0.30	0.13
Hiperbentofago	Transp+Width	0.18	4.0	0.71	0.11
Hiperbentofago	pH+Width	0.17	4.0	1.01	0.09
Hiperbentofago	HFI+Width	0.2	4.8	1.76	0.06
Bentófago	Depth+Roughness	0.08	4.1	0.00	0.38
Bentófago	Depth	0.07	3.0	1.93	0.14

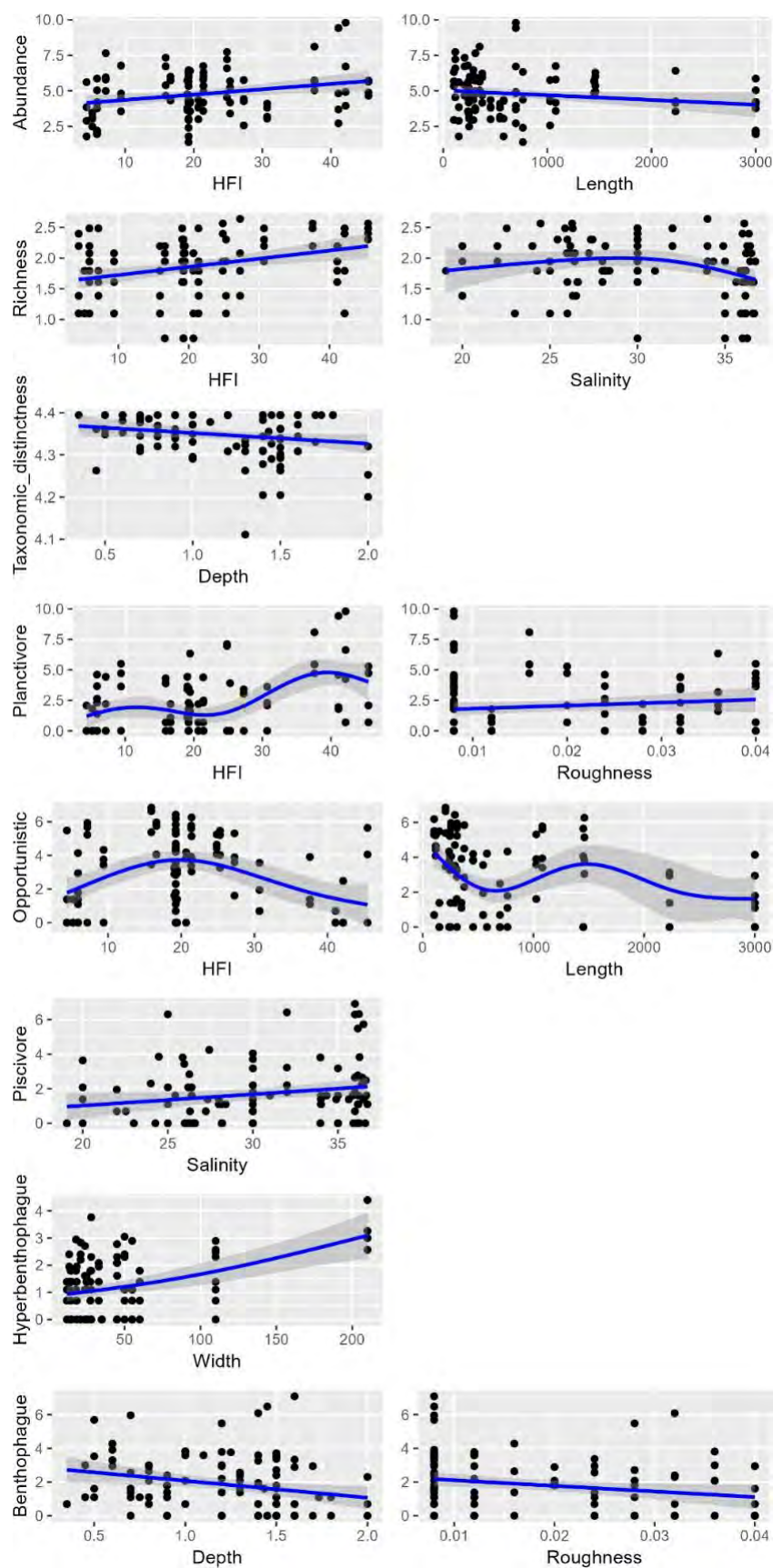


Figura 7. Gráficos de resíduos dos melhores modelos ($< AIC$) mistos aditivos generalizados (GAMM) descrevendo os descritores de estrutura das assembleias de peixes e grupos tróficos nas baías de Sepetiba e Ilha Grande.

A distinção taxonômica foi negativamente influenciada pela profundidade, que foi o único preditor consistentemente incluído em diferentes modelos deste descritor da comunidade. Existem outros preditores que influenciam a distinção taxonômica, mas de maneira muito fraca e inconsistente, com o acaso (valor nulo) sendo comparativamente um melhor preditor do que as outras variáveis avaliadas (Tabela 6; Figura 7). Este descritor apresentou baixos R^2 e $w\text{AICCc}$, indicando uma baixa explicação pelos preditores utilizados.

O HFI também influenciou a abundância dos quatro grupos tróficos, com maior influência positiva na abundância dos planctívoros e dos oportunistas, com aumento nos valores intermediários (Tabela 6, Figura 7). Um padrão fraco de influência positiva do HFI também foi encontrado para piscívoros e uma queda nos valores intermediários para hiperbentófagos.

Embora as métricas da paisagem marinha de comprimento, profundidade e largura das praias geralmente fossem fracos preditores das variáveis de resposta, elas tiveram efeitos variados e contrastantes na abundância de peixes em diferentes grupos tróficos (Tabela 6, Figura 7). A largura da praia teve forte influência positiva na abundância dos hiperbentófagos, sendo consistentemente incluída em todos os modelos deste grupo trófico. A profundidade teve influência negativa consistente nos bentófagos, enquanto o comprimento da praia apresentou fracas influências negativas na abundância de peixes dos grupos oportunistas e piscívoros. As variáveis químicas de salinidade e condutividade também tiveram efeitos variados e contrastantes nas variáveis de resposta. A salinidade mostrou fortes influências positivas nos piscívoros e teve relação com hiperbentófagos, com aumentos em níveis intermediários (Figura 7), enquanto a condutividade influenciou positivamente os peixes hiperbentófagos. Variáveis físicas como a rugosidade tiveram efeito positivo, influenciando o aumento dos piscívoros, e foram fracos preditores dos bentófagos, com influência negativa. Além disso, também foi observado um efeito negativo da renovação da água na abundância de peixes oportunistas e um efeito positivo da transparência na abundância dos hiperbentófagos.

A importância relativa da composição e qualidade do habitat local, configuração da paisagem marinha, condições ambientais e variáveis de uso humano diferiu entre vários aspectos da estrutura das assembleias de peixes. Medidas de riqueza total de espécies e abundância foram positiva e fortemente influenciadas pelo HFI. O HFI também tem grande influência positiva na abundância dos grupos tróficos planctívoros e aumento em

valores intermediários para os oportunistas (Figura 8). A profundidade influenciou negativamente a distinção taxonômica e a abundância de bentívoros. A largura das praias exerce uma influência positiva na abundância dos hiperbentófagos, enquanto a salinidade também tem influência positiva no número de piscívoros (Figura 8). As demais variáveis ambientais foram fracos preditores, com baixa importância relativa para os descritores de peixes e grupos tróficos examinados em todos os modelos (Figura 8).

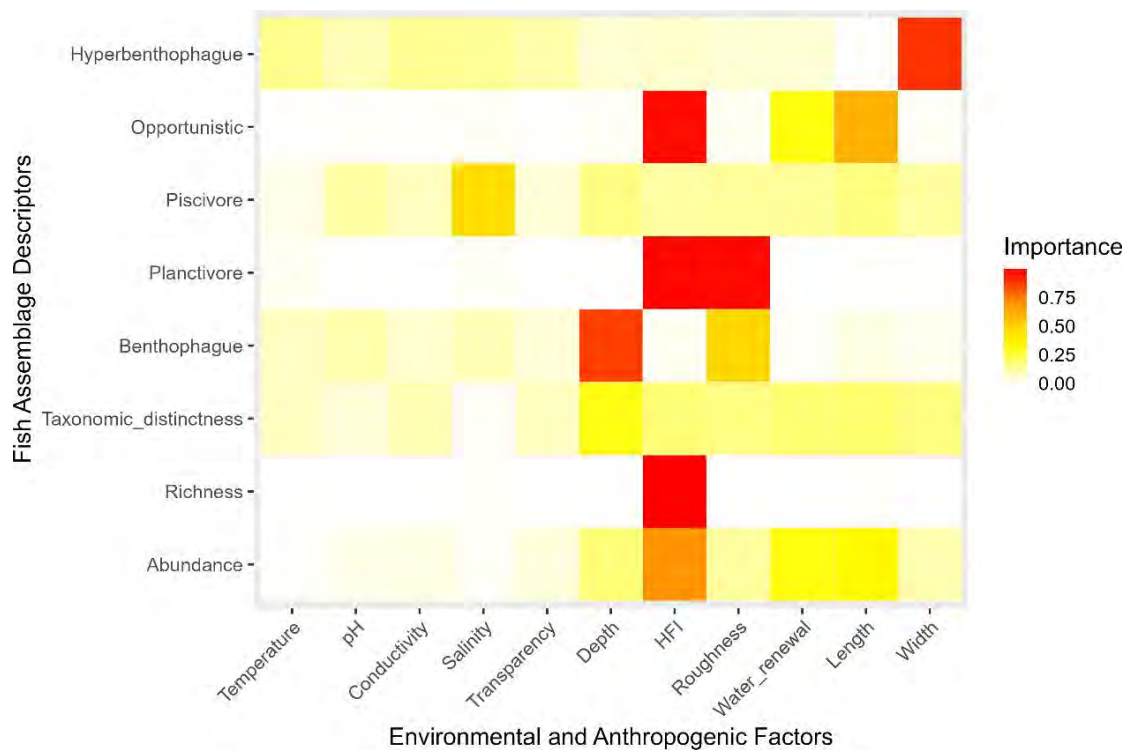


Figura 8. Mapa de calor mostrando a importância das variáveis (VI) entre as variáveis predictoras incluídas nas análises de modelos mistos aditivos generalizados de subconjuntos completos das assembleias de peixes.

4. DISCUSSÃO

Neste estudo, comparamos a ictiofauna, e três de seus descritores, bem como os grupos tróficos, entre duas grandes baías tropicais do sul do estado do Rio de Janeiro, bem como entre os diferentes tipos de praia destes dois sistemas (continentais e insulares) durante duas estações do ano. O objetivo foi testar a hipótese (H1) de que as diferentes configurações ambientais peculiares de cada um destes ambientes/habitats influenciariam diferentemente e determinariam mudanças na ictiofauna, seus descritores e os grupos tróficos. A segunda abordagem, visou um aprofundamento das relações espécies-

ambiente, visando identificar e quantificar a importância de diferentes forças estruturadoras (variáveis ambientais preditoras) sobre a composição das espécies e sobre os descritores das assembleias (abundância, riqueza, distinção taxonômica e grupos tróficos). Neste caso, a hipótese testada (H2) foi de que ocorrem efeito diferenciado das variáveis ambientais nos descritores destas assembleias.

Comunidade de peixes

Observamos mudanças na ictiofauna entre as duas baías, o que pode ser associado às diferentes condições geomorfologias, ambientais, hidrológicas e níveis de impacto humano entre estes dois ambientes, corroborando H1. Enquanto a Baía de Sepetiba (BS) é um ambiente comparativamente mais fechado, com maior aporte da drenagem continental e com maior impacto de atividades antrópicas, a Baía da Ilha Grande (BIG) apresenta condições ambientais relativamente mais favoráveis, sendo um ambiente mais conectado com o mar e com menor aporte de drenagem continental (Signorini, 1980; Avelar & Tokarczyk, 2014, Camara et al., 2022; 2023). Um aumento na taxa de deposição de sedimentos finos ao longo dos últimos 40 anos, foi intensificado por fatores antrópicos, como a expansão urbana e as atividades industriais no entorno da BS (Coutinho, 2022), enquanto na BIG este processo foi menos acentuado. Como decorrência destes processos, maiores aporte de nutrientes, bem como de poluentes, foram registradas na BS. BS também exibiu concentrações de material particulado em suspensão (MPS) e Clorofila-a elevados, além de supersaturação de Oxigênio Dissolvido e elevado pH, condições propícias para o crescimento fito planctônico (Molisani et al., 2004). Assim, a BS foi classificada como mesotrófica pelo índice TRIX (*Trophic Index*, Vollenweider et al., 1998), que é uma combinação linear de indicadores de fatores nutritivos (Nitrogênio e Fósforo) e fatores que expressam a produção primária (Clorofila-a e Oxigênio Dissolvido). Já a BIG foi descrita como oligotrófica, com baixas concentrações de nutrientes, MPS, clorofila-a e oxigênio dissolvido (Oliveira, 2022), Isto provavelmente se reflete diretamente na diferenciada composição e estrutura da ictiofauna entre os dois sistemas detectada neste estudo, com o peixe-rei (*Atherinella brasiliensis*) ocorrendo frequentemente e em grande abundância nas duas baías, porém com a BS apresentando grande dominâncias de manjubas (e.g., *Anchoa* spp.) e carangídeos (e.g., *O. saurus* e *T. carolinus*), enquanto a BIG teve amplo domínio de carapicu *E. argenteus* e do peixe agulha *S. timucu*.

Também os a estrutura da comunidade de peixes variou entre os tipos de praia e os períodos do ano, além de apresentar significativa interação baía vs. tipo de praia. Isto sugere a complexa influência de diferentes condicionantes ambientais na composição da ictiofauna. BIG é um sistema amplamente aberto e conectado com o mar, com uma linha costeira altamente recortada e inúmeras ilhas que protegem algumas áreas do mar aberto (Camara et al., 2022). Essas características provavelmente sustentam a variação comparativamente maior na influência marinha nesta baía, também caracterizada por uma extensa cobertura de floresta nativa e várias áreas de conservação (Camara et al., 2020). Portanto, as diferenças nas condicionantes ambientais entre as duas baías parecem modular os efeitos da qualidade e disponibilidade de habitats alternativos na diversidade de peixes (Vargas-Fonseca et al. 2016; Henderson et al. 2020), possibilitando diferenças na estrutura das assembleias de peixes entre este os dois sistemas, corroborando assim nossa hipótese H1.

Descritores da comunidade

A abundância e a riqueza das espécies foram maiores nas praias continentais comparadas com as praias insulares durante o inverno, com tais diferenças não tendo sido evidenciadas no verão para ambas as baías. As praias continentais e insulares apresentam diferenças em suas características ambientais e ecológicas, o que pode afetar a abundância e riqueza de peixes de maneiras distintas (McLachlan et al., 1998; Pereira et al., 2015). Enquanto as praias continentais estão conectadas a vastas extensões de terra, proporcionando maior conectividade ecológica com outros habitats marinhos e terrestres, facilitando o movimento e a migração de espécies de peixes, resultando em maior abundância, as praias Insulares por serem isoladas pode limitar a migração e a dispersão de algumas espécies de peixes (Benedetti-Cecchi et al., 2003; Xu et al., 2024). No entanto, essa limitação pode levar à presença de espécies endêmicas e especializadas que não são encontradas em praias continentais. Também as praias continentais podem ter um maior aporte de nutrientes provenientes de rios e estuários, aumentando a produtividade primária e, conseqüentemente, a abundância de peixes, enquanto as praias insulares dependem principalmente de processos oceânicos e da produtividade local (Xu et al., 2024). Por outro lado, praias continentais estão mais sujeitas à pressão antrópica, como poluição, urbanização e pesca excessiva, o que pode reduzir a abundância de peixes, enquanto as praias insulares podem estar menos impactadas por atividades humanas

intensas, e isso pode resultar em uma maior abundância de peixes devido a menores níveis de estresse e degradação ambiental (Bertocci et al., 2017). Pereira et al. (2015) encontrou maiores riquezas, abundância e biomassa de peixes em uma praia insular da baía de Sepetiba comparada com uma praia continental com grande influência antrópica reportando que esta primeira praia fornece uma área mais acessível como habitat de transição para peixes juvenis que recrutam na baía em comparação com a praia continental. Tais resultados contrastam com os nossos, que encontramos maiores riquezas e abundâncias nas praias continentais. Tipicamente, níveis mais altos de urbanização levam a uma diminuição na abundância e diversidade de peixes costeiros (Brook et al., 2018; Henderson et al., 2019; Rees et al., 2022; Shah Esmaili et al., 2022) porém este padrão não foi observado no presente estudo. Essas diferenças entre praias continentais e insulares destacam a complexidade das interações ecológicas que influenciam a abundância de peixes (Schlacher et al., 2015; Vargas-Fonseca et al., 2016). Portanto, futuras estratégias de gestão precisarão incluir assembleias representativas e suas escalas relevantes de variação associadas aos gradientes de urbanização tanto no continente quanto nas ilhas.

A distinção taxonômica parece não diferir entre os tipos de baías e tipos de praias, com fracas indicações de variações sazonais, com maiores valores no inverno. Embora tenha sido observado uma tendência de maiores distinções taxonômicas na BIG comparada com BS, o maior número de ilhas e comparativamente maior variedade de micro- habitats, como manguezais, recifes de corais, praias naturais e estuários saudáveis na BIG. Esta configuração ambiental pode explicar esta tendência de maior distinção taxonômica na BIG quando comparada com a BS que possui ambientes mais impactados pela degradação dos habitats, poluição, e outras pressões antrópicas que reduzem a biodiversidade e simplificam as comunidades biológicas (Leonard et al., 2006).

Grupos tróficos

As praias continentais parecem mais favoráveis para o desenvolvimento dos planctívoros, e em menor instância dos bentófagos nos dois sistemas, principalmente no verão. A maior disponibilidade de matéria orgânica e nutrientes provenientes de rios e escoamento terrestre pode aumentar a produção de fitoplâncton e, conseqüentemente, de zooplâncton, além de sustentar uma comunidade bentônica mais rica e variada, favorecendo a maior abundância destes grupos de peixes (Martens et al., 2024). Isto também pode ser relacionado com a relação direta entre os planctívoros com o HFI, que também foi o

preditor que mais influenciou esta guilda trófica. Andrade-Tubino et al. (2020), estudando como as assembleias de peixes e guildas alimentares são organizadas em diferentes sistemas continentais tropicais na costa do Rio de Janeiro, descobriram que os bentófagos foi o grupo trófico que mais contribuiu em abundância para as baías. No entanto neste estudo, as maiores contribuições para abundância foram dos planctívoros e oportunistas, com apenas uma espécie de bentófaga (*E. argenteus*) apresentando destacada abundância.

A guilda de peixes oportunistas, influenciada principalmente pelas elevadas abundâncias de *A. brasiliensis*, embora com maiores médias de abundância na Baía da Ilha Grande apresentou amplas variações dependendo do tipo de baía e do tipo de praia. Diferentemente dos outros grupos tróficos, os oportunistas apresentaram, em geral, maiores abundâncias nas praias insulares quando comparadas com as praias continentais. Praias insulares podem ter menos espécies competidoras e predadores, permitindo que os peixes oportunistas aproveitem recursos alimentares que não são tão disputados (Alofs e Polivka, 2004; Selleslagh e Amara, 2015). Também, a variabilidade e a imprevisibilidade dos recursos alimentares em ambientes insulares podem favorecer peixes oportunistas, que são adaptados para explorar uma ampla gama de alimentos disponíveis em diferentes momentos (Whitfield et al., 2023). Este grupo de peixes pode se beneficiar usando habitats estuarinos e capitalizar as variações nas condições ambientais (Selleslagh, e Amara, 2015).

Influências das variáveis ambientais

Neste estudo, investigamos a importância de diferentes forças estruturadoras na determinação da abundância, diversidade e nas guildas tróficas das comunidades de peixes em múltiplos habitats dentro da paisagem dinâmica de duas grandes baías na costa do Rio de Janeiro. Encontramos que as diferentes variáveis ambientais influenciaram em diferentes níveis os descritores da comunidade analisados, corroborando H2. Descobrimos que o HFI foi preditor mais importante da abundância e da riqueza de espécies, influenciando positivamente estes dois descritores da comunidade de peixes. A entrada de esgotos domésticos e industriais, caracterizando a poluição difusa em localidades próximas à linha costeira continental, parece ser um fator importante para o aumento das cargas orgânicas, influenciando a abundância e a diversidade de peixes (Guerra e Soares 2009; Vargas-Fonseca, 2016; Camara et al., 2022). No último século, mudanças estruturais em grandes rios aumentaram as taxas de sedimentação principalmente na Baía de Sepetiba, e o rápido crescimento de áreas urbanas, industriais

e de cultivo aumentou as cargas de efluentes orgânicos e industriais, principalmente nas últimas décadas (Molisani et al. 2006), o que provavelmente contribuiu para o aumento do HFI na área. A relação positiva entre riqueza e abundância de peixes com atividades antrópicas pode parecer contraintuitiva, pois muitas atividades humanas são conhecidas por causar degradação ambiental e perda de biodiversidade (Cepic et al., 2022). No entanto, existem situações específicas onde as atividades antrópicas podem criar condições que favorecem a riqueza e abundância de peixes. A entrada de nutrientes (como nitrogênio e fósforo) em corpos d'água pode, em alguns casos, aumentar a produtividade primária (crescimento de algas e fitoplâncton), que serve como base da cadeia alimentar aquática, beneficiando populações de peixes (Zhou et al., 2024) como a guilda de planctívoros que teve direta associação com o HFI. No entanto, é importante destacar que a eutrofização excessiva pode acarretar efeitos negativos para a ictiofauna. Neste sentido, o movimento das marés tem um papel importante para amortecer efeitos negativos da eutrofização. Também em a presença de portos, marinas, *piers* e outras estruturas costeiras podem criar micro-habitats que algumas espécies de peixes utilizam para se proteger e se alimentar. No caso dos peixes da guilda oportunistas, as maiores abundâncias foram observadas em valores intermediários de HFI. Em ambientes com impactos ambientais intermediários, a disponibilidade de diferentes tipos de alimento pode variar, mas ainda estar presente em quantidades suficientes para sustentar esses peixes (Petrişor et al., 2020). Valores intermediários de impactos ambientais criam um cenário onde há perturbações suficientes para suprimir algumas espécies sensíveis e criar oportunidades para espécies adaptáveis e resilientes, como os peixes oportunistas.

Valores de salinidade em torno de 30, parecem ser favoráveis para a maior riqueza de espécies nestes ambientes, proporcionando um ambiente estável, produtivo e menos competitivo, ideal para uma diversidade de organismos marinhos e para muitas espécies marinhas que são adaptadas às condições oceânicas (Koehler et al., 2022). Também a salinidade teve direta e consistente influência na abundância dos piscívoros. Em geral, estas espécies são abundantes em salinidade mais elevadas, que têm uma faixa de tolerância estreita à salinidade e são favorecidas por ambientes com salinidade estável e próxima da salinidade do mar (Stevens et al., 2006). Estas condições são frequentemente mais habitáveis para uma maior riqueza de espécies. Também, a estabilidade ambiental é crucial para a sobrevivência e reprodução de muitas espécies, pois reduz o estresse fisiológico e permite que os organismos se adaptem melhor às condições locais (Kushlan, 1976).

O aumento no comprimento da praia contribui para diminuição na abundância de peixes, principalmente daqueles na guilda oportunista, o que parece ser contraintuitivo, pois maiores praias tendem a ter maiores diversidades de habitats. A relação entre a riqueza e abundância de peixes com o comprimento da praia podem ser complexas e influenciadas por vários fatores ambientais e ecológicos (Rodrigues e Vieira, 2013). Praias mais longas tendem a ter uma maior variedade de micro-habitats (zonas de arrebentação, piscinas de maré, recifes rochosos, áreas de vegetação submersa, etc.) que podem suportar uma maior riqueza de espécies de peixes, cada uma adaptada a diferentes condições ambientais, sem, no entanto, contribuir para o aumento da abundância (Pereira et al., 2015). Mais espaço pode reduzir a competição intraespecífica e interespecífica, permitindo que mais espécies coexistam. No entanto, é importante considerar que a qualidade do habitat, a presença de poluição, a pressão de pesca e outros fatores antropogênicos também desempenham um papel crucial na determinação da biodiversidade em ambientes costeiros associados com o comprimento da praia (Gutiérrez-Martínez et al., 2021).

A profundidade das praias influenciou negativamente a distinção taxonômica e os peixes bentófagos, enquanto a largura influenciou positivamente os hiperbentófagos. A variação na distinção taxonômica pode servir como um indicador de comunidades ecológicas vivendo em ambientes adversos e estáveis (Zintzen et al., 2011), o que pode pelo menos parcialmente indicar a relação negativa com a profundidade. Ambientes mais profundos geralmente têm menor entrada de energia e nutrientes do que as águas rasas, que recebem matéria orgânica de zonas intertidais e estuarinas, além de maior influência da fotossíntese (Krumme et al., 2004; Whitfield et al., 2023). A densidade e diversidade de invertebrados bentônicos, que são a principal fonte de alimento para os peixes bentófagos, tendem a ser menores em ambientes mais profundos (Zintzen et al., 2011). Em relação aos peixes hiperbentófagos, a maior largura da praia, favorece a maior diversidade de micro-habitats e zonas intertidais que abrigam diferentes tipos de invertebrados (Alofs & Polivka, 2004). Uma praia mais larga pode suportar uma maior quantidade de indivíduos e espécies, reduzindo a competição direta por recursos alimentares entre peixes hiperbentófagos e outras espécies bentônicas.

A rugosidade da praia influenciou positivamente os peixes planctófagos e negativamente os peixes bentófagos. A rugosidade da praia pode ter diferentes impactos sobre estas duas guildas devido às suas distintas estratégias de alimentação e às condições ambientais que preferem (Borland et al., 2022). A rugosidade da praia cria um ambiente mais complexo que pode favorecer a concentração de plâncton e criar condições ideais para a alimentação

dos peixes planctófagos. Por outro lado, a mesma rugosidade pode tornar mais difícil para os peixes bentófagos acessar e capturar suas presas bentônicas, aumentando o esforço necessário para forragear e reduzindo a eficiência de captura (Whitfield et al., 2023).

