



UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA  
CAMPUS I – CAMPINA GRANDE  
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO  
MESTRADO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

EMANUELLE BEZERRA MACIEL

**DIVERSIDADE FUNCIONAL DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM  
MÚLTIPLOS HABITATS DE UM ESTUÁRIO TROPICAL**

CAMPINA GRANDE – PB  
2022

EMANUELLE BEZERRA MACIEL

**DIVERSIDADE FUNCIONAL DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM  
MÚLTIPLOS HABITATS DE UM ESTUÁRIO TROPICAL**

Trabalho de Dissertação requerido pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba como requisito parcial à obtenção do título de Mestra em Ecologia e Conservação.

**Área de concentração:** Processos Ecológicos e Funcionamento em Ecossistemas Terrestres e Aquáticos.

**Orientador:** Prof. Dr. André Luiz Machado Pessanha

É expressamente proibido a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

M152d Maciel, Emanuelle Bezerra.  
Diversidade funcional das assembleias de peixes em múltiplos habitats de um estuário tropical [manuscrito] / Emanuelle Bezerra Maciel. - 2022.  
74 p. : il. colorido.

Digitado.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Estadual da Paraíba, Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa, 2022.

"Orientação : Prof. Dr. André Luiz Machado Pessanha, Departamento de Biologia - CCBS."

1. Habitats estuarinos. 2. Diversidade estuarina. 3. Ictiofauna. 4. Abordagem funcional. 5. Traços funcionais. I.  
Título

21. ed. CDD 660.6

EMANUELLE BEZERRA MACIEL

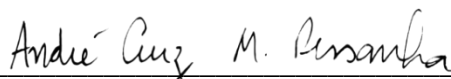
**DIVERSIDADE FUNCIONAL DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM  
MÚLTIPLOS HABITATS DE UM ESTUÁRIO TROPICAL**

Trabalho de Dissertação requerido pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba como requisito para a obtenção do grau de Mestra em Ecologia e Conservação.

**Área de concentração:** Processos Ecológicos e Funcionamento em Ecossistemas Terrestres e Aquáticos.

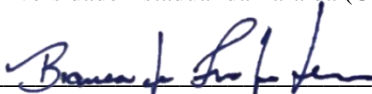
Aprovada em: 23 de fevereiro de 2022.

**BANCA EXAMINADORA**



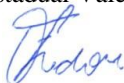
---

Dr. André Luiz Machado Pessanha (Orientador)  
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



---

Dra. Bianca de Freitas Terra (Membro Interno)  
Universidade Estadual Vale do Acaraú (UVA)



---

Dra. Flávia Lucena Frédou (Membro Externo)  
Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE)

A Deus pelo seu infinito amor, graça e bondade,  
Aos meus pais pelo carinho e cumplicidade,  
Aos meus familiares pela compreensão e,  
Aos meus amigos pelo companheirismo,  
Com gratidão, dedico.

## AGRADECIMENTOS

A Deus por tudo. Gratidão eterna meu Pai, pelo dom da vida e propósito em viver. Pelo seu amor incondicional, cuidado e zelo. Por me guiar, iluminar e proteger em cada passo, me dando força, coragem, confiança e inspirações nesse tempo e em todos os dias de minha vida.

Aos meus pais amados, por todo amor, apoio e incentivo, pela confiança depositada e por tanto investirem em mim. Por serem minha base e porto seguro, e meus principais apoiadores e admiradores. Vocês que me dão forças para seguir adiante, me impulsionam na realização dos meus sonhos e me tornam uma pessoa melhor a cada dia.

À minha família pelo acolhimento, atenção e carinho.

Ao meu orientador, professor e amigo, uma pessoa incrível e um profissional excelente e admirável. Pela orientação nesse tempo, e por todos os conselhos, compreensão, paciência, reconhecimento e ajuda ao longo dessa jornada.

Aos amigos pelos vários momentos compartilhados de amizade, alegria e união. Em especial, aos meus amigos mais próximos por todo carinho, por sempre estarem ao meu lado e serem as melhores companhias em qualquer hora e ocasião.

Ao pessoal do laboratório (LEP) por fazerem dos meus dias mais felizes e prazerosos, pelas conversas, histórias, brincadeiras, e pelas horas brindadas com risos e cafés. Em principal, aos companheiros do dia a dia pela convivência e por toda alegria, ajuda, suporte e união.

Aos colegas de turma e aos professores que tive oportunidade de ser aluna, pelos momentos compartilhados de estudo, conhecimento, aprendizagem e ensinamento.

Às pessoas que me ajudaram, por serem solícitas e disporem do seu tempo incontáveis vezes e em diversas circunstâncias que precisei.

Às bancas do projeto, qualificação e defesa da dissertação pelas relevantes contribuições.

À instituição Universidade Estadual da Paraíba (UEPB) e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação (PPGEC) pela oportunidade, auxílio e serviços prestados.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro com a concessão da bolsa durante o período de mestrado.

E a todos aqueles que contribuíram direta ou indiretamente para este trabalho.

Agradeço com amor e carinho, muito obrigada!

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

*“Porque Dele, por Ele, para Ele são todas as coisas;  
glória, pois, a Deus eternamente. Amém!”*

**Romanos 11:36**

## RESUMO

O estudo da diversidade funcional é importante para indicar sobre aspectos relacionados ao papel da biodiversidade no funcionamento do ecossistema e revelar mudanças ocorrentes na comunidade, diante do aumento das ameaças a biodiversidade global e a necessidade de proteção e esforços de conservação às espécies. O objetivo deste trabalho é analisar a diversidade funcional das assembleias de peixes em múltiplos habitats de um estuário tropical. Seis amostragens foram realizadas no estuário do rio Mamanguape (Paraíba, Nordeste do Brasil) entre junho de 2015 e janeiro de 2016. Foram selecionados cinco habitats de acordo com as características distintas de cada ambiente e o gradiente de salinidade, representados por praia arenosa (PA), planície de maré lamosa (PML), banco de fanerógamas marinhas (BFM), franja do manguezal (FM) e vegetação marginal (VM). Em cada habitat, foram estabelecidos três pontos e para cada ponto três arrastos. Os peixes foram capturados utilizando uma rede de picaré. Em cada arrasto também foram coletadas as variáveis ambientais de salinidade, transparência, profundidade, temperatura, pH, amostras de água para a clorofila *a* e de sedimento (areia fina e areia grossa). Para a abordagem funcional foram utilizados 7 traços funcionais relacionados ao habitat vertical, aquisição de alimento e locomoção (morfologia) e a guilda trófica (dieta). Foram calculados os índices funcionais de riqueza funcional (FRic), uniformidade funcional (FEve), divergência funcional (FDiv) e redundância funcional (FRed) e a média ponderada dos traços da comunidade (CWM). A análise RLQ combinada com o método quarto-canto foi realizada a fim de avaliar as relações entre os traços funcionais das espécies e as variáveis ambientais nos habitats. Nos múltiplos habitats estuarinos foram coletados um total de 27.036 peixes pertencentes a 119 espécies. As maiores abundância de indivíduos e riqueza de espécies foram registradas em PML e BFM, seguida por FM, PA e VM. Foram registradas diferenças significativas entre os habitats somente para FRic e FEve, com maiores valores de FRic em PML e BFM, de FEve em PA, BFM e VM, de FDiv em PA e BFM e de FRed em PA, PML e BFM. No geral, a diversidade funcional nos múltiplos habitats apresentou um padrão de baixa FRic, intermediárias FEve e FRed, e alta FDiv. Os principais traços funcionais predominantes pelo CWM foram os mesmos em todos os habitats, sendo relacionados a guilda zoobentívora, corpo compressiforme, tamanho da nadadeira peitoral, nadadeira caudal furcada, tamanho de abertura da boca e índice de compressão do pedúnculo caudal, exceto a guilda zooplantívora que se destacou somente em PA, PML e BFM. A RLQ evidenciou dois grupos distintos a partir da separação espacial: o primeiro grupo foi formado pelos habitats não estruturados (PA e PML) com espécies de coluna (pelágicas), hábito zooplantívoro, corpo compressiforme, nadadeira furcada e índice de compressão do pedúnculo caudal indicando a importância de um tipo de alimentação e da natação nesses ambientes rasos e abertos, associado principalmente a salinidade, temperatura e transparência; o segundo grupo foi composto pelos habitats estruturados (BFM, FM e VM), apresentando espécies mais de fundo (demersais e bentônicas), com diferentes hábitos alimentares (zoobentívoro, insetívoro e piscívoro) e formatos de corpo para explorar os ambientes mais estruturados, estando relacionado a outras variáveis ambientais, como a areia fina. O quarto-canto evidenciou algumas correlações significativas que foram específicas para cada habitat. Nesse estudo, a diversidade funcional da ictiofauna tem influência sobre os múltiplos habitats associados ao gradiente estuarino. Essas características dos habitats são importantes para garantir potenciais áreas de berçário, diversidade estuarina e integridade ecológica, contribuindo para a identificação, gestão e conservação dos ecossistemas estuarinos.

**Palavras-chave:** Habitats estuarinos. Ictiofauna. Diversidade estuarina. Abordagem funcional. Traços funcionais.



## ABSTRACT

The study of functional diversity is important to indicate aspects related to the role of biodiversity in ecosystem functioning and reveal changes occurring in the community, in face of increasing threats to global biodiversity and the need for species protection and conservation efforts. The objective of this work is to analyze the functional diversity of fish assemblages in multiple habitats of a tropical estuary. Six samplings were carried out in Mamanguape River estuary (Paraíba, Northeastern Brazil) between June 2015 and January 2016. Five habitats were selected according to the distinct characteristics of each environment and the salinity gradient, represented by sandy beach (SB), mudflat (MU), seagrass (SE), mangrove fringe (MF) and riparian vegetation (RV). In each habitat, three points were established and for each point three hauls. Fish were captured using a beach seine. In each haul, the environmental variables of salinity, transparency, depth, temperature, pH, water for chlorophyll *a* and sediment (fine sand and coarse sand) samples were also collected. For functional approach, 7 functional traits related to vertical habitat, feeding and locomotion (morphology) and trophic guild (diet) were used. The functional indices of functional richness (FRic), functional evenness (FEve), functional divergence (FDiv) and functional redundancy (FRed) and the Community-Weighted Mean (CWM) were calculated. The RLQ analysis combined with the fourth-corner method were performed in order to evaluate the relationships between the functional traits of the species and the environmental variables in the habitats. In the multiple estuarine habitats, a total of 27,036 fish belonging to 119 species were collected. The highest individual abundance and species richness were recorded in MU and SE, followed by MF, SB and RV. Significant differences were recorded between habitats only for FRic and FEve, with highest values of FRic in MU and SE, FEve in BE, BFM and RV, FDiv in BE and SE and FRed in BE, MU and SE. In general, functional diversity in the multiple habitats showed a pattern of low FRic, intermediate FEve and FRed, and high FDiv. The main functional traits predominant by CWM were the same in all habitats, being related to the zoobenthivorous guild, compressiform body, pectoral fin size, forked caudal fin, mouth opening size and caudal peduncle compression index, except for the zooplanktivorous guild that only dominated in SB, MU and SE. The RLQ highlighted two distinct groups based on the spatial separation: the first group was formed by unstructured habitats (SB and MU) with water column species (pelagic), zooplanktivorous habit, compressiform body, forked fin and index of compression of the caudal peduncle indicating the importance of of a type of feeding and swimming in these shallow and open environments, mainly associated with salinity, temperature and transparency; the second group was composed of the structured habitats (SE, MF and RV) with more bottom species (benthic and demersal), with different feeding habits (zoobenthivorous, insectivorous and piscivorous), and body shapes to explore more structured environments, being related to other environmental variables, such as fine sand. The fourth-corner showed some significant correlations specific to each habitat. In this study, the functional diversity of the ichthyofauna influences the multiple habitats associated with estuarine gradient. The habitats characteristics are essential to guarantee potential nursery areas, estuarine diversity and ecological integrity, contributing to the identification, management and conservation of estuarine environments.