5. CONCLUSÕES

Este estudo avaliou a importância relativa de uma ampla gama de variáveis físicas, químicas, da paisagem das praias e sedimento em duas grandes baías tropicais da costa do Brasil, com HFI, profundidade, largura, e salinidade sendo os mais importantes preditores da ictiofauna e de seus descritores e grupos tróficos. Mostramos que impactos causados pela antropização somados ao o contexto da paisagem marinha moldam a abundância e diversidade de peixes em praias arenosas das duas baías. Além disso, esses efeitos não são uniformes para diferentes componentes da assembleia de peixes. Demonstramos, também, que a abundância, riqueza e composição das comunidades de peixes, bem como dos grupos tróficos variam entre as baías, tipos de praias e períodos do ano, e têm diferentes preditores ambientais, que interagem e ainda são pouco entendidos. Nossa hipótese de diferentes estruturas na comunidade de peixes entre as baías e entre os tipos de praia foi confirmada. Fatores que afetam as ictiofaunas podem ser múltiplos e interagir. Portanto, levar em conta o maior número possível deles pode proporcionar uma melhor compreensão de suas interações e de como afetam as comunidades bióticas (Vargas-Fonseca, 2016; Swathi, 2019; Camara et al., 2022). Este estudo é um passo importante para entender os complexos ambientes de praias arenosas em baías e contribui para uma melhor compreensão do papel das variáveis ambientais e da configuração da paisagem costeira na estruturação das comunidades de peixes. Também são enfatizadas as influências das atividades antrópicas e do contexto ambiental para os peixes desta importantes ambientes costeiros. Futuros estudos sobre esta área do conhecimento são necessários para apoiar abordagens de manejo que incorporem toda a gama de habitats que compõem as paisagens costeiras tropicais.

6. REFERÊNCIAS

- Able, K. W., Wuenschel, M. J., Grothues, T. M., Vasslides, J. M., Rowe, P. M. 2013. Do surf zones in New Jersey provide “nursery” habitat for southern fishes? *Environmental Biology of Fishes*, 96, 661–675.
- Adams, J. 1985. The Definition and Interpretation of Guild Structure in Ecological Communities. *Journal of Animal Ecology*, v.54, 1, 43–59. JSTOR, <https://doi.org/10.2307/4619>.
- Akaike, H. 1998. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In *Selected papers of hirotugu akaike* pp. 199-213. New York, NY, Springer New York.
- Alofs, K. M., Polivka, K. M. 2004. Microhabitat-scale influences of resources and refuge on habitat selection by an estuarine opportunist fish. *Marine Ecology Progress Series*, 271, 297-306. <https://doi.org/10.3354/meps271297>
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves, J.D.M., Sparovek, G., 2013. Köppen’s climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22(6),711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Anderson, M. J., Gorley, R. N., Clarke, K. R., PERMANOVA for PRIMER: guide to software and statistical methods. PRIMER–E Ltd., Plymouth, UK; 2008
- Andrade-Tubino, M. F., Azevedo, M. C. C., Franco, T. P., Araújo, F. G., 2020. How are fish assemblages and feeding guilds organized in different tropical coastal systems? Comparisons among oceanic beaches, bays and coastal lagoons. *Hydrobiologia* 2020 847, 403–419. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-04101-3>
- Araújo, F. G., Rodrigues, F.L., Teixeira-Neves, T.P., Vieira, J.P., Azevedo, M. C. C., Guedes, A. P., Garcia, A. M., Pessanha, A. L. M., 2018. Regional patterns in species richness and taxonomic diversity of the nearshore fish community in the Brazilian coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 208: 9–22. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.05.007>
- Avelar, S., P. Tokarczyk, 2014. Analysis of land use and land cover change in a coastal area of Rio de Janeiro using high-resolution remotely sensed data. *Journal of Applied Remote Sensing* 8(1), 083631.
- Azevedo, M.C.C., Gomes-Gonçalves, R.S., Mattos, T.M., Uehara, W., Guedes, G.H.S., Araújo, F.G., 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.
- Bandanadam, S., Swarnalatha, V., Venkatesh, J., 2019. "The Use of Generalized Additive Model (GAM) To Assess Fish Abundance and Spatial Occupancy in North-West Bay of Bengal", *International Journal of Scientific Research in Science and Technology (IJSRST)*, 2395-602X, 2395-6011, V6 I3,17-28. Available at doi :<https://doi.org/10.32628/IJSRST19632>
- Benedetti-Cecchi, L., Maggi, E., Bertocci, I., Vaselli, S., Micheli, F., Osio, G.C., Cinelli, F., 2003. Variation in rocky shore assemblages in the northwestern Mediterranean:

- contrasts between islands and the mainland, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 293, Issue 2, 9 Pg .193-215
- Bertocci, I., Arenas, F., Cacabelos, E., Martins, G.M., Seabra, M. I., Álvaro, N.V., Fernandes, J. N., Gaião, R., Mamede, N., Mulas, M., Neto, A. I., 2017. Now here safe? Exploring the influence of urbanization across mainland and insular seashores in continental Portugal and the Azorean Archipelago, *Marine Pollution Bulletin*, Volume 114, Issue 2, 644-655, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.10.045>.
- Boettiger, C., Lang, D.T., Wainwright, P.C., 2012. rfishbase: exploring, manipulating and visualizing FishBase data from R. *Journal of Fish Biology* 81(6), 2030–2039.
- Borcard, D., Gillet, F., Legendre, P., 2011. *Numerical Ecology with R*, Springer, New York. <https://link.springer.com/book/10.1007/978-3-319-71404-2>
- Borland, H.P., Gilby, B.L., Henderson, C.J., 2022. Dredging fundamentally reshapes the ecological significance of 3D terrain features for fish in estuarine seascapes. *Landscape Ecol.* 37, 1385–1400. <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01394-5>
- Borland, H.P., Schlacher, T.A., Gilby, B.L., Connolly, R.M., Yabsley, A., Olds, A.D. 2017. Habitat type and beach exposure shape fish assemblages in the surf zones of ocean beaches. *Marine Ecology Progress Series* 570, 203–211. <https://doi.org/10.3354/meps12115>
- Brook, T.W., Gilby, B.L., Olds, A.D., Connolly, R.M., Henderson, C.J., Schlacher, T. A., 2018. The effects of shoreline armouring on estuarine fish are contingent upon the broader urbanisation context. *Mar Ecol Prog Ser* 605:195-206. <https://doi.org/10.3354/meps12756>
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. *Model selection and multi-model inference: a practical information-theoretic approach*, 2nd edn. Springer, New York, USA
- Camara, E. M., Andrade-Tubino, M.F., Franco, T.P., Araújo, F.G., Neves, L.M., Santos, L.N., Santos, A.F.G.N., Neves, L.M., 2023. Temporal dimensions of taxonomic and functional fish beta diversity: scaling environmental drivers in tropical transitional ecosystems. *Hydrobiologia*, 850, 1911–1940.
- Camara, E. M., de Andrade-Tubino, M.F., Franco, T.P. et al. Multiscale mechanisms underpin the ecological uniqueness of local fish assemblages in tropical coastal seascapes. *Mar Biol* 169, 17 (2022). <https://doi.org/10.1007/s00227-021-04007-6>
- Camara, E.M., Andrade-Tubino, M.F., Franco, T.P., Araújo, F.G., 2020. Multilevel decomposition of spatial and environmental effects on nearshore fish assemblages in tropical semi-enclosed ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 237, 106691. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106691>
- Capp Vergès, L. H. M., Contente, R. F., Marion, C., Castillo, C. P. C., Spach, H. L., Cattani, A. P., Fávaro, L.F., 2022. Relationship between fish assemblage structure and predictors related to estuarine productivity in shallow habitats of a Neotropical estuary. *Neotrop Ichthyol.* 20(4):e220006. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2022-0006>
- Carvalho, T. L. A. B., Nascimento, A. A., Gomes, I. D., Araújo, F. G., 2022. Histological changes in fish hepatopancreas and kidney as indicators of environmental quality in

- tropical bays. *Environmental Biology of Fishes*, 105, 917–931. 41:101594. DOI:10.1016/j.rsma.2020.101594.
- Cepic, M., Bechtold, U., Wilfing, H., 2022. Modelling human influences on biodiversity at a global scale—A human ecology perspective, *Ecological Modelling*, V 465, e109854, <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2021.109854>.
- Clarke, K.R. & Warwick R.M. (1998) A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *Journal of Applied Ecology*, 35, 523–531. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1998.3540523.x>
- Coutinho, R. R. 2022. Evolução da Baía de Sepetiba entre 1980-2020 baseada em dados de fotointerpretação. Trabalho de conclusão de curso de especialização. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Museu Nacional. *Geologia do Quaternário*. 55 p;
- CPTEC/INPE., 2020. Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos/Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, previsão oceânica. <http://ondas.cptec.inpe.br/>.
- Davenport, J., Davenport, J. L. 2006. The impact of tourism and personal leisure transport on coastal environments. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 67, 280-292. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.11.026>
- Defeo, O., McLachlan, A. 2005. Patterns, processes and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: a multi-scale analysis. *Marine Ecology Progress Series*, v. 295, p. 1-20.
- Defeo, O., McLachlan, A., 2013. Global patterns in sandy beach macrofauna: Species richness, abundance, biomass and body size, *Geomorphology*, V 199, 106-114, ISSN 0169-555X, <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.04.013>.
- Defeo, O., McLachlan, A., Schoeman, D. S., Schlacher, T. A., Dugan, J., Jones, A., Lastra, M., Scapini, F., 2009. Threats to sandy beach ecosystems: A review, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, V 81, Issue 1, P 1-12, ISSN 0272-7714, <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.09.022>.
- Elliott, M., Whitfield, A. K., Potter, I. C., Blaber, S. J. M., Cyrus, D. P., Nordlie, F. G., Harrison, T. D., 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries* 8(3), 241–268.
- Fisher, R., Wilson, S.K., Sin, T. M., Lee, A. C., Langlois, T. J., 2018. A simple function for full-subsets multiple regression in ecology with R. *Ecology and Evolution* 8, 6104–6113.
- Frischknecht, C. C.; A., Dantas, D. V., Rodrigues-Filho, J. L., Gentil, E., 2023. Composition and diversity of fish assemblages along a shallow beach of a neotropical coastal lagoon, *Regional Studies in Marine Science*, V 63, 102993, ISSN 2352-4855, <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.102993>.
- Froese, R., Pauly, D., 2021. FishBase [online]. Available from: <https://www.fishbase.org>
- Gibson, R. N., Atkinson, R. J. A. 2003. Oxygen Minimum Zone Benthos: Adaptation and Community response to hypoxia *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 2003, 41, 1–45
- Gomes-Gonçalves, R.S., Araújo, F.G., 2023. Interdecadal changes in ichthyofauna in a tropical bay with high anthropogenic influences: functional stability despite turnover predominance. *Journal of Fish Biology*, 1–12.

- Goodridge Gaines, L.A., Henderson, C.J., Mosman, J.D., Olds, A.D., Borland, H.P., Gilby, B.L., 2022. Seascape context matters more than habitat condition for fish assemblages in coastal ecosystems. *Oikos*.
- Graham MH (2003) Confronting multicollinearity in ecological multiple regression. *Ecology* 84.
- Greenstreet, S. P. R., Fraser, H. M., Rogers, S. I., Trenkel, V. M., S. D., Simpson, S. D., Pinnegar, J. K., 2012 Redundancy in metrics describing the composition, structure, and functioning of the North Sea demersal fish community, *ICES Journal of Marine Science*, V 69, Issue 1, 8–22, <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsr188>
- Guedes, A.P.P., et al. 2015. Fish assemblages in two Brazilian tropical bays: A comparison between Sepetiba and Ilha Grande.
- Guerra, J. V., Soares, F. L.M., 2009. Circulation and flux of suspended particulate matter in Ilha Grande Bay, SE Brazil. *Journal of Coastal Research* 56,1350–1354.
- Gutiérrez-Martínez, M., Muñoz-Lechuga, R., Rodríguez-García, R., Sanz-Fernández, V., Cabrera-Castro, R., 2021. Spatial-temporal patterns of fish and macroinvertebrate communities in sandy beach surf zones: Short and medium-term variations, *Journal of Sea Research*, Volume 168, e101993, <https://doi.org/10.1016/j.seares.2020.101993>.
- Harrison, X. A., 2014. Using observation-level random effects to model overdispersion in count data in ecology and evolution. *PeerJ Computer Science* 2, e616
- Henderson, C. J., Borland, H. P., Gilby, B., Olds, A. D., 2019. Landscape transformation alters functional diversity in coastal seascapes. – *USC ResearchBank*, < <https://dx.doi.org/10.25907/5d93f7c7d6013>
- Henderson, C. J., Gilby, B. L., Stone, E., Borland, H. P., Olds, A. D., 2021. Seascape heterogeneity modifies estuarine fish assemblages in mangrove forests, *ICES Journal of Marine Science*, 10.1093/icesjms/fsab022, 78, 3, 1108-1116.
- Henderson, C.J., Gilby, B.L., Schlacher, T.A., Connolly, R.M., Sheaves, M., Maxwell, P.S., 2020. Landscape transformation alters functional diversity in coastal seascapes. *Ecography* 43(1),138–148. <https://doi.org/10.1111/ecog.04504>
- Joseph W. Love, Eric B. May 2007. Relationships Between Fish Assemblage Structure and Selected Environmental Factors in Maryland's Coastal Bays," *Northeastern Naturalist*, 14(2), 251-268. [https://doi.org/10.1656/1092-6194\(2007\)14\[251:RBFASA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1656/1092-6194(2007)14[251:RBFASA]2.0.CO;2)
- Kjerfve, B., Dias, G. T. M., Filippo, A., Geraldles, M. C., 2021. Oceanographic and Environmental Characteristics of a Coupled Coastal Bay System: Baía de Ilha Grande-Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brazil. *Regional Studies in Marine Science*
- Koehler, B., Erlandsson, M., Karlsson, M., Bergstro, L. 2022. Species richness and functional attributes of fish assemblages across a large-scale salinity gradient in shallow coastal areas. *Biogeosciences*, 19(8), 2295—2312. <https://bg.copernicus.org/articles/19/2295/2022/>
- Krumme, U., Saint-Paul, U., Rosenthal, H., 2004. Tidal and diel changes in the structure of a nekton assemblage in small intertidal mangrove creeks in northern Brazil. *Aquatic Living Resources*. 17(2), 215-229. doi:10.1051/alr:2004019

- Kushlan, J.A., 1976. Environmental Stability and Fish Community Diversity. *Ecology* 57(4), 821-829. <https://doi.org/10.2307/1936196>
- Legendre, P., Anderson, M.J., 1999. Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological Monographs*. 69(1), 1–24.
- Leonard, D. R. P., Clarke, K. R., Somerfield, P. J., Warwick, R. M., 2006. The application of an indicator based on taxonomic distinctness for UK marine biodiversity assessments. *Journal Environment Manage* 78, 52e62. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.04.008>
- Lercari, D., Defeo, O. 2020. Physical drivers of fish assemblages in sandy beaches: The role of wave exposure and sediment grain size. *Journal of Coastal Research*.
- Lotze HK, Lenihan HS, Bourque BJ, Bradbury RH, Cooke RG, Kay MC, Kidwell SM, Kirby MX, Peterson CH, Jackson JB. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science*. 2006 Jun 23;312(5781):1806-9. doi: 10.1126/science.1128035. PMID: 16794081.
- Magurran, A. E., McGill, B. J. 2019. Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment. Oxford University Press.
- Martens, N., Ehlert, E., Putri, W., Sibbertsen, M., Schaum, C-E., 2024. Data for: Organic compounds drive growth in phytoplankton taxa from different functional groups. Dryad Digital Repository. <http://dx.doi.org/10.5061/dryad.zkh1893g8>
- McArdle, B.H., Anderson, M.J., 2001. Fitting multivariate models to community data: a comment on distancebased redundancy analysis. *Ecology*. 82(1), 290–297.
- 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(10): e26353. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0026353>
- McLachlan, A., Brown, A. C. 2021. "The ecology of sandy shores." *Elsevier*. McLachlan, A., Fisher, M., Al-Habsi, H.N., Al-Shukairi, S.S., AlHabsi, A.M., 1998. Ecology of sandy beaches in Oman. *Journal of Coastal Research* 4, 181 – 190.
- Medeiros, E. S. F., da Silva, M. J., Ramos, T. P. A., Ramos, R. T. C., 2024. Environmental variables as predictors of fish community composition in semiarid aquatic systems. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v 36, e4. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X3023>
- Micheli, F., Halpern, B. S. 2020. Converging evidence for positive but slow effects of marine reserves on abundance, richness, and taxonomic distinctness. *Marine Ecology Progress Series*.
- Molisani, M. M., Marins, R.V., Machado, W., Paraquetti, H. H. M., Bidone, E. D., Lacerda, L. D., 2004. Environmental Changes in Sepetiba Bay, SE Brazil. *Region. Environmental Changes*, 4: 17-27.
- Molisani, M.M., Kjerfve, B., Silva, A.P., Lacerda, L.D., 2006. Water discharge and sediment load to Sepetiba Bay from an anthropogenically-altered drainage basin. SE Brazil. *Journal of Hydrology* 331(3–4), 425–433. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.05.038>
- Mu, H., Li, X., Wen, Y., 2022. A global record of annual terrestrial Human Footprint dataset from 2000 to 2018. *Science*, 9, 176 <https://doi.org/10.1038/s41597-022-01284-8>

- Olds, A. D., Vargas-Fonseca, E., Connolly, R. M., 2018. The ecology of fish in the surf zones of ocean beaches: A global review. *Fish Fish.* 2018; 19: 78–89. <https://doi.org/10.1111/faf.12237>
- Oliveira, G. B.. 2022. Características biogeoquímicas e estado trófico das baías de Ilha Grande e Sepetiba - RJ. Niterói, 83 Dissertação (Mestrado em Geoquímica - Geoquímica Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Geociências (Geoquímica), Universidade Federal Fluminense, Niterói.
- Pellegatti, f., Figueredo, A. M. G., Wasserman, J. C., 2001. Neutron activation analysis applied to determination of heavy metals and other trace elements in sediments from Sepetiba bay (RJ), Brazil. *Geostandards Newsletter – The Journal of Geostandards and Geoanalysis*, v. 25, n. 2.
- Pereira, H. H., Neves, L.M., Costa, M. R., Araújo, F.G., 2015. Fish assemblage structure on sandy beaches with different anthropogenic influences and proximity of spawning grounds. *Marine Ecology*, 36, Issue1 16-27. <https://doi.org/10.1111/maec.12113>
- Pessanha, A.L.M., & Araujo, F.G. 2001. Influência da sazonalidade e fatores ambientais na composição de espécies de peixes em praias arenosas da Baía de Sepetiba.
- Petrișor, A. I., Hamma, W., Nguyen, H. D., Randazzo, G., Muzirafuti, A., Stan, M.-I., Tran, V. T., Aștefănoaiei, R., Bui, Q. T., Vintilă, D. F., 2020. Degradation of Coastlines under the Pressure of Urbanization and Tourism: Evidence on the Change of Land Systems from Europe, Asia and Africa. *Land* 9, 275. <https://doi.org/10.3390/land9080275>
- Pittman, S. J., McAlpine, C. A., 2003. Movements of marine fish and decapod crustaceans: process, theory and application. *Advances in marine biology* , 44.1, 205-294.
- QGIS Development Team, 2024. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
- R Development Core Team. 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org>.
- Rees, B., Reemeyer, J. and Irving, B. 2022. Data for Interindividual variation in maximum aerobic metabolism varies with gill morphology and myocardial bioenergetics in Gulf killifish. Dryad, Dataset. 10.5061/dryad.jsxksn0bx
- Roberts, C. M., Polunin, N. V. 2022 Marine Reserves: Effects on Biodiversity and Fish Assemblages. *Nature Reviews Earth & Environment*
- Rodrigues, F. L., Vieira, J. P., 2013. Surf zone fish abundance and diversity at two sandy beaches separated by long rocky jetties. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 93(4), 867-875. doi:10.1017/S0025315412001531
- Santos, R. S., Azevedo, M. C. C., Albuquerque, C. Q., Araújo, F. G., 2017. Different sagitta otolith morphotypes for the whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* in the Southwestern Atlantic coast, *Fisheries Research*, V195, 222-229, ISSN 0165-7836, <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2017.07.027>.
- Schlacher, T. A., Connolly, R. M., 2014. Effects of acid treatment on carbon and nitrogen stable isotope ratios in ecological samples: a review and synthesis *Methods in Ecology and Evolution*. 5, 541–550. doi: 10.1111/2041-210X.12183

- Schoeman D.S., Richardson A.J. Investigating biotic and abiotic factors affecting the recruitment of an intertidal clam on an exposed sandy beach using a generalized additive model. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 276 (2002) 67 – 81
- Selleslagh, J., Amara, R., 2015. Are Estuarine Fish Opportunistic Feeders? The Case of a Low Anthropized Nursery Ground (the Canche Estuary, France). *Estuaries and Coasts* 38, 252–267 . <https://doi.org/10.1007/s12237-014-9787-4>
- Shah Esmaeili, Y., N. Corte, G., Checon, H. H., G. Bilatto, C., Lefcheck, J. S., Zacagnini Amaral, A. C., & Turra, A. 2022. Revealing the drivers of taxonomic and functional diversity of nearshore fish assemblages: Implications for conservation priorities. *Diversity and Distributions*, 28, 1597–1609. <https://doi.org/10.1111/ddi.13453>
- Signorini, S.R. 1980. A study of the circulation in Bay of Ilha Grande and Bay of Sepetiba: part I. a survey of the circulation based on experimental field data. *Boletim do Instituto Oceanográfico* 29 (1), 41-55. <https://doi.org/10.1590/S0373-55241980000100004>
- Souza, A. T., & Calliari, D. (2023). "Effects of sediment composition and hydrodynamics on fish communities in sandy beach ecosystems." *Marine Biology*.
- Spach, Henry L., et al. "Temporal variation in fish assemblage composition on a tidal flat." *Brazilian Journal of Oceanography* 52 (2004): 47-58.
- Stevens, P. W., Montague, C. L., Sulak, K. J., 2006. Patterns of Fish Use and Piscivore Abundance within a Reconnected Saltmarsh Impoundment in the Northern Indian River Lagoon, Florida. *Wetlands Ecology Manage* 14, 147–166 <https://doi.org/10.1007/s11273-005-5827-y>
- Teichert, N.; Carassou, L.; Sahraoui, Y.; Lobry, J.; Lepage, M. Influence of Intertidal Seascape on the Functional Structure of Fish Assemblages: Implications for Habitat Conservation in Estuarine Ecosystems. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 2018, 28, 798–809. <https://doi.org/10.1002/aqc.2914>.
- Teixeira – Neves, L.M., Pereira-Filho G.H., Araújo, F.G., 2016. The Farther the Better: Effects of Multiple Environmental Variables on Reef Fish Assemblages along a Distance Gradient from River Influences. *PLoS One* 11(12), e0166679. doi:10.1371/journal.pone.0166679
- Teixeira-Neves, T.P., Neves, L.M., Araújo, F.G., 2016. The development of a preliminar rock reef fishmultimetric index for assessing termal and urban impacts in a tropical bay. *Marine Pollution Bulletin*. 109 (1), 290-300.
- Vargas-Fonseca, E., Olds, A. D., Gilby, B. L., Connolly, R. M., Schoeman, D. S., Huijbers, C. M., 2016. Combined effects of urbanization and connectivity on iconic coastal fshes. *Divers Distribution* 22(12),1328–1341. <https://doi.org/10.1111/ddi.12495>
- Veale, L. J., Coulson, P. G., Hall, N. G., Potter, I. C., 2015. Biology of a marine estuarine-opportunist fish species in a microtidal estuary, including comparisons among decades and with coastal waters. *Marine and Freshwater Research* <http://dx.doi.org/10.1071/MF14401>
- Velasco, S. L., García, L. F. J., Aroche, R. E. D., Beier, E., Godínez, V. M., Jiménez-Rosenberg, S. P. A., Altabet, M., 2022. Vertical distribution of zooplankton groups,

- with an emphasis on fish larvae, in the oxygen minimum zone off southern México (December 2020). *Journal of Marine Systems*, 236, 103801.
- Vergès, L.H.M., Contente, R.F., Marion, C., Castillo, C.P.C., Spach, H.L., Cattani, A.P., Fávoro, L.F., 2022. Relationship between fish assemblage structure and predictors related to estuarine productivity in shallow habitats of a Neotropical estuary. *Neotropical Ichthyology* 20(4), e220006.
- Villéger, S., Ramos Miranda, J., Flores Hernández D, Mouillot D. 2010. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications*. Sep;20(6), 1512-22. doi: 10.1890/09-1310.1. PMID: 20945756.
- Vollenweider, R. A., Giovanardi, F., Rinaldi, A., Montanari, G., 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal areas with special reference to the NW Adriatic Sea; proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, 9, 329-357.
- Whitfield, A. K., Able, K. W., Barletta, M., Blaber, S. J. M., Harrison, T. D., 2023. Life-history guilds of fishes associated with estuaries: opportunism versus dependency, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, V 292, 108456, <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2023.108456>.
- Wiens, J A., N Chr, B Van Horne,. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos*, 369-380.
- Wood, S.N. 2006. *Generalized Additive Models: An Introduction with R*. Chapman and Hall, CRC, London.
- Xu, M., Yang, X., Han, Y., Huang, J., Chen, Z., Liu, X., Yun, P., Zhang, G., Zeng, J., 2024. Variations in macrofaunal communities along sand physico-chemical gradient across the intertidal zones on island beaches. *Ecological Indicators*, 161,111957, <https://doi.org/10.1016/j>.
- Zeng, Y., Friess, D. A., Sarira, T. V., Siman, K., Koh, L. P., 2021. Global potential and limits of mangrove blue carbon for climate change mitigation, *Current Biology*, V 31, Issue 8, 1737-1743.e3, ISSN 0960-9822, <https://doi.org/10.1016/j.cub.2021.01.070>.
- Zhou, J., Mogollón, J. M., Bodegom, P. M., Beusen, A. H. W., Scherer, L., 2024. Global regionalized characterization factors for phosphorus and nitrogen impacts on freshwater fish biodiversity, *Science of The Total Environment*, V 912, e169108, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169108>.
- Zintzen, V., Anderson, M. J., Roberts, C. D., Diebel, C. E., 2011. Increasing variation in taxonomic distinctness reveals clusters of specialists in the deep sea. *Ecography*, 34, 306–317. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06546.x>
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A., Smith, G.M., 2009. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. New York: Springer; 16

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esta tese investigou os padrões taxonômicos e funcionais das assembleias de peixes em praias oceânicas e estuarinas ao longo do litoral brasileiro, utilizando uma abordagem multiescalar que abrange as escalas local, regional e latitudinal. O estudo integrou análises de dados primários e secundários para abordar três aspectos centrais: a montagem das assembleias de peixes em escala latitudinal e regional, as relações entre o ambiente e as características funcionais dos peixes, e a influência das variáveis ambientais e antrópicas na distribuição das espécies em escala local. Os resultados demonstraram que os processos de nicho predominam na montagem das assembleias de peixes, tanto em praias oceânicas quanto estuarinas, desafiando a hipótese inicial de que processos neutros seriam mais relevantes em larga escala devido à ampla área abrangida e à dispersão das espécies. Esta tese representa uma contribuição significativa para o campo da ecologia costeira, especialmente no contexto do Sul Global, onde estudos que integram abordagens multiescalares ainda são limitados.