**Keywords:** Estuarine habitats. Ichthyofauna. Estuarine diversity. Functional approach. Functional traits.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1** – Mapa da área de estudo com as indicações dos pontos de coleta nos múltiplos habitats do estuário do rio Mamanguape, Paraíba, Nordeste do Brasil. Delimitação da Área de Proteção Ambiental (APA) da Barra do rio Mamanguape com contorno tracejado em verde ciano..... 23
- Figura 2** – Habitats estuarinos: A) Praia arenosa; B) Planície de maré lamosa; C) Banco de fanerógamas marinhas; D) Franja do manguezal e E) Vegetação marginal. Fotos: Equipe LEP/UEPB (2015)..... 24
- Figura 3** – Ilustração representada pela espécie *Atherinella brasiliensis* com indicação das medidas morfométricas mensuradas..... 29
- Figura 4** – Boxplot das variáveis ambientais nos múltiplos habitats estuarinos. As linhas em negrito indicam medianas, limites indicam 25° e 75° dos percentis e amplitudes das linhas indicam a maior e a menor observação. O nível de significância foi estabelecido em ( $p < 0,05$ ). Letras distintas sobrescritas representam diferença significativa em comparação entre os habitats. Habitats: PA= praia arenosa, PML= planície de maré lamosa, BFM= banco de fanerógamas marinhas, FM= franja do manguezal, VM= vegetação marginal..... 34
- Figura 5** – Análise de Componentes Principais (PCA) para as variáveis ambientais nos múltiplos habitats estuarinos. Variáveis ambientais: sal= salinidade, transp= transparência, temp= temperatura, pH, clorof= clorofila, af= areia fina. Habitats: PA= praia arenosa, PML= planície de maré lamosa, BFM= banco de fanerógamas marinhas, FM= franja do manguezal, VM= vegetação marginal..... 35
- Figura 6** – Boxplot da variação espacial da abundância de indivíduos e riqueza de espécies nos múltiplos habitats estuarinos, com a indicação de A) Abundância de indivíduos e B) Riqueza de espécies. As linhas em negrito indicam medianas, limites indicam 25° e 75° dos percentis e amplitudes das linhas indicam a maior e a menor observação. O nível de significância foi estabelecido em ( $p < 0,05$ ). Letras distintas sobrescritas representam diferença significativa em comparação entre os habitats. Habitats: PA= praia arenosa, PML= planície de maré lamosa, BFM= banco de fanerógamas marinhas, FM= franja do manguezal, VM= vegetação marginal..... 36
- Figura 7** – Boxplot dos índices de diversidade funcional em relação aos múltiplos habitats estuarinos, com a indicação de A) Riqueza funcional (FRic), B) Uniformidade funcional (FEve), C) Divergência funcional (FDiv) e D) Redundância funcional (FRed). As linhas em negrito indicam medianas, limites indicam 25° e 75° dos percentis e amplitudes das linhas indicam a maior e a menor observação. O nível de significância foi estabelecido em ( $p < 0,05$ ). Letras distintas sobrescritas representam diferença significativa em comparação entre os habitats. Habitats: PA= praia arenosa, PML= planície de maré lamosa, BFM= banco de fanerógamas marinhas, FM= franja do manguezal, VM= vegetação marginal..... 37
- Figura 8** – Valores médios da média ponderada dos traços da comunidade (CWM) nos múltiplos habitats estuarinos. A) PA; B) PML; C) BFM; D) FM e E) VM. Múltiplos habitats estuarinos: PA= praia arenosa, PML= planície de maré

lamosa, BFM= banco de fanerógamas marinhas, FM= franja do manguezal, VM= vegetação marginal. As cores diferenciam as funções dos traços. Devido os valores de CWM dos traços de tab e icpc serem desproporcionalmente grandes para todos os habitats as barras não foram exibidas graficamente. Traços funcionais: det= detritívoro, herb= herbívoro, inset= insetívoro, oni= onívoro, pisc= piscívoro, zoob= zoobentívoro, zoop= zooplantívoro, tab= tamanho da abertura da boca, along= alongado, angui= anguiliforme, compres= compressiforme, depres1= depressiforme 1, depres2= depressiforme 2, fili= filiforme, fusi= fusiforme, globi= globiforme, sagit= sagitiforme, ar= altura relativa, trnp= tamanho relativo da nadadeira peitoral, icpc= índice de compressão do pedúnculo caudal, arred= arredondada, cont= contínua, emarg= emarginada, furc= furcada, lun= lunada, pont= pontuda, trunc= truncada..... 38

**Figura 9** – Análise RLQ das relações entre os traços funcionais das espécies com as variáveis ambientais associadas aos múltiplos habitats estuarinos. A) Disposição dos múltiplos habitats estuarinos (PA= praia arenosa, PML= planície de maré lamosa, BFM= banco de fanerógamas marinhas, FM= franja do manguezal, VM= vegetação marginal) e B) Principais espécies agrupadas pelos seus traços funcionais relacionados com as variáveis ambientais (cores diferenciam os grupos de traços funcionais). A descrição das abreviações das espécies está indicada nos Apêndices A e C. Traços funcionais: det= detritívoro, herb= herbívoro, inset= insetívoro, oni= onívoro, pisc= piscívoro, zoob= zoobentívoro, zoop= zooplantívoro, tab= tamanho da abertura da boca, along= alongado, angui= anguiliforme, compres= compressiforme, depres1= depressiforme 1, depres2= depressiforme 2, fili= filiforme, fusi= fusiforme, globi= globiforme, sagit= sagitiforme, ar= altura relativa, trnp= tamanho relativo da nadadeira peitoral, icpc= índice de compressão do pedúnculo caudal, arred= arredondada, cont= contínua, emarg= emarginada, furc= furcada, lun= lunada, pont= pontuda, trunc= truncada. Imagens utilizadas das espécies de peixes foram adaptadas de Froese e Pauly (2022) e FAO (2022)..... 41

## LISTA DE TABELAS

|  |    |
|--|----|
| <b>Tabela 1</b> – Lista dos traços funcionais utilizados para a diversidade funcional das espécies de peixes nos múltiplos habitats estuarinos.....  | 27 |
| <b>APÊNDICE A</b> – Lista de abundância dos indivíduos nos múltiplos habitats estuarinos em ordem filogenética, de acordo com Nelson, Grande e Wilson (2016) e Betancour-R <i>et al.</i> (2017). Habitats: PA= praia arenosa, PML= planície de maré lamosa, BFM= banco de fanerógamas marinhas, FM= franja do manguezal e VM= vegetação marginal.....  | 63 |
| <b>APÊNDICE B</b> – Lista dos traços funcionais por espécie utilizados para a diversidade funcional nos múltiplos habitats estuarinos. Traços funcionais: GT= guilda trófica; FC= formato do corpo; FNC= formato da nadadeira caudal; AR= altura relativa; TAB= tamanho da abertura da boca; TRNP= tamanho relativo da nadadeira peitoral e ICPC= índice de compressão do pedúnculo caudal.....  | 67 |
| <b>APÊNDICE C</b> – Valores de Média (Md), Erro padrão (Ep), Mínimo (Mín.) e Máximo (Máx.) e dos resultados da PERMANOVA das variáveis ambientais nos múltiplos habitats estuarinos. Habitats: PA= praia arenosa, PML= planície de maré lamosa, BFM= banco de fanerógamas marinhas, FM= franja do manguezal, VM= vegetação marginal. Valores estatisticamente significativos representados por asterisco (* $p<0,05$ , ** $p<0,01$ , *** $p<0,001$ ).....  | 68 |
| <b>APÊNDICE D</b> – Valores de Média (Md), Erro padrão (Ep), Mínimo (Mín.) e Máximo (Máx.), resultados do teste de significância da PERMANOVA e do <i>pair-wise</i> para os índices funcionais (FRic= riqueza funcional, FEve= uniformidade funcional, FDiv= divergência funcional, FRed= redundância funcional) nos múltiplos habitats estuarinos. Habitats: PA= praia arenosa, PML= planície de maré lamosa, BFM= banco de fanerógamas marinhas, FM= franja do manguezal, VM= vegetação marginal. Valores estatisticamente significativos representados por asterisco (* $p<0,05$ , ** $p<0,01$ , *** $p<0,001$ )..... | 72 |
| <b>APÊNDICE E</b> – Valores de Média (Md), Erro padrão (Ep), Mínimo (Mín.) e Máximo (Máx.), resultados do teste de significância da PERMANOVA e do <i>pair-wise</i> da média ponderada dos traços da comunidade (CWM) nos múltiplos habitats estuarinos. Habitats: PA= praia arenosa, PML= planície de maré lamosa, BFM= banco de fanerógamas marinhas, FM= franja do manguezal, VM= vegetação marginal. Valores estatisticamente significativos representados por asterisco (* $p<0,05$ , ** $p<0,01$ , *** $p<0,001$ ).....  | 73 |

## SUMÁRIO

|   |    |
|---|----|
| <b>1 INTRODUÇÃO GERAL</b> .....                                 | 12 |
| <b>2 PERGUNTAS</b> .....  | 16 |
| <b>3 HIPÓTESES</b> .....  | 16 |
| <b>4 OBJETIVOS</b> .....  | 16 |
| 4.1 GERAL.....  | 16 |
| 4.2 ESPECÍFICOS.....  | 16 |
| <b>ESTRUTURA GERAL DA DISSERTAÇÃO</b> .....                     | 17 |
| <b>CAPÍTULO 1</b> .....   | 18 |
| <b>1 INTRODUÇÃO</b> .....                                       | 19 |
| <b>2 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....                               | 22 |
| 2.1 ÁREA DE ESTUDO .....  | 22 |
| 2.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL.....                                  | 25 |
| 2.3 PROCEDIMENTOS LABORATORIAIS .....                           | 25 |
| 2.4 TRAÇOS FUNCIONAIS .....                                     | 26 |
| <b>2.4.1 Seleção dos traços funcionais</b> .....                | 26 |
| <b>2.4.2 Descrição dos traços funcionais</b> .....              | 26 |
| 2.5 ANÁLISES DE DADOS .....                                     | 29 |
| <b>2.5.1 Variáveis ambientais</b> .....                         | 29 |
| <b>2.5.2 Diversidade funcional</b> .....                        | 30 |
| <b>3 RESULTADOS</b> .....                                       | 32 |
| 3.1 VARIÁVEIS AMBIENTAIS .....                                  | 32 |
| 3.2 COMPOSIÇÃO GERAL DA ICTIOFAUNA NOS MÚLTIPLOS HABITATS ..... | 35 |
| 3.3 DIVERSIDADE FUNCIONAL .....                                 | 36 |
| <b>4 DISCUSSÃO</b> .....  | 42 |
| <b>REFERÊNCIAS</b> .....  | 49 |
| <b>APÊNDICE A</b> .....   | 63 |
| <b>APÊNDICE B</b> .....   | 67 |
| <b>APÊNDICE C</b> .....   | 71 |
| <b>APÊNDICE D</b> .....   | 72 |
| <b>APÊNDICE E</b> .....   | 73 |

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

A biodiversidade refere-se à diversidade biológica de seres vivos existente em todo o mundo e sua definição incorpora os níveis desde indivíduos a ecossistemas (MACE; NORRIS; FITTER, 2012), englobando as diversidades, como a taxonômica e funcional. A partir disso, a diversidade funcional vem tendo um foco importante e crescente nas últimas décadas, sendo que estudos para avaliar a biodiversidade são essenciais e têm sido imprescindíveis diante o cenário mundial, devido ao aumento das ameaças a biodiversidade global e a necessidade de proteção e esforços de conservação para as espécies (LAURETO; CIANCIARUSO; SAMIA, 2015; MAMMOLA *et al.*, 2021; SALA *et al.*, 2021).

A diversidade funcional é um componente da biodiversidade que avalia a variedade de funções que as espécies realizam no ambiente, se fundamentando na relação dos organismos com a manutenção dos processos e serviços ecossistêmicos (PETCHEY; GASTON, 2002, 2006; TILMAN; ISBELL; COWLES, 2014). Esta abordagem funcional tem sido adotada para indicar mudanças que ocorrem nas comunidades e refletem nos ecossistemas (CADOTTE; CARSCADDEN; MIROTCHEV, 2011; MASON *et al.*, 2013; MOUILLOT *et al.*, 2013).

De acordo com a diversidade funcional, os traços funcionais (*functional traits*) são definidos como características ecológicas, morfo-fisio-fenológicas ou comportamentais de cada indivíduo que são mensuráveis e terão influência em seu *fitness*, afetando o crescimento, a reprodução e a sobrevivência durante o ciclo de vida (VIOLLE *et al.*, 2007). Visto que os traços das espécies estão fortemente associados com as funções no ecossistema, portanto, devem ser capazes de explicar e prever sobre a utilização do ambiente.

Através dos traços funcionais são expressadas as funções ecológicas das espécies, como por exemplo o habitat vertical, alimentação, locomoção ou dieta que indicam o uso do habitat e a exploração de recursos (VILLÉGER *et al.*, 2017; LADDS *et al.*, 2018), e podem resultar numa resposta ecológica as variações espaço-temporais e gradientes ambientais (RIBEIRO; TERESA; CASATTI, 2016; BEUKHOF *et al.*, 2019). Diante disso, espécies com funções ecológicas similares podem ser categorizadas em grupos funcionais com base em certos aspectos do nicho (WINEMILLER *et al.*, 2015; VILLÉGER *et al.*, 2017; LADDS *et al.*, 2018). Os traços funcionais morfológicos e de guildas tróficas têm sido mais comumente utilizadas em diversos trabalhos como ferramentas para explicar sobre os padrões de utilização do ambiente pelas espécies (PESSANHA *et al.*, 2015; DOLBETH *et al.*, 2016; VILLÉGER *et al.*, 2017; MANNA *et al.*, 2018; HENSELER *et al.*, 2019), pois além de serem práticos e de mensuração fácil e rápida, são bons descritores para responder como os indivíduos realizam o uso e

exploração dos habitats. Entretanto também são realizadas críticas quanto às limitações e insuficiências em utilizá-los, principalmente tratando-se de grupos funcionais, isso porque são considerados determinados aspectos do nicho, enquanto podem ser omitidas outras importantes dimensões de nicho com potencial de aumentar o poder preditivo (ALBOUY *et al.*, 2006; WINEMILLER *et al.*, 2015; VILLÉGER *et al.*, 2017; VITULE *et al.*, 2017).

Os traços funcionais compõem a base de avaliação dos índices de diversidade funcional. Os índices funcionais são uma das formas de medir a diversidade funcional de uma comunidade, com as espécies distribuídas em um espaço funcional multidimensional (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008). Dentre os índices funcionais estão os que são compostos pelos componentes primários representados por riqueza funcional (*functional richness* – FRic), uniformidade funcional (*functional evenness* – FEve) e divergência funcional (*functional divergence* – FDiv), e existem vários outros índices propostos, a exemplo da redundância funcional (*functional redundancy* – FRed) (MASON *et al.*, 2005; VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008; SCHLEUTER *et al.* 2010).