Os resultados desta pesquisa fornecem insights cruciais para a gestão e conservação da biodiversidade costeira. A predominância dos processos de nicho, especialmente em regiões de transição e temperadas quentes, sublinha a importância de preservar os gradientes ambientais que sustentam a diversidade das assembleias de peixes. Por outro lado, a influência significativa dos impactos antrópicos, particularmente em ambientes mais fechados e poluídos, como a Baía de Sepetiba, revela a necessidade de políticas rigorosas para mitigar a degradação ambiental. A integração dos resultados destas três abordagens oferece uma visão holística e detalhada dos processos ecológicos que moldam as comunidades de peixes nas áreas costeiras rasas, destacando sua importância para as teias tróficas de grandes pescarias na costa brasileira.

Apesar das descobertas significativas, algumas limitações devem ser reconhecidas. A variabilidade temporal, que pode influenciar fortemente os padrões observados, não foi completamente abordada devido à natureza transversal dos dados. Além disso, a disponibilidade e a qualidade dos dados secundários utilizados nas análises em escala latitudinal e regional podem ter introduzido vieses que afetam a robustez das conclusões. Futuras pesquisas devem se concentrar na análise temporal das assembleias de peixes, incorporando dados longitudinais para entender melhor as variações sazonais. Além

disso, estudos que explorem as interações entre diferentes grupos taxonômicos, assim como a influência de variáveis ambientais e impacto antrópico em diferentes escalas, são necessários para aprofundar o entendimento das dinâmicas ecológicas em praias oceânicas e estuarinas. A investigação de outras áreas costeiras, além das Baías de Sepetiba e Ilha Grande, também seria valiosa para avaliar a generalidade dos padrões observados.

A condução desta pesquisa foi um processo desafiador e enriquecedor, que exigiu uma abordagem metódica e interdisciplinar para lidar com a complexidade dos dados e dos processos ecológicos envolvidos. Este trabalho é o resultado de um esforço colaborativo, que contou com o apoio inestimável de colegas e orientadores. A experiência adquirida ao longo desta jornada reforçou a importância da resiliência e do rigor científico na busca por respostas a questões ecológicas fundamentais.

Em suma, os resultados apresentados nesta tese revelam que a montagem das assembleias de peixes em praias oceânicas e estuarinas ao longo da costa brasileira é predominantemente determinada por processos de nicho, modulados por gradientes ambientais e influências antrópicas. Estes achados avançam o entendimento teórico sobre a estruturação das comunidades biológicas e têm implicações práticas para a conservação e gestão de ecossistemas costeiros. A compreensão detalhada dos processos ecológicos em diferentes escalas espaciais e temporais é essencial para o desenvolvimento de estratégias eficazes de conservação que preservem a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos em regiões costeiras.

ANEXOS

Anexo 1. Lista de artigos consultados e suas respectivas informações sobre peixes em praias estuarinas e oceânicas ao longo da costa brasileira. Códigos – Tro, Tropical; Tra, Transição; Tem, Temperada Quente. Estado, Abreviações dos Estados Brasileiros.

Year	Code	Region	Type of beach	Region in Brazil	State	Locality	Latitude	Longitude	Title	Authors
2005	Tro1	Tropical	estuarine	North	PA	Caieté Estuary	-0.91027	-46.6087	The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary.	M. Barletta, A. Barletta-Bergan, U. Saint-Paul and G. Hubold
2003	Tro2	Tropical	estuarine	North	PA	Caieté Estuary	-0.87154	-46.6087	Seasonal changes in density, biomass, and diversity of estuarine fishes in tidal mangrove creeks of the lower Caieté Estuary (northern Brazilian coast, east Amazon)	M. Barletta, A. Barletta-Bergan, U. Saint-Paul and G. Hubold
2011	Tro3	Tropical	estuarine	North	PA	Estuary of São Caetano de Odivelas and Vigia Marapanim River estuary	-0.83293	-46.6195	Ictiofauna do estuário de São Caetano de Odivelas e Vigia (Pará, Estuário Amazônico)	Daniela de França Barros, Marcelo Ferreira Torres and Flávia Lucena Frédou.
2016	Tro4	Tropical	estuarine	North	PA	Marapanim River estuary	-1.1598	-48.4535	Evidence for habitat-driven segregation of an estuarine fish assemblage	S.N. Loureiro, J. A. Reis-Filho and T. Giarizzo
2004	Tro5	Tropical	estuarine	North	PA	Caieté estuary	-0.79754	-46.4945	Tidal and diel changes in the structure of a nekton assemblage in small intertidal mangrove creeks in northern Brazil	Uwe Krumme, Ulrich Saint-Paul and Harald Rosenthal
2013	Tro6	Tropical	estuarine	North	PA	Curuçá estuary	-0.67257	-47.8396	Local and regional ecological drivers of fish assemblages in Brazilian estuaries	Ciro C. Vilar, Jean-Christophe Joyeux, Tommaso Giarizzo, Henry L. Spach, João P. Vieira, Teodoro Vaske-Junior
2018	Tro7	Tropical	estuarine	Northeast	MA	São Marcos Bay (Maranhão Gulf)	-2.40847	-44.3052	Fish assemblage structure in a port region of the Amazonic coast	Marcelo H. L. Silva, Audálio R. Torres Júnior, Antônio C. L. Castro, James W. J. Azevedo, Cássia F. C. Ferreira, Rayssa L. Cardoso, Jorge L. S. Nunes, Raimunda N. F. Carvalho-Neta.
2013	Tro8	Tropical	estuarine	Northeast	MA	São Luís Island	-2.47002	-43.9417	Caracterização da ictiofauna em três canais de maré do estuário do rio Paciência, ilha de São Luís, estado do Maranhão	Milton G. Silva Júnior, Antônio Carlos L. Castro, Ulrich Saint-Paul, Helene Leite Ribeiro Porto
1996	Tro9	Tropical	estuarine	Northeast	MA	Tibiri estuary	-2.71649	-44.1695	Análise de associações de peixes, em igarapés do estuário do Rio Tibiri, Maranhão	Vandick S Batista and Frederico N Rego
2007	Tro10	Tropical	estuarine	Northeast	MA	Paciência estuary	-2.47002	-43.9417	Relação peso-comprimento de espécies de peixes do estuário do rio Paciência da Ilha do Maranhão, Brasil	Milton Gonçalves da Silva Júnior, Antônio Carlos Leal de Castro, Leonardo Silva Soares, Victor Lamarão França
2021	Tro11	Tropical	estuarine	Northeast	CE PI	Timonha and Ubatuba Rivers estuary	-2.9135	-41.3219	Ichthyofauna of shallow zones of the estuary of Timonha and Ubatuba Rivers, Northeastern Brazil	Filipe Augusto Gonçalves de Melo, Joelson Queiroz Viana, Talita Magalhães Araújo, Eronica Araújo Dutra, Evandro Malanski
2019	Tro12	Tropical	estuarine	Northeast	CE	Estuaries of the Choró River, Cocó, Cum, Pacoti and Pirangi	-3.81888	-38.396	Padrões da diversidade beta em assembleias de peixes de estuários do semiárido brasileiro	Wallace Alves de Sousa

Year	Code	Region	Type of beach	Region in Brazil	State	Locality	Latitude	Longitude	Title	Authors
2018	Tro13	Tropical	estuarine	Northeast	PB	Mamanguape River estuary	-6.76534	-34.9067	Temperatureal dynamics of tidal mudflat fish assemblages in north-eastern Brazil: short and medium-term variations	Adna Ferreira Silva Garcia and André Luiz Machado Pessanha
2014	Tro14	Tropical	estuarine	Northeast	PB	Mamanguape River estuary	-6.76073	-34.9002	Fish assemblages along a morphodynamic continuum	Romie E. M. C. C. Oliveira and André L. M. Pessanha
2020	Tro15	Tropical	estuarine	Northeast	PB	Mamanguape River estuary	-6.75131	-34.9003	Response of estuarine fish assemblages to an atypical climatic event in northeastern Brazil	Caroline Stefani da Silva Lima, Maria Luísa de Araújo Souto Badú and André Luiz Machado Pessanha
2009	Tro16	Tropical	estuarine	Northeast	PE	Formoso River estuary	-8.69977	-35.0698	Ecologia de peixes estuarinos-recifais e caracterização ambiental dos estuários de Pernambuco	Andréa Carla Guimarães de Paiva
1999	Tro17	Tropical	estuarine	Northeast	PE	Santa Cruz Channel	-7.6905	-34.8175	Composição e ecologia da ictiofauna do canal de Santa Cruz (Itamaracá – PE, Brasil)	Antônio de Lemos Vasconcelos Filho Aida Maria Eskinazi de Oliveira
2019	Tro18	Tropical	estuarine	Northeast	PE	Maracaípe River estuary	-8.5445	-34.9908	Structure of the fish assemblage and functional guilds in the estuary of Maracaípe, northeast coast of Brazil	Fernanda de Lima Toledo Favero, Isabela Maria da Silva Araújo and William Severi
2011	Tro19	Tropical	estuarine	Northeast	PE	Goiana Estuary	-7.56104	-34.8144	Influence of moon phase on fish assemblages in estuarine mangrove tidal creeks	J. A. A. Ramos, M. Barletta, D. V. Dantas, A. R. A. Lima and M. F. Costa
2013	Tro20	Tropical	estuarine	Northeast	PE	Santa Cruz Estuary	-7.76282	-34.8201	Local and regional ecological drivers of fish assemblages in Brazilian estuaries	Ciro C. Vilar, Jean-Christophe Joyeux, Tommaso Giarrizzo, Henry L. Spach, João P. Vieira, Teodoro Vaske-Junior
2015	Tro21	Tropical	estuarine	Northeast	SE	Vaza-Barris River estuary	-11.1173	-37.1239	Análise da ocorrência e distribuição espaço-temperatural da ictiofauna do estuário do rio Vaza-Barris, Sergipe, Brasil	Alan Melo Fontes
1998	Tro22	Tropical	estuarine	Northeast	BA	Baía de Todos os Santos	-13.1318	-38.7696	Contribuição ao conhecimento da ictiofauna do manguezal de Cacha Pegos, Ilha de Itaparica, Bahia de Todos os Santos, Bahia	Paulo Roberto Duarte Lopes, Jailza Tavares de Oliveira-Silva, and Andréa Silene Alves Ferreira-Melo
2014	Tra1	Transition	estuarine	Southeast	ES	São Mateus River estuary	-18.5949	-39.7226	Peixes em Áreas Rasas do Estuário do rio São Mateus, Espírito Santo	Michelle Sequine Bolzan
2013	Tra2	Transition	estuarine	Southeast	ES	Piraquê-Açú estuary	-19.9443	-40.1318	Local and regional ecological drivers of fish assemblages in Brazilian estuaries	Ciro C. Vilar, Jean-Christophe Joyeux, Tommaso Giarrizzo, Henry L. Spach, João P. Vieira, Teodoro Vaske-Junior
2009	Tra3	Transition	estuarine	Southeast	ES	Piraquê-Açú e Piraquê-Mirim estuaries	-19.9468	-40.1378	A influência estuarina na composição da ictiofauna de praias arenosas	Eric Freitas Mazzel
2015	Tra4	Transition	estuarine	Southeast	RJ	Sepetiba Bay	-23.0561	-43.9838	Fish assemblage structure on sandy beaches with different anthropogenic influences and proximity of spawning grounds	Hamilton H. Pereira, Leonardo M. Neves, Marcus R. da Costa and Francisco G. Araújo
2018	Tra5	Transition	estuarine	Southeast	RJ	Sepetiba Bay	-22.9552	-43.1635	Habitat features not water variables explain most of fish assemblages use of sandy beaches in a Brazilian eutrophic bay	Joice S. de Souza, Luciano N. dos Santos and Alejandra F.G.N. dos Santos

Year	Code	Region	Type of beach	Region in Brazil	State	Locality	Latitude	Longitude	Title	Authors
2020	Tra6	Transition	estuarine	Southeast	RJ	Sepetiba Bay	-22.9312	-43.9163	Fish and benthic invertebrate relationship and their association to environmental variables in tropical sandy beaches	Fernanda Silva de Aguiar, Rafaela de Sousa Gomes- Gonçalves and Francisco Gerson Araújo
2020	Tra7	Transition	estuarine	Southeast	RJ	Sepetiba Bay	-22.9523	-44.3906	Fish and benthic invertebrate relationship and their association to environmental variables in tropical sandy beaches	Fernanda Silva de Aguiar, Rafaela de Sousa Gomes- Gonçalves and Francisco Gerson Araújo
2022	Tra8	Transition	estuarine	Southeast	RJ	Guanabara Bay	-22.8197	-43.1981	The structure of shallow water fish assemblages in sandy beaches of a tropical bay in the southwestern Atlantic	Samara Macedo Pinto, Cassiano Monteiro-Neto, Elisabete Barbarino, Rafael de Almeida Tubino, Marcus Rodrigues da Costa
2003	Tra9	Transition	estuarine	Southeast	RJ	Sepetiba Bay	-22.9877	-43.7981	Diel and seasonal changes in the distribution of fish on a southeast Brazil sandy beach	André Luiz Machado Pessanha, Francisco Gerson Araújo, Marcia Cristina Costa De Azevedo and Iracema David Gomes
2003	Tra10	Transition	estuarine	Southeast	RJ	Sepetiba Bay	-22.9877	-43.7981	Spatial, temperatureoral and diel variations of fish assemblages at two sandy beaches in the Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil	André Luiz Machado Pessanha and Francisco Gerson Araújo
2016	Tra11	Transition	estuarine	Southeast	RJ	Guanabara Bay	-22.942	-43.1593	Responses of fish assemblages of sandy beaches to different anthropogenic and hydrodynamic influences	A. C. S. Franco, M. C. N. Ramos Chaves, M. P. B. Castel-Branco and L. Neves Dos Santos
2010	Tra12	Transition	estuarine	Southeast	RJ	Guanabara Bay	-22.9242	-43.157	Short-term dynamics in fish assemblage structure on a sheltered sandy beach in Guanabara Bay, Southeastern Brazil	Ruan Managana Vasconcellos, Francisco Gerson Araújo, Joaquim Neto de Sousa Santos & Marcio de Araújo Silva
2000	Tra13	Transition	estuarine	Southeast	RJ	Sepetiba Bay	-22.9276	-43.9486	Variações temperatureorais e espaciais na composição e estrutura da comunidade de peixes jovens da Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro	André Luiz Machado Pessanha, Francisco Gerson Araújo, Marcia Cristina Costa De Azevedo and Iracema David Gomes
2017	Tra14	Transition	estuarine	Southeast	SP	Bertioga Channel	-24.0493	-46.3612	Ichthyofauna as an environmental quality indicator of the Bertioga Channel, São Paulo (Brazil)	June Ferraz Dias, Maria Luiza Flaquer da Rocha, Thassya Christina dos Santos Schmidt, Bárbara Capelari Villamarin and Diego Barbosa Moraes
2004	Tem1	Warm temperature erate	estuarine	South	PR	Pontal do sul	-25.5906	-48.3425	Temperatureoral variation in fish assemblage composition on a tidal flat	Henry L. Spach, Rodrigo S. Godefroid, César Santos, Roberto Schwarz Jr. and Guilherme M. L. de Queiroz
2009	Tem2	Warm temperature erate	estuarine	South	PR	Paranaguá Bay	-25.5173	-48.2176	A estrutura da comunidade de peixes em praias de baixa energia do complexo estuarino da Baía de Paranaguá, Brasil	Carlos Werner Hackradt, Helen Audrey Pichler, Fabiana César Félix, Roberto Schwarz Júnior, Lilyane de Oliveira Silva and Henry Louis Spach
2013	Tem3	Warm temperature erate	estuarine	South	PR	Paranaguá Bay	-25.5746	-48.2332	Local and regional ecological drivers of fish assemblages in Brazilian estuaries	Ciro C. Vilar, Jean-Christophe Joyeux, Tommaso Giarrizzo, Henry L. Spach, João P. Vieira, Teodoro Vaske-Junior
2010	Tem4	Warm temperature erate	estuarine	South	SC/PR	Sai Guaçu river estuary	-25.9816	-48.5924	Assembléias de peixes em diferentes ambientes da desembocadura do Rio Sai Guaçu, Sul do Brasil	Henry Louis Spach, André Luiz Campos Da Silva, Lucielle Merlyn Bertolli, André Pereira Cattani, Bianca Rauscher Budel and Lilyane de Oliveira Santos

Year	Code	Region	Type of beach	Region in Brazil	State	Locality	Latitude	Longitude	Title	Authors
2020	Tem5	Warm temperature	estuarine	South	SC	Itaorubi estuary	-27.6145	-48.3152	Spatial and temperature differences in the fish assemblage structure in a subtropical estuary	André P. Cattani, Gisela C. Ribeiro, Maurício Hostim-Silva, Marcelo Soeth, Leandro Clezar, Olímpio R. Cardoso, Helen A. Pichler and Henry L. Spach
2013	Tem6	Warm temperature	estuarine	South	SC	Babitonga Bay	-26.1585	-48.5193	The role of estuarine beaches as habitats for fishes in a Brazilian subtropical environment	José Maria Souza-Conceição, Henry Louis Spach, Daliana Bordin, Delaide Frisanco and Micheli Duarte de Paula Costa
2009	Tem7	Warm temperature	estuarine	South	SC	Estuary of Saco da Fazenda	-26.9064	-48.5682	Space-Time Distribution of the Ichthyofauna from Saco da Fazenda Estuary, Itajaí, Santa Catarina, Brazil	João Pedro Barreiros, Joaquim Olinto Branco, Felipe Freitas Junior, Leonardo Machado, Maurício Hostim-Silva and Jose Roberto Verani
2017	Tem8	Warm temperature	estuarine	South	RS	Tramandaí Estuary	-29.9886	-50.0864	Variação espaço temperatureal de longo prazo na estrutura das associações de peixes	Veronica Del Pilar
2013	Tem9	Warm temperature	estuarine	South	RS	Patos Lagoon Estuary	-31.9621	-52.0351	Local and regional ecological drivers of fish assemblages in Brazilian estuaries	Ciro C. Vilar, Jean-Christophe Joyeux, Tommaso Giarrizzo, Henry L. Spach, João P. Vieira, Teodoro Vaske-Junior
2003	Tem10	Warm temperature	estuarine	South	RS	Patos Lagoon Estuary	-32.0817	-51.9669	Effects of 1997–1998 El Niño on the dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon Estuary (Brazil)	A.M. Garcia, J.P. Vieira and K.O. Winemiller
2001	Tem11	Warm temperature	estuarine	South	RS	Mampituba river estuary	29.33245	-49.6995	Composição específica e abundância de peixes de zonas rasas dos cinco estuários do Rio Grande do Sul, Brasil	Lisiane Acosta Ramos and João Paes Vieira
2001	Tem12	Warm temperature	estuarine	South	RS	Tramandaí-Armazém estuary	-29.9937	-50.096	Composição específica e abundância de peixes de zonas rasas dos cinco estuários do Rio Grande do Sul, Brasil	Lisiane Acosta Ramos and João Paes Vieira
2001	Tem13	Warm temperature	estuarine	South	RS	Laguna do Peixe	-31.3607	-51.0249	Composição específica e abundância de peixes de zonas rasas dos cinco estuários do Rio Grande do Sul, Brasil	Lisiane Acosta Ramos and João Paes Vieira
2001	Tem14	Warm temperature	estuarine	South	RS	Patos Lagoon Estuary	-31.9621	-52.0351	Composição específica e abundância de peixes de zonas rasas dos cinco estuários do Rio Grande do Sul, Brasil	Lisiane Acosta Ramos and João Paes Vieira
2001	Tem15	Warm temperature	estuarine	South	RS	Arroio Chuí estuary	-33.7533	-53.2396	Composição específica e abundância de peixes de zonas rasas dos cinco estuários do Rio Grande do Sul, Brasil	Lisiane Acosta Ramos and João Paes Vieira
2019	Tem16	Warm temperature	estuarine	South	RS	Tramandaí River estuary	-29.9904	-50.0359	Long-Term Spatiotemperatureal Variation in the Juvenile Fish Assemblage of the Tramandaí River Estuary (29°S) and Adjacent Coast in Southern Brazil	João Vieira, Verônica Román-Robles, Fábio Rodrigues, Lisiane Ramos, Maurício Lang dos Santos
2014	Tro1	Tropical	oceanic	Northeast	CE	Retiro grande (Icapuí)	-4.64173	-37.5335	O uso de habitats costeiros como berçário de peixes no Ceará	Carlos Costa Cavalcante
2019	Tro2	Tropical	oceanic	Northeast	CE	Meireles beach	-3.58426	-38.4367	ictiofauna associada aos espigões de uma praia arenosa no nordeste do Brasil: estrutura da	Natália Carla Fernandes De Medeiros Dantas

Year	Code	Region	Type of beach	Region in Brazil	State	Locality	Latitude	Longitude	Title	Authors
2012	Tro3	Tropical	oceanic	Northeast	RN	São Cristóvão beach	-4.90506	-36.9652	assembléia, ecologia trófica e impactos antropogênicos Composition and assemblage structure of demersal fish from São Cristóvão beach, Areia Branca, RN	Natália Carla Fernandes de Medeiros Dantas1,4, Caroline Vieira Feitosa and Maria Elisabeth de Araújo
2020	Tro4	Tropical	oceanic	Northeast	RN	Pitangui beach	-5.87521	-35.1449	Fauna e flora na zona de arrebançamento e associadas a maricultura de macroalgas na área marinha de Pitangui-Extremoz-RN	Laiz Araújo Silva Do Nascimento
2019	Tro5	Tropical	oceanic	Northeast	PB	Miramar beach	-6.94236	-34.8225	Composition, density and biomass of fish community from the surf zone as a function of the lunar cycle at Miramar Beach in Cabedelo, Paraíba	Willy Vila Nova Pessoa, Jonas de Assis Almeida Ramos and Paulo Guilherme Vasconcelos de Oliveira
2014	Tro6	Tropical	oceanic	Northeast	PB	Mamanguape River estuary	-6.81249	-34.9093	Fish assemblages along a morphodynamic continuum	Romie E. M. C. C. Oliveira and André L. M. Pessanha
2013	Tro7	Tropical	oceanic	Northeast	PE	Jaguaribe beach	-7.73076	-34.8245	The influence of seasonality on fish life stages and residence in surf zones: a case of study in a tropical region	Santana, F.M.S., Severi, W., Feitosa, C.V. and Araújo, M.E.
2014	Tro8	Tropical	oceanic	Northeast	PE	Serrambi beach	-8.56507	-35.0181	assembléia de peixes da zona de arrebançamento, da praia de Serrambi, Ipojuca - Pernambuco	Helder Correia Lima
2013	Tro9	Tropical	oceanic	Northeast	PE	Jaguaribe beach	-7.73076	-34.8245	The influence of seasonality on fish life stages and residence in surf zones: a case of study in a tropical region	Fábio Magno da Silva Santana1,4,5, William Severi2, Caroline Vieira Feitosa3 & Maria Elisabeth de Araújo1
2008	Tro10	Tropical	oceanic	Northeast	PE	Jaguaribe beach	-7.71257	-34.8192	Íctiofauna da praia de Jaguaribe, Itamaracá, Pernambuco	Ana Karla F. Lira and Simone F. Teixeira
2014	Tro11	Tropical	oceanic	Northeast	PE	Resex Acaí-Goiânia PE/PB	-7.56524	-34.8223	A importância das praias para o desenvolvimento inicial de assembleias de peixes e macrocrustáceos: variação espaço-temperatural da ictiofauna em praias adjacentes a um estuário tropical (Resex Acaí-Goiânia PE/PB, Brasil)	Carlos Henrique Figueiredo Lacerda
1998	Tro12	Tropical	Oceanic	Northeast	AL	Maceió, Pajuçara, Avenida e Sobral beach	-9.66947	-35.7113	Composição da ictiofauna de três praias arenosas de Maceió, Alagoas, Brasil.	Teixeira, R.L. and Almeida, G.I.
2021	Tro13	Tropical	oceanic	Northeast	SE	Coastline of the state of Sergipe	-10.8924	-36.9209	Spatial and seasonal patterns of the surf-zone ichthyofauna on a tropical Atlantic dissipative coastline	Carine Gois do Nascimento, Marcus Rodrigues da Costa, Rafael de Almeida Tubino and Cassiano Monteiro-Neto
2019	Tro14	Tropical	oceanic	Northeast	BA	Berlinque beach	-13.1233	-38.5523	Íctiofauna da praia de Berlinque, Ilha de Itaparica, município de Vera Cruz - BA	Sousa, E R., Santos, H R G. and Ramos, F M.
2008	Tro15	Tropical	oceanic	Northeast	BA	Todos os Santos Bay	-12.8507	-38.6071	Íctiofauna das praias de Cabuçu e Berlinque: Uma contribuição ao conhecimento das	Jailza Tavares de Oliveira-Silva, Marlene Campos Peso-Aguiar, Paulo Roberto Duarte Lopes

Year	Code	Region	Type of beach	Region in Brazil	State	Locality	Latitude	Longitude	Title	Authors
2018	Tro16	Tropical	oceanic	Northeast	BA	Porto Seguro e Santa Cruz de Cabralia beach	-16.2859	-38.9443	comunidades de peixes na Baía de Todos os Santos – Bahia – Brasil	Andrey Felipe Souza Oliveira
2016	Tra1	Transition	oceanic	Southeast	ES	Guriri beach	-18.7375	-39.6921	Composição e estrutura da ictiofauna em zonas rasas marinhas tropicais: padrões estruturais de temperatura e espaço.	Nathalia Colombo
2014	Tra2	Transition	oceanic	Southeast	ES	Itaipava Beach	-20.8964	-40.6739	Dinâmica temperatureal da assembleia de peixes em duas praias arenosas no Brasil: Espírito Santo e Santa Catarina	Ryan Andrades, Marcelo P. Gomes, Guilherme H. Pereira-Filho, Jessor F. Souza-Filho, Cristiano Q. Albuquerque, Agnaldo S. Martins
2010	Tra3	Transition	oceanic	Southeast	ES	Estuarine system of the Piraquê-acú and Piraquê-mirim rivers	-19.9551	-40.1328	The influence of allochthonous macroalgae on the fish communities of tropical sandy beaches	E. Mazzei, J.C. Joyeux and T. Simon
2008	Tra4	Transition	oceanic	Southeast	ES	Frade Island	-20.3064	-40.2855	Length–weight relationships for juvenile and small-sized adult fishes of the surf zone	Ciro C. V. de Araujo, Daniel de M. Rosa, Joelson M. Fernandes, Leandro V. Ripoli and Werther Krohling
2020	Tra5	Transition	oceanic	Southeast	RJ	Sandy beaches of the Rio de Janeiro	-23.0521	-43.5336	Composição e estrutura da comunidade de peixes de uma praia arenosa da Ilha do Frade, Vitória, Espírito Santo	Fernanda Silva de Aguiar, Rafaela de Sousa Gomes- Gonçalves and Francisco Gerson Araújo
2018	Tra6	Transition	oceanic	Southeast	RJ	Guanabara Bay	-22.9214	-43.1359	Fish and benthic invertebrate relationship and their association to environmental variables in tropical sandy beaches	Marcus R. da Costa, Rafael de A. Tubino and Cassiano Monteiro-Neto
2022	Tra7	Transition	oceanic	Southeast	RJ	Guanabara Bay	-22.8533	-43.1605	Length–weight relations of juvenile and adult fishes (Actinopterygii) from shallow waters in the lower Guanabara bay estuary, Brazil	Samara Macedo Pinto, Cassiano Monteiro-Neto, Elisabete Barbarino, Rafael de Almeida Tubino, Marcus Rodrigues da Costa
2007	Tra8	Transition	oceanic	Southeast	RJ	Sandy beaches of the Rio de Janeiro	-23.0348	-43.4746	The structure of shallow water fish assemblages in sandy beaches of a tropical bay in the Southwestern Atlantic	Ruan Managña Vasconcellos, Joaquim Neto de Sousa Santos, Márcio de Araújo Silva and Francisco Gerson Araújo
2008	Tra9	Transition	oceanic	Southeast	RJ	Itaipu beach	-22.9716	-43.0526	Efeito de grau de exposição às ondas sobre a comunidade de peixes	Cassiano Monteiro-Neto, Rafael A. Tubino, Luiz E. S. Moraes, José P. de Mendonça Neto, Gustavo V. Esteves and Wagner L. Fortes
2016	Tra10	Transition	oceanic	Southeast	RJ	Guanabara Bay	-22.9457	-43.1665	Associações de peixes na região costeira de Itaipu, Niterói, RJ	A. C. S. Franco, M. C. N. Ramos Chaves, M. P. B. Castel-Branco and L. Neves Dos Santos
2008	Tra11	Transition	oceanic	Southeast	RJ	Arraial do cabo,	-23.0007	-42.0534	Responses of fish assemblages of sandy beaches to different anthropogenic and hydrodynamic influences	Luiz Ricardo Gaelzer and Ilana R. Zalmon
2003	Tra12	Transition	oceanic	Southeast	RJ	São Francisco do Itabapoana Beaches	-21.4585	-41.0336	Diel variation of fish community in sandy beaches of southeastern Brazil	Marcelo Paes Gomes, Miguel Siano Cunha and Ilana Rosental Zalmon