No caso da riqueza funcional, avalia-se a quantidade do espaço de nicho ocupado pelas espécies dentro de uma comunidade, indicando se está havendo utilização dos potenciais recursos disponíveis por estas; a uniformidade funcional preocupa-se em verificar o quão uniforme é a distribuição da abundância no espaço de nicho ocupado, evidenciando se todo o espaço funcional é igualmente representado pela ocupação dos indivíduos entre os nichos; e a divergência funcional mensura o quão os traços funcionais são divergentes a partir da distribuição da abundância das espécies num espaço funcional, aumentando se as espécies abundantes tiverem valores extremos de traços funcionais, assim representa o nível de diferenciação de nicho e competição por recursos (MASON *et al.*, 2005; VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008; SCHLEUTER *et al.* 2010). Enquanto a redundância funcional descreve o quão sobrepostas são as espécies quanto ao seu desempenho no funcionamento do ecossistema, gerando importantes informações do estado de resiliência e estabilidade ecológica dos ambientes (MOUCHET *et al.*, 2010; RICOTTA *et al.*, 2016; BIGGS *et al.*, 2020); ainda pode indicar a influência de filtros ambientais, ou seja, as espécies acabam sendo similares e tendem a realizar mais funções redundantes, porque o ambiente seleciona as espécies com determinadas características para que possam sobreviver em suas condições ambientais (MOUILLOT; DUMAY; TOMASINI, 2007).

Outra forma de medição da diversidade funcional amplamente utilizada é o CWM (*Community-Weighted Mean* – Média Ponderada dos Traços da Comunidade), por meio do qual

se obtêm conhecimento a cerca da composição funcional, sendo possível identificar os traços funcionais dominantes que tem maior influência na comunidade e assim mais afetam nos processos ecossistêmicos (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010). Além dessas formas de mensuração da diversidade funcional citadas anteriormente existem outras, como a análise RLQ que é uma técnica multivariada baseada em um método de ordenação, tendo por finalidade examinar e estimar as relações traço-ambiente (para tal utilizam-se os dados das variáveis ambientais dos locais, dos traços funcionais e de abundância ou presença-ausência das espécies), sendo possível ainda aprimorar a RLQ com a combinação do método quarto-canto (*fourth-corner*) para testar a significância dessas relações traço-ambiente individualmente (DOLÉDEC *et al.*, 1996; MOUILLOT *et al.*, 2013; DRAY *et al.*, 2014). Desse modo, essas possibilidades de mensurar a diversidade funcional são importantes para obter conhecimento de questões ecológicas referentes a funcionalidade das espécies nos ecossistemas.

Os indivíduos em determinados habitats desempenham funções dentro de seus respectivos nichos ecológicos. O habitat é um ambiente conceituado como espaço físico que apresenta um conjunto de condições locais, recursos disponíveis e variações em sua arquitetura estrutural, no qual organismos (individual ou conjunto) vivem e utilizam, envolvendo interações bióticas e abióticas, que tem potencial de influenciar na composição e distribuição dos indivíduos (MITCHELL, 2005; KEARNEY, 2006; COSTELLO, 2009). A disponibilidade de diferentes habitats possibilita uma variedade espacial e/ou temporal de recursos a serem utilizados pelas espécies e até mesmo de condições abióticas para se estabelecerem, por isto favorece a diferenciação de nicho, permitindo a coexistência nestes locais (TEWS *et al.*, 2004; STEIN; GERSTNER; KREFT, 2014).

A importância dos múltiplos habitats é abordada através da Hipótese da Heterogeneidade de Habitat (*Habitat Heterogeneity Hypothesis*) proposta inicialmente através dos estudos de MacArthur e MacArthur (1961) e fundamentada na Teoria do Nicho postulada por Hutchinson (1957). Esta hipótese baseia-se na ideia central de que a heterogeneidade espacial favorece o estabelecimento e permite a coexistência, suportando uma maior diversidade de espécies, devido aos diversos habitats proporcionarem maior variedade de nichos e recursos, propiciando maior disponibilidade de alimento e também mais tipos de refúgios para serem explorados (LI; REYNOLDS, 1995; TEWS *et al.*, 2004; KADMON; ALLOUCHE, 2007).

Os ambientes que possuem heterogeneidade espacial-ambiental favorecem o estabelecimento de uma diversidade de espécies (TEWS *et al.*, 2004; STEIN; GERSTNER; KREFT, 2014; YANG *et al.*, 2015). Dentre estes, estão os ecossistemas costeiros estuarinos,



caracterizados como ambientes heterogêneos que apresentam um gradiente ambiental longitudinal e são compostos por múltiplos habitats constituindo uma paisagem em mosaico, sendo estas características importantes para abrigar diversas espécies (BECK *et al.*, 2001; NAGELKERKEN *et al.*, 2015; VASCONCELOS *et al.*, 2015; WHITFIELD, 2017).

Esses múltiplos habitats estuarinos podem ser agrupados em habitats estruturados e habitats não estruturados (ELLIOTT; WHITFIELD, 2011; FRANÇA *et al.*, 2012; LEFCHECK *et al.*, 2019). Os habitats estruturados possuem componentes físicos como estruturas foliares, galhos, raízes e pneumatóforos que conferem a estes ambientes características de maior complexidade estrutural (LEFCHECK *et al.*, 2019) propiciando áreas mais protegidas e com recursos para o crescimento e desenvolvimento, e por isso geralmente suportam maior abundância de indivíduos e riqueza de espécies (TSE; NIP; WONG, 2008; PESSANHA *et al.*, 2015; SALES *et al.*, 2018; SILVA; BAETA; PESSANHA, 2018; JAMES *et al.*, 2019). Por outro lado, os habitats não estruturados não possuem estruturas físicas, o que confere menor complexidade estrutural (LEFCHECK *et al.*, 2019), embora também sejam primordiais para o ciclo de vida das espécies, sendo um local onde se estabelecem muitos peixes juvenis e adultos (OLIVEIRA; PESSANHA, 2014; JAMES *et al.*, 2019; MARLEY *et al.*, 2020).

Nos estuários podemos encontrar habitats não estruturados temos as praias, as planícies de maré lamosas e arenosas e como habitats estruturados como os bancos de fanerógamas, os manguezais e as vegetações marginais (TSE; NIP; WONG, 2008; XAVIER *et al.*, 2012). Todos esses habitats estuarinos funcionam como zonas de berçário, promovendo alimentação, proteção e refúgio, bem como local de reprodução e desova para os peixes (WHITFIELD, 2017; ARAÚJO *et al.*, 2018a; SILVA; BAETA; PESSANHA, 2018).

Os múltiplos habitats estuarinos são fundamentais para a biodiversidade marinha (BECK, *et al.*, 2001; LEFCHECK *et al.*, 2019). Entretanto, ao longo dos anos estes vêm sofrendo com os impactos antrópicos (BARLETTA *et al.*, 2010; BARBIER, 2013; BARLETTA; LIMA, 2019), o que leva a perda de importantes áreas com valor de berçário nos estuários e da funcionalidade e de serviços ecossistêmicos. Com isso, além da descaracterização da heterogeneidade espacial, ocorre a diminuição da diversidade funcional. Diversos estudos evidenciam que a diminuição de habitats é um dos principais problemas da atualidade em nível global, causando a perda de espécies e de diversidade funcional, o comprometimento do estado de integridade do ecossistema e prejuízos na funcionalidade e estabilidade mantenedoras do equilíbrio ecossistêmico (VILLÉGER *et al.*, 2010, 2017; CARDINALE *et al.*, 2012; MOUILLOT *et al.*, 2013). Então, trabalhos voltados para a abordagem da diversidade funcional

são realizados utilizando os peixes para entender suas principais funções ecológicas nos ecossistemas aquáticos (VILLÉGER *et al.*, 2017). Nosso estudo foi realizado em estuário situado em uma área de proteção ambiental e, portanto, os resultados fornecem uma base para avaliar a influência da diversidade das assembleias de peixes sobre os múltiplos habitats em um estuário tropical. As informações geradas serão relevantes para a compreensão da importância na manutenção desses habitats e conservação da biodiversidade estuarina.

## **2 PERGUNTAS**

1) Qual a influência da diversidade funcional das assembleias de peixes nos múltiplos habitats estuarinos?

2) Quais são as variáveis ambientais que mais influenciam a estrutura funcional das assembleias de peixes nos habitats no contexto do gradiente ambiental estuarino?

## **3 HIPÓTESES**

1) A diversidade funcional terá maior representatividade nos habitats estruturados quando comparados aos habitats não estruturados.

2) A salinidade e a transparência serão os principais fatores ambientais que agem como filtros ambientais regulando os traços funcionais das assembleias de peixes associados aos múltiplos habitats estuarinos.

## **4 OBJETIVOS**

### **4.1 GERAL**

Avaliar a diversidade funcional das assembleias de peixes em múltiplos habitats (praia arenosa, planície de maré lamosa, banco de fanerógamas marinhas, franja do manguezal, vegetação marginal) de um estuário tropical.

### **4.2 ESPECÍFICOS**

- 1) Compreender como a diversidade funcional se estrutura nos múltiplos habitats estuarinos;
- 2) Identificar quais os principais traços funcionais dominantes nos habitats;
- 3) Verificar quais as principais variáveis ambientais que influenciam a diversidade funcional nos habitats.

## **ESTRUTURA GERAL DA DISSERTAÇÃO**

O presente estudo está estruturado em um único capítulo. O capítulo tem como objetivo principal analisar a diversidade funcional das assembleias de peixes em múltiplos habitats de um estuário tropical.

O capítulo 1 do manuscrito intitula-se de “Diversidade Funcional das Assembleias de Peixes em Múltiplos Habitats de um Estuário Tropical” e com pretensão de submissão a revista *Marine Environmental Research* (Fator de Impacto= 3.130, CiteScore= 5.2 e Percentil= 90%; Qualis= A1 na área de Biodiversidade).

## CAPÍTULO 1

*Manuscrito a ser submetido no periódico Marine Environmental Research*

### **DIVERSIDADE FUNCIONAL DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM MÚLTIPLOS HABITATS DE UM ESTUÁRIO TROPICAL**

**Emanuelle Bezerra Maciel<sup>1</sup> e André Luiz Machado Pessanha<sup>1</sup>**

<sup>1</sup>Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Estadual da Paraíba, Laboratório de Ecologia de Peixes, Avenida das Baraúnas, 351, Bairro Universitário, 58429-500, Campina Grande, PB, Brazil.

#### **Resumo**

Estudos de diversidade funcional em estuários tropicais são essenciais para fornecer informações sobre a influência da dinâmica funcional da ictiofauna nos habitats e a manutenção da diversidade estuarina. Neste trabalho, objetivamos avaliar a diversidade funcional das assembleias de peixes em múltiplos habitats de um estuário tropical. Seis amostragens foram realizadas no estuário do rio Mamanguape (Paraíba, Nordeste do Brasil) entre junho de 2015 e janeiro de 2016. Foram selecionados cinco habitats ao longo do estuário, representados por praia arenosa (PA), planície de maré lamosa (PML), banco de fanerógamas marinhas (BFM), franja do manguezal (FM) e vegetação marginal (VM), sendo estabelecidos para cada habitat três pontos e para cada ponto três arrastos. Em cada arrasto, os peixes foram capturados com auxílio de uma rede de picaré e foram coletadas as variáveis ambientais de salinidade, transparência, profundidade, temperatura, pH, amostras de água para a clorofila *a* e de sedimento (areia fina e areia grossa). Para analisar a diversidade funcional, foram utilizados 7 traços funcionais relacionados ao habitat vertical, aquisição de alimento, locomoção (morfologia) e guilda trófica (dieta). Foram calculados os índices funcionais de riqueza funcional (FRic), uniformidade funcional (FEve), divergência funcional (FDiv) e redundância funcional (FRed) e a média ponderada dos traços da comunidade (CWM). Foi realizada a análise RLQ combinada com quarto-canto a fim de avaliar as relações entre os traços funcionais das espécies e as variáveis ambientais nos habitats. Nos múltiplos habitats estuarinos, um total de 27.036 peixes foi coletado e representado por 119 espécies. Foram registradas diferenças significativas entre os habitats somente para FRic e FEve, com maiores valores de FRic em PML e BFM, de FEve em PA, BFM e VM, de FDiv em PA e BFM e de FRed em PA, PML e BFM. Os traços funcionais predominantes pelo CWM foram os mesmos em todos os habitats. A RLQ apontou dois grupos distintos a partir dos traços funcionais e variáveis ambientais dos habitats: um grupo formado pelos habitats não estruturados (PA e PML) e um segundo grupo foi composto pelos habitats estruturados (BFM, FM e VM). O quarto-canto indicou algumas correlações significativas que foram específicas para cada habitat. Nesse estudo, a diversidade funcional da ictiofauna tem influência sobre os múltiplos habitats associados ao gradiente estuarino. Essas características dos habitats são importantes para garantir potenciais áreas de berçário, diversidade estuarina e integridade ecológica, contribuindo para a identificação, gestão e conservação dos ecossistemas estuarinos.

**Palavras-chave:** Habitats estuarinos. Diversidade estuarina. Ictiofauna. Traços funcionais. Índices funcionais. Média ponderada da comunidade. RLQ combinada com quarto-canto.

## 1 INTRODUÇÃO

Os estuários são ecossistemas costeiros dinâmicos, complexos e heterogêneos que estão entre os ambientes mais valiosos do mundo, apresentando importância de abrigar grande biodiversidade, serem responsáveis por processos ecossistêmicos e proverem serviços ecológicos e socioeconômicos (BARBIER, 2011; ELLIOTT; WHITFIELD, 2011; VASCONCELOS *et al.*, 2015). Estes ecossistemas desempenham funções ecológicas vitais, sendo reconhecidos e consolidados como áreas de berçário para muitas espécies (BECK *et al.*, 2001; VASCONCELOS *et al.*, 2011; SHEAVES *et al.*, 2015; WHITFIELD, 2017). Outras funções estuarinas importantes são direcionadas a proteção natural da costa, alta produtividade primária, potencial de regulação do clima e participação na ciclagem de nutrientes e da matéria orgânica (ELLIOTT; MCLUSKY, 2002; ELLIOTT; WHITFIELD, 2011), incluindo a produção, sequestro e manutenção do carbono azul (*blue carbon*) (BULMER *et al.*, 2020).

O ecossistema estuarino é um ambiente de transição caracterizado pelo seu gradiente ambiental longitudinal, gerado a partir da interação da água doce proveniente do rio com a água salgada advinda do mar (ELLIOTT; MCLUSKY, 2002; POTTER *et al.*, 2010; ELLIOTT; WHITFIELD, 2011; WHITFIELD, 2021). Apresenta heterogeneidade espacial composta por múltiplos habitats constituindo uma paisagem em mosaico (SHEAVES, 2009; VASCONCELOS *et al.*, 2011; WHITFIELD, 2017; DA SILVA *et al.*, 2022). E a conectividade espacial entre esses habitats também é importante para a manutenção da função de berçário para diversas espécies de animais durante o ciclo de vida (NAGELKERKEN *et al.*, 2015; SHEAVES *et al.*, 2015; WHITFIELD *et al.*, 2017; PESSANHA *et al.*, 2021).

Dentre os múltiplos habitats que compõem o estuário estão incluídos habitats estruturados e habitats não estruturados (LEFCHECK *et al.*, 2019). A utilização dessa diversidade de habitats pelos peixes tem sido abordada em diversos estudos (FRANÇA *et al.*, 2012; TSE; NIP; WONG, 2008; WHITFIELD, 2017; HENSELER *et al.*, 2019; LEFCHECK *et al.*, 2019). Alguns trabalhos relatam que os habitats estruturados são atrativos para os peixes (SILVA; BAETA; PESSANHA, 2018; JAMES *et al.*, 2019; MARLEY *et al.*, 2020), por exemplo os bancos de fanerógamas marinhas (*seagrass*) (SALES *et al.*, 2018; SILVA; BAETA; PESSANHA, 2018) e os manguezais (SHEAVES, 2005; WHITFIELD, 2017), pois fornecem recursos alimentares, abrigo, refúgio, proteção e locais de descanso.

Outros trabalhos descrevem que os habitats não estruturados também são ambientes essenciais para os peixes (JAMES *et al.*, 2019; MARLEY *et al.*, 2020), como por exemplo as planícies de maré lamosa (*mudflats*), por apresentarem uma variedade de recursos alimentares

(CAMPOS *et al.*, 2015), proporcionarem meios de proteção (MARLEY *et al.*, 2020), além de funcionarem como rota de migração devido a conectividade com habitats adjacentes (SHEAVES, 2009). No caso das praias arenosas, essas também atuam como locais de alimentação, reprodução e desova, além de abrigar espécies que geralmente são adaptadas a este ambiente, suportando as condições adversas e estressantes, como a alta salinidade e as variações da água, a influência direta das ondas e a ação das marés. No entanto, esse conjunto de condições pode ser um fator limitante para determinadas espécies (OLIVEIRA; PESSANHA, 2014; OLDS *et al.*, 2018).

Esta diversidade de habitats em conjunto com o gradiente ambiental estuarino, promovem um ambiente em constante mudança que influencia na composição, na distribuição e no estabelecimento de uma diversidade de organismos (FRANÇA *et al.*, 2012; BOLZAN, *et al.* 2019; MOLINA; DUQUE; COGUA, 2020; WHITFIELD, 2021). Ademais, os múltiplos habitats apresentam diferenças espaço-temporais nas condições ambientais que influi na utilização destes habitats pelas espécies (KIMIREI *et al.*, 2011; DAVIS *et al.*, 2012; SHEAVES, 2015; WHITFIELD, 2017). Assim como as características locais dos habitats também podem ser condicionadas pelos efeitos gerados a partir de determinadas variáveis ambientais, algumas das quais podem exercer o papel de filtro ambiental, atuando como um fator limitante e selecionando as espécies (KRAFT *et al.*, 2015).

As mudanças graduais que ocorrem ao longo do *continuum* estuarino são mediadas por determinadas variáveis ambientais, a exemplo do regime de salinidade (BARLETTA *et al.*, 2005; POTTER *et al.*, 2010; LIMA; BADÚ; PESSANHA, 2020; WHITFIELD, 2021). Essa presença do gradiente de salinidade pode ser um fator preditor atuando na seleção de habitats pelas assembleias de peixes (LIMA; BADÚ; PESSANHA, 2020), bem como outras variáveis ambientais, como a transparência, temperatura ou tipo de sedimento, também podem ser fatores que influenciam na distribuição das espécies (FRANÇA *et al.*, 2012; BRADLEY *et al.*, 2019; WHITFIELD, 2021).

Partindo desse contexto de utilização dos habitats pelas espécies, o estudo da diversidade funcional é um importante meio de avaliar a relação da biodiversidade e do funcionamento dos ecossistemas (PETCHEY; GASTON, 2002, 2006; TILMAN; ISBELL; COWLES, 2014). A diversidade funcional é um dos componentes da biodiversidade que diz respeito a variedade de funções desempenhadas pelas espécies no ambiente (PETCHEY; GASTON, 2002, 2006; VIOLLE *et al.*, 2007). Com isso, aspectos da diversidade funcional são considerados por meio da utilização de traços funcionais, ajudando na compreensão da importância ecológica dos

efeitos das funções desempenhadas pelas espécies nos ecossistemas (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008; SCHLEUTER *et al.* 2010; MOUILLOT *et al.*, 2021).

Atualmente inúmeros trabalhos com abordagem funcional têm sido realizados, havendo um aumento nos últimos anos de estudos de diversidade funcional de peixes realizados no mundo (VILLÉGER *et al.*, 2010, 2017; STUART-SMITH *et al.*, 2013; LADDS *et al.*, 2018) e recentemente no Brasil (DOLBETH *et al.*, 2016; SILVA-JÚNIOR *et al.*, 2017; DA SILVA *et al.*, 2019; DA SILVA; DOLBETH; FABRÉ, 2021). Entretanto, ainda existem poucos estudos com a vertente funcional em habitats costeiros (HENSELER *et al.*, 2019; DA SILVA; DOLBETH; FABRÉ, 2021) e também nos estuários tropicais (DOLBETH *et al.*, 2016; SILVA-JÚNIOR *et al.*, 2017; DA SILVA, DOLBETH; FABRÉ, 2021).

Devido ao valor ecológico e socioeconômico dos estuários, é importante mencionar que esses ecossistemas estão se tornando cada vez mais vulneráveis nos últimos anos a exploração de seus recursos naturais e perturbações principalmente antrópicas (BARLETTA *et al.*, 2010; BLABER, 2013; BLABER; BARLETTA, 2016; BARLETTA; LIMA, 2019). Considerando essa crescente degradação em estuários, algumas das consequências são a alteração dos habitats e a diminuição da diversidade funcional, gerando uma cascata de impactos negativos na integridade, estabilidade e manutenção do ecossistema, assim como no fornecimento de bens e serviços ecológicos (VILLÉGER *et al.*, 2010; BARBIER, 2011; DOLBETH *et al.*, 2016).

A diversidade funcional é mais uma ferramenta necessária que vem sendo utilizada para avaliar a biodiversidade em ambientes tropicais face às emergentes ameaças antropogênicas. Esse estudo é voltado a importância da diversidade funcional das espécies de peixes em múltiplos habitats estuarinos. Essa compreensão será essencial ao fornecer informações sobre a influência da dinâmica funcional da ictiofauna nos habitats e a manutenção da diversidade estuarina, para garantir o fornecimento de potenciais áreas de berçário, preservação de papéis ecológicos e integridade do ecossistema, e ajudar na identificação, gestão e conservação desses ambientes estuarinos costeiros.

O presente estudo tem como objetivo geral analisar a diversidade funcional das assembleias de peixes em múltiplos habitats (praia arenosa, planície de maré lamosa, banco de fanerógamas marinhas, franja do manguezal, vegetação marginal) de um estuário tropical. Baseado nisto, as seguintes hipóteses foram testadas: (1) Os índices funcionais terão maior representatividade nos habitats estuarinos estruturados quando comparados aos habitats não estruturados; e (2) A salinidade e a transparência serão os dois principais fatores ambientais que agem como filtros ambientais regulando os traços funcionais das assembleias de peixes

associados aos habitats ao longo do gradiente ambiental estuarino.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 ÁREA DE ESTUDO

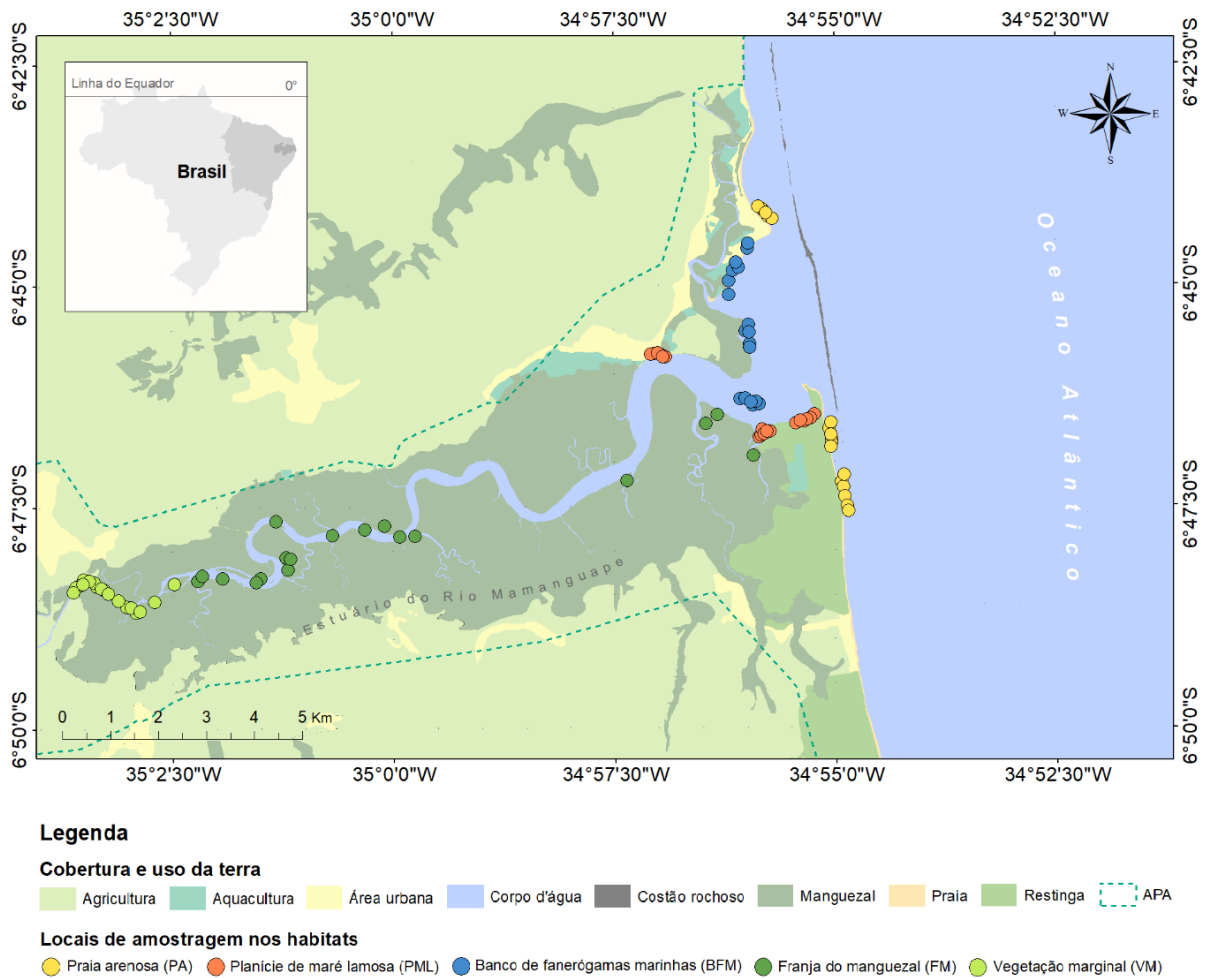
O estudo foi realizado no estuário do rio Mamanguape ( $6^{\circ}43'02''S$   $35^{\circ}67'46''W$ ), o qual tem extensão de mais de 5.400 hectares de área, abrangendo os municípios de Rio Tinto, Marcação e Baía da Traição, localizado no litoral norte do estado da Paraíba, cerca de 25 km na direção leste-oeste e 5 km na direção norte-sul, no Nordeste do Brasil (Figura 1). É considerado um estuário tropical, com o clima da região tipo As (quente e úmido) classificado por Köppen, precipitação anual máxima observada registrada na área (Rio Tinto) de 1750 a 2000 mm, com os períodos de chuva entre os meses de fevereiro e julho e de seca entre os meses de agosto e janeiro, e temperaturas médias de aproximadamente 24-26 °C (ALVARES *et al.*, 2014; PESSANHA *et al.*, 2015; OLIVEIRA-SILVA *et al.*, 2018).

Está situado em uma unidade de conservação de uso sustentável (Categoria V da IUCN), Área de Proteção Ambiental (APA) da Barra do Rio Mamanguape (Decreto n° 924, 1993) com plano de manejo (ICMBIO, 2014), tendo como funções principais a conservação de ecossistemas costeiros, incluindo áreas de Manguezais, remanescentes de restinga de Mata Atlântica, e dos recursos naturais, a proteção da biodiversidade, como as espécies ameaçadas de extinção, o peixe-boi marinho (*Trichechus manatus* Linnaeus, 1978) e o cavalo-marinho (*Hippocampus reidi* Ginsburg, 1933), e o desenvolvimento de atividades sociais, econômicas, educacionais e de pesquisa científica (MOURÃO; NORDI, 2003; CAMPOS *et al.*, 2015; ICMBIO, 2018; IUCN, 2022).