Year	Code	Region	Type of beach	Region in Brazil	State	Locality	Latitude	Longitude	Title	Authors
2015	Tra13	Transition	oceanic	Southeast	SP	Cananéia beaches	-25.039	-47.8245	Juvenile fish use of the shallow zone of beaches of the Cananéia-Iguape coastal	Jana Menegassi del Favero, June Ferraz Dias
2019	Tra14	Transition	oceanic	Southeast	SP	Praia grande beach	-24.0177	-46.3557	Seasonal evaluation of the condition factor in a surf-zone assemblage from southeastern Brazil	Eidi Kikuchi Santos, Fernando Rafael de Grande, Teodoro Vaske-Júnior
2016	Tra15	Transition	oceanic	Southeast	SP	Almada beach	-23.4272	-44.9132	Praia da almada, Ubatuba, SP: um berçário para a ictiofauna	Nathalie Amorim Fernandes
2014	Tra16	Transition	oceanic	Southeast	SP	Ubatuba beach	-23.4588	-45.0341	Composição e estrutura da comunidade de peixes em duas praias sob o mesmo tipo de pressão antrópica, litoral de São Paulo, Brasil	Marcus Rodrigues da Costa
2014	Tra17	Transition	oceanic	Southeast	SP	Caraguatatuba,	-23.6913	-45.1749	Composição e estrutura da comunidade de peixes em duas praias sob o mesmo tipo de pressão antrópica, litoral de São Paulo, Brasil	Marcus Rodrigues da Costa
1995	Tra18	Transition	oceanic	Southeast	SP	Ilha Comprida, Santos e São Vicente, Vermelha do Sul e Félix beaches	-24.7455	-47.5202	Análise comparativa da ictiofauna da zona de arrebenção de praias arenosas do estado de São Paulo, Brasil	Roberto Giannini and Alfredo Martins Paiva Filho
2010	Tem1	Warm temperature erate	oceanic	South	PR	Pontal do sul beaches	-25.5985	-48.356	Diel and tidal variation in surf zone fish assemblages of a sheltered beach in southern Brazil	Fabiana C. Félix-Hackradt , Henry L. Spach , Pietro S. Moro, Helen A. Pichler, Aline S. Maggi, Maurício Hostim-Silva and Carlos W. Hackradt
2016	Tem2	Warm temperature erate	oceanic	South	SC	Barra da Lagoa	-27.5711	-48.4231	Composição e variação sazonal da ictiofauna da zona de arrebenção da praia da barra da lagoa, em Florianópolis/SC	Maíara Albuquerque Hayata
2017	Tem3	Warm temperature erate	oceanic	South	SC	Araçá beach	-27.1344	-48.5316	Variação Temperatureoral na Composição e Estrutura da Assembleia de Peixes em uma praia no Sul do Brasil.	Colombo, N., Manes, S., Almeida,L.L., Hostim-Silva, M., Daros, F.A. and Spach, H.L.
2016	Tem4	Warm temperature erate	oceanic	South	SC	Araçá beach	-27.1344	-48.5316	Dinâmica temperatureoral da assembleia de peixes em duas praias arenosas no Brasil: Espírito Santo e Santa Catarina	Nathalia Colombo
2014	Tem5	Warm temperature erate	oceanic	South	SC	Índio beach	-27.3717	-48.5153	Fish temperatureoral variation in different ontogenetic stages in a sheltered beach of the Baía Norte, Southern Brazil	Marcelo Soeth, Henry Louis Spach, Gisela Costa Ribeiro, Vinicius Krischnegg Andrade
2004	Tem6	Warm temperature erate	oceanic	South	SC		-27.1668	-48.4047	Seasonal Changes in a Sandy Beach Fish Assemblage at Canto Grande, Santa Catarina, South Brazil	Joao P. Barreiros, Vicente Figna, Mauricio Hostim-Silva and Ricardo S. Santos
2015	Tem7	Warm temperature erate	oceanic	South	RS	Cassino beach	-32.2172	-52.1695	Assessing surf-zone fish assemblage variability in southern Brazil	Fabio L. Rodrigues, Henrique N. Cabral and Joao P. Vieira
2012	Tem8	Warm temperature erate	oceanic	South	RS	Cassino	-32.1888	-52.0888	Do mud deposition events on sandy beaches affect surf zone ichtyofauna? A southern Brazilian case study	Renata Mont'Alveme, Leonardo E. Moraes, Fábio L. Rodrigues, João P. Vieira

Year	Code	Region	Type of beach	Region in Brazil	State	Locality	Latitude	Longitude	Title	Authors
2015	Tem9	Warm temperature erate	oceanic	South	RS	Cassino and Mar Grosso beach	-32.232	-51.9708	Assessing surf-zone fish assemblage variability in southern Brazil	Fabio L. Rodrigues, Henrique N. Cabral and Joao P. Vieira
2017	Tem10	Warm temperature erate	oceanic	South	RS	Tramandai Estuary	-29.9692	-50.0554	Variação espaço temperatureal de longo prazo na estrutura das associações de peixes	João Vieira, Verónica Román-Robles, Fábio Rodrigues, Lisiane Ramos and Maurício Lang dos Santos
2012	Tem11	Warm temperature erate	oceanic	South	RS	Cassino and Mar Grosso beaches	-32.1255	-52.0549	Surf zone fish abundance and diversity at two sandy beaches separated by long rocky jetties	Fabio L. Rodrigues and João Vieira
2016	Tem12	Warm temperature erate	oceanic	South	RS	barra da lagoa beach	-27.563	-48.4225	Composição e variação sazonal da ictiofauna da zona de arrebenção da praia da Barra da Lagoa, em Florianópolis	Maiara Albuquerque Hayata
2007	Tem13	Warm temperature erate	oceanic	South	PR	Pontal do Paraná	-25.5866	-48.3416	Utilization patterns of surf zone inhabiting fish from beaches in Southern Brazil	Fabiana C. Félix, Henry Spach, Pietro S. Moro, Cezar Santos, Carlos W. Hackradt and Maurício Hostin-Siva
2019	Tem14	Warm temperature erate	oceanic	South	RS	Adjacent coast Tramandai River estuary	-30.0083	-50.0677	Long-Term Spatiotemperatureal Variation in the Juvenile Fish Assemblage of the Tramandaí River Estuary (29°S) and Adjacent Coast in Southern Brazil	João Vieira, Verónica Román-Robles, Fábio Rodrigues, Lisiane Ramos, Maurício Lang dos Santos

Anexo 2. Lista de espécies de peixes e sua frequência de ocorrência (%) em praias arenosas estuarinas e oceânicas ao longo da costa brasileira. A frequência de ocorrência foi calculada dividindo o número de ocorrências de cada espécie pelo total de registros de espécies de peixes utilizados em praias estuarinas (52) ou oceânicas (48).

Order	Family	Code	Species	Estuarine	Oceanic
Characiformes	Characidae	astbim	<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	11.5	0.0
Characiformes	Characidae	psaeig	<i>Psalidodon eigenmanniorum</i> (Cope, 1894)	5.8	2.1
Characiformes	Characidae	astlac	<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken, 1875)	3.8	0.0
Characiformes	Characidae	chaste	<i>Charax stenopterus</i> (Cope, 1894)	1.9	0.0
Characiformes	Characidae	hypbif	<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> Ellis, 1911	1.9	0.0
Characiformes	Characidae	hypbou	<i>Hyphessobrycon boulengeri</i> (Eigenmann, 1907)	1.9	0.0
Characiformes	Characidae	macuru	<i>Macropsobrycon uruguayanae</i> Eigenmann, 1915	1.9	0.0
Characiformes	Characidae	olijen	<i>Oligosarcus jenynsii</i> (Günther, 1864)	3.8	0.0
Characiformes	Characidae	olirob	<i>Oligosarcus robustus</i> Menezes, 1969	3.8	0.0
Characiformes	Characidae	psafas	<i>Psalidodon fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	3.8	0.0
Characiformes	Characidae	deulue	<i>Deuterodon luetkenii</i> (Boulenger, 1887)	5.8	0.0
Characiformes	Characidae	moecos	<i>Moenkhausia costae</i> (Steindachner, 1907)	1.9	0.0
Characiformes	Characidae	diaalb	<i>Diapoma alburnum</i> (Hensel, 1870)	5.8	2.1
Characiformes	Prochilodontidae	proarg	<i>Prochilodus argenteus</i> Spix & Agassiz, 1829	1.9	0.0
Characiformes	Curimatidae	cypvog	<i>Cyphocharax voga</i> (Hensel, 1870)	5.8	0.0
Characiformes	Curimatidae	stebio	<i>Steindachnerina biornata</i> (Braga & Azpelicueta, 1987)	1.9	0.0
Characiformes	Erythrinidae	hopmal	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	5.8	0.0
Characiformes	Serrasalminae	serrho	<i>Serrasalmus rhombeus</i> (Linnaeus, 1766)	1.9	0.0
Cichliformes	Cichlidae	geobra	<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	15.4	0.0
Cichliformes	Cichlidae	coprend	<i>Coptodon rendalli</i> (Boulenger, 1897)	1.9	0.0
Cichliformes	Cichlidae	crelac	<i>Crenicichla lepidota</i> Heckel, 1840	1.9	0.0
Cichliformes	Cichlidae	orenil	<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	5.8	0.0
Cyprinodontiformes	Anablepidae	anaana	<i>Anableps anableps</i> (Linnaeus, 1758)	13.5	0.0
Cyprinodontiformes	Anablepidae	jenmuJ	<i>Jenynsia multidentata</i> (Jenyns, 1842)	11.5	2.1
Cyprinodontiformes	Anablepidae	jenlis	<i>Jenynsia lineata</i> (Jenyns, 1842)	0.0	2.1
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	cneont	<i>Cnesterodon decemmaculatus</i> (Jenyns, 1842)	1.9	0.0
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	phacau	<i>Phalloceros caudimaculatus</i> (Hensel, 1868)	9.6	0.0
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	phajan	<i>Phalloptychus januarius</i> (Hensel, 1868)	0.0	2.1
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	poeret	<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	1.9	0.0
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	poeviv	<i>Poecilia vivipara</i> Bloch & Schneider, 1801	26.9	2.1
Cyprinodontiformes	Rivulidae	atlsan	<i>Atlantirivulus santensis</i> (Köhler, 1906)	0.0	2.1
Cyprinodontiformes	Rivulidae	kryoce	<i>Kryptolebias ocellatus</i> (Hensel, 1868)	1.9	0.0
Siluriformes	Ariidae	ampphr	<i>Amphiarius phrygiatus</i> (Valenciennes, 1840)	3.8	2.1
Siluriformes	Ariidae	amprug	<i>Amphiarius rugispinis</i> (Valenciennes, 1840)	9.6	2.1
Siluriformes	Ariidae	notbon	<i>Notarius bonillai</i> (Miles, 1945)	5.8	0.0
Siluriformes	Ariidae	ariher	<i>Sciades herzbergii</i> (Bloch, 1794)	5.8	0.0
Siluriformes	Ariidae	asplun	<i>Aspistor luniscutis</i> (Valenciennes, 1840)	7.7	10.4
Siluriformes	Ariidae	aspqua	<i>Aspistor quadriscutis</i> (Valenciennes, 1840)	9.6	4.2
Siluriformes	Ariidae	bagbag	<i>Bagre bagre</i> (Linnaeus, 1766)	11.5	8.3
Siluriformes	Ariidae	bagmar	<i>Bagre marinus</i> (Mitchill, 1815)	3.8	6.3
Siluriformes	Ariidae	cataga	<i>Cathorops agassizii</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1888)	7.7	8.3

Order	Family	Code	Species	Estuarine	Oceanic
Siluriformes	Ariidae	catare	<i>Cathorops arenatus</i> (Valenciennes, 1840)	1.9	2.1
Siluriformes	Ariidae	catfue	<i>Cathorops fuerthii</i> (Steindachner, 1876)	1.9	0.0
Siluriformes	Ariidae	catspi	<i>Cathorops spixii</i> (Agassiz, 1829)	40.4	29.2
Siluriformes	Ariidae	genbar	<i>Genidens barbatus</i> (Lacepède, 1803)	17.3	20.8
Siluriformes	Ariidae	gengen	<i>Genidens genidens</i> (Cuvier, 1829)	36.5	31.3
Siluriformes	Ariidae	genmac	<i>Genidens machadoi</i> (Miranda Ribeiro, 1918)	0.0	4.2
Siluriformes	Ariidae	genpla	<i>Genidens planifrons</i> (Higuchi, Reis & Araújo, 1982)	0.0	4.2
Siluriformes	Ariidae	scipas	<i>Sciades passany</i> (Valenciennes, 1840)	5.8	0.0
Siluriformes	Ariidae	scicou	<i>Sciades couma</i> (Valenciennes, 1840)	1.9	2.1
Siluriformes	Ariidae	scipar	<i>Sciades parkeri</i> (Traill, 1832)	7.7	2.1
Siluriformes	Ariidae	scipro	<i>Sciades proops</i> (Valenciennes, 1840)	3.8	6.3
Siluriformes	Ariidae	notgra	<i>Notarius grandicassis</i> (Valenciennes, 1840)	1.9	2.1
Siluriformes	Ariidae	sciher	<i>Sciades herzbergii</i> (Bloch, 1794)	11.5	10.4
Siluriformes	Aspredinidae	aspasp	<i>Aspredo aspredo</i> (Linnaeus, 1758)	3.8	0.0
Siluriformes	Aspredinidae	placot	<i>Platystacus cotylephorus</i> Bloch, 1794	1.9	0.0
Siluriformes	Aspredinidae	aspfil	<i>Aspredinichthys filamentosus</i> (Valenciennes, 1840)	3.8	0.0
Siluriformes	Aspredinidae	asptib	<i>Aspredinichthys tibicen</i> (Valenciennes, 1840)	15.4	0.0
Siluriformes	Auchenipteridae	psenod	<i>Pseudauchenipterus nodosus</i> (Bloch, 1794)	17.3	0.0
Siluriformes	Heptapteridae	pimaus	<i>Pimelodella australis</i> Eigenmann, 1917	1.9	0.0
Siluriformes	Heptapteridae	pimcri	<i>Pimelodella cristata</i> (Müller & Troschel, 1849)	1.9	0.0
Siluriformes	Heptapteridae	pimlat	<i>Pimelodella lateristriga</i> (Lichtenstein, 1823)	1.9	0.0
Siluriformes	Heptapteridae	rhaque	<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	1.9	0.0
Siluriformes	Loricariidae	hypwat	<i>Hypostomus watwata</i> Hancock, 1828	3.8	0.0
Siluriformes	Loricariidae	hypple	<i>Hypostomus plecostomus</i> (Linnaeus, 1758)	1.9	0.0
Siluriformes	Loricariidae	ptejos	<i>Pterygoplichthys joselimaianus</i> (Weber, 1991)	1.9	0.0
Siluriformes	Loricariidae	loranu	<i>Loricariichthys anus</i> (Valenciennes, 1835)	1.9	0.0
Siluriformes	Pimelodidae	brafil	<i>Brachyplatystoma filamentosum</i> (Lichtenstein, 1819)	1.9	0.0
Siluriformes	Pimelodidae	bravai	<i>Brachyplatystoma vaillantii</i> (Valenciennes, 1840)	3.8	2.1
Siluriformes	Pimelodidae	pimmac	<i>Pimelodus maculatus</i> Lacepède, 1803	3.8	0.0
Siluriformes	Pimelodidae	pimblo	<i>Pimelodus blochii</i> Valenciennes, 1840	3.8	0.0
Siluriformes	Pimelodidae	parnig	<i>Parapimelodus nigribarbis</i> (Boulenger, 1889)	3.8	0.0
Rhinopristiformes	Rhinobatidae	pseper	<i>Pseudobatos percellens</i> (Walbaum, 1792)	7.7	2.1
Rhinopristiformes	Trygonorrhinidae	zapbre	<i>Zapteryx brevirostris</i> (Müller & Henle, 1841)	0.0	2.1
Torpediniformes	Narcinidae	distsc	<i>Discopyge tschudii</i> Heckel, 1846	0.0	2.1
Torpediniformes	Narcinidae	naranf	<i>Narcine bancroftii</i> (Griffith & Smith, 1834)	0.0	2.1
Torpediniformes	Narcinidae	narral	<i>Narcine brasiliensis</i> (Olfers, 1831)	7.7	6.3
Myliobatiformes	Dasyatidae	hyput	<i>Hypanus guttatus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	19.2	8.3
Myliobatiformes	Dasyatidae	hypsay	<i>Hypanus say</i> (Lesueur, 1817)	1.9	0.0
Myliobatiformes	Dasyatidae	stysch	<i>Styracura schmardae</i> (Werner, 1904)	0.0	2.1
Myliobatiformes	Gymnuridae	gymlte	<i>Gymnura altavela</i> (Linnaeus, 1758)	1.9	0.0
Myliobatiformes	Gymnuridae	gymmie	<i>Gymnura micrura</i> (Bloch & Schneider, 1801)	7.7	6.3
Acanthuriformes	Acanthuridae	acabah	<i>Acanthurus bahianus</i> Castelnau, 1855	5.8	4.2
Acanthuriformes	Acanthuridae	acachi	<i>Acanthurus chirurgus</i> (Bloch, 1787)	3.8	4.2
Acanthuriformes	Chaetodontidae	chastr	<i>Chaetodon striatus</i> Linnaeus, 1758	3.8	4.2
Acanthuriformes	Chaetodontidae	proacu	<i>Prognathodes aculeatus</i> (Poey, 1860)	1.9	0.0

Order	Family	Code	Species	Estuarine	Oceanic
Acanthuriformes	Ephippidae	chafab	<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)	73.1	56.3
Acanthuriformes	Pomacanthidae	pompar	<i>Pomacanthus paru</i> (Bloch, 1787)	9.6	0.0
Acanthuriformes	Lobotidae	lobsur	<i>Lobotes surinamensis</i> (Bloch, 1790)	7.7	12.5
Acropomatiformes	Synagropidae	synbel	<i>Synagrops bellus</i> (Goode & Bean, 1896)	1.9	0.0
Acropomatiformes	Pempheridae	pemsch	<i>Pempheris schomburgkii</i> Müller & Troschel, 1848	0.0	2.1
Albuliformes	Albulidae	albnem	<i>Albula nemoptera</i> (Fowler, 1911)	0.0	2.1
Albuliformes	Albulidae	albvul	<i>Albula vulpes</i> (Linnaeus, 1758)	28.8	41.7
Anabantiformes	Osphronemidae	betspl	<i>Betta splendens</i> Regan, 1910	1.9	0.0
Anguilliformes	Anguilliformes	hopten	<i>Hoplunnis tenuis</i> Ginsburg, 1951	1.9	0.0
Anguilliformes	Chlopsidae	chlbic	<i>Chlopsis bicolor</i> Rafinesque, 1810	0.0	2.1
Anguilliformes	Congridae	conorb	<i>Conger orbignyanus</i> Valenciennes, 1837	1.9	0.0
Anguilliformes	Ophichthidae	ahlegm	<i>Ahlia egmontis</i> (Jordan, 1884)	1.9	0.0
Anguilliformes	Ophichthidae	myrpun	<i>Myrophis punctatus</i> Lütken, 1852	3.8	6.3
Anguilliformes	Ophichthidae	ophcyl	<i>Ophichthus cylindroideus</i> (Ranzani, 1839)	9.6	0.0
Anguilliformes	Ophichthidae	ophgom	<i>Ophichthus gomesii</i> (Castelnau, 1855)	13.5	10.4
Anguilliformes	Ophichthidae	ophoph	<i>Ophichthus ophis</i> (Linnaeus, 1758)	3.8	2.1
Anguilliformes	Ophichthidae	myroce	<i>Myrichthys ocellatus</i> (Lesueur, 1825)	9.6	6.3
Anguilliformes	Ophichthidae	echint	<i>Echiophis intertinctus</i> (Richardson, 1848)	1.9	0.0
Anguilliformes	Muraenesocidae	cynsav	<i>Cynoponticus savanna</i> (Bancroft, 1831)	5.8	0.0
Anguilliformes	Muraenidae	gymfun	<i>Gymnothorax funebris</i> Ranzani, 1839	7.7	2.1
Anguilliformes	Muraenidae	gymmor	<i>Gymnothorax moringa</i> (Cuvier, 1829)	1.9	0.0
Anguilliformes	Muraenidae	gymnig	<i>Gymnothorax nigromarginatus</i> (Girard, 1858)	1.9	0.0
Anguilliformes	Muraenidae	gymoce	<i>Gymnothorax ocellatus</i> Agassiz, 1831	9.6	8.3
Atheriniformes	Atherinopsidae	athbla	<i>Atherinella blackburni</i> (Schultz, 1949)	7.7	20.8
Atheriniformes	Atherinopsidae	athbra	<i>Atherinella brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1825)	75.0	70.8
Atheriniformes	Atherinopsidae	memdis	<i>Membras dissimilis</i> (Carvalho, 1956)	0.0	8.3
Atheriniformes	Atherinopsidae	odoinc	<i>Odontesthes incisa</i> (Jenyns, 1841)	1.9	2.1
Atheriniformes	Atherinopsidae	odoarg	<i>Odontesthes argentinensis</i> (Valenciennes, 1835)	13.5	12.5
Atheriniformes	Atherinopsidae	odobon	<i>Odontesthes bonariensis</i> (Valenciennes, 1835)	1.9	10.4
Aulopiformes	Synodontidae	synint	<i>Synodus intermedius</i> (Spix & Agassiz, 1829)	1.9	6.3
Aulopiformes	Synodontidae	tramyo	<i>Trachinocephalus myops</i> (Forster, 1801)	3.8	6.3
Aulopiformes	Synodontidae	synfoe	<i>Synodus foetens</i> (Linnaeus, 1766)	48.1	33.3
Aulopiformes	Synodontidae	synpoe	<i>Synodus poeyi</i> Jordan, 1887	1.9	2.1
Batrachoidiformes	Batrachoididae	ampcry	<i>Amphichthys cryptocentrus</i> (Valenciennes, 1837)	3.8	0.0
Batrachoidiformes	Batrachoididae	batsur	<i>Batrachoides surinamensis</i> (Bloch & Schneider, 1801)	21.2	2.1
Batrachoidiformes	Batrachoididae	porpor	<i>Porichthys porosissimus</i> (Cuvier, 1829)	3.8	6.3
Batrachoidiformes	Batrachoididae	thamac	<i>Thalassophryne maculosa</i> Günther, 1861	1.9	0.0
Batrachoidiformes	Batrachoididae	thamon	<i>Thalassophryne montevidensis</i> (Berg, 1893)	9.6	0.0
Batrachoidiformes	Batrachoididae	thanat	<i>Thalassophryne nattereri</i> Steindachner, 1876	26.9	12.5
Beloniformes	Belonidae	ablhia	<i>Ablennes hians</i> (Valenciennes, 1846)	1.9	0.0
Beloniformes	Belonidae	strmar	<i>Strongylura marina</i> (Walbaum, 1792)	25.0	27.1
Beloniformes	Belonidae	tylacu	<i>Tylosurus acus</i> (Lacepède, 1803)	1.9	4.2
Beloniformes	Belonidae	tylcro	<i>Tylosurus crocodilus</i> (Péron & Lesueur, 1821)	1.9	0.0
Beloniformes	Belonidae	strtim	<i>Strongylura timucu</i> (Walbaum, 1792)	48.1	22.9
Beloniformes	Exocoetidae	parebrac	<i>Parexocoetus brachypterus</i> (Richardson, 1846)	1.9	0.0