O estuário do rio Mamanguape caracteriza-se pela presença de múltiplos habitats. Foram selecionados ao longo do estuário cinco múltiplos habitats e classificados de acordo com as características distintas de cada ambiente e o gradiente de salinidade: praia arenosa (PA), planície de maré lamosa (PML), banco de fanerógamas marinhas (BFM), franja do manguezal (FM) e vegetação marginal (VM) (Figura 1). De acordo com o tipo de habitat foram considerados como habitats não estruturados (HNE), a praia arenosa e a planície de maré lamosa e como habitats estruturados (HE), o banco de fanerógamas marinhas, a franja do manguezal e a vegetação marginal. A caracterização dos habitats em campo foi realizada visualmente e com ajuda de pescadores.



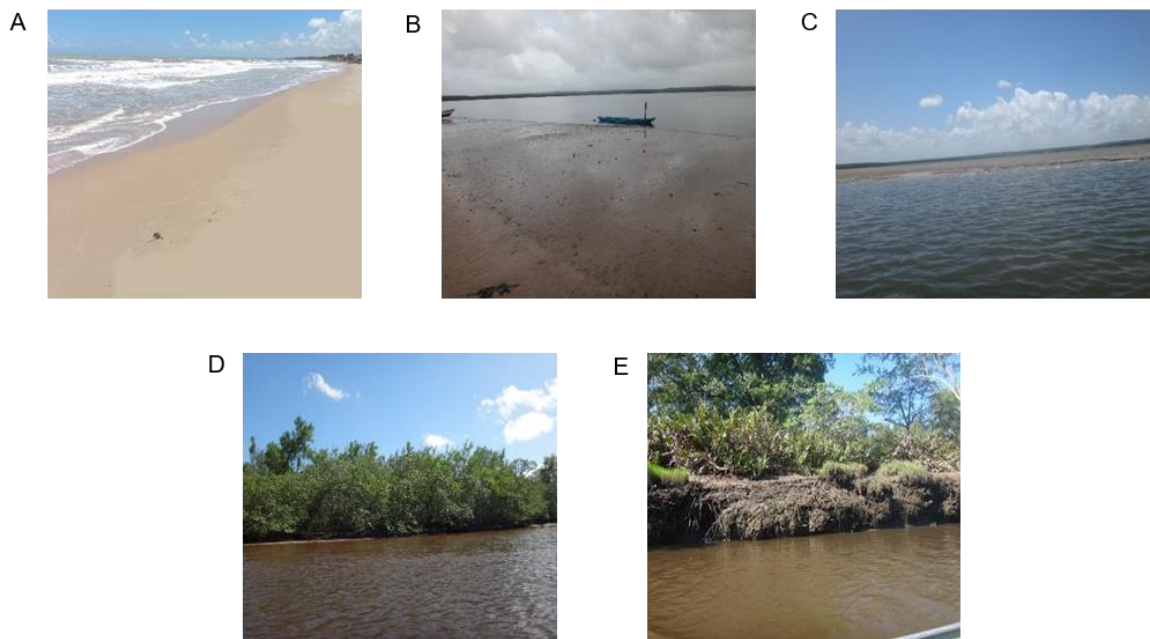
**Figura 1.** Mapa da área de estudo com as indicações dos pontos de coleta nos múltiplos habitats do estuário do rio Mamanguape, Paraíba, Nordeste do Brasil. Delimitação da Área de Proteção Ambiental (APA) da Barra do rio Mamanguape com contorno tracejado em verde ciano.



Praia arenosa situa-se na parte inferior, possui um substrato arenoso e águas calmas, sendo influenciada pela entrada das águas oceânicas, localizada próximo ao costão arenítico na foz do estuário que atua como barreira protetiva amortecendo a ação das ondas (Figura 2A) (XAVIER *et al.*, 2012; OLIVEIRA; PESSANHA, 2014). Planície de maré lamosa (*Mudflat*) situa-se na parte inferior, possui um substrato lamoso de sedimento fino, com matéria orgânica, silte e argila, sendo constantemente exposto ou submerso pela ação das marés (Figura 2B) (XAVIER *et al.*, 2012; CAMPOS *et al.*, 2015). Banco de fanerógamas marinhas (*Seagrass*) situa-se na parte inferior, em bancos de areia (croas) que possuem fanerógamas marinhas no substrato (*Halodule wrightii* Ascherson (1868), *Halophila decipiens* Ostenfeld (1902) e *Halophila baillonis* Ascherson (1874), essas plantas ficam submersas na água e formam tapetes de ervas marinhas (Figura 2C) (XAVIER *et al.*, 2012; OLIVEIRA; PESSANHA, 2014; MAGALHÃES; BORGES; PITANGA, 2015). Franja do manguezal situa-se nas partes intermediária e inferior,

possui um substrato lodoso de sedimento com silte e argila, apresentando uma vegetação de mangue (*Rhizophora mangle* Linnaeus, 1753, *Avicennia* spp. Linnaeus, 1753 e *Laguncularia racemosa* Gaertn, 1807) às margens do canal principal do rio (Figura 2D) (ROCHA *et al.*, 2008; XAVIER *et al.*, 2012; OLIVEIRA; PESSANHA, 2014). Vegetação marginal situa-se na parte superior com menor salinidade, possui um substrato arenoso, apresentando uma vegetação ripária de gramíneas a árvores, principalmente de espécies da família Poaceae, às margens do rio (Figura 2E) (OLIVEIRA-SILVA, 2018).

**Figura 2.** Habitats estuarinos: A) Praia arenosa; B) Planície de maré lamosa; C) Banco de fanerógamas marinhas; D) Franja do manguezal e E) Vegetação marginal. Fotos: Equipe LEP/UEPB (2015).



A autorização da coleta da ictiofauna na unidade de conservação foi concedida através da licença permanente do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio/Brasil) (Processo número 24557-27/10/2010). O cadastro da pesquisa com uso de animais pertencentes ao patrimônio genético brasileiro foi realizado na plataforma eletrônica do SisGen (Sistema Nacional de Gestão do Patrimônio Genético e do Conhecimento Tradicional Associado). O material coletado foi depositado na coleção de referência e os dados obtidos foram inseridos e disponibilizados no banco de dados do Laboratório de Ecologia de Peixes (LEP/UEPB).

## 2.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL

As amostragens do estudo foram realizadas no estuário do rio Mamanguape, em seis excursões diurnas nos meses de junho, julho, agosto, outubro e novembro de 2015 e janeiro de 2016. Para o desenho amostral 90 pontos foram amostrados ao todo, sendo estabelecidos em cada habitat três pontos e para cada ponto três arrastos, totalizando 270 amostras analisadas nesse estudo (6 coletas x 5 habitats x 3 pontos x 3 arrastos). A captura dos peixes foi realizada com a rede de picaré (*beach seine*) (comprimento total 12 m; altura 1,5 m; comprimento do saco 3 m; malha nas laterais 25 mm e no saco 5 mm entre nós adjacentes), arrastada paralelamente nas margens do canal principal de cada habitat. Cada arrasto teve um tempo padronizado de 3 minutos, sendo marcado o ponto inicial e final com o GPS (*Global Positioning System*) para posterior cálculo da distância percorrida pela rede na área arrastada. A unidade amostral foi padronizada em três amostras para cada ponto sendo executado aleatoriamente, objetivando a captura dos espécimes de peixes. Todas as coletas foram realizadas na maré baixa de sizígia.

Os peixes coletados foram anestesiados em gelo, posteriormente colocados em sacos plásticos perfurados e etiquetados com as informações de coleta, e depois transferidos para bombonas que continham álcool a 70% para sua conservação.

Em cada arrasto por ponto amostral foram mensurados os parâmetros ambientais de salinidade, pH, temperatura (°C) e profundidade (cm), com o auxílio de uma sonda multiparamétrica, e de transparência da água (cm) com a utilização do disco de *Secchi*, também foram coletados uma amostra de água de 1 litro e uma amostra de sedimento. A amostra de água de 1 litro foi utilizada para verificar a produtividade primária através da análise da clorofila *a* ( $\mu\text{g/l}$ ) a qual foi analisada de acordo com o procedimento proposto por Wetzel e Likens (1991). A amostra de sedimento foi utilizada na realização da granulometria para determinação do tamanho dos grãos de sedimento em cada habitat. A mensuração do tamanho dos grãos foi quantificada por meio da granulometria que realiza a separação mecânica do sedimento por peneiras de diferentes tamanhos de malhas, seguiu-se a classificação de Cahoon, Nearhoof e Tilton (1999) em areia fina (af) ( $<250 \mu\text{m}$ ) e areia grossa (ag) ( $>250 \mu\text{m}$ ).

## 2.3 PROCEDIMENTOS LABORATORIAIS

As amostras de peixes foram analisadas, triadas, quantificadas e identificadas até o menor nível taxonômico possível em laboratório com auxílio do estereoscópio óptico. Os indivíduos foram classificados de acordo com Nelson, Grande e Wilson (2016) e Betancur-R *et al.* (2017)

e identificados através da literatura especializada como Araújo, Teixeira e Oliveira (2004) e com as respectivas chaves de identificação segundo Figueiredo e Menezes (1978, 1980a, 1980b, 1985, 2000), Menezes e Figueiredo (1980, 1985) e Menezes *et al.* (2015) (APÊNDICE A). A aferição das medidas morfométricas foi feita através do paquímetro digital (precisão de 0,01 mm) e a pesagem (g) através de balança digital, em seguida os indivíduos foram conservados em álcool 70% e formol a 10%.

## 2.4 TRAÇOS FUNCIONAIS

### 2.4.1 Seleção dos traços funcionais

Foram selecionados e definidos sete traços funcionais relacionados a guilda trófica (representando a dieta), formato do corpo, aquisição de alimento e locomoção (associados a morfologia) (ver Tabela 1 e APÊNDICE B para mais informações sobre os traços funcionais das espécies desse estudo). Os traços com dados categóricos (formato do corpo, locomoção e guilda trófica) foram classificados com base na literatura científica publicada e na utilização de base de dados online, como o *FishBase* (FROESE; PAULY, 2022). Para os traços com dados contínuos (índices ecomorfométricos de aquisição de alimento e locomoção) utilizou-se os valores das médias dos índices ecomorfométricos de cada espécie, obtidos a partir da mensuração nos próprios indivíduos (PESSANHA *et al.*, 2015; DOLBETH *et al.*, 2016; VILLÉGER *et al.*, 2017) (Tabela 1). Em relação a disposição da tabela de traços funcionais foi utilizada uma matriz binária de dados mistos, com os dados categóricos (binários) tendo atribuição de “0” como ausência e “1” como presença, e os dados contínuos (mensuráveis) considerando os valores reais mensurados dos índices ecomorfométricos.

### 2.4.2 Descrição dos traços funcionais

Na descrição dos traços funcionais para o formato do corpo consideramos nove categorias: (1) alongado (along), corpo longo e estreito; (2) anguiliforme (anguil), corpo cilíndrico e comprido; (3) compressiforme (compres), corpo comprimido; (4) depressiforme 1 (depres1), corpo deprimido (achatado) dorsoventralmente; (5) depressiforme 2 (depres2), corpo deprimido (achatado) ventralmente; (6) filiforme (fili), corpo tubular e fino; (7) fusiforme (fusi), corpo mais simplificado (forma de torpedo aerodinâmico), elíptico ou redondo, alto no meio e afilado na extremidade com o pedúnculo mais estreito; (8) globiforme (globi), corpo globular;

**Tabela 1.** Lista dos traços funcionais utilizados para a diversidade funcional das espécies de peixes nos múltiplos habitats estuarinos.

| Traços funcionais                        | Categorias  | Função                                   | Relevância ecológica  | Tipo de dados | Referências  |
|--|---|--|---|---------------|--|
| Formato do corpo                         | Alongado, Anguiliforme, Compressiforme, Depressiforme 1, Depressiforme 2, Filiforme, Fusiforme, Globiforme, Sagitiforme | Morfologia<br>–<br>Habitat vertical      | Indica o habitat vertical pela posição na coluna d'água e o tipo de natação   | Catagóricos   | Ladds <i>et al.</i> (2018)<br>Henseler <i>et al.</i> (2019)<br>Froese e Pauly (2022)   |
| Guilda trófica                           | Detritívoro, Herbívoro, Insetívoro, Onívoro, Piscívoro, Zoobentívoro, Zooplantívoro                                     | Dieta                                    | Relaciona-se ao tipo de dieta e a estratégia de alimentação   | Catagóricos   | Metodologia de Elliot <i>et al.</i> (2007)<br>Campos <i>et al.</i> (2015)<br>Pessanha <i>et al.</i> (2015)<br>Medeiros, Xavier e Rosa (2017)<br>Ferreira <i>et al.</i> (2019)<br>Froese e Pauly (2022) |
| Tamanho da abertura da boca              | Valores médios dos índices ecomorfométricos   | Morfologia<br>–<br>Aquisição de alimento | Relaciona-se à captura e ao tamanho das presas  | Contínuos     | Villéger <i>et al.</i> (2017)  |
| Formato da nadadeira caudal              | Arredondada, Contínua, Emarginada, Furcada, Lunada, Pontuda, Truncada   | Morfologia<br>–<br>Locomoção             | Relaciona-se com a capacidade de locomoção e movimento de propulsão na natação  | Catagóricos   | Henseler <i>et al.</i> (2019)<br>Froese e Pauly (2022)   |
| Altura relativa                          | Valores médios dos índices ecomorfométricos   | Morfologia<br>–<br>Locomoção             | Indica a capacidade de fazer migrações/deslocamentos verticais, estando diretamente relacionado com ambientes de baixa hidrodinâmica                | Contínuos     | Pessanha <i>et al.</i> (2015)  |
| Tamanho relativo da nadadeira peitoral   | Valores médios dos índices ecomorfométricos   | Morfologia<br>–<br>Locomoção             | Relaciona-se com a capacidade de locomoção, manobrabilidade, variação nos movimentos e manter a estabilidade ou impulsionar a velocidade na natação | Contínuos     | Pessanha <i>et al.</i> (2015)<br>Villéger <i>et al.</i> (2017)   |
| Índice de compressão do pedúnculo caudal | Valores médios dos índices ecomorfométricos   | Morfologia<br>–<br>Locomoção             | Relaciona-se com a capacidade de locomoção, e desempenho e velocidade de natação  | Contínuos     | Pessanha <i>et al.</i> (2015)<br>Dolbeth <i>et al.</i> (2016)  |

(9) sagitifforme (sagit), corpo sagital (forma de seta), alto e geralmente robusto (LADDS *et al.*, 2018; HENSELER *et al.*, 2019; FROESE; PAULY, 2022) (Tabela 1, APÊNDICE B).

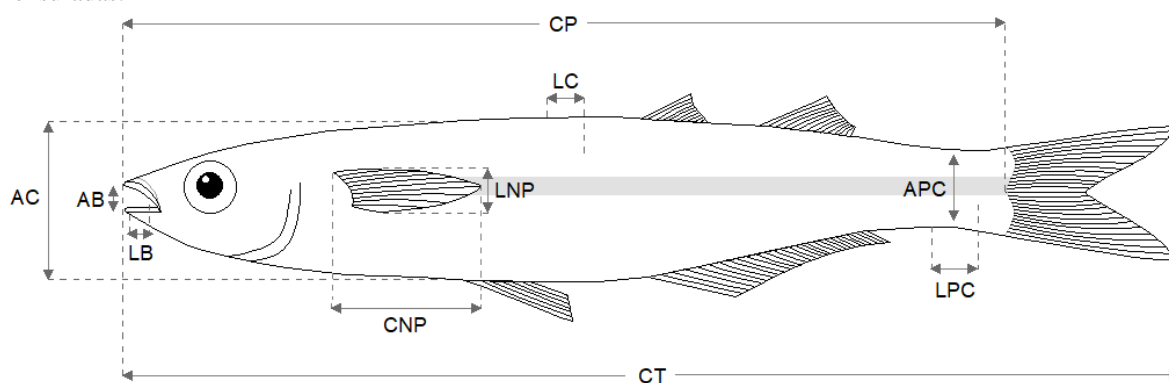
Para o formato das nadadeiras caudais consideramos sete categorias: (1) arredondada (arred), com margem convexa (parecendo um arco); (2) contínua (cont), nadadeira dorsal única unida a caudal; (3) emarginada (emarg), com margem côncava; (4) furcada (furc), forma que se bifurca (semelhante a forquilha); (5) lunada (lun), forma que possui grande concavidade (lunar ou semilunar); (6) pontuda (pont), extremidade com ponta; (7) truncada (trunc), com a margem reta (HENSELER *et al.*, 2019; FROESE; PAULY, 2022) (Tabela 1, APÊNDICE B).

Para a guilda trófica consideramos sete categorias, baseadas na dieta predominante das espécies, seguindo a metodologia de Elliot *et al.* (2007): (1) detritívoro (det), alimentando-se de detritos e/ou microfitobentos; (2) herbívoro (herb), alimentando-se de vegetais/algas; (3) insetívoro (inset), alimentando-se de insetos; (4) onívoro (oni), alimentando-se de itens variados; (5) piscívoro (pisc) alimentando-se de peixes; (6) zoobentívoro (zoob) alimentando-se de zoobentos; (7) zooplactívoro (zoop), alimentando-se de zooplâncton (CAMPOS *et al.*, 2015; PESSANHA *et al.*, 2015; MEDEIROS; XAVIER; ROSA, 2017; FERREIRA *et al.*, 2019; FROESE; PAULY, 2022) (Tabela 1, APÊNDICE B).

Os traços funcionais morfométricos utilizando dados contínuos, foram obtidos dos valores de média dos índices ecomorfométricos para cada espécie. Sendo baseados na quantificação de quatro índices ecomorfológicos, transformados a partir de nove medidas morfométricas mensuradas (PESSANHA *et al.*, 2015; DOLBETH *et al.*, 2016; VILLÉGER *et al.*, 2017): (1) altura relativa ( $ar = ac / cp$ ), (2) tamanho da abertura da boca ( $tab = ab \times lb / ac \times lc$ ), (3) tamanho relativo da nadadeira peitoral ( $trnp = lnp \times cnp / cp$ ) e (4) índice de compressão do pedúnculo caudal ( $icpc = apc / lpc$ ) (Tabela 1, APÊNDICE B).

Estas medidas morfológicas foram determinadas em subamostras de indivíduos (SIBBING; NAGELKERKE, 2001; PESSANHA *et al.*, 2015): comprimento total (ct), comprimento padrão (cp), altura do corpo (ac), largura do corpo (lc), largura da boca (lb), altura da boca (ab), comprimento da nadadeira peitoral (cnp), largura da nadadeira peitoral (lnp), altura do pedúnculo caudal (apc) e largura do pedúnculo caudal (lpc) (Figura 3).

**Figura 3.** Ilustração representada pela espécie *Atherinella brasiliensis* com indicação das medidas morfométricas mensuradas.



As padronizações foram realizadas seguindo o método de Elliott, Haskaradn e Koslow (1995), para isso foi utilizada a seguinte fórmula:  $M_s = M_o(L_s/L_o)^b$ , sendo,  $M_s$ = medição padronizada,  $M_o$ = medida morfométrica,  $L_s$ = média do comprimento padrão de todas as amostras por grupo de peixes,  $L_o$ = comprimento padrão por amostra, e  $b$ = coeficiente alométrico (estimado para cada medida morfométrica dos dados observados pela equação de crescimento alométrico  $M = aL^b$ , sendo utilizado como a inclinação da regressão do  $\log M_o(\log 10)$ , no  $\log L_o(\log 10)$  para cada grupo).

## 2.5 ANÁLISES DE DADOS

### 2.5.1 Variáveis ambientais

Para as análises das variáveis abióticas dos parâmetros ambientais, a princípio foi realizado um teste de colinearidade através da correlação de Pearson (-0,7 a 0,7) utilizando a função “cor”, para verificar quais variáveis tem maior correlação entre si, nas quais profundidade (colinear com transparência) e areia grossa (colinear com areia fina) por serem colineares com outras variáveis foram removidas das demais análises. A visualização das correlações foi feita através de um gráfico exploratório gerado com utilização da função “pairs.panels” do pacote “psych” (REVELLE, 2021).

Todas as variáveis abióticas foram transformadas em  $\log(x+1)$ , exceto a variável de sedimento que passou por transformação em arcoseno e a de pH que não passou por nenhuma transformação, para atender aos requisitos de normalidade e homoscedasticidade. A partir dos dados transformados foi construída uma matriz de distância euclidiana para cada variável ambiental. A Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA) (9999

permutações;  $p < 0,05$ ) foi realizada para analisar se houve diferença significativa das variáveis ambientais testadas a partir de um *design* com um fator espacial fixo “Habitats” (5 níveis= praia arenosa, planície de maré lamosa, banco de fanerógamas marinhas, franja do manguezal e vegetação marginal), com utilização das funções “adonis” e “vegdist” do pacote “vegan” (OKSANEN *et al.*, 2020). Um teste de *pair-wise* ( $p < 0,05$ ) foi aplicado *a posteriori* fazendo uma comparação entre pares para identificar quais níveis foram diferentes entre si, com utilização da função “pairwise.adonis” do pacote “pairwiseAdonis” (ARBIZU, 2017).

Uma Análise de Componentes Principais (PCA) foi realizada a fim de visualizar as variáveis ambientais em relação a distribuição espacial dos habitats, através da função “prcomp” do pacote “vegan” (OKSANEN *et al.*, 2020) e com utilização dos dados transformados e normalizados, aplicando em seguida uma PERMANOVA (9999 permutações;  $p < 0,05$ ) e um teste *pair-wise*.

### 2.5.2 Diversidade funcional

A diversidade funcional foi utilizada para analisar o conjunto funcional das assembleias de peixes nos múltiplos habitats estuarinos. Para a abordagem da diversidade funcional foram empregadas três vertentes distintas: 1) baseado nos índices funcionais correspondentes (riqueza, uniformidade, divergência e redundância funcionais); 2) com base na média ponderada dos traços da comunidade (CWM); e 3) por meio da análise RLQ combinada com o método quarto canto (*fourth-corner*). As análises multivariadas foram realizadas com a utilização dos dados de abundância das espécies. Todos os traços funcionais foram testados quanto a colinearidade através da correlação de Pearson (-0,7 a 0,7) e nenhum apresentou valor colinear.

Os índices funcionais calculados para os múltiplos habitats foram os três componentes primários da diversidade funcional: riqueza funcional (*Functional Richness* – FRic), uniformidade funcional (*Functional Evenness* – FEve) e divergência funcional (*Functional Divergence* – FDiv), por meio da função “multidimFD” do pacote “FD” (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008; LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010; LALIBERTÉ; LEGENDRE; SHIPLEY, 2014). E a redundância funcional (FRed – *Functional Redundancy*), por meio da função “rao.diversity” do pacote “SYNCSA” (DEBASTIANI; PILLAR, 2012). A distância de Gower (GOWER, 1966) através da matriz de distância dos traços foi utilizada devido aos dados serem mistos (categóricos e contínuos), pois esta permite considerar diferentes tipos de traços e padronizá-los, sendo calculada pela função “gowdis” do pacote “FD” (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010; LALIBERTÉ; LEGENDRE; SHIPLEY, 2014). Posteriormente, para



verificar se houve diferença significativa dos índices funcionais nos habitats foi realizada uma PERMANOVA (9999 permutações;  $p < 0,05$ ) e em seguida foi aplicado um teste *pair-wise* (ARBIZU, 2017; OKSANEN *et al.*, 2020).

O índice de riqueza funcional (FRic) é relacionado com a quantidade da ocupação do espaço funcional total multidimensional de nicho pelas espécies em uma comunidade, representado através do *convex hull* (volume do casco convexo), indicando se está havendo utilização dos potenciais recursos disponíveis, assim espera-se que quanto mais espécies não redundantes tiverem em um ambiente, maior será o espaço funcional ocupado (PETCHEY; GASTON, 2002; MASON *et al.* 2005; VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008; SCHLEUTER *et al.*, 2010). O índice de uniformidade funcional (FEve) é relativo a regularidade quanto à distribuição da abundância ponderada no espaço funcional, evidenciando se todo o espaço funcional é igualmente representado pela ocupação dos indivíduos entre os nichos, significando um valor alto uma distribuição muito uniforme (quando a abundância é distribuída proporcionalmente entre as espécies ou a distância no espaço entre as espécies é regular) e um valor baixo a existência de grupos separados de espécies e/ou abundância (VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008; SCHLEUTER *et al.*, 2010). O índice de divergência funcional (FDiv) está associado ao quão os traços funcionais são divergentes a partir da distribuição da abundância das espécies num espaço funcional, aumentando se as espécies abundantes tiverem valores extremos de traços funcionais, assim representa o nível de diferenciação de nicho e competição por recursos, de modo que uma maior divergência funcional pode indicar um alto grau de diferenciação de nicho e baixa a competição por recursos (MASON *et al.* 2005; VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008; SCHLEUTER *et al.*, 2010). O índice de redundância funcional (FRed) expressa o quão sobrepostas são as espécies relativo ao seu desempenho no funcionamento do ecossistema, indicando o quanto as espécies são similares, se têm traços funcionais e nichos funcionais semelhantes num espaço funcional, então quanto maior a redundância funcional mais alto será o grau de sobreposição de nicho (DOLBETH *et al.*, 2016; RICOTTA *et al.*, 2016).

A média ponderada dos traços da comunidade (*Community-Weighted Mean* – CWM) foi utilizada para avaliar a composição funcional, mostrando os traços funcionais das espécies que mais influenciam comunidade (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010). Esta análise calcula os valores das médias dos traços funcionais das espécies, ponderada pela abundância relativa da comunidade. Para analisar o CWM foi utilizada a função “*functcomp*” do pacote “FD” (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010; LALIBERTÉ; LEGENDRE; SHIPLEY, 2014). Após isso,

para verificar a diferença significativa dos traços funcionais nos múltiplos habitats foi feita uma PERMANOVA (9999 permutações;  $p < 0,05$ ), seguido de um teste *pair-wise* (ARBIZU, 2017; OKSANEN *et al.*, 2020).

A análise RLQ foi realizada para avaliar as relações entre os traços funcionais das espécies e as variáveis ambientais nos múltiplos habitats estuarinos, a fim de testar e estimar as relações traços-ambiente (DOLÉDEC *et al.*, 1996; DRAY *et al.*, 2014). Esta é uma técnica multivariada baseada em um método de ordenação, a partir da matriz de dados relacionando três tabelas: tabela ambiental (denominada R), tabela biológica representada pela abundância das espécies (L) e tabela de traços funcionais (Q), resultando em uma projeção da distribuição das espécies relacionada com os traços e as variáveis ambientais. Para o cálculo da RLQ foram utilizadas todas as espécies, mas para a amostragem gráfica foram selecionadas e plotadas apenas as espécies mais influenciadas pelos eixos 1 e 2 que tiveram fator de maior correlação positiva e negativa (foram selecionadas 20 espécies para cada eixo, dentre as quais 10 mais influenciadas positivamente e 10 negativamente). A RLQ foi combinada com o método do quarto canto (*fourth-corner*), a fim de testar a significância das relações traços-ambiente individualmente para cada habitat (DRAY *et al.*, 2014). Para essa análise foram utilizadas as funções “rlq.can” e “fourthcorner.rlq” do pacote “ade4” (DRAY; DUFOUR, 2007; DRAY *et al.*, 2015).

Todas as análises estatísticas foram consideradas pelo nível de significância de  $p < 0,05$  e realizadas no programa de software livre de código aberto R na versão 4.1.0, através da interface do RStudio na versão 1.4.1717 (R CORE TEAM, 2021; RSTUDIO TEAM, 2021).