Order	Family	Code	Species	Estuarine	Oceanic
Beloniformes	Hemiramphidae	hypuni	<i>Hyporhamphus unifasciatus</i> (Ranzani, 1841)	36.5	47.9
Beloniformes	Exocoetidae	exovol	<i>Exocoetus volitans</i> Linnaeus, 1758	0.0	4.2
Beloniformes	Hemiramphidae	hembal	<i>Hemiramphus balao</i> Lesueur, 1821	1.9	0.0
Beloniformes	Hemiramphidae	hembra	<i>Hemiramphus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	21.2	14.6
			<i>Hyporhamphus roberti</i> hildebrandi Jordan & Evermann, 1927	11.5	10.4
Blenniiformes	Blenniidae	parpil	<i>Parablennius pilicornis</i> (Cuvier, 1829)	1.9	2.1
Blenniiformes	Blenniidae	scacri	<i>Scartella cristata</i> (Linnaeus, 1758)	1.9	2.1
Blenniiformes	Dactyloscopidae	dactcro	<i>Dactyloscopus crossotus</i> Starks, 1913	13.5	6.3
Blenniiformes	Dactyloscopidae	dactri	<i>Dactyloscopus tridigitatus</i> Gill, 1859	0.0	2.1
Blenniiformes	Labrisomidae	stabra	<i>Starksia brasiliensis</i> (Gilbert, 1900)	0.0	4.2
Blenniiformes	Blenniidae	hypfis	<i>Hypleurochilus fissicornis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	1.9	6.3
Blenniiformes	Labrisomidae	labnuc	<i>Labrisomus nuchipinnis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	1.9	4.2
Blenniiformes	Clinidae	ribeig	<i>Ribeiroclinus eigenmanni</i> (Jordan, 1888)	1.9	0.0
Carangaria/misc	Centropomidae	cenmex	<i>Centropomus mexicanus</i> Bocourt, 1868	1.9	2.1
Carangaria/misc	Centropomidae	cenpar	<i>Centropomus parallelus</i> Poey, 1860	51.9	22.9
Carangaria/misc	Centropomidae	cenpec	<i>Centropomus pectinatus</i> Poey, 1860	11.5	0.0
Carangaria/misc	Centropomidae	cenund	<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792)	38.5	22.9
Carangaria/misc	Polynemidae	pololi	<i>Polydactylus oligodon</i> (Günther, 1860)	7.7	22.9
Carangaria/misc	Polynemidae	polvir	<i>Polydactylus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	34.6	64.6
Carangaria/misc	Sphyraenidae	sphbar	<i>Sphyraena barracuda</i> (Edwards, 1771)	21.2	10.4
Carangaria/misc	Sphyraenidae	sphgua	<i>Sphyraena guachancho</i> Cuvier, 1829	13.5	10.4
Carangaria/misc	Sphyraenidae	sphsph	<i>Sphyraena sphyraena</i> (Linnaeus, 1758)	0.0	4.2
Carangaria/misc	Sphyraenidae	sphtom	<i>Sphyraena tome</i> Fowler, 1903	3.8	14.6
Carangiformes	Carangidae	carbar	<i>Caranx bartholomaei</i> Cuvier, 1833	15.4	18.8
Carangiformes	Carangidae	carcry	<i>Caranx crysos</i> (Mitchill, 1815)	7.7	14.6
Carangiformes	Carangidae	carhip	<i>Caranx hippos</i> (Linnaeus, 1766)	19.2	12.5
Carangiformes	Carangidae	carlat	<i>Caranx latus</i> Agassiz, 1831	59.6	62.5
Carangiformes	Carangidae	carlug	<i>Caranx lugubris</i> Poey, 1860	0.0	2.1
Carangiformes	Carangidae	carrub	<i>Caranx ruber</i> (Bloch, 1793)	1.9	0.0
Carangiformes	Carangidae	hemamb	<i>Hemicaranx amblyrhynchus</i> (Cuvier, 1833)	5.8	8.3
Carangiformes	Carangidae	selset	<i>Selene setapinnis</i> (Mitchill, 1815)	13.5	16.7
Carangiformes	Carangidae	selvom	<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)	61.5	66.7
Carangiformes	Carangidae	serlal	<i>Seriola lalandi</i> Valenciennes, 1833	1.9	0.0
Carangiformes	Carangidae	tracar	<i>Trachinotus carolinus</i> (Linnaeus, 1766)	46.2	85.4
Carangiformes	Carangidae	tracay	<i>Trachinotus cayennensis</i> Cuvier, 1832	1.9	0.0
Carangiformes	Carangidae	tragoo	<i>Trachinotus goodei</i> Jordan & Evermann, 1896	19.2	54.2
Carangiformes	Carangidae	tramar	<i>Trachinotus marginatus</i> Cuvier, 1832	17.3	16.7
Carangiformes	Carangidae	tralat	<i>Trachurus lathami</i> Nichols, 1920	1.9	0.0
Carangiformes	Carangidae	urasec	<i>Uraspis secunda</i> (Poey, 1860)	1.9	2.1
Carangiformes	Carangidae	selcru	<i>Selar crumenophthalmus</i> (Bloch, 1793)	0.0	2.1
Carangiformes	Carangidae	selbro	<i>Selene brownii</i> (Cuvier, 1816)	0.0	2.1
Carangiformes	Carangidae	chlchr	<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	50.0	58.3
Carangiformes	Carangidae	olipal	<i>Oligoplites palometa</i> (Cuvier, 1832)	30.8	16.7
Carangiformes	Carangidae	olisal	<i>Oligoplites saliens</i> (Bloch, 1793)	28.8	29.2
Carangiformes	Carangidae	olisau	<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	59.6	39.6

Order	Family	Code	Species	Estuarine	Oceanic
Carangiformes	Carangidae	pseden	<i>Pseudocaranx dentex</i> (Bloch & Schneider, 1801)	1.9	10.4
Carangiformes	Carangidae	trafal	<i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus, 1758)	51.9	81.3
Carangiformes	Echeneidae	echnau	<i>Echeneis naucrates</i> Linnaeus, 1758	7.7	2.1
Carangiformes	Rachycentridae	raccan	<i>Rachycentron canadum</i> (Linnaeus, 1766)	1.9	2.1
Centrarchiformes	Kyphosidae	kypsec	<i>Kyphosus sectatrix</i> (Linnaeus, 1758)	0.0	2.1
Clupeiformes	Pristigasteridae	pelcas	<i>Pellona castelnaeana</i> Valenciennes, 1847	1.9	0.0
Clupeiformes	Pristigasteridae	chible	<i>Chirocentrodon bleekermanus</i> (Poey, 1867)	5.8	27.1
Clupeiformes	Pristigasteridae	pelhar	<i>Pellona harroweri</i> (Fowler, 1917)	17.3	29.2
Clupeiformes	Pristigasteridae	odomuc	<i>Odontognathus mucronatus</i> Lacepède, 1800	9.6	4.2
Clupeiformes	Clupeidae	breaur	<i>Brevoortia aurea</i> (Spix & Agassiz, 1829)	5.8	6.3
Clupeiformes	Clupeidae	brepec	<i>Brevoortia pectinata</i> (Jenyns, 1842)	17.3	14.6
Clupeiformes	Clupeidae	jenlam	<i>Jenkinsia lamprotaenia</i> (Gosse, 1851)	0.0	2.1
Clupeiformes	Clupeidae	opiogl	<i>Opisthonema oglinum</i> (Lesueur, 1818)	36.5	31.3
Clupeiformes	Clupeidae	plapla	<i>Platanichthys platana</i> (Regan, 1917)	19.2	12.5
Clupeiformes	Clupeidae	ramarc	<i>Ramnogaster arcuata</i> (Jenyns, 1842)	11.5	4.2
Clupeiformes	Clupeidae	rhiama	<i>Rhinosardinia amazonica</i> (Steindachner, 1879)	15.4	2.1
Clupeiformes	Clupeidae	sarbra	<i>Sardinella brasiliensis</i> (Steindachner, 1879)	28.8	45.8
Clupeiformes	Clupeidae	rhibah	<i>Rhinosardinia bahiensis</i> (Steindachner, 1879)	7.7	2.1
Clupeiformes	Clupeidae	harclu	<i>Harengula clupeola</i> (Cuvier, 1829)	53.8	58.3
Clupeiformes	Clupeidae	harjag	<i>Harengula jaguana</i> Poey, 1865	1.9	4.2
Clupeiformes	Clupeidae	lilpiq	<i>Lile piquitinga</i> (Schreiner & Miranda Ribeiro, 1903)	17.3	14.6
Clupeiformes	Engraulidae	lyclim	<i>Lycengraulis limnichthys</i> Schultz, 1949	0.0	2.1
Clupeiformes	Engraulidae	ancfil	<i>Anchoa filifera</i> (Fowler, 1915)	5.8	10.4
Clupeiformes	Engraulidae	anchep	<i>Anchoa hepsetus</i> (Linnaeus, 1758)	9.6	0.0
Clupeiformes	Engraulidae	ancjan	<i>Anchoa januaria</i> (Steindachner, 1879)	36.5	25.0
Clupeiformes	Engraulidae	anclyo	<i>Anchoa lyolepis</i> (Evermann & Marsh, 1900)	19.2	33.3
Clupeiformes	Engraulidae	ancmar	<i>Anchoa marinii</i> Hildebrand, 1943	9.6	20.8
Clupeiformes	Engraulidae	ancpar	<i>Anchoa parva</i> (Meek & Hildebrand, 1923)	3.8	2.1
Clupeiformes	Engraulidae	ancspi	<i>Anchoa spinifer</i> (Valenciennes, 1848)	23.1	10.4
Clupeiformes	Engraulidae	anctri	<i>Anchoa tricolor</i> (Spix & Agassiz, 1829)	36.5	45.8
Clupeiformes	Engraulidae	ancclu	<i>Anchovia clupeoides</i> (Swainson, 1839)	36.5	18.8
Clupeiformes	Engraulidae	ancsur	<i>Anchovia surinamensis</i> (Bleeker, 1865)	1.9	0.0
Clupeiformes	Engraulidae	ancbre	<i>Anchoviella brevirostris</i> (Günther, 1868)	7.7	8.3
Clupeiformes	Engraulidae	anccay	<i>Anchoviella cayennensis</i> (Puyo, 1946)	1.9	0.0
Clupeiformes	Engraulidae	ancgui	<i>Anchoviella guianensis</i> (Eigenmann, 1912)	3.8	0.0
Clupeiformes	Engraulidae	anclep	<i>Anchoviella lepidentostole</i> (Fowler, 1911)	28.8	33.3
Clupeiformes	Engraulidae	cetede	<i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier, 1829)	67.3	33.3
Clupeiformes	Engraulidae	lycgro	<i>Lycengraulis grossidens</i> (Spix & Agassiz, 1829)	67.3	43.8
Clupeiformes	Engraulidae	pteath	<i>Pterengraulis atherinoides</i> (Linnaeus, 1766)	13.5	2.1
Clupeiformes	Engraulidae	lycbat	<i>Lycengraulis batesii</i> (Günther, 1868)	3.8	0.0
Clupeiformes	Engraulidae	enganc	<i>Engraulis anchoita</i> Hubbs & Marini, 1935	0.0	12.5
Dactylopteriformes	Dactylopteridae	dacvol	<i>Dactylopterus volitans</i> (Linnaeus, 1758)	28.8	16.7
Elopiformes	Megalopidae	megatl	<i>Megalops atlanticus</i> Valenciennes, 1847	9.6	2.1
Elopiformes	Elopidae	elosau	<i>Elops saurus</i> Linnaeus, 1766	30.8	29.2
Elopiformes	Elopidae	elosmi	<i>Elops smithi</i> McBride, Rocha, Ruiz-Carus & Bowen, 2010	1.9	2.1

Order	Family	Code	Species	Estuarine	Oceanic
Eupercaria/misc	Gerreidae	eucarg	<i>Eucinostomus argenteus</i> Baird & Girard, 1855	63.5	45.8
Eupercaria/misc	Gerreidae	eucgul	<i>Eucinostomus gula</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	63.5	31.3
Eupercaria/misc	Gerreidae	euchav	<i>Eucinostomus havana</i> (Nichols, 1912)	7.7	0.0
Eupercaria/misc	Gerreidae	ulaelef	<i>Ulaema lefroyi</i> (Goode, 1874)	42.3	22.9
Eupercaria/misc	Gerreidae	eucmel	<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	57.7	43.8
Eupercaria/misc	Gerreidae	eugbra	<i>Eugerres brasiliensis</i> (Cuvier, 1830)	25.0	12.5
Eupercaria/misc	Gerreidae	euglin	<i>Eugerres lineatus</i> (Humboldt, 1821)	1.9	2.1
Eupercaria/misc	Gerreidae	diaaur	<i>Diapterus auratus</i> Ranzani, 1842	28.8	10.4
Eupercaria/misc	Gerreidae	diarho	<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)	67.3	33.3
Eupercaria/misc	Gerreidae	gercin	<i>Gerres cinereus</i> (Walbaum, 1792)	3.8	0.0
Eupercaria/misc	Haemulidae	anisur	<i>Anisotremus surinamensis</i> (Bloch, 1791)	3.8	8.3
Eupercaria/misc	Haemulidae	anivir	<i>Anisotremus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	3.8	0.0
Eupercaria/misc	Haemulidae	borgro	<i>Boridia grossidens</i> Cuvier, 1830	3.8	6.3
Eupercaria/misc	Haemulidae	connob	<i>Conodon nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	15.4	52.1
Eupercaria/misc	Haemulidae	haeaur	<i>Haemulon aurolineatum</i> Cuvier, 1830	5.8	12.5
Eupercaria/misc	Haemulidae	haebon	<i>Haemulon bonariense</i> Cuvier, 1830	0.0	2.1
Eupercaria/misc	Haemulidae	haepar	<i>Haemulon parra</i> (Desmarest, 1823)	3.8	6.3
Eupercaria/misc	Haemulidae	haeplu	<i>Haemulon plumieri</i> (Lacepède, 1801)	1.9	10.4
Eupercaria/misc	Haemulidae	haesqu	<i>Haemulon squamipinna</i> Rocha & Rosa, 1999	0.0	4.2
Eupercaria/misc	Haemulidae	haeste	<i>Haemulon steindachneri</i> (Jordan & Gilbert, 1882)	11.5	14.6
Eupercaria/misc	Haemulidae	haecor	<i>Haemulopsis corvinaeformis</i> (Steindachner, 1868)	11.5	10.4
Eupercaria/misc	Haemulidae	ortrub	<i>Orthopristis rubra</i> (Cuvier, 1830)	25.0	25.0
Eupercaria/misc	Haemulidae	rhocro	<i>Rhonciscus crocro</i> (Cuvier, 1830)	13.5	4.2
Eupercaria/misc	Haemulidae	pomram	<i>Pomadasyr ramosus</i> (Poey, 1860)	11.5	2.1
Eupercaria/misc	Haemulidae	genlut	<i>Genyatremus luteus</i> (Bloch, 1790)	34.6	16.7
Eupercaria/misc	Haemulidae	parmor	<i>Paranisotremus moricandi</i> (Ranzani, 1842)	3.8	2.1
Eupercaria/mis	Lutjanidae	lutbuc	<i>Lutjanus buccanella</i> (Cuvier, 1828)	1.9	0.0
Eupercaria/misc	Lutjanidae	lutapo	<i>Lutjanus apodus</i> (Walbaum, 1792)	3.8	2.1
Eupercaria/misc	Lutjanidae	lutjoc	<i>Lutjanus jocu</i> (Bloch & Schneider, 1801)	30.8	16.7
Eupercaria/misc	Lutjanidae	lutale	<i>Lutjanus alexandrei</i> Moura & Lindeman, 2007	7.7	2.1
Eupercaria/misc	Lutjanidae	lutana	<i>Lutjanus analis</i> (Cuvier, 1828)	21.2	8.3
Eupercaria/misc	Lutjanidae	lutcy	<i>Lutjanus cyanopterus</i> (Cuvier, 1828)	7.7	4.2
Eupercaria/misc	Lutjanidae	lutgri	<i>Lutjanus griseus</i> (Linnaeus, 1758)	11.5	0.0
Eupercaria/misc	Lutjanidae	lutsyn	<i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus, 1758)	30.8	22.9
Eupercaria/misc	Lutjanidae	ocychr	<i>Ocyurus chrysurus</i> (Bloch, 1791)	5.8	8.3
Eupercaria/misc	Priacanthidae	hetcru	<i>Heteropriacanthus cruentatus</i> (Lacepède, 1801)	0.0	4.2
Eupercaria/misc	Priacanthidae	priare	<i>Priacanthus arenatus</i> Cuvier, 1829	0.0	2.1
Eupercaria/misc	Scaridae	cryros	<i>Cryptotomus roseus</i> Cope, 1871	0.0	4.2
Eupercaria/misc	Scaridae	sparad	<i>Sparisoma radians</i> (Valenciennes, 1840)	11.5	8.3
Eupercaria/misc	Scaridae	spachr	<i>Sparisoma chrysopterus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	0.0	4.2
Eupercaria/misc	Scaridae	nicust	<i>Nicholsina usta</i> (Valenciennes, 1840)	3.8	4.2
Eupercaria/misc	Scaridae	spavir	<i>Sparisoma viride</i> (Bonnaterre, 1788)	0.0	2.1
Eupercaria/misc	Scaridae	sparub	<i>Sparisoma rubripinne</i> (Valenciennes, 1840)	1.9	0.0
Eupercaria/misc	Sciaenidae	isopar	<i>Isopisthus parvipinnis</i> (Cuvier, 1830)	13.5	16.7
Eupercaria/misc	Sciaenidae	larbre	<i>Larimus breviceps</i> Cuvier, 1830	15.4	39.6

Order	Family	Code	Species	Estuarine	Oceanic
Eupercaria/misc	Sciaenidae	lonlan	<i>Lonchurus lanceolatus</i> (Bloch, 1788)	3.8	0.0
Eupercaria/misc	Sciaenidae	macanc	<i>Macrodon ancylodon</i> (Bloch & Schneider, 1801)	19.2	4.2
Eupercaria/misc	Sciaenidae	macatr	<i>Macrodon atricauda</i> (Günther, 1880)	3.8	0.0
Eupercaria/misc	Sciaenidae	mename	<i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	46.2	68.8
Eupercaria/misc	Sciaenidae	menlit	<i>Menticirrhus littoralis</i> (Holbrook, 1847)	48.1	79.2
Eupercaria/misc	Sciaenidae	micfur	<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	69.2	31.3
Eupercaria/misc	Sciaenidae	nebmic	<i>Nebris microps</i> Cuvier, 1830	11.5	2.1
Eupercaria/misc	Sciaenidae	paracu	<i>Pareques acuminatus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	0.0	2.1
Eupercaria/misc	Sciaenidae	plaaur	<i>Plagioscion auratus</i> (Castelnau, 1855)	1.9	0.0
Eupercaria/misc	Sciaenidae	plasqu	<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	1.9	0.0
Eupercaria/misc	Sciaenidae	pogcro	<i>Pogonias cromis</i> (Linnaeus, 1766)	11.5	6.3
Eupercaria/misc	Sciaenidae	stebra	<i>Stellifer brasiliensis</i> (Schultz, 1945)	17.3	18.8
Eupercaria/misc	Sciaenidae	stenas	<i>Stellifer naso</i> (Jordan, 1889)	19.2	2.1
Eupercaria/misc	Sciaenidae	steste	<i>Stellifer stellifer</i> (Bloch, 1790)	30.8	18.8
Eupercaria/misc	Sciaenidae	ctegra	<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i> (Metzelaar, 1919)	3.8	2.1
Eupercaria/misc	Sciaenidae	ododen	<i>Odontoscion dentex</i> (Cuvier, 1830)	1.9	6.3
Eupercaria/misc	Sciaenidae	ophmic	<i>Ophioscion microps</i> (Steindachner, 1864)	1.9	0.0
Eupercaria/misc	Sciaenidae	ophpun	<i>Ophioscion punctatissimus</i> Meek & Hildebrand, 1925	13.5	33.3
Eupercaria/misc	Sciaenidae	paralobra	<i>Paralonchurus brasiliensis</i> (Steindachner, 1875)	9.6	16.7
Eupercaria/misc	Sciaenidae	cynaco	<i>Cynoscion acoupa</i> (Lacepède, 1801)	30.8	8.3
Eupercaria/misc	Sciaenidae	cyngua	<i>Cynoscion guatucupa</i> (Cuvier, 1830)	1.9	0.0
Eupercaria/misc	Sciaenidae	cynjam	<i>Cynoscion jamaicensis</i> (Vaillant & Bocourt, 1883)	11.5	0.0
Eupercaria/misc	Sciaenidae	cynlei	<i>Cynoscion leiarchus</i> (Cuvier, 1830)	48.1	10.4
Eupercaria/misc	Sciaenidae	cynmic	<i>Cynoscion microlepidotus</i> (Cuvier, 1830)	23.1	10.4
Eupercaria/misc	Sciaenidae	cynste	<i>Cynoscion steindachneri</i> (Jordan, 1889)	5.8	0.0
Eupercaria/misc	Sciaenidae	cynstr	<i>Cynoscion striatus</i> (Cuvier, 1829)	1.9	0.0
Eupercaria/misc	Sciaenidae	cynvir	<i>Cynoscion virescens</i> (Cuvier, 1830)	0.0	2.1
Eupercaria/misc	Sciaenidae	stemic	<i>Stellifer microps</i> (Steindachner, 1864)	7.7	0.0
Eupercaria/misc	Sciaenidae	steras	<i>Stellifer rastrifer</i> (Jordan, 1889)	51.9	47.9
Eupercaria/misc	Sciaenidae	umbcan	<i>Umbrina canosai</i> Berg, 1895	11.5	4.2
Eupercaria/misc	Sciaenidae	umbcor	<i>Umbrina coroides</i> Cuvier, 1830	17.3	47.9
Eupercaria/misc	Sciaenidae	bairon	<i>Bairdiella ronchus</i> (Cuvier, 1830)	42.3	29.2
Eupercaria/misc	Sparidae	arcpro	<i>Archosargus probatocephalus</i> (Walbaum, 1792)	5.8	10.4
Eupercaria/misc	Sparidae	arcrho	<i>Archosargus rhomboidalis</i> (Linnaeus, 1758)	15.4	16.7
Eupercaria/misc	Sparidae	calpen	<i>Calamus penna</i> (Valenciennes, 1830)	0.0	2.1
Eupercaria/misc	Sparidae	arcuni	<i>Archosargus unimaculatus</i> (Bloch, 1792)	1.9	0.0
Eupercaria/misc	Sparidae	diparg	<i>Diplodus argenteus</i> (Valenciennes, 1830)	7.7	22.9
Eupercaria/misc	Labridae	halbiv	<i>Halichoeres bivittatus</i> (Bloch, 1791)	0.0	2.1
Eupercaria/misc	Labridae	halpoe	<i>Halichoeres poeyi</i> (Steindachner, 1867)	0.0	2.1
Gobiesociformes	Gobiesocidae	gobbar	<i>Gobiesox barbatulus</i> Starks, 1913	0.0	4.2
Gobiesociformes	Gobiesocidae	gobstr	<i>Gobiesox strumosus</i> Cope, 1870	3.8	10.4
Gobiesociformes	Gobiesocidae	tomfas	<i>Tomicodon fasciatus</i> (Peters, 1859)	1.9	0.0
Gobiiformes	Butidae	butkoi	<i>Butis koilomatodon</i> (Bleeker, 1849)	3.8	0.0
Gobiiformes	Eleotridae	elepisp	<i>Eleotris pisonis</i> (Gmelin, 1789)	9.6	0.0
Gobiiformes	Eleotridae	dormac	<i>Dormitator maculatus</i> (Bloch, 1792)	5.8	2.1

Order	Family	Code	Species	Estuarine	Oceanic
Gobiiformes	Eleotridae	erosma	<i>Erotelis smaragdus</i> (Valenciennes, 1837)	13.5	2.1
Gobiiformes	Eleotridae	guagua	<i>Guavina guavina</i> (Valenciennes, 1837)	7.7	2.1
Gobiiformes	Gobiidae	micusa	<i>Microgobius meeki</i> Evermann & Marsh, 1899	21.2	14.6
Gobiiformes	Gobiidae	awataj	<i>Awaous tajasica</i> (Lichtenstein, 1822)	1.9	0.0
Gobiiformes	Gobiidae	batsop	<i>Bathygobius soporator</i> (Valenciennes, 1837)	46.2	14.6
Gobiiformes	Gobiidae	evolyr	<i>Evorthodus lyricus</i> (Girard, 1858)	9.6	0.0
Gobiiformes	Gobiidae	gnaiso	<i>Gnatholepis thompsoni</i> Jordan, 1904	1.9	0.0
Gobiiformes	Gobiidae	gobbrou	<i>Gobioides broussonnetii</i> Lacepède, 1800	9.6	2.1
Gobiiformes	Gobiidae	goboce	<i>Gobionellus oceanicus</i> (Pallas, 1770)	51.9	10.4
Gobiiformes	Gobiidae	gobsto	<i>Gobionellus stomatus</i> Starks, 1913	25.0	2.1
Gobiiformes	Gobiidae	ctebol	<i>Ctenogobius boleosoma</i> (Jordan & Gilbert, 1882)	40.4	4.2
Gobiiformes	Gobiidae	cteshu	<i>Ctenogobius shufeldti</i> (Jordan & Eigenmann, 1887)	25.0	0.0
Gobiiformes	Gobiidae	ctesma	<i>Ctenogobius smaragdus</i> (Valenciennes, 1837)	23.1	0.0
Gobiiformes	Gobiidae	ctesti	<i>Ctenogobius stigmaticus</i> (Poey, 1860)	25.0	8.3
Gymnotiformes	Sternopygidae	eigvir	<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1836)	1.9	0.0
Gymnotiformes	Sternopygidae	discon	<i>Distocyclus conirostris</i> (Eigenmann & Allen, 1942)	1.9	0.0
Gymnotiformes	Gymnotidae	gymcara	<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	1.9	2.1
Holocentriformes	Holocentridae	corspi	<i>Corniger spinosus</i> Agassiz, 1831	0.0	4.2
Holocentriformes	Holocentridae	holads	<i>Holocentrus adscensionis</i> (Osbeck, 1765)	0.0	4.2
Lophiiformes	Antennariidae	antsca	<i>Antennarius scaber</i> (Cuvier, 1817)	1.9	0.0
Lophiiformes	Antennariidae	antstr	<i>Antennarius striatus</i> (Shaw, 1794)	7.7	0.0
Lophiiformes	Ogcocephalidae	ogcnor	<i>Ogcocephalus notatus</i> (Valenciennes, 1837)	1.9	0.0
Lophiiformes	Ogcocephalidae	ogcvcs	<i>Ogcocephalus vespertilio</i> (Linnaeus, 1758)	13.5	6.3
Lophiiformes	Ogcocephalidae	ogcnas	<i>Ogcocephalus nasutus</i> (Cuvier, 1829)	3.8	0.0
Mugiliformes	Mugilidae	mugcep	<i>Mugil cephalus</i> Linnaeus, 1758	1.9	0.0
Mugiliformes	Mugilidae	mugcur	<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836	75.0	45.8
Mugiliformes	Mugilidae	mugcurv	<i>Mugil curvidens</i> Valenciennes, 1836	19.2	4.2
Mugiliformes	Mugilidae	mughos	<i>Mugil hospes</i> Jordan & Culver, 1895	5.8	10.4
Mugiliformes	Mugilidae	muginc	<i>Mugil incilis</i> Hancock, 1830	19.2	4.2
Mugiliformes	Mugilidae	mugliz	<i>Mugil liza</i> Valenciennes, 1836	30.8	35.4
Mugiliformes	Mugilidae	mugpla	<i>Mugil platanus</i> Günther, 1880	25.0	18.8
Mugiliformes	Mugilidae	mugrub	<i>Mugil rubrioculus</i> Harrison, Nirchio, Oliveira, Ron, Gaviria, 2007	5.8	2.1
Mugiliformes	Mugilidae	mugtri	<i>Mugil trichodon</i> Poey, 1875	5.8	0.0
Mugiliformes	Mugilidae	mugbre	<i>Mugil brevirostris</i> (Ribeiro, 1915)	1.9	6.3
Mulliformes	Mullidae	mulmar	<i>Mulloidichthys martinicus</i> (Cuvier, 1829)	0.0	2.1
Mulliformes	Mullidae	upepar	<i>Upeneus parvus</i> Poey, 1852	0.0	4.2
Mulliformes	Mullidae	mularg	<i>Mullus argentinae</i> Hubbs & Marini, 1933	0.0	4.2
Mulliformes	Mullidae	psemac	<i>Pseudupeneus maculatus</i> (Bloch, 1793)	11.5	8.3
Ophidiiformes	Ophidiidae	ranbra	<i>Raneya brasiliensis</i> (Kaup, 1856)	0.0	4.2
Ovalentaria/misc	Pomacentridae	chrfla	<i>Chromis flavicauda</i> (Günther, 1880)	0.0	4.2
Ovalentaria/misc	Pomacentridae	stevan	<i>Stegastes variabilis</i> (Castelnau, 1855)	3.8	0.0
Ovalentaria/misc	Pomacentridae	stefus	<i>Stegastes fuscus</i> (Cuvier, 1830)	1.9	0.0
Perciformes	Epinephelinae	hypniv	<i>Epinephelus niveatus</i> (Valenciennes, 1828)	0.0	4.2
Perciformes	Percophidae	perbra	<i>Percophis brasiliensis</i> Quoy & Gaimard, 1825	0.0	4.2
Perciformes	Pinguipedidae	pinbra	<i>Pinguipes brasiliensis</i> Cuvier, 1829	1.9	0.0

Order	Family	Code	Species	Estuarine	Oceanic
Perciformes	Pomacentridae	abusax	<i>Abudefduf saxatilis</i> (Linnaeus, 1758)	3.8	2.1
Perciformes	Scorpaenidae	ponrat	<i>Pontinus rathbuni</i> Goode & Bean, 1896	1.9	0.0
Perciformes	Scorpaenidae	scoist	<i>Scorpaena isthmensis</i> Meek & Hildebrand, 1928	3.8	2.1
Perciformes	Scorpaenidae	scoplu	<i>Scorpaena plumieri</i> Bloch, 1789	11.5	16.7
Perciformes	Scorpaenidae	scorbra	<i>Scorpaena brasiliensis</i> Cuvier, 1829	3.8	0.0
Perciformes	Serranidae	acabra	<i>Acanthistius brasiliensis</i> (Cuvier, 1828)	3.8	0.0
Perciformes	Serranidae	alpafe	<i>Alphestes afer</i> (Bloch, 1793)	3.8	6.3
Perciformes	Serranidae	dipfor	<i>Diplectrum formosum</i> (Linnaeus, 1766)	0.0	8.3
Perciformes	Serranidae	diprad	<i>Diplectrum radiale</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	30.8	14.6
Perciformes	Serranidae	epiads	<i>Epinephelus adscensionis</i>	1.9	2.1
Perciformes	Serranidae	epiita	<i>Epinephelus itajara</i> (Lichtenstein, 1822)	17.3	0.0
Perciformes	Serranidae	epimar	<i>Epinephelus marginatus</i> (Lowe, 1834)	1.9	4.2
Perciformes	Serranidae	epimor	<i>Epinephelus morio</i> (Valenciennes, 1828)	1.9	2.1
Perciformes	Serranidae	mycacu	<i>Mycteroperca acutirostris</i> (Valenciennes, 1828)	0.0	2.1
Perciformes	Serranidae	mycbon	<i>Mycteroperca bonaci</i> (Poey, 1860)	5.8	8.3
Perciformes	Serranidae	mycrub	<i>Mycteroperca rubra</i> (Bloch, 1793)	1.9	0.0
Perciformes	Serranidae	myctig	<i>Mycteroperca tigris</i> (Valenciennes, 1833)	1.9	2.1
Perciformes	Serranidae	rypran	<i>Rypticus randalli</i> Courtenay, 1967	15.4	6.3
Perciformes	Serranidae	rypsap	<i>Rypticus saponaceus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	7.7	2.1
Perciformes	Serranidae	seratr	<i>Serranus atrobranchus</i> (Cuvier, 1829)	0.0	2.1
Perciformes	Serranidae	serfla	<i>Serranus flaviventris</i> (Cuvier, 1829)	3.8	2.1
Perciformes	Serranidae	serpho	<i>Serranus phoebe</i> Poey, 1851	3.8	2.1
Perciformes	Triglidae	priali	<i>Prionotus alipionis</i> Teague & Myers, 1945	3.8	0.0
Perciformes	Triglidae	prinud	<i>Prionotus nudigula</i> Ginsburg, 1950	3.8	2.1
Perciformes	Triglidae	pripun	<i>Prionotus punctatus</i> (Bloch, 1793)	44.2	39.6
Perciformes	Uranoscopidae	astygr	<i>Astroscopus ygraecum</i> (Cuvier, 1829)	15.4	14.6
Perciformes	Uranoscopidae	astsex	<i>Astroscopus sexspinosus</i> (Steindachner, 1876)	1.9	2.1
Pleuronectiformes	Achiridae	achach	<i>Achirus achirus</i> (Linnaeus, 1758)	17.3	4.2
Pleuronectiformes	Achiridae	achdec	<i>Achirus declivis</i> Chabanaud, 1940	25.0	4.2
Pleuronectiformes	Achiridae	achlin	<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	63.5	12.5
Pleuronectiformes	Achiridae	apidum	<i>Apionichthys dumerili</i> Kaup, 1858	5.8	0.0
Pleuronectiformes	Achiridae	catgar	<i>Catathyridium garmani</i> (Jordan, 1889)	3.8	2.1
Pleuronectiformes	Achiridae	trimic	<i>Trinectes microphthalmus</i> (Chabanaud, 1928)	11.5	10.4
Pleuronectiformes	Achiridae	tripau	<i>Trinectes paulistanus</i> (Miranda Ribeiro, 1915)	25.0	14.6
Pleuronectiformes	Achiridae	trimac	<i>Trinectes maculatus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	3.8	0.0
Pleuronectiformes	Achiridae	gymnud	<i>Gymnachirus nudus</i> Kaup, 1858	1.9	0.0
Pleuronectiformes	Bothidae	botoce	<i>Bothus ocellatus</i> (Agassiz, 1831)	7.7	6.3
Pleuronectiformes	Bothidae	botrob	<i>Bothus robinsi</i> Topp & Hoff, 1972	1.9	2.1
Pleuronectiformes	Cyclopsettidae	citare	<i>Citharichthys arenaceus</i> Evermann & Marsh, 1900	40.4	31.3
Pleuronectiformes	Cyclopsettidae	citcor	<i>Citharichthys cornutus</i> (Günther, 1880)	3.8	0.0
Pleuronectiformes	Cyclopsettidae	citmac	<i>Citharichthys macrops</i> Dresel, 1885	21.2	12.5
Pleuronectiformes	Cyclopsettidae	citspi	<i>Citharichthys spilopterus</i> Günther, 1862	67.3	22.9
Pleuronectiformes	Cyclopsettidae	syamic	<i>Syacium micrurum</i> Ranzani, 1842	3.8	0.0
Pleuronectiformes	Cyclopsettidae	syapap	<i>Syacium papillosum</i> (Linnaeus, 1758)	7.7	4.2
Pleuronectiformes	Cyclopsettidae	etrcro	<i>Etropus crossotus</i> Jordan & Gilbert, 1882	36.5	43.8

Order	Family	Code	Species	Estuarine	Oceanic
Pleuronectiformes	Cyclopsettidae	etrln	<i>Etropus longimanus</i> Norman, 1933	3.8	0.0
Pleuronectiformes	Cynoglossidae	symjen	<i>Symphurus jenynsi</i> Evermann & Kendall, 1906	3.8	0.0
Pleuronectiformes	Cynoglossidae	symtes	<i>Symphurus tessellatus</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	36.5	16.7
Pleuronectiformes	Cynoglossidae	symtre	<i>Symphurus trewavasae</i> Chabanaud, 1948	0.0	4.2
Pleuronectiformes	Cynoglossidae	symdio	<i>Symphurus diomedeanus</i> (Goode & Bean, 1885)	1.9	0.0
Pleuronectiformes	Cynoglossidae	sympla	<i>Symphurus plagusia</i> (Bloch & Schneider, 1801)	26.9	16.7
Pleuronectiformes	Oncopteridae	oncdar	<i>Oncopterus darwinii</i> Steindachner, 1874	3.8	8.3
Pleuronectiformes	Paralichthyidae	paralibra	<i>Paralichthys brasiliensis</i> (Ranzani, 1842)	25.0	10.4
Pleuronectiformes	Paralichthyidae	parorb	<i>Paralichthys orbignyanus</i> (Valenciennes, 1839)	17.3	10.4
Pleuronectiformes	Paralichthyidae	parpat	<i>Paralichthys patagonicus</i> Jordan, 1889	1.9	2.1
Scombriformes	Gempylidae	thylep	<i>Thyrstlops lepidopoides</i> (Cuvier, 1832)	0.0	4.2
Scombriformes	Nomeidae	nomgro	<i>Nomeus gronovii</i> (Gmelin, 1789)	0.0	2.1
Scombriformes	Pomatomidae	pomsal	<i>Pomatomus saltatrix</i> (Linnaeus, 1766)	19.2	37.5
Scombriformes	Scombridae	scomac	<i>Scomberomorus maculatus</i> (Mitchill, 1815)	1.9	0.0
Scombriformes	Scombridae	scocav	<i>Scomberomorus cavalla</i> (Cuvier, 1829)	3.8	16.7
Scombriformes	Scombridae	scojap	<i>Scomber japonicus</i> Houttuyn, 1782	0.0	2.1
Scombriformes	Scombridae	scombra	<i>Scomberomorus brasiliensis</i> Collette, Russo & Zavala-Camin, 1978	15.4	14.6
Scombriformes	Stromateidae	peppar	<i>Peprilus paru</i> (Linnaeus, 1758)	13.5	4.2
Scombriformes	Trichiuridae	trilep	<i>Trichiurus lepturus</i> Linnaeus, 1758	28.8	22.9
Syngnathiformes	Syngnathidae	brydun	<i>Bryx dunckeri</i> (Metzelaar, 1919)	9.6	4.2
Syngnathiformes	Syngnathidae	coselu	<i>Cosmocampus elucens</i> (Poey, 1868)	17.3	6.3
Syngnathiformes	Syngnathidae	psemin	<i>Pseudophallus mindii</i> (Meek & Hildebrand, 1923)	3.8	2.1
Syngnathiformes	Syngnathidae	synfol	<i>Syngnathus folletti</i> Herald, 1942	28.8	14.6
Syngnathiformes	Syngnathidae	synpel	<i>Syngnathus pelagicus</i> Linnaeus, 1758	19.2	14.6
Syngnathiformes	Syngnathidae	synsco	<i>Syngnathus scovelli</i> (Evermann & Kendall, 1896)	1.9	6.3
Syngnathiformes	Syngnathidae	hipusr	<i>Hippocampus erectus</i> Perry, 1810	3.8	0.0
Syngnathiformes	Syngnathidae	hipusu	<i>Hippocampus reidi</i> Ginsburg, 1933	21.2	14.6
Syngnathiformes	Syngnathidae	micbra	<i>Microphis brachyurus</i> (Bleeker, 1854)	1.9	6.3
Syngnathiformes	Syngnathidae	miclin	<i>Oostethus lineatus</i> (Kaup, 1856)	5.8	0.0
Syngnathiformes	Fistulariidae	fispet	<i>Fistularia petimba</i> Lacepède, 1803	13.5	16.7
Syngnathiformes	Fistulariidae	fistab	<i>Fistularia tabacaria</i> Linnaeus, 1758	21.2	12.5
Tetraodontiformes	Balistidae	balcai	<i>Balistes capriscus</i> Gmelin, 1789	1.9	0.0
Tetraodontiformes	Balistidae	cansuf	<i>Canthidermis sufflamen</i> (Mitchill, 1815)	1.9	0.0
Tetraodontiformes	Balistidae	balves	<i>Balistes vetula</i> Linnaeus, 1758	3.8	0.0
Tetraodontiformes	Diodontidae	chiant	<i>Chilomycterus antennatus</i> (Cuvier, 1816)	0.0	4.2
Tetraodontiformes	Diodontidae	chianti	<i>Chilomycterus antillarum</i> Jordan & Rutter, 1897	5.8	2.1
Tetraodontiformes	Diodontidae	chiatr	<i>Chilomycterus atringa</i> (Linnaeus, 1758)	0.0	2.1
Tetraodontiformes	Diodontidae	chisch	<i>Chilomycterus schoepfii</i> (Walbaum, 1792)	0.0	2.1
Tetraodontiformes	Diodontidae	chispi	<i>Chilomycterus spinosus</i> (Linnaeus, 1758)	28.8	27.1
Tetraodontiformes	Diodontidae	diohol	<i>Diodon holocanthus</i> Linnaeus, 1758	1.9	2.1
Tetraodontiformes	Diodontidae	diohys	<i>Diodon hystrix</i> Linnaeus, 1758	1.9	0.0
Tetraodontiformes	Monacanthidae	alumon	<i>Aluterus monoceros</i> (Linnaeus, 1758)	1.9	2.1
Tetraodontiformes	Monacanthidae	alusch	<i>Aluterus schoepfii</i> (Walbaum, 1792)	1.9	2.1
Tetraodontiformes	Monacanthidae	canmac	<i>Cantherhines macrocerus</i> (Hollard, 1853)	1.9	0.0
Tetraodontiformes	Monacanthidae	canpul	<i>Cantherhines pullus</i> (Ranzani, 1842)	3.8	0.0

Order	Family	Code	Species	Estuarine	Oceanic
Tetraodontiformes	Monacanthidae	moncil	<i>Monacanthus ciliatus</i> (Mitchill, 1818)	7.7	8.3
Tetraodontiformes	Monacanthidae	stehis	<i>Stephanolepis hispidus</i> (Linnaeus, 1766)	21.2	29.2
Tetraodontiformes	Ostraciidae	acaqua	<i>Acanthostracion quadricornis</i> (Linnaeus, 1758)	1.9	2.1
Tetraodontiformes	Ostraciidae	lactri	<i>Lactophrys trigonus</i> (Linnaeus, 1758)	5.8	0.0
Tetraodontiformes	Ostraciidae	lactriq	<i>Lactophrys triqueter</i> (Linnaeus, 1758)	1.9	0.0
Tetraodontiformes	Tetraodontidae	canros	<i>Canthigaster rostrata</i> (Bloch, 1786)	3.8	0.0
Tetraodontiformes	Tetraodontidae	colpsi	<i>Colomesus psittacus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	26.9	0.0
Tetraodontiformes	Tetraodontidae	laglae	<i>Lagocephalus laevigatus</i> (Linnaeus, 1766)	36.5	27.1
Tetraodontiformes	Tetraodontidae	sphgre	<i>Sphoeroides greeleyi</i> Gilbert, 1900	46.2	45.8
Tetraodontiformes	Tetraodontidae	sphspe	<i>Sphoeroides spengleri</i> (Bloch, 1785)	30.8	20.8
Tetraodontiformes	Tetraodontidae	sphtes	<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)	65.4	52.1
Tetraodontiformes	Tetraodontidae	sphtyl	<i>Sphoeroides tyleri</i> Shipp, 1972	9.6	2.1
Tetraodontiformes	Tetraodontidae	laglag	<i>Lagocephalus lagocephalus</i> (Linnaeus, 1758)	11.5	0.0

Anexo 3. Traços funcionais das espécies de peixes costeiros em praias estuarinas e oceânicas ao longo da costa brasileira. Fonte: Pacote R rfishbase (versão 3.1.6).

Species	Body shape	Freshwater	Habitat Brackish	Marine	Column Position	Reproductive Guilds	Maximum Size	Caudal Fin Shape	Trophic Guild
<i>Ablennes hians</i>	arrow like	0	1	1	reef-associated	nonguarders	140.00	forked	piscivorous
<i>Abudefduf saxatilis</i>	compressiform	0	0	1	reef-associated	guarders	22.90	forked	generalist
<i>Acanthurus bahianus</i>	compressiform	0	0	1	reef-associated	nonguarders	36.80	truncate	herbivorous
<i>Acanthistius brasilianus</i>	globular	0	1	1	benthopelagic	nonguarders	60.00	truncate	piscivorous
<i>Acanthurus chirurgus</i>	compressiform	0	0	1	reef-associated	nonguarders	39.00	truncate	herbivorous
<i>Acanthostracion quadricornis</i>	globular	0	0	1	reef-associated	nonguarders	55.00	truncate	benthivorous
<i>Achirus achirus</i>	flat	0	1	1	demersal	nonguarders	37.00	Rounded	benthivorous
<i>Achirus declivis</i>	flat	0	1	1	demersal	nonguarders	18.70	Rounded	benthivorous
<i>Achirus lineatus</i>	flat	0	1	1	reef-associated	nonguarders	33.10	Rounded	benthivorous
<i>Ahlia egmontis</i>	eel-like	0	0	1	reef-associated	nonguarders	43.00	pointed	benthivorous
<i>Albula nemptera</i>	elongated	1	1	0	demersal	nonguarders	51.00	forked	piscivorous
<i>Albula vulpes</i>	elongated	0	1	1	reef-associated	nonguarders	104.00	forked	piscivorous
<i>Alphesthes afer</i>	globular	0	0	1	reef-associated	nonguarders	33.00	truncate	piscivorous
<i>Aluterus monoceros</i>	globular	0	0	1	reef-associated	nonguarders	76.20	truncate	generalist
<i>Aluterus schoepfii</i>	globular	0	0	1	reef-associated	nonguarders	61.00	truncate	generalist
<i>Amphichthys cryptocentrus</i>	elongated flat	0	0	1	reef-associated	guarders	40.00	Rounded	benthivorous
<i>Amphiarus phrygiatus</i>	elongated flat	0	1	1	demersal	bearers	35.50	forked	benthivorous
<i>Amphiarus rugispinis</i>	elongated flat	0	1	1	demersal	bearers	47.00	forked	benthivorous
<i>Anableps anableps</i>	elongated	1	1	0	demersal	bearers	30.00	Rounded	generalist
<i>Anchoviella brevirostris</i>	elongatedcompressiform	0	1	1	pelagic	nonguarders	9.00	forked	planktivorous
<i>Anchoviella cayennensis</i>	elongatedcompressiform	0	1	1	pelagic	nonguarders	16.50	forked	planktivorous
<i>Anchovia clupeioides</i>	elongatedcompressiform	0	1	1	benthopelagic	nonguarders	30.00	forked	planktivorous
<i>Anchoa filifera</i>	elongatedcompressiform	0	1	1	pelagic	nonguarders	12.00	forked	planktivorous

<i>Anchoviella guianensis</i>	1	1	0	pelagic	nonguarders	11.30	forked	planktivorous
<i>Anchoa hepsetus</i>	0	1	1	pelagic	nonguarders	15.30	forked	planktivorous
<i>Anchoa januaria</i>	0	1	1	pelagic	nonguarders	10.20	forked	planktivorous
<i>Anchoviella lepidentostole</i>	1	1	1	pelagic	nonguarders	18.00	forked	planktivorous
<i>Anchoa lyolepis</i>	0	0	1	reef-associated	nonguarders	12.00	forked	planktivorous
<i>Anchoa marinii</i>	0	0	1	pelagic	nonguarders	17.10	forked	planktivorous
<i>Anchoa parva</i>	1	1	1	pelagic	nonguarders	9.10	forked	planktivorous
<i>Anchoa spinifer</i>	1	1	1	pelagic	nonguarders	24.00	forked	planktivorous
<i>Anchovia surinamensis</i>	1	1	0	pelagic	nonguarders	15.00	forked	planktivorous
<i>Anchoa tricolor</i>	0	1	1	pelagic	nonguarders	14.90	forked	planktivorous
<i>Anisotremus surinamensis</i>	0	0	1	reef-associated	nonguarders	76.00	forked	piscivorous
<i>Anisotremus virginicus</i>	0	0	1	reef-associated	nonguarders	40.60	forked	benthivorous
<i>Antennarius scaber</i>	0	1	1	reef-associated	nonguarders	25.00	truncate	piscivorous
<i>Antennarius striatus</i>	0	1	1	reef-associated	nonguarders	25.00	truncate	piscivorous
<i>Apionichthys dumerili</i>	1	1	1	demersal	nonguarders	13.10	pointed	benthivorous
<i>Archosargus probatocephalus</i>	0	1	1	demersal	nonguarders	91.00	forked	generalist
<i>Archosargus rhomboidalis</i>	0	1	1	reef-associated	nonguarders	33.00	forked	generalist
<i>Archosargus unimaculatus</i>	0	1	1	reef-associated	nonguarders	33.00	forked	generalist
<i>Sciades herzbergii</i>	1	1	1	demersal	bearers	94.20	forked	generalist
<i>Aspredo aspredo</i>	1	1	0	demersal	bearers	46.70	truncate	generalist
<i>Aspredinichthys filamentosus</i>	1	1	0	demersal	bearers	26.60	truncate	generalist
<i>Aspistor luniscutis</i>	1	1	1	benthopelagic	bearers	120.00	forked	generalist
<i>Aspistor quadriscutis</i>	1	1	1	benthopelagic	bearers	50.00	forked	generalist
<i>Aspredinichthys tiben</i>	1	1	0	demersal	bearers	24.30	truncate	generalist
<i>Astyanax bimaculatus</i>	1	0	0	benthopelagic	nonguarders	17.50	forked	generalist
<i>Astyanax lacustris</i>	1	0	0	benthopelagic	nonguarders	11.40	forked	generalist
<i>Astroscoptes sexspinosus</i>	0	0	1	reef-associated	nonguarders	31.00	truncate	piscivorous
<i>Astroscoptes ygraecum</i>	0	0	1	reef-associated	nonguarders	44.00	truncate	piscivorous
<i>Atherinella blackburni</i>	0	0	1	benthopelagic	nonguarders	13.00	forked	planktivorous

<i>Atherinella brasiliensis</i>	elongated	0	1	1	1	benthopelagic	nonguarders	17.70	forked	generalist
<i>Atlantirivulus santensis</i>	elongated	1	0	0	0	benthopelagic	nonguarders	6.50	rounded	benthivorous
<i>Awaous tajassica</i>	elongated circular	1	1	1	0	demersal	guarders	19.90	truncate	generalist
<i>Bagre bagre</i>	elongated flat	0	1	1	1	demersal	bearers	55.00	forked	generalist
<i>Bagre marinus</i>	elongated flat	0	1	1	1	demersal	bearers	69.00	forked	generalist
<i>Bairdiella ronchus</i>	fusiform	0	1	1	1	demersal	nonguarders	35.00	truncate	generalist
<i>Balistes capricus</i>	globular	0	0	0	1	reef-associated	guarders	60.00	truncate	benthivorous
<i>Balistes vetula</i>	globular	0	0	0	1	reef-associated	guarders	60.00	truncate	generalist
<i>Bathygobius soporator</i>	elongated circular	1	1	1	1	demersal	guarders	15.00	truncate	benthivorous
<i>Batrachoides surinamensis</i>	elongated flat	0	1	1	1	demersal	guarders	57.00	Rounded	benthivorous
<i>Betta splendens</i>	elongated	1	0	0	0	benthopelagic	guarders	6.50	pointed	benthivorous
<i>Boridia grossidens</i>	compressiform	0	0	0	1	demersal	nonguarders	47.40	truncate	generalist
<i>Bothus ocellatus</i>	flat	0	0	0	1	reef-associated	nonguarders	18.00	Rounded	benthivorous
<i>Bothus robinsi</i>	flat	0	0	0	1	demersal	nonguarders	25.00	Rounded	benthivorous
<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	elongated flat	1	1	1	0	demersal	bearers	360.00	forked	piscivorous
<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>	elongated flat	1	1	1	0	demersal	bearers	150.00	forked	piscivorous
<i>Brevoortia aurea</i>	compressiform	0	0	0	1	pelagic	nonguarders	34.40	forked	planktivorous
<i>Brevoortia pectinata</i>	compressiform	0	1	1	1	pelagic	nonguarders	42.70	forked	planktivorous
<i>Bryx dunckeri</i>	arrow like	0	0	0	1	benthopelagic	bearers	7.50	Rounded	benthivorous
<i>Butis koilomatodon</i>	elongated	1	1	1	1	demersal	guarders	10.70	truncate	benthivorous
<i>Calamus penna</i>	fusiform	0	0	0	1	reef-associated	nonguarders	46.00	forked	benthivorous
<i>Cantherhines macrocerus</i>	globular	0	0	0	1	reef-associated	nonguarders	46.00	truncate	benthivorous
<i>Cantherhines pullus</i>	globular	0	0	0	1	reef-associated	nonguarders	20.00	truncate	benthivorous
<i>Canthigaster rostrata</i>	globular	0	0	0	1	reef-associated	guarders	12.00	truncate	generalist
<i>Canthidermis sufflamen</i>	globular	0	0	0	1	reef-associated	guarders	65.00	truncate	benthivorous
<i>Caranx bartholomaei</i>	fusiform	0	0	0	1	reef-associated	nonguarders	100.00	forked	benthivorous
<i>Caranx crysos</i>	fusiform	0	1	1	1	reef-associated	nonguarders	70.00	forked	benthivorous
<i>Caranx hippos</i>	fusiform	0	1	1	1	reef-associated	nonguarders	124.00	forked	benthivorous
<i>Caranx latus</i>	fusiform	1	1	1	1	reef-associated	nonguarders	112.10	forked	benthivorous

<i>Caranx lugubris</i>	fusiform	0	0	1	benthopelagic	nonguarders	100.00	forked	benthivorous
<i>Caranx ruber</i>	fusiform	0	0	1	reef-associated	nonguarders	81.00	forked	benthivorous
<i>Cathorops agassizii</i>	elongated flat	1	0	0	benthopelagic	bearers	22.50	forked	generalist
<i>Cathorops arenatus</i>	elongated flat	1	0	0	benthopelagic	bearers	25.00	forked	generalist
<i>Cathorops fuerthii</i>	elongated flat	1	1	1	demersal	bearers	31.20	forked	generalist
<i>Catathyridium garmani</i>	flat	1	1	1	demersal	nonguarders	14.00	Rounded	benthivorous
<i>Cathorops spixii</i>	elongated flat	0	1	1	demersal	bearers	30.00	forked	generalist
<i>Centropomus mexicanus</i>	fusiform	0	1	1	demersal	nonguarders	47.50	forked	piscivorous
<i>Centropomus parallelus</i>	fusiform	1	1	1	demersal	nonguarders	72.00	forked	piscivorous
<i>Centropomus pectinatus</i>	fusiform	1	1	1	benthopelagic	nonguarders	56.00	forked	piscivorous
<i>Centropomus undecimalis</i>	fusiform	1	1	1	reef-associated	nonguarders	140.00	forked	piscivorous
<i>Cetengraulis edentulus</i>	elongatedcompressiform	0	1	1	pelagic	nonguarders	18.20	forked	planktivorous
<i>Chaetodipterus faber</i>	compressiform	0	1	1	reef-associated	nonguarders	91.00	truncate	benthivorous
<i>Charax stenopterus</i>	fusiform	1	0	0	benthopelagic	nonguarders	11.50	forked	generalist
<i>Chaetodon striatus</i>	compressiform	0	0	1	reef-associated	nonguarders	16.00	truncate	benthivorous
<i>Chilomycterus antennatus</i>	globular	0	0	1	reef-associated	nonguarders	38.00	truncate	benthivorous
<i>Chilomycterus antillarum</i>	globular	0	0	1	reef-associated	nonguarders	30.00	truncate	benthivorous
<i>Chilomycterus atringa</i>	globular	0	0	1	reef-associated	nonguarders	69.70	truncate	benthivorous
<i>Chirocentrodon bleekeriianus</i>	compressiform	0	1	1	pelagic	nonguarders	16.10	forked	planktivorous
<i>Chilomycterus schoepfii</i>	globular	0	0	1	reef-associated	nonguarders	27.90	truncate	benthivorous
<i>Chilomycterus spinosus</i>	globular	0	1	1	demersal	nonguarders	28.00	truncate	benthivorous
<i>Chlopsis bicolor</i>	eellike	0	0	1	demersal	nonguarders	42.00	pointed	piscivorous
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	compressiform	0	1	1	pelagic	nonguarders	65.00	forked	benthivorous
<i>Chromis flavicauda</i>	compressiform	0	0	1	reef-associated	guards	8.54	forked	planktivorous
<i>Citharichthys arenaceus</i>	flat	0	0	1	demersal	nonguarders	20.00	Rounded	benthivorous
<i>Citharichthys cornutus</i>	flat	0	0	1	demersal	nonguarders	10.00	Rounded	benthivorous
<i>Citharichthys macrops</i>	flat	0	0	1	reef-associated	nonguarders	20.00	Rounded	benthivorous
<i>Citharichthys spilopterus</i>	flat	1	1	1	demersal	nonguarders	21.00	Rounded	benthivorous
<i>Chesterodon decemmaculatus</i>	elongated	1	1	0	benthopelagic	bearers	4.50	truncate	generalist