### 3 RESULTADOS

#### 3.1 VARIÁVEIS AMBIENTAIS

As variáveis ambientais que diferiram significativamente ( $p < 0,05$ ) pela PERMANOVA foram salinidade ( $F = 47,692$ ;  $p = 0,001$ ), transparência ( $F = 6,4214$ ;  $p = 0,001$ ) e profundidade ( $F = 7,6544$ ;  $p = 0,001$ ) (Figura 4, APÊNDICE C). O *pair-wise* indicou diferenças significativas destas variáveis entre habitats. A salinidade de PA, PML e BFM diferiu de FM e VM, com os maiores valores médios registrados em PA ( $35,64 \pm 2,11$ ), seguido de BFM ( $32,30 \pm 2,23$ ) e PML ( $32,17 \pm 2,23$ ) e os menores em FM ( $13,49 \pm 2,60$ ) e VM ( $2,67 \pm 0,83$ ), respectivamente

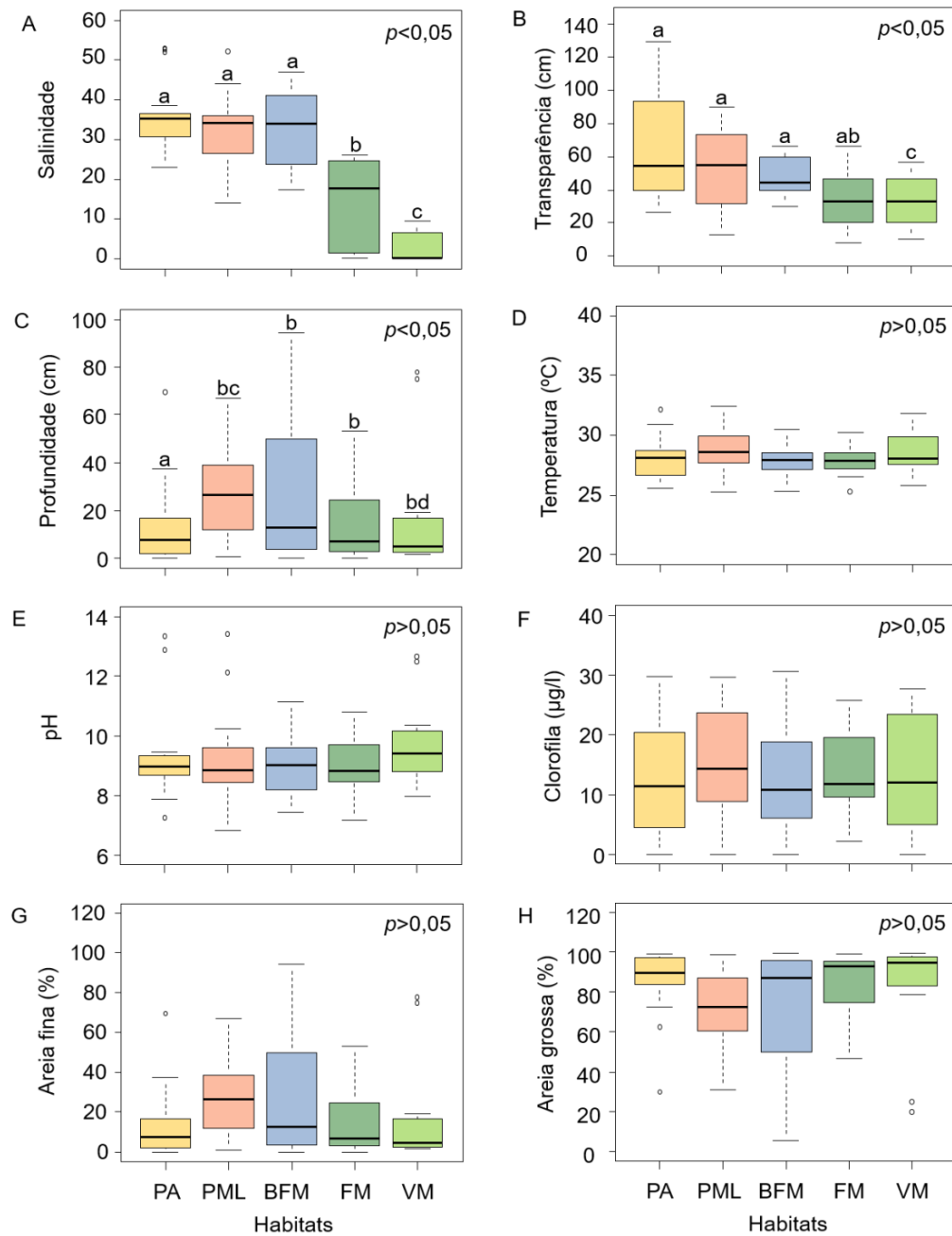
(Figura 4A, APÊNDICE C). A transparência de VM diferiu de todos os habitats e de FM apenas de VM (Figura 4B), sendo maior em PA ( $64,37 \pm 7,37$ ), PML ( $50,19 \pm 5,55$ ) e BFM ( $47,69 \pm 2,97$ ) e menor em FM ( $35,19 \pm 4,56$ ) e VM ( $31,76 \pm 3,74$ ) (Figura 4B, APÊNDICE C). Por outro lado, a profundidade foi maior em PA ( $93,61 \pm 6,52$ ) e diferiu de todos os habitats, e menor em VM ( $50,28 \pm 4,96$ ) diferindo de PML (Figura 4C, APÊNDICE C).

Enquanto que as variáveis de temperatura e pH apresentaram valores de média aproximados para todos os habitats (Figura 4D e 4E). A clorofila *a* foi maior na PML ( $27,17 \pm 9,44$ ) e na FM ( $25,55 \pm 9,57$ ) e menor na PA ( $13,03 \pm 2,14$ ) (Figura 4F, APÊNDICE C). Quanto ao sedimento, para a areia fina foram encontrados valores maiores em PML ( $27,26 \pm 4,54$ ) e BFM ( $27,24 \pm 7,59$ ), em contrapartida, inversamente proporcional, a areia grossa teve valores maiores em PA ( $86,64 \pm 4,07$ ), VM ( $84,91 \pm 5,54$ ) e FM ( $84,09 \pm 4,07$ ) (Figura 4G e 4H, APÊNDICE C).

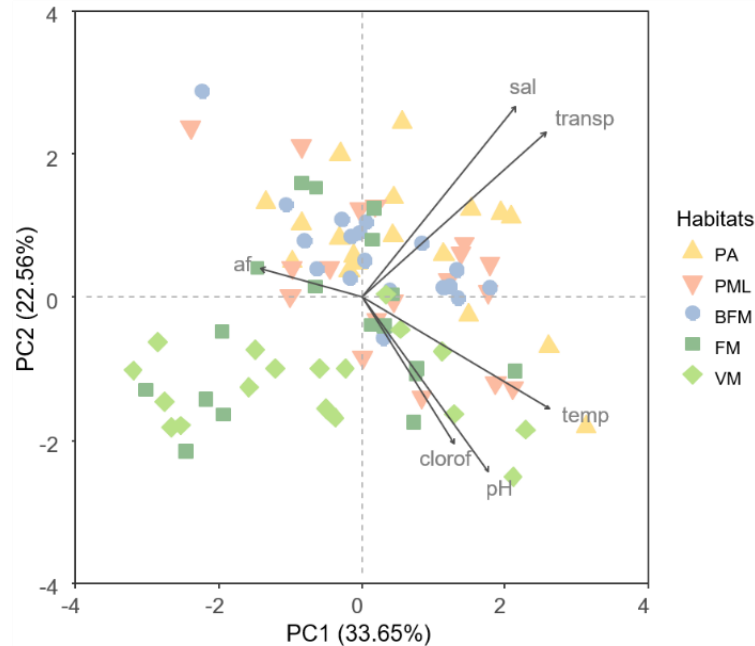
De acordo com a PCA, o primeiro eixo explicou 33,65% de variância e o segundo eixo, 22,56% de variância, com os dois eixos juntos explicando 56,21% da variância do total acumulado (Figura 5). No primeiro eixo, as variáveis ambientais de salinidade e transparência estiveram correlacionadas positivamente no quadrante superior com PA, PML e BFM e no quadrante inferior a temperatura, pH e clorofila *a* com PML, FM e VM. A areia fina estava correlacionada negativamente com PA, PML, BFM e FM (Figura 5).

Pelo segundo eixo da PCA foi observado a segregação de dois principais grupos de habitats, um formado por PA, PML e BFM que estão situados na região inferior e outro por FM e VM os quais se localizam nas regiões intermediária e superior do estuário. Neste eixo, nos quadrantes superiores principalmente PA, PML e BFM estiveram associados positivamente com a salinidade, transparência e areia fina, enquanto no quadrante inferior direito predominantemente FM e VM estiveram relacionados negativamente com a clorofila *a*, temperatura e pH (Figura 5).

**Figura 4.** Boxplot das variáveis ambientais nos múltiplos habitats estuarinos. As linhas em negrito indicam medianas, limites indicam 25° e 75° dos percentis e amplitudes das linhas indicam a maior e a menor observação. O nível de significância foi estabelecido em ( $p < 0,05$ ). Letras distintas sobrescritas representam diferença significativa em comparação entre os habitats. Habitats: PA= praia arenosa, PML= planície de maré lamosa, BFM= banco de fanerógamas marinhas, FM= franja do manguezal, VM= vegetação marginal.



**Figura 5.** Análise de Componentes Principais (PCA) para as variáveis ambientais nos múltiplos habitats estuarinos. Variáveis ambientais: sal= salinidade, transp= transparência, temp= temperatura, pH, clorof= clorofila, af= areia fina. Habitats: PA= praia arenosa, PML= planície de maré lamosa, BFM= banco de fanerógamas marinhas, FM= franja do manguezal, VM= vegetação marginal.



### 3.2 COMPOSIÇÃO GERAL DA ICTIOFAUNA NOS MÚLTIPLOS HABITATS

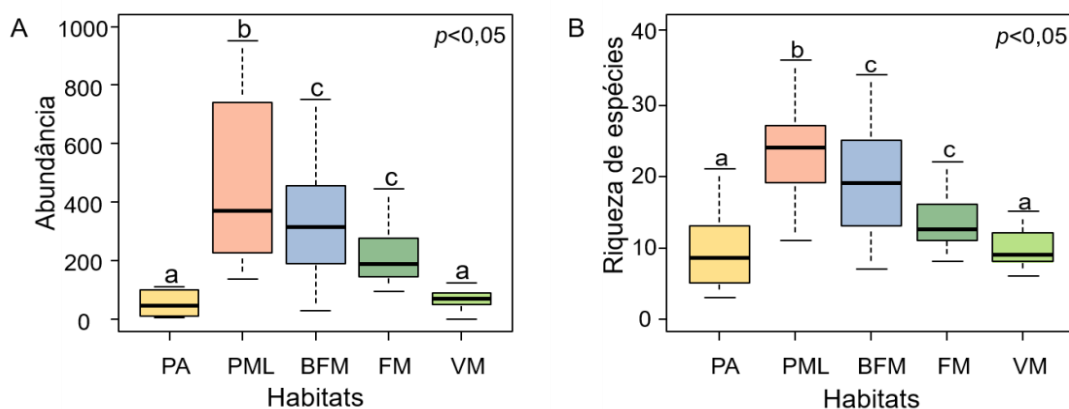
Nos múltiplos habitats estuarinos foi coletado um total de 27.036 peixes, pertencentes a 26 ordens, 44 famílias, 82 gêneros e 119 espécies (APÊNDICE A). Dentre esses indivíduos, foram encontrados 12.915 na Planície de maré lamosa (PML), 6.635 no Banco de fanerógamas marinhas (BFM), 4.254 na Franja do manguezal (FM), 1.726 na Praia arenosa (PA) e 1.506 na Vegetação marginal (VM) (APÊNDICE A).

Tanto para a abundância ( $p < 0,001$ ) como para a riqueza ( $p < 0,001$ ) foram registradas diferenças significativas entre os habitats, com PML diferindo de todos os habitats, e BFM e FM de PA e VM (Figura 6A e 6B). Os valores de média para a abundância de indivíduos foram maiores em PML ( $717,10 \pm 218,5$ ) e BFM ( $236,3 \pm 36,53$ ), seguido da FM ( $368,60 \pm 76,9$ ) e menor em PA ( $95,89 \pm 35,11$ ) e VM ( $83,67 \pm 16,92$ ), assim como para a riqueza de espécies em PML ( $24 \pm 1,52$ ), BFM ( $19,5 \pm 1,86$ ), FM ( $14,7 \pm 1,44$ ), PA ( $9,22 \pm 1,15$ ) e VM ( $9,44 \pm 0,79$ ), respectivamente (Figura 6A e 6B).

De forma geral, as espécies que tiveram uma maior contribuição de aproximadamente 70% da abundância total em todos os habitats foram as seguintes: *Anchoa hepsetus*, *Atherinella brasiliensis*, *Eucinostomus melanopterus*, *Lycengraulis grossidens*, *Rhinosardinia bahiensis*

(APÊNDICE A). Um total de 20 espécies foram comuns em todos os habitats, enquanto as espécies exclusivas em cada habitat foram 6 na PA, 14 na PML, 8 no BFM, 4 na FM e 7 na VM (APÊNDICE A).