<i>Colomesus psittacus</i>	globular	1	1	1	1	demersal	nonguarders	29.30	truncate	benthivorous
<i>Conodon nobilis</i>	compressiform	0	0	0	0	1 demersal	nonguarders	33.60	truncate	generalist
<i>Conger orbignyanus</i>	eel-like	0	0	0	0	1 demersal	nonguarders	112.00	pointed	benthivorous
<i>Coptodon rendalli</i>	compressiform	1	1	1	0	benthopelagic	guarders	45.00	truncate	generalist
<i>Corniger spinosus</i>	compressiform	0	0	0	1	demersal	nonguarders	20.00	forked	benthivorous
<i>Cosmocampus elucens</i>	arrow like	0	0	0	0	1 reef-associated	bearers	15.00	Rounded	benthivorous
<i>Crenichthys lepidota</i>	compressiform	1	0	0	0	benthopelagic	guarders	20.90	Rounded	benthivorous
<i>Cryptotomus roseus</i>	compressiform	0	0	0	1	reef-associated	nonguarders	13.00	truncate	herbivorous
<i>Ctenogobius boleosoma</i>	elongated circular	1	1	1	1	reef-associated	nonguarders	7.50	pointed	benthivorous
<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>	fusiform	0	1	1	1	demersal	nonguarders	21.00	truncate	benthivorous
<i>Ctenogobius shufeldti</i>	elongated circular	1	1	1	1	demersal	nonguarders	8.00	pointed	benthivorous
<i>Ctenogobius smaragdus</i>	elongated circular	1	1	1	1	demersal	nonguarders	15.00	pointed	benthivorous
<i>Ctenogobius stigmaticus</i>	elongated circular	1	1	1	1	demersal	nonguarders	8.00	pointed	benthivorous
<i>Cynoscion acoupa</i>	elongated	1	1	1	1	demersal	nonguarders	110.00	truncate	generalist
<i>Cynoscion guatucupa</i>	elongated	0	0	0	1	benthopelagic	nonguarders	50.00	truncate	generalist
<i>Cynoscion jamaicensis</i>	elongated	0	1	1	1	demersal	nonguarders	50.00	truncate	generalist
<i>Cynoscion leiarchus</i>	elongated	0	1	1	1	demersal	nonguarders	90.80	truncate	generalist
<i>Cynoscion microlepidotus</i>	elongated	0	1	1	1	demersal	nonguarders	92.00	truncate	generalist
<i>Cynoponticus savanna</i>	eel-like	0	1	1	1	demersal	nonguarders	150.00	pointed	benthivorous
<i>Cynoscion steindachneri</i>	elongated	1	1	1	1	demersal	nonguarders	110.00	truncate	generalist
<i>Cynoscion striatus</i>	elongated	0	0	0	1	demersal	nonguarders	60.00	truncate	generalist
<i>Cynoscion virescens</i>	elongated	0	1	1	1	demersal	nonguarders	115.00	truncate	generalist
<i>Cyphocharax voga</i>	fusiform	1	0	0	0	benthopelagic	nonguarders	26.30	forked	detritivora
<i>Dactyloscopus crossotus</i>	elongated circular	0	0	0	1	demersal	guarders	7.50	truncate	benthivorous
<i>Dactyloscopus tridigitatus</i>	elongated circular	0	0	0	1	reef-associated	guarders	9.00	truncate	benthivorous
<i>Dactylopterus volitans</i>	elongated circular	0	1	1	1	reef-associated	nonguarders	50.00	truncate	benthivorous
<i>Deuterodon luetkenii</i>	compressiform	1	0	0	0	benthopelagic	nonguarders	9.60	forked	generalist
<i>Diapoma alburnum</i>	elongated	1	0	0	0	benthopelagic	nonguarders	7.40	forked	generalist
<i>Diapterus auratus</i>	compressiform	0	1	1	1	demersal	nonguarders	42.80	forked	benthivorous

<i>Diapteris rhombeus</i>	compressiform	0	1	1	demersal	nonguarders	40.00	forked	benthivorous
<i>Diodon holocanthus</i>	globular	0	0	1	reef-associated	nonguarders	50.00	truncate	benthivorous
<i>Diodon hystrix</i>	globular	0	0	1	reef-associated	nonguarders	91.00	truncate	benthivorous
<i>Diplodus argenteus</i>	compressiform	0	0	1	reef-associated	nonguarders	37.80	forked	benthivorous
<i>Diplectrum formosum</i>	elongated	0	0	1	reef-associated	nonguarders	30.00	forked	benthivorous
<i>Diplectrum radiale</i>	elongated	0	1	1	demersal	nonguarders	26.00	forked	benthivorous
<i>Distocyclus conirostris</i>	ribbon like	1	0	0	benthopelagic	nonguarders	50.00	pointed	generalist
<i>Discopyge tschudii</i>	flat	0	0	1	demersal	bearers	53.80	truncate	benthivorous
<i>Dormitator maculatus</i>	fusiform	1	1	1	demersal	guarders	70.00	truncate	detritivora
<i>Echiophis interinctus</i>	eel-like	0	0	1	demersal	nonguarders	180.00	pointed	piscivorous
<i>Echeneis naucrates</i>	elongated	0	1	1	reef-associated	nonguarders	110.00	truncate	benthivorous
<i>Eigenmannia virescens</i>	ribbon like	1	0	0	benthopelagic	nonguarders	53.70	pointed	generalist
<i>Eleotris pisonis</i>	elongated	1	1	1	demersal	nonguarders	25.00	truncate	benthivorous
<i>Elops saurus</i>	elongated	0	1	1	reef-associated	nonguarders	100.00	forked	piscivorous
<i>Elops smithi</i>	elongated	0	1	1	pelagic	nonguarders	109.70	forked	piscivorous
<i>Engraulis anchoita</i>	elongatedcompressiform	0	0	1	pelagic	nonguarders	20.74	forked	planktivorous
<i>Epinephelus adscensionis</i>	fusiform	0	0	1	demersal	nonguarders	65.00	truncate	generalist
<i>Epinephelus itajara</i>	fusiform	0	1	1	reef-associated	nonguarders	250.00	truncate	generalist
<i>Epinephelus marginatus</i>	fusiform	0	0	1	reef-associated	nonguarders	150.00	truncate	generalist
<i>Epinephelus morio</i>	fusiform	0	0	1	reef-associated	nonguarders	125.00	truncate	generalist
<i>Erotelis smaragdus</i>	fusiform	0	1	1	demersal	nonguarders	20.00	pointed	piscivorous
<i>Etropus crossotus</i>	flat	0	1	1	demersal	nonguarders	20.00	Rounded	benthivorous
<i>Etropus longimanus</i>	flat	0	0	1	demersal	nonguarders	15.50	Rounded	benthivorous
<i>Euclinostomus argenteus</i>	fusiform	1	1	1	reef-associated	nonguarders	21.20	forked	benthivorous
<i>Euclinostomus gula</i>	fusiform	1	1	1	reef-associated	nonguarders	25.50	forked	benthivorous
<i>Euclinostomus havana</i>	fusiform	0	1	1	demersal	nonguarders	18.00	forked	benthivorous
<i>Euclinostomus melanopterus</i>	fusiform	1	1	1	demersal	nonguarders	30.00	forked	benthivorous
<i>Eugerres brasiliensis</i>	compressiform	0	0	1	demersal	nonguarders	55.50	forked	benthivorous
<i>Eugerres lineatus</i>	compressiform	0	0	1	benthopelagic	nonguarders	22.00	forked	benthivorous

<i>Evorthodus lyricus</i>	1	1	1	1	demersal	guarders	15.00	pointed	detritivora
<i>Exocoetus volitans</i>	0	0	0	1	pelagic	nonguarders	30.00	forked	planktivorous
<i>Fistularia petimba</i>	0	0	0	1	reef-associated	nonguarders	200.00	forked	piscivorous
<i>Fistularia tabacaria</i>	0	0	0	1	reef-associated	nonguarders	200.00	forked	piscivorous
<i>Genidens barbatus</i>	0	1	1	1	demersal	bearers	120.00	forked	generalist
<i>Genidens genidens</i>	0	1	1	1	demersal	bearers	42.50	forked	generalist
<i>Genyatremus luteus</i>	0	1	1	1	demersal	nonguarders	37.00	forked	benthivorous
<i>Genidens machadoi</i>	0	1	1	1	benthopelagic	bearers	80.00	forked	generalist
<i>Genidens planifrons</i>	1	1	1	1	demersal	bearers	69.54	forked	generalist
<i>Geophagus brasiliensis</i>	1	1	1	0	benthopelagic	guarders	28.00	Rounded	generalist
<i>Gerres cinereus</i>	1	1	1	1	reef-associated	nonguarders	41.00	forked	benthivorous
<i>Gnatholepis thompsoni</i>	0	0	0	1	reef-associated	guarders	8.20	truncate	herbivorous
<i>Gobiesox barbatus</i>	0	0	0	1	demersal	guarders	8.00	rounded	benthivorous
<i>Gobioides broussonnetii</i>	1	1	1	1	demersal	guarders	55.30	pointed	generalist
<i>Gobionellus oceanicus</i>	1	1	1	1	demersal	nonguarders	27.00	pointed	generalist
<i>Gobionellus stomatus</i>	1	1	1	1	demersal	nonguarders	13.90	pointed	generalist
<i>Gobiesox strumosus</i>	0	1	1	1	reef-associated	guarders	8.00	Rounded	benthivorous
<i>Guavina guavina</i>	1	1	1	1	demersal	nonguarders	36.60	truncate	piscivorous
<i>Gymnotus carapo</i>	1	0	0	0	benthopelagic	guarders	76.00	pointed	generalist
<i>Gymnothorax funebris</i>	0	0	0	1	reef-associated	nonguarders	250.00	pointed	piscivorous
<i>Gymnura altavela</i>	0	1	1	1	demersal	bearers	77.00	ausente	benthivorous
<i>Gymnura micrura</i>	0	1	1	1	demersal	bearers	77.00	ausente	benthivorous
<i>Gymnothorax moringa</i>	0	0	0	1	reef-associated	nonguarders	200.00	pointed	piscivorous
<i>Gymnothorax nigromarginatus</i>	0	0	0	1	reef-associated	nonguarders	99.00	pointed	piscivorous
<i>Gymmachirus nudus</i>	0	0	0	1	demersal	nonguarders	15.00	Rounded	benthivorous
<i>Gymnothorax ocellatus</i>	0	1	1	1	reef-associated	nonguarders	90.00	pointed	piscivorous
<i>Haemulon aurolineatum</i>	0	0	0	1	reef-associated	nonguarders	25.00	forked	generalist
<i>Haemulon bonariense</i> Cuvier, 1830	0	0	0	1	reefassociated	nonguarders	40.00	forked	generalist

<i>Haemulopsis corvinaeformis</i>	compressiform	1	1	1	demersal	nonguarders	25.00	forked	benthivorous
<i>Haemulon parra</i>	compressiform	0	0	0	1 reef-associated	nonguarders	41.20	forked	benthivorous
<i>Haemulon plumieri</i>	compressiform	0	0	0	1 reef-associated	nonguarders	53.00	forked	benthivorous
<i>Haemulon squamipinna</i>	compressiform	0	0	0	1 benthopelagic	nonguarders	14.03	forked	benthivorous
<i>Haemulon steindachneri</i>	compressiform	0	0	0	1 reef-associated	nonguarders	30.00	forked	benthivorous
<i>Halichoeres bivittatus</i>	elongated	0	0	0	1 reef-associated	nonguarders	35.00	truncate	benthivorous
<i>Halichoeres poeyi</i>	elongated	0	0	0	1 reef-associated	nonguarders	20.00	truncate	benthivorous
<i>Harengula clupeiola</i>	elongatedcompressiform	0	1	1	1 reef-associated	nonguarders	18.70	forked	planktivorous
<i>Harengula jaguana</i>	elongatedcompressiform	0	1	1	1 reef-associated	nonguarders	21.10	forked	planktivorous
<i>Hemicaranx amblyrhynchus</i>	fusiform	0	0	0	1 pelagic	nonguarders	50.00	forked	benthivorous
<i>Hemiramphus balao</i>	arrow like	0	1	1	1 reef-associated	nonguarders	40.00	forked	benthivorous
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	arrow like	0	0	0	1 reef-associated	nonguarders	55.00	forked	benthivorous
<i>Heteropriacanthus cruentatus</i>	compressiform	0	0	0	1 reef-associated	nonguarders	50.70	truncate	benthivorous
<i>Hippocampus erectus</i>	outros	0	0	0	1 reef-associated	bearers	12.50	ausente	benthivorous
<i>Hippocampus reidi</i>	outros	0	1	1	1 reef-associated	bearers	12.50	ausente	benthivorous
<i>Holocentrus adscensionis</i>	fusiform	0	0	0	1 reef-associated	nonguarders	61.00	forked	benthivorous
<i>Hoplias malabaricus</i>	elongated circular	1	0	0	0 benthopelagic	guards	65.00	Rounded	piscivorous
<i>Hoplunnis tenuis</i>	eel-like	0	0	0	1 demersal	nonguarders	46.00	pointed	piscivorous
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i>	fusiform	1	0	0	0 benthopelagic	nonguarders	4.70	forked	generalist
<i>Hyphessobrycon boulengeri</i>	fusiform	1	0	0	0 benthopelagic	nonguarders	4.50	forked	generalist
<i>Hypleurochilus fissicornis</i>	elongated circular	0	0	0	1 demersal	guards	8.90	truncate	benthivorous
<i>Epinephelus niveatus</i>	fusiform	0	0	0	1 demersal	nonguarders	122.00	truncate	generalist
<i>Hypostomus plecostomus</i>	elongated flat	1	0	0	0 demersal	guards	61.00	forked	microalgae
<i>Hyporhamphus roberti</i> hildebrandi	arrow like	0	1	1	1 pelagic	nonguarders	32.00	forked	generalist
<i>Hypanus say</i>	flat	0	1	1	1 demersal	bearers	100.00	ausente	benthivorous
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	arrow like	0	1	1	1 reef-associated	nonguarders	30.00	forked	planktivorous
<i>Hypanus guttatus</i>	flat	0	0	0	1 demersal	bearers	200.00	ausente	benthivorous
<i>Hypostomus watwata</i>	elongated flat	1	1	1	0 demersal	guards	45.00	forked	microalgae

<i>Isopisthus parvipinnis</i>	0	1	1	demersal	nonguarders	41.50	truncate	piscivorous
<i>Jenkinsia lamprotaenia</i>	0	0	0	1 reefassociated	nonguarders	7.50	forked	planktivorous
<i>Jenyssia lineata</i>	1	0	0	0 benthopelagic	bearers	6.71	truncate	generalist
<i>Jenyssia multidentata</i>	1	0	0	0 benthopelagic	bearers	8.80	truncate	generalist
<i>Kryptolebias ocellatus</i>	1	1	0	0 benthopelagic	nonguarders	6.00	Rounded	generalist
<i>Kyphosus sectatrix</i>	0	0	0	1 reefassociated	nonguarders	76	forked	herbivorous
<i>Labrisomus nuchipinnis</i>	0	0	0	1 reef-associated	guarders	23.00	truncate	benthivorous
<i>Lactophrys trigonus</i>	0	0	0	1 reef-associated	nonguarders	55.00	truncate	benthivorous
<i>Lactophrys triqueter</i>	0	0	0	1 reef-associated	nonguarders	47.00	truncate	benthivorous
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	0	1	1	1 pelagic	nonguarders	100.00	truncate	generalist
<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	0	0	0	1 benthopelagic	nonguarders	61.00	truncate	generalist
<i>Larimus breviceps</i>	0	1	1	1 demersal	nonguarders	31.00	truncate	benthivorous
<i>Lile piquitinga</i>	0	1	1	1 pelagic	nonguarders	18.30	forked	planktivorous
<i>Lobotes surinamensis</i>	0	1	1	1 benthopelagic	nonguarders	110.00	truncate	benthivorous
<i>Lonchurus lanceolatus</i>	0	1	1	1 demersal	nonguarders	30.00	truncate	generalist
<i>Loricariichthys anus</i>	1	0	0	0 demersal	bearers	30.60	forked	benthivorous
<i>Lutjanus alexandrei</i>	0	0	0	1 demersal	nonguarders	29.70	truncate	benthivorous
<i>Lutjanus analis</i>	0	1	1	1 reef-associated	nonguarders	94.00	truncate	benthivorous
<i>Lutjanus apodus</i>	0	1	1	1 reef-associated	nonguarders	87.80	truncate	benthivorous
<i>Lutjanus buccanella</i>	0	0	0	1 reef-associated	nonguarders	75.00	truncate	benthivorous
<i>Lutjanus cyanopterus</i>	0	1	1	1 reef-associated	nonguarders	160.00	truncate	benthivorous
<i>Lutjanus griseus</i>	1	1	1	1 reef-associated	nonguarders	89.00	truncate	benthivorous
<i>Lutjanus jocu</i>	1	1	1	1 reef-associated	nonguarders	128.00	truncate	benthivorous
<i>Lutjanus synagris</i>	0	0	0	1 reef-associated	nonguarders	60.00	truncate	benthivorous
<i>Lycengraulis batesii</i>	1	1	0	0 pelagic	nonguarders	30.00	forked	planktivorous
<i>Lycengraulis grossidens</i>	1	1	1	1 pelagic	nonguarders	28.70	forked	planktivorous
<i>Lycengraulis limnichthys</i>	1	0	0	0 pelagic	nonguarders	15.62	forked	planktivorous
<i>Macrodon ancylodon</i>	0	1	1	1 demersal	nonguarders	45.00	truncate	generalist
<i>Macrodon atricauda</i>	0	1	1	1 demersal	nonguarders	46.00	truncate	generalist

<i>Macropsobrycon uruguayanae</i>	elongated	1	0	0	benthopelagic	nonguarders	4.60	forked	generalist
<i>Megalops atlanticus</i>	fusiform	1	1	1	1 reef-associated	nonguarders	250.00	forked	piscivorous
<i>Membras dissimilis</i>	elongated	0	0	0	1 benthopelagic	nonguarders	14.83	forked	planktivorous
<i>Menticirrhus americanus</i>	fusiform	0	1	1	1 demersal	nonguarders	50.00	truncate	benthivorous
<i>Menticirrhus littoralis</i>	fusiform	0	1	1	1 demersal	nonguarders	48.30	truncate	benthivorous
<i>Microphis brachyurus</i>	arrow like	1	1	1	1 demersal	bearers	26.80	Rounded	benthivorous
<i>Micropogonias furnieri</i>	fusiform	0	1	1	1 demersal	nonguarders	73.20	truncate	generalist
<i>Oostethus lineatus</i>	arrow like	1	1	1	1 demersal	bearers	19.40	Rounded	benthivorous
<i>Microgobius meeki</i>	elongated	0	0	0	1 demersal	guarders	12.20	pointed	benthivorous
<i>Moenkhausia costae</i>	fusiform	1	0	0	0 benthopelagic	nonguarders	7.20	forked	generalist
<i>Monacanthus ciliatus</i>	globular	0	0	0	1 reef-associated	nonguarders	20.00	truncate	benthivorous
<i>Mugil brevirostris</i>	elongated circular	1	1	1	1 pelagic	nonguarders	20.90	forked	microalgae
<i>Mugil cephalus</i>	elongated circular	1	1	1	1 benthopelagic	nonguarders	122.00	forked	microalgae
<i>Mugil curema</i>	elongated circular	1	1	1	1 reef-associated	nonguarders	91.00	forked	microalgae
<i>Mugil curvidens</i>	elongated circular	0	0	0	1 demersal	nonguarders	34.30	forked	microalgae
<i>Mugil hospes</i>	elongated circular	0	1	1	1 demersal	nonguarders	35.50	forked	microalgae
<i>Mugil incilis</i>	elongated circular	1	1	1	1 demersal	nonguarders	40.00	forked	microalgae
<i>Mugil liza</i>	elongated circular	1	1	1	1 demersal	nonguarders	80.00	forked	microalgae
<i>Mugil platanus</i>	elongated circular	1	1	1	1 demersal	nonguarders	44.60	forked	microalgae
<i>Mugil rubrioculus</i>	elongated circular	0	0	0	1 demersal	nonguarders	46.00	forked	microalgae
<i>Mugil trichodon</i>	elongated circular	1	1	1	1 pelagic	nonguarders	20.90	forked	microalgae
<i>Mullus argentiniae</i>	fusiform	0	0	0	1 demersal	nonguarders	30.00	forked	benthivorous
<i>Mulloidichthys martinicus</i>	fusiform	0	0	0	1 reef-associated	nonguarders	44.80	forked	benthivorous
<i>Mycteroperca acutirostris</i>	fusiform	0	0	0	1 reef-associated	nonguarders	80.00	truncate	generalist
<i>Mycteroperca bonaci</i>	fusiform	0	0	0	1 reef-associated	nonguarders	150.00	truncate	generalist
<i>Mycteroperca rubra</i>	fusiform	0	0	0	1 demersal	nonguarders	144.00	truncate	generalist
<i>Mycteroperca tigris</i>	fusiform	0	0	0	1 reef-associated	nonguarders	101.00	truncate	generalist
<i>Myrichthys ocellatus</i>	eel-like	0	0	0	1 reef-associated	nonguarders	110.00	pointed	benthivorous
<i>Myrophis punctatus</i>	eel-like	0	1	1	1 reef-associated	nonguarders	35.30	pointed	benthivorous

<i>Narcine bancroftii</i>	flat	0	0	1	demersal	bearers	65.00	truncate	benthivorous
<i>Narcine brasiliensis</i>	flat	0	0	1	reef-associated	bearers	43.90	truncate	benthivorous
<i>Nebria microps</i>	fusiform	0	1	1	demersal	nonguarders	40.00	truncate	benthivorous
<i>Nicholsina usta</i>	compressiform	0	0	1	reef-associated	nonguarders	30.00	truncate	herbivorous
<i>Nomeus gronovii</i>	fusiform	0	0	1	demersal	nonguarders	39.00	forked	planktivorous
<i>Notarius bonillai</i>	elongated flat	0	1	1	demersal	bearers	80.00	forked	generalist
<i>Notarius grandicassis</i>	elongated flat	0	1	1	demersal	bearers	63.00	forked	generalist
<i>Ocyurus chrysurus</i>	fusiform	0	0	1	reef-associated	nonguarders	86.30	forked	benthivorous
<i>Odontesthes argentinensis</i>	elongated	1	1	1	pelagic	nonguarders	42.10	forked	planktivorous
<i>Odontesthes bonariensis</i>	elongated	1	1	1	pelagic	nonguarders	50.00	forked	planktivorous
<i>Odontoscion dentex</i>	fusiform	0	0	1	reef-associated	nonguarders	30.00	truncate	benthivorous
<i>Odontesthes incisa</i>	elongated	1	1	1	demersal	nonguarders	10.00	forked	planktivorous
<i>Odontognathus mucronatus</i>	compressiform	1	1	1	pelagic	nonguarders	19.20	forked	planktivorous
<i>Ogcocephalus nasutus</i>	flat	0	0	1	reef-associated	nonguarders	38.00	truncate	benthivorous
<i>Ogcocephalus notatus</i>	flat	0	0	1	demersal	nonguarders	16.30	truncate	benthivorous
<i>Ogcocephalus vespertilio</i>	flat	0	0	1	reef-associated	nonguarders	30.50	truncate	benthivorous
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	elongated	1	0	0	benthopelagic	nonguarders	31.00	forked	piscivorous
<i>Oligoplites palometa</i>	compressiform	1	1	1	benthopelagic	nonguarders	49.70	forked	benthivorous
<i>Oligosarcus robustus</i>	elongated	1	0	0	benthopelagic	nonguarders	31.30	forked	piscivorous
<i>Oligoplites saliens</i>	compressiform	0	1	1	benthopelagic	nonguarders	50.00	forked	benthivorous
<i>Oligoplites saurus</i>	compressiform	0	1	1	reef-associated	nonguarders	35.00	forked	benthivorous
<i>Oncopterus darwinii</i>	flat	0	0	1	demersal	nonguarders	37.00	Rounded	benthivorous
<i>Ophichthus cylindroides</i>	eel-like	0	0	1	demersal	nonguarders	93.30	pointed	piscivorous
<i>Ophichthus gomesii</i>	eel-like	0	0	1	demersal	nonguarders	91.40	pointed	piscivorous
<i>Ophioscion microps</i>	fusiform	0	1	1	demersal	nonguarders	20.00	truncate	benthivorous
<i>Ophichthus ophis</i>	eel-like	0	0	1	demersal	nonguarders	210.00	pointed	piscivorous
<i>Ophioscion punctatissimus</i>	fusiform	0	0	1	demersal	nonguarders	25.00	truncate	benthivorous
<i>Opishonema oglinum</i>	elongatedcompressiform	0	0	1	reef-associated	nonguarders	38.00	forked	planktivorous
<i>Oreochromis niloticus</i>	compressiform	1	1	0	benthopelagic	bearers	73.20	truncate	generalist

<i>Orthopristis rubra</i>	compressiform	0	1	1	demersal	nonguarders	40.00	forked	benthivorous
<i>Pareques acuminatus</i>	fusiform	0	0	0	1 reefassociated	nonguarders	23.00	truncate	benthivorous
<i>Paralichthys brasiliensis</i>	flat	0	1	1	1 demersal	nonguarders	100.00	Rounded	benthivorous
<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	fusiform	0	1	1	1 demersal	nonguarders	30.00	truncate	benthivorous
<i>Parexocoetus brachypterus</i>	arrow like	0	0	0	1 pelagic	nonguarders	20.00	forked	planktivorous
<i>Paranisotremus moricandi</i>	compressiform	0	0	0	1 demersal	nonguarders	15.10	forked	benthivorous
<i>Parapimelodus nigribarbis</i>	elongated flat	1	0	0	0 demersal	nonguarders	19.80	forked	benthivorous
<i>Paralichthys orbignyanus</i>	flat	0	1	1	1 demersal	nonguarders	62.40	Rounded	benthivorous
<i>Paralichthys patagonicus</i>	flat	0	0	0	1 demersal	nonguarders	62.00	Rounded	benthivorous
<i>Parablennius pilicornis</i>	elongated circular	0	0	0	1 demersal	guarders	15.50	truncate	benthivorous
<i>Pellona castelnaeana</i>	compressiform	1	1	1	0 pelagic	nonguarders	88.80	forked	benthivorous
<i>Pellona harroweri</i>	compressiform	0	1	1	1 pelagic	nonguarders	18.00	forked	planktivorous
<i>Pempheris schomburgkii</i>	elongated	0	0	0	1 reefassociated	nonguarders	15.00	forked	planktivorous
<i>Peprius paru</i>	compressiform	0	1	1	1 benthopelagic	nonguarders	30.00	forked	benthivorous
<i>Percophis brasiliensis</i>	elongated	0	0	0	1 demersal	nonguarders	53.30	forked	piscivorous
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	elongated	1	1	1	0 pelagic	bearers	6.00	Rounded	generalist
<i>Phalloptychus januarius</i>	elongated	1	0	0	0 pelagic	bearers	5.96	rounded	generalist
<i>Pimelodella australis</i>	elongated flat	1	0	0	0 demersal	nonguarders	12.90	forked	generalist
<i>Pimelodus blochii</i>	elongated flat	1	1	1	0 benthopelagic	nonguarders	35.00	forked	generalist
<i>Pimelodella cristata</i>	elongated flat	1	0	0	0 demersal	nonguarders	41.50	forked	generalist
<i>Pimelodella lateristriga</i>	elongated flat	1	0	0	0 demersal	nonguarders	20.20	forked	generalist
<i>Pimelodus maculatus</i>	elongated flat	1	0	0	0 benthopelagic	nonguarders	51.00	forked	generalist
<i>Pinguipex brasiliensis</i>	elongated	0	0	0	1 demersal	nonguarders	70.00	truncate	benthivorous
<i>Plagioscion auratus</i>	elongated	1	0	0	0 benthopelagic	nonguarders	42.20	truncate	benthivorous
<i>Platystacus cotylephorus</i>	elongated flat	1	1	1	0 demersal	bearers	38.80	truncate	generalist
<i>Platanichthys platana</i>	elongatedcompressiform	1	1	1	0 pelagic	nonguarders	11.80	forked	planktivorous
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	elongated	1	0	0	0 benthopelagic	nonguarders	80.00	truncate	piscivorous
<i>Poecilia reticulata</i>	elongated	1	1	1	0 benthopelagic	bearers	7.30	Rounded	benthivorous
<i>Poecilia vivipara</i>	elongated	1	1	1	0 benthopelagic	bearers	7.80	Rounded	benthivorous

<i>Pogonias cromis</i>	fusiform	0	1	1	demersal	nonguarders	170.00	truncate	benthivorous
<i>Polydactylus oligodon</i>	fusiform	0	1	1	demersal	nonguarders	46.00	forked	benthivorous
<i>Polydactylus virginicus</i>	fusiform	0	1	1	demersal	nonguarders	33.00	forked	benthivorous
<i>Pomacanthus paru</i>	compressiform	0	0	1	reef-associated	nonguarders	41.10	truncate	generalist
<i>Pomadourys ramosus</i>	compressiform	0	1	1	pelagic	nonguarders	35.00	truncate	benthivorous
<i>Pomatomus saltatrix</i>	fusiform	0	1	1	pelagic	nonguarders	130.00	forked	piscivorous
<i>Pontinus rathbuni</i>	fusiform	0	0	1	demersal	nonguarders	25.00	truncate	generalist
<i>Porichthys porosissimus</i>	elongated flat	0	0	1	demersal	guarders	34.00	Rounded	piscivorous
<i>Prionotus alipionis</i>	elongated circular	0	0	1	demersal	nonguarders	45.00	truncate	benthivorous
<i>Priacanthus arenatus</i>	compressiform	0	0	1	reef-associated	nonguarders	50.00	truncate	generalist
<i>Prionotus nudigula</i>	elongated circular	0	0	1	demersal	nonguarders	38.10	truncate	benthivorous
<i>Prionotus punctatus</i>	elongated circular	0	1	1	demersal	nonguarders	45.00	truncate	benthivorous
<i>Prognathodes aculeatus</i>	compressiform	0	0	1	reef-associated	nonguarders	10.00	truncate	benthivorous
<i>Prochilodus argenteus</i>	fusiform	1	0	0	0	benthopelagic	53.70	forked	herbivorous
<i>Psolidodon eigenmanniorum</i>	fusiform	1	0	0	0	benthopelagic	14.40	forked	benthivorous
<i>Psolidodon fasciatus</i>	fusiform	1	0	0	0	benthopelagic	17.10	forked	generalist
<i>Pseudocaranx dentex</i>	fusiform	0	1	1	reef-associated	nonguarders	122.00	forked	benthivorous
<i>Pseudupeneus maculatus</i>	fusiform	0	0	1	reef-associated	nonguarders	30.00	forked	benthivorous
<i>Pseudophallus mindii</i>	arrow like	1	1	0	benthopelagic	bearers	16.00	Rounded	benthivorous
<i>Pseudauchenipterus nodosus</i>	elongated flat	1	1	0	demersal	bearers	26.80	forked	detritivora
<i>Pseudobatos percellens</i>	flat	0	0	1	demersal	bearers	58.30	truncate	benthivorous
<i>Perengraulis atherinoides</i>	elongatedcompressiform	1	1	0	pelagic	nonguarders	30.00	forked	planktivorous
<i>Pterygoplichthys joselimaianus</i>	elongated flat	1	0	0	demersal	guarders	48.20	truncate	microalgae
<i>Rachycentron canadum</i>	elongated	0	1	1	reef-associated	nonguarders	200.00	forked	piscivorous
<i>Ramnogaster arcuata</i>	elongatedcompressiform	0	0	1	pelagic	nonguarders	11.00	forked	planktivorous
<i>Raneya brasiliensis</i>	ribbon like	0	0	1	demersal	nonguarders	31.00	pointed	generalist
<i>Rhamdia quelen</i>	elongated flat	1	0	0	demersal	nonguarders	51.00	forked	benthivorous
<i>Rhinosardinia amazonica</i>	elongatedcompressiform	1	1	0	pelagic	nonguarders	11.00	forked	planktivorous
<i>Rhinosardinia bahiensis</i>	elongatedcompressiform	1	1	0	pelagic	nonguarders	9.80	forked	planktivorous

<i>Rhoniciscus crocro</i>	compressiform	0	1	1	demersal	nonguarders	38.00	truncate	benthivorous
<i>Ribeirolinus eigenmanni</i>	elongated circular	0	0	0	1	benthopelagic	9.20	truncate	benthivorous
<i>Rypticus randalli</i>	elongated	0	0	0	1	demersal	20.40	Rounded	piscivorous
<i>Rypticus saponaceus</i>	elongated	0	0	0	1	reef-associated	35.00	Rounded	piscivorous
<i>Sardinella brasiliensis</i>	elongatedcompressiform	0	1	1	1	pelagic	27.00	forked	planktivorous
<i>Scartella cristata</i>	elongated circular	0	0	0	1	reef-associated	12.00	truncate	benthivorous
<i>Sciades couma</i>	elongated flat	1	1	1	0	demersal	97.00	forked	generalist
<i>Sciades herzenbergii</i>	elongated flat	1	1	1	1	demersal	94.20	forked	generalist
<i>Sciades parkeri</i>	elongated flat	0	1	1	1	demersal	190.00	forked	generalist
<i>Sciades passany</i>	elongated flat	0	1	1	1	demersal	100.00	forked	generalist
<i>Sciades proops</i>	elongated flat	1	1	1	1	demersal	100.00	forked	generalist
<i>Scomberomorus cavalla</i>	fusiform	0	0	0	1	pelagic	184.00	forked	piscivorous
<i>Scorpaena isthmensis</i>	fusiform	0	0	0	1	demersal	16.00	truncate	piscivorous
<i>Scomber japonicus</i>	fusiform	0	0	0	1	pelagic	64.00	forked	piscivorous
<i>Scomberomorus maculatus</i>	fusiform	0	0	0	1	pelagic	101.00	forked	piscivorous
<i>Sconberororus brasiliensis</i>	fusiform	0	0	0	1	reef-associated	138.80	forked	piscivorous
<i>Scorpaena plumieri</i>	fusiform	0	0	0	1	reef-associated	45.00	truncate	piscivorous
<i>Scorpaena brasiliensis</i>	fusiform	0	0	0	1	reef-associated	35.00	truncate	piscivorous
<i>Selene brownii</i>	compressiform	0	0	0	1	demersal	29.00	forked	benthivorous
<i>Selar crumenophthalmus</i>	fusiform	0	0	0	1	reefassociated	70.00	forked	benthivorous
<i>Selene setapinnis</i>	compressiform	0	1	1	1	benthopelagic	60.00	forked	benthivorous
<i>Selene vomer</i>	compressiform	0	1	1	1	demersal	48.30	forked	benthivorous
<i>Serranus atrobranchus</i>	fusiform	0	0	0	1	demersal	19.00	truncate	benthivorous
<i>Serranus flaviventris</i>	fusiform	0	0	0	1	reef-associated	8.00	truncate	benthivorous
<i>Seriola lalandi</i>	compressiform	0	1	1	1	benthopelagic	250.00	forked	benthivorous
<i>Serranus phoebe</i>	fusiform	0	0	0	1	reef-associated	20.00	truncate	benthivorous
<i>Serrasalimus rhombeus</i>	compressiform	1	0	0	0	benthopelagic	50.60	forked	piscivorous
<i>Sparisoma chrysopteron</i>	compressiform	0	0	0	1	reefassociated	46.00	truncate	herbivorous
<i>Sparisoma radians</i>	compressiform	0	0	0	1	reef-associated	20.00	truncate	herbivorous

<i>Sparisoma rubripinne</i>	compressiform	0	0	1	reef-associated	nonguarders	47.80	truncate	herbivorous
<i>Sparisoma viride</i>	compressiform	0	0	1	reef-associated	nonguarders	64.00	truncate	herbivorous
<i>Sphyaena barracuda</i>	elongated	0	1	1	reef-associated	nonguarders	200.00	forked	piscivorous
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	globular	0	1	1	reef-associated	nonguarders	18.00	truncate	benthivorous
<i>Sphyaena guachancho</i>	elongated	0	1	1	pelagic	nonguarders	200.00	forked	piscivorous
<i>Sphoeroides spengleri</i>	globular	0	1	1	reef-associated	nonguarders	30.00	truncate	benthivorous
<i>Sphyaena sphyraena</i>	elongated	0	0	1	pelagic	nonguarders	165.00	forked	piscivorous
<i>Sphoeroides testudineus</i>	globular	0	1	1	reef-associated	nonguarders	38.80	truncate	benthivorous
<i>Sphyaena tome</i>	elongated	0	0	1	pelagic	nonguarders	45.00	forked	piscivorous
<i>Sphoeroides tyleri</i>	globular	0	0	1	demersal	nonguarders	27.00	truncate	benthivorous
<i>Starksia brasiliensis</i>	elongatedcircular	0	0	1	demersal	guarders	3.50	truncate	benthivorous
<i>Steindachnerina biornata</i>	fusiform	1	0	0	benthopelagic	nonguarders	18.80	forked	detritivora
<i>Stellifer brasiliensis</i>	fusiform	0	0	1	demersal	nonguarders	22.20	truncate	benthivorous
<i>Stegastes fuscus</i>	compressiform	0	0	1	reef-associated	guarders	12.60	forked	herbivorous
<i>Stephanolepis hispidus</i>	globular	0	0	1	reef-associated	nonguarders	27.50	truncate	benthivorous
<i>Stellifer microps</i>	elongated	0	1	1	demersal	nonguarders	20.00	truncate	benthivorous
<i>Stellifer naso</i>	fusiform	0	1	1	demersal	nonguarders	20.00	truncate	benthivorous
<i>Stellifer rastrifer</i>	elongated	0	1	1	demersal	nonguarders	32.10	truncate	benthivorous
<i>Stellifer stellifer</i>	fusiform	0	1	1	demersal	nonguarders	21.00	truncate	benthivorous
<i>Stegastes variabilis</i>	compressiform	0	0	1	reef-associated	guarders	12.50	forked	herbivorous
<i>Strongylura marina</i>	arrow like	1	1	1	reef-associated	nonguarders	111.00	truncate	piscivorous
<i>Strongylura timucu</i>	arrow like	1	1	1	reef-associated	nonguarders	61.00	truncate	piscivorous
<i>Styracura schmardae</i>	flat	0	0	1	demersal	bearers	200.00	ausente	benthivorous
<i>Syacium micrurum</i>	flat	0	0	1	benthopelagic	nonguarders	40.00	Rounded	benthivorous
<i>Syacium papillosum</i>	flat	0	0	1	reef-associated	nonguarders	30.00	Rounded	benthivorous
<i>Symphurus diomedeanus</i>	flat	0	0	1	reef-associated	nonguarders	22.00	pointed	benthivorous
<i>Symphurus jenkinsi</i>	flat	0	0	1	demersal	nonguarders	38.90	pointed	benthivorous
<i>Symphurus plagusia</i>	flat	0	1	1	demersal	nonguarders	25.00	pointed	benthivorous
<i>Symphurus tessellatus</i>	flat	0	1	1	demersal	nonguarders	22.00	pointed	benthivorous

<i>Symphurus trewavasae</i>	flat	0	0	1	demersal	nonguarders	18.20	pointed	benthivorous
<i>Synagrops bellus</i>	elongated	0	0	1	demersal	nonguarders	23.00	forked	generalist
<i>Synodus foetens</i>	elongated circular	0	1	1	reef-associated	nonguarders	53.80	forked	piscivorous
<i>Syngnathus folletti</i>	arrow like	0	0	1	demersal	bearers	26.10	pointed	benthivorous
<i>Synodus intermedius</i>	elongated circular	0	0	1	reef-associated	nonguarders	46.00	forked	piscivorous
<i>Syngnathus pelagicus</i>	arrow like	0	0	1	pelagic	bearers	22.10	pointed	benthivorous
<i>Synodus poeyi</i>	elongated circular	0	0	1	reef-associated	nonguarders	25.00	forked	piscivorous
<i>Syngnathus scovelli</i>	arrow like	1	1	1	demersal	bearers	22.30	pointed	benthivorous
<i>Thalassophryne maculosa</i>	elongated flat	0	0	1	reef-associated	guarders	20.00	Rounded	benthivorous
<i>Thalassophryne montevidensis</i>	elongated flat	0	0	1	demersal	guarders	14.40	Rounded	benthivorous
<i>Thalassophryne nattereri</i>	elongated flat	0	1	1	demersal	guarders	21.30	Rounded	benthivorous
<i>Thysitops lepidopoides</i>	fusiform	0	0	1	benthopelagic	nonguarders	48.80	forked	piscivorous
<i>Tomicodon fasciatus</i>	elongated circular	0	0	1	demersal	guarders	5.10	Rounded	benthivorous
<i>Trachinotus carolinus</i>	compressiform	0	1	1	benthopelagic	nonguarders	64.00	forked	benthivorous
<i>Trachinotus cayennensis</i>	compressiform	0	1	1	demersal	nonguarders	60.00	forked	benthivorous
<i>Trachinotus falcatus</i>	compressiform	0	1	1	reef-associated	nonguarders	135.40	forked	benthivorous
<i>Trachinotus goodei</i>	compressiform	0	0	1	reef-associated	nonguarders	50.00	forked	benthivorous
<i>Trachurus lathami</i>	compressiform	0	0	1	reef-associated	nonguarders	40.00	forked	benthivorous
<i>Trachinotus marginatus</i>	compressiform	0	0	1	benthopelagic	nonguarders	72.70	forked	benthivorous
<i>Trachinocephalus myops</i>	elongated circular	0	0	1	reef-associated	nonguarders	40.00	forked	piscivorous
<i>Trichiurus lepturus</i>	ribbon like	0	1	1	benthopelagic	nonguarders	234.00	ausente	piscivorous
<i>Trinectes maculatus</i>	flat	1	1	1	demersal	nonguarders	20.00	Rounded	benthivorous
<i>Trinectes microphthalmus</i>	flat	0	1	1	demersal	nonguarders	9.40	Rounded	benthivorous
<i>Trinectes paulistanus</i>	flat	1	1	1	demersal	nonguarders	20.50	Rounded	benthivorous
<i>Tylosurus acus</i>	arrow like	0	0	1	reef-associated	nonguarders	153.00	forked	piscivorous
<i>Tylosurus crocodilus</i>	arrow like	0	0	1	reef-associated	nonguarders	150.00	forked	piscivorous
<i>Ulaema lefroyi</i>	fusiform	0	0	1	reef-associated	nonguarders	23.00	forked	benthivorous
<i>Umbrina canosai</i>	fusiform	0	1	1	demersal	nonguarders	40.00	truncate	generalist
<i>Umbrina coroides</i>	fusiform	0	1	1	demersal	nonguarders	35.00	truncate	generalist

<i>Upeneus parvus</i>	fusiform	0	0	1	demersal	nonguarders	30.00	forked	benthivorous
<i>Uraspis secunda</i>	compressiform	0	0	1	pelagic	nonguarders	50.00	forked	benthivorous
<i>Zapteryx brevirostris</i>	flat	0	0	1	demersal	bearers	59.30	truncate	benthivorous

Anexo 4. Espécies indicadoras ($p < 0.05$) de praias oceânicas de acordo com cada região estudada.

Tropical	Transicao				temperada	Tropical + Transição				Temperada + Transição			
22 espécies	1 espécies				13 espécies	4 espécies				5 espécies			
	stat	p,value	stat	p,value		stat	p,value	stat	p,value	stat	p,value	stat	p,value
chible	0,673	0,010 **	Pololi	0,707	pomsal	0,832	0,005 **	connob	0,801	0,005 **	0,806	0,010 **	
bairon	0,667	0,005 **			oncdar	0,707	0,005 **	larbre	0,684	0,020 *	0,774	0,005 **	
tripau	0,661	0,005 **			odoarg	0,671	0,005 **	ophpun	0,683	0,005 **	0,708	0,005 **	
catspi	0,629	0,005 **			brepec	0,64	0,005 **	anclep	0,661	0,015 *	0,586	0,005 **	
scocav	0,623	0,005 **			tramar	0,586	0,025 *				0,53	0,030 *	
sympla	0,591	0,005 **			plapla	0,583	0,015 *						
symtes	0,582	0,015 *			diprad	0,58	0,010 **						
lipiq	0,572	0,010 **			ophgom	0,484	0,020 *						
sciher	0,559	0,015 *			hypfis	0,463	0,035 *						
sphbar	0,559	0,005 **			ramarc	0,463	0,020 *						
trimic	0,559	0,010 **			pogcro	0,463	0,025 *						
genlut	0,529	0,030 *			umbcan	0,463	0,030 *						
thanat	0,515	0,025 *			jenmul	0,378	0,045 *						
haeaur	0,515	0,020 *											
cataga	0,5	0,020 *											
lutana	0,5	0,015 *											
haeplu	0,452	0,025 *											
gymmic	0,433	0,040 *											
myroce	0,433	0,045 *											
memdis	0,433	0,045 *											
ogcves	0,433	0,050 *											
rypran	0,433	0,045 *											

Anexo 5. Espécies indicadoras ($p < 0.05$) de praias estuárias de acordo com cada região estudada.

Group Tropical 40 species	Group Transicao 12 species			Group temperada 15 species			Grupo Tropical + Transição 8 species			Grupo Temperada + Transição 7 species				
	stat	p,value	stat	p,value	stat	p,value	stat	p,value	stat	p,value	stat	p,value		
ancclu	0,808	0,005 **	synfoe	0,703	0,035 *	cteshu	0,757	0,005 **	chafab	0,87	0,005 **	gengen	0,775	0,005 **
colpsi	0,798	0,005 **	ancjan	0,672	0,010 **	geobra	0,707	0,005 **	sptes	0,804	0,010 **	harelu	0,734	0,010 **
genlut	0,728	0,005 **	umbcor	0,632	0,005 **	odoarg	0,707	0,005 **	lutsyn	0,667	0,005 **	tracar	0,7	0,020 *
thanat	0,726	0,005 **	anclyo	0,611	0,020 *	brepec	0,706	0,005 **	polvir	0,665	0,025 *	pripun	0,653	0,045 *
lutjoc	0,721	0,005 **	larbre	0,598	0,005 **	jenmuJ	0,661	0,005 **	anclep	0,645	0,005 **	synfol	0,626	0,010 **
cynaco	0,721	0,005 **	laglag	0,598	0,005 **	ramarc	0,661	0,005 **	olipal	0,621	0,020 *	mugpla	0,615	0,020 *
batsur	0,707	0,005 **	hembra	0,591	0,015 *	plapla	0,637	0,005 **	achdec	0,577	0,020 *	pomsal	0,577	0,005 **
ancespi	0,661	0,005 **	diprad	0,589	0,030 *	tramar	0,588	0,015 *	diaaur	0,576	0,050 *			
psenod	0,64	0,010 **	dactcr	0,534	0,015 *	umbcan	0,578	0,010 **						
achach	0,64	0,005 **	haeste	0,466	0,020 *	phacau	0,559	0,005 **						
sphbar	0,632	0,010 **	breaur	0,463	0,030 *	genbar	0,521	0,020 *						
asptib	0,603	0,005 **	sphtyl	0,42	0,050 *	psaeig	0,433	0,050 *						
rhiana	0,603	0,010 **				deulue	0,433	0,045 *						
muginc	0,596	0,020 *				cypvog	0,433	0,050 *						
macanc	0,59	0,005 **				hopmal	0,433	0,050 *						
stenas	0,59	0,005 **												
anaana	0,564	0,010 **												

pteath	0,564	0,010 **
lipiq	0,551	0,020 *
epiita	0,551	0,025 *
bagbag	0,522	0,015 *
scihier	0,522	0,010 **
hyprob	0,522	0,010 **
cenpec	0,522	0,015 *
lutgri	0,522	0,005 **
sparad	0,522	0,015 *
amprug	0,477	0,035 *
aspqua	0,477	0,035 *
pompar	0,477	0,030 *
ophcyl	0,477	0,050 *
myroce	0,477	0,025 *
thamon	0,477	0,030 *
odomuc	0,477	0,035 *
anchep	0,477	0,040 *
megatl	0,477	0,040 *
elepis	0,477	0,040 *
ogcves	0,465	0,045 *
gymmic	0,426	0,030 *
lutcyu	0,426	0,035 *
guagua	0,426	0,040 *

Variable	Unit	Temporal range	Type	Resolution	Code	Source
Annual Temperature	°C × 10	1981-2010	Mean	30 arc sec, ~1km	bio1	CHELSA
Annual Precipitation	mm.year ⁻¹	1981-2010	Mean	30 arc sec, ~1km	bio12	CHELSA
Total Suspended Matter	g.m ⁻³	2002-2012	Mean	5 arc-min, ~9.2 km	gc_tsm_mean	GMED
Tide	meter	-	Mean	5 arc-min, ~9.2 km	tideaverage	GMED
Silicate	μmol.l ⁻¹	1930 - 1986	Mean	5 arc-min, ~9.2 km	bo_silicate	GMED
Salinity	psu	1961-2009	Mean	5 arc-min, ~9.2 km	bo_salinity	GMED
Primary Productivity	mgC .m ⁻² .day ⁻¹	-	Mean	5 arc-min, ~9.2 km	aq_primprod	GMED
Phosphate	μmol.l ⁻¹	1874-2000	Mean	5 arc-min, ~9.2 km	kg_phosphate	GMED
Photosynthetically Active Radiation	μmol.m ⁻² .s ⁻¹	1997-2009	Mean	5 arc-min, ~9.2 km	bo_par_mean	GMED
Chlorophyll-a	mg.m ⁻³	2002 - 2009	Mean	5 arc-min, ~9.2 km	bo_chla_mean	GMED

Anexo 7. Média \pm erro padrão das variáveis ambientais para praias estuarinas e praias oceânicas nas zonas tropical, de transição e Temperada quente da costa brasileira.

	Estuarine beach			Oceanic beach		
	Tropical	Transition	Warm Temperate	Tropical	Transition	Warm Temperate
Number of samples	22	14	16	16	18	14
Annual Mean Temperature [$^{\circ}\text{C}.10$]	266.86 \pm 0.23	243.78 \pm 0.32	205.68 \pm 0.94	265.06 \pm 0.44	241.11 \pm 0.42	206.64 \pm 0.98
Annual Precipitation [mm.year ⁻¹]	2031.59 \pm 23.08	1383.07 \pm 19.78	1654.75 \pm 29.75	1602.12 \pm 22.37	1446.33 \pm 24.87	1575.78 \pm 26.65
Total Suspended Matter [g.m ⁻³]	10.48 \pm 0.51	2.21 \pm 0.21	7.88 \pm 0.44	5.16 \pm 0.23	2.69 \pm 0.16	6.75 \pm 0.38
Tide average [m]	1.40 \pm 0.04	0.26 \pm 0.02	0.26 \pm 0.01	0.94 \pm 0.02	0.4 \pm 0.01	0.27 \pm 0.01
Silicate [$\mu\text{mol.l}^{-1}$]	3.22 \pm 0.07	3.78 \pm 0.05	5.21 \pm 0.08	2.00 \pm 0.00	3.81 \pm 0.05	5.31 \pm 0.03
Salinity [psu]	35,18 \pm 0.06	35.21 \pm 0.03	34.04 \pm 0.06	36.18 \pm 0.03	35.22 \pm 0.02	34.19 \pm 0.06
Primary Productivity [mol.m ⁻³]	975.63 \pm 37.21	958.72 \pm 13.01	1123.64 \pm 25.25	437.37 \pm 8.18	891.29 \pm 11.44	1162.76 \pm 10.58
Phosphate [$\mu\text{mol.l}^{-1}$]	0,20 \pm 0.01	0.16 \pm 0.00	0.36 \pm 0.01	0.13 \pm 0.00	0.19 \pm 0.00	0.35 \pm 0.01
Photosynthetically Active Radiation [$\mu\text{mol.m}^2.\text{s}^{-1}$]	46.10 \pm 0.07	39.39 \pm 0.12	36.33 \pm 0.09	47.1 \pm 0.11	39.27 \pm 0.11	36.48 \pm 0.04
Chlorophyll-a [mg.m ⁻³]	0.21 \pm 0.00	0.27 \pm 0.01	0.22 \pm 0.01	0.11 \pm 0.00	0.21 \pm 0.01	0.21 \pm 0.00