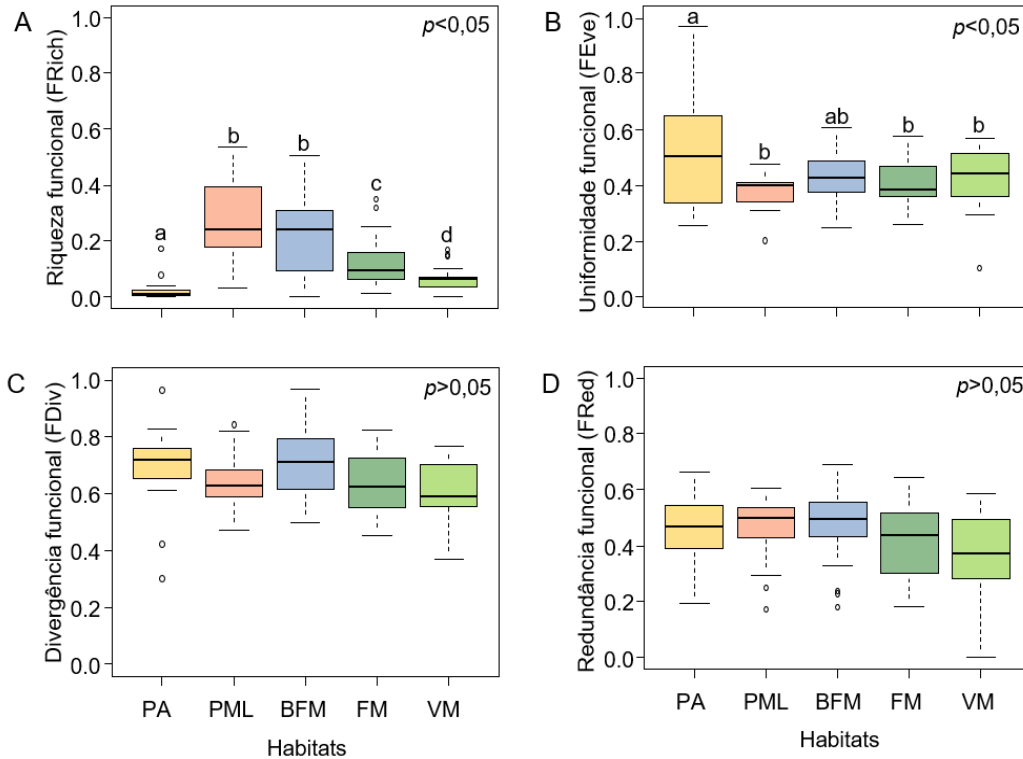
**Figura 6.** Boxplot da variação espacial da abundância de indivíduos e riqueza de espécies nos múltiplos habitats estuarinos, com a indicação de A) Abundância de indivíduos e B) Riqueza de espécies. As linhas em negrito indicam medianas, limites indicam 25° e 75° dos percentis e amplitudes das linhas indicam a maior e a menor observação. O nível de significância foi estabelecido em ( $p < 0,05$ ). Letras distintas sobrescritas representam diferença significativa em comparação entre os habitats. Habitats: PA= praia arenosa, PML= planície de maré lamosa, BFM= banco de fanerógamas marinhas, FM= franja do manguezal, VM= vegetação marginal.



### 3.3 DIVERSIDADE FUNCIONAL

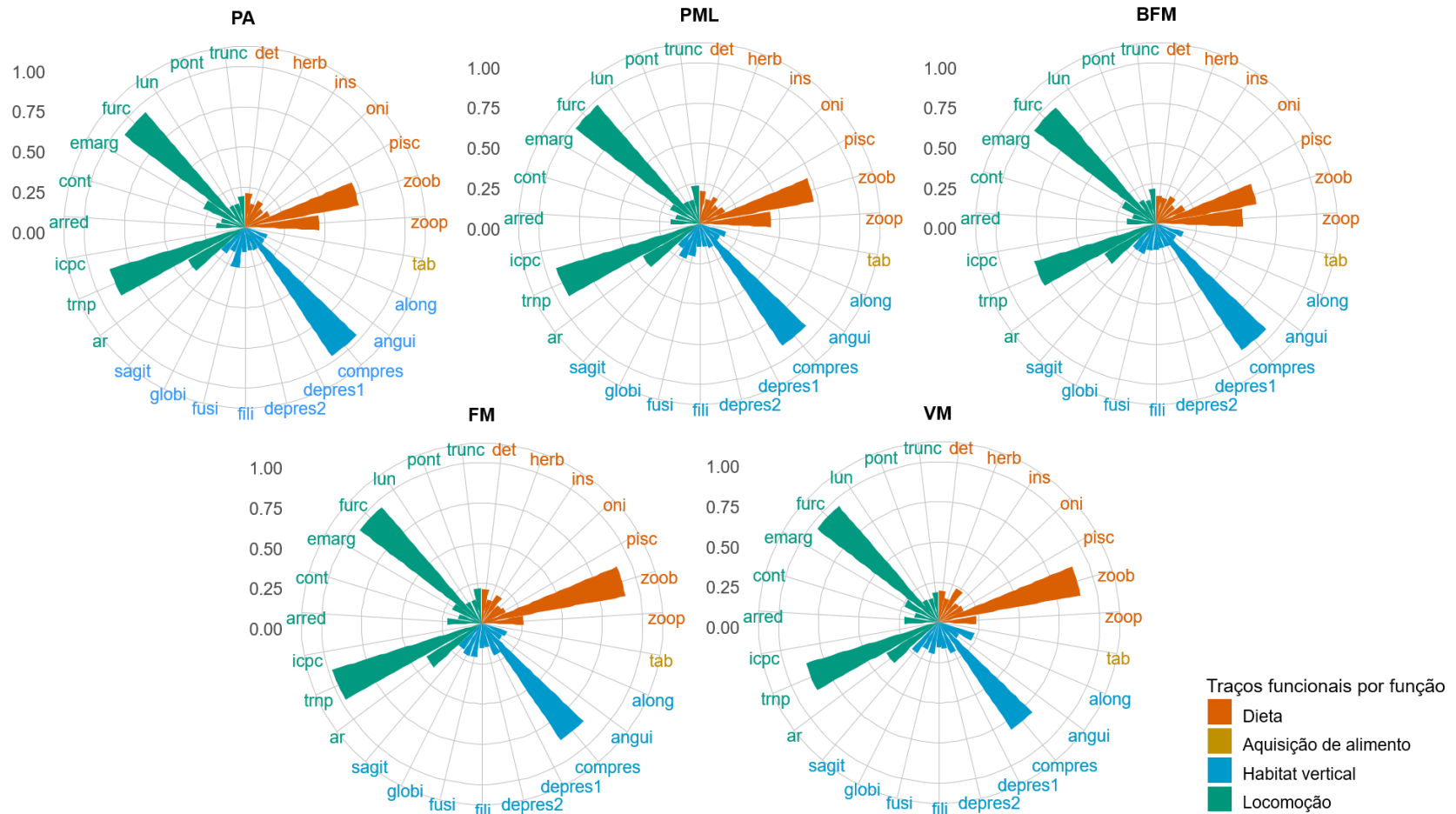
Relativo aos índices funcionais nos múltiplos habitats, de forma geral houve baixa riqueza funcional (FRic), intermediárias uniformidade (FEve) e redundância funcionais (FRed), e alta divergência funcional (FDiv) (Figura 7, APÊNDICE D). Foram registradas diferenças significativas entre os habitats para (FRic) ( $p < 0,001$ ) e FEve ( $p < 0,05$ ), ao contrário da FDiv ( $p > 0,05$ ) e FRed ( $p > 0,05$ ) que não diferiram significativamente (Figura 7, APÊNDICE D). Para FRic todos os habitats diferiram entre si ( $p < 0,05$ ), mas não houve diferença entre PML e BFM ( $p > 0,05$ ), sendo maior em PML ( $0,28 \pm 0,04$ ) e BFM ( $0,22 \pm 0,04$ ) e menor em VM ( $0,07 \pm 0,01$ ) e PA ( $0,03 \pm 0,01$ ) (Figura 7A, APÊNDICE D). Para FEve apenas PA diferiu de todos os habitats ( $p > 0,05$ ), exceto de BFM ( $p > 0,05$ ), sendo maior em PA ( $0,53 \pm 0,05$ ) e menor em PML ( $0,39 \pm 0,02$ ) (Figura 7B, APÊNDICE D). A FDiv foi maior na BFM ( $0,71 \pm 0,03$ ) e PA ( $0,69 \pm 0,04$ ) e menor na VM ( $0,60 \pm 0,02$ ) (Figura 7C, APÊNDICE D). A FRed foi maior e apresentou valores aproximados na BFM ( $0,47 \pm 0,03$ ), PA ( $0,46 \pm 0,03$ ) e PML ( $0,46 \pm 0,03$ ) e menor na VM ( $0,36 \pm 0,04$ ) (Figura 7D, APÊNDICE D).

**Figura 7.** Boxplot dos índices de diversidade funcional em relação aos múltiplos habitats estuarinos, com a indicação de A) Riqueza funcional (FRic), B) Uniformidade funcional (FEve), C) Divergência funcional (FDiv) e D) Redundância funcional (FRed). As linhas em negrito indicam medianas, limites indicam 25° e 75° dos percentis e amplitudes das linhas indicam a maior e a menor observação. O nível de significância foi estabelecido em ( $p < 0,05$ ). Letras distintas sobrescritas representam diferença significativa em comparação entre os habitats. Habitats: PA= praia arenosa, PML= planície de maré lamosa, BFM= banco de fanerógamas marinhas, FM= franja do manguezal, VM= vegetação marginal.



Os valores da média ponderada dos traços da comunidade (CWM) mostraram os traços funcionais dominantes que tiveram maior influência na comunidade (considerou-se os maiores valores do CWM e estabelecemos como nível de corte valor igual ou maior que 0,50 pela escala gráfica do CWM) (Figura 8, APÊNDICE E). Os principais traços funcionais predominantes pelo CWM foram os mesmos para todos os habitats, sendo de guilda trófica zoobentívora (zoob), corpo compressiforme (compress), tamanho da nadadeira peitoral (trnp) e formato da nadadeira caudal furcada (furc), assim como tamanho da abertura da boca (tab) e índice de compressão do pedúnculo caudal (icpc), enquanto houve a exceção da guilda trófica zooplantívora (zoop) que apresentou a segunda maior influência apenas para PA, PML e BFM (Figura 8, APÊNDICE E). Entretanto, foi observado que dentre estes traços funcionais, os que diferiram significativamente ( $p < 0,05$ ) entre os habitats, foram as guildas tróficas zoobentívora (zoob), zooplantívora (zoop) e o índice de compressão do pedúnculo caudal (icpc) (APÊNDICE E).

**Figura 8.** Valores médios da média ponderada dos traços da comunidade (CWM) nos múltiplos habitats estuarinos. Múltiplos habitats estuarinos: PA= praia arenosa, PML= planície de maré lamosa, BFM= banco de fanerógamas marinhas, FM= franja do manguezal, VM= vegetação marginal. As cores diferenciam as funções dos traços funcionais. Devido os valores de CWM dos traços de tab e icpc serem desproporcionalmente grandes para todos os habitats as barras não foram exibidas graficamente. Traços funcionais: det= detritívoro, herb= herbívoro, inset= insetívoro, oni= onívoro, pisc= piscívoro, zoob= zoobentívoro, zoop= zooplantívoro, tab= tamanho da abertura da boca, along= alongado, angui= anguiliforme, compres= compressiforme, depres1= depressiforme 1, depres2= depressiforme 2, fili= filiforme, fusi= fusiforme, globi= globiforme, sagit= sagitiforme, ar= altura relativa, trnp= tamanho relativo da nadadeira peitoral, icpc= índice de compressão do pedúnculo caudal, arred= arredondada, cont= contínua, emarg= emarginada, furc= furcada, lun= lunada, pont= pontuda, trunc= truncada.





A análise RLQ evidenciou os múltiplos habitats plotados de acordo com a disposição espacial mostrando a distribuição ao longo do gradiente ambiental estuarino (Figura 9A). Os dois primeiros eixos da RLQ juntos explicaram 91,5% da variação total, com o eixo 1 representando 78,53% e o eixo 2 sendo responsável por 12,97% da variabilidade explicada. A análise exploratória gráfica da RLQ foi realizada apenas pelo eixo 1 que explicou a principal variabilidade, por ter sido visualizado uma distribuição espacial dos múltiplos habitats em relação as espécies, os traços funcionais e as variáveis ambientais, enquanto pelo eixo 2 não foi visível uma distinção ou separação de grupos entre os habitats, justificado devido a baixa explicabilidade apresentada nesse eixo.

A RLQ mostrou que dentre as variáveis ambientais, pelo eixo 1 apenas temperatura apresentou uma correlação moderada positiva ( $r= 0,36$ ;  $p<0,05$ ) e areia fina uma correlação fraca negativa ( $r= -0,18$ ;  $p<0,05$ ), enquanto que pelo eixo 2 somente o pH teve uma correlação fraca negativa ( $r= -0,15$ ;  $p<0,01$ ). As demais variáveis (salinidade, transparência, clorofila *a*) não apresentaram correlações significativas ( $p>0,05$ ).

Foi observado pela RLQ as principais espécies relacionadas aos traços funcionais e as variáveis ambientais nos múltiplos habitats estuarinos (Figura 9A e 9B). O eixo 1 da RLQ esteve associado aos habitats não estruturados de PA e PML. A parte positiva desse eixo apresentou espécies das famílias Engraulidae *L. grossidens* (Lycgro), *A. hepsetus* (Anchep), *Anchoa marinii* (Ancmar), *Anchoa januaria* (Ancjan), *Anchoa lyolepis* (Anclyo), *Anchoviella brevirostris* (Ancbre) e *Anchoviella lepidentostole* (Anclep), e Clupeidae *R. bahiensis* (Rhibah), *Sardinella brasiliensis* (Sarbra) e *Opisthonema oglinum* (Opiogl) que foram associadas as variáveis de salinidade, temperatura e transparência, e aos traços de formato do corpo compressiforme (comp), hábito alimentar zooplânctívoro (zoop), nadadeira caudal furcada (furc) e o pedúnculo caudal (icpc) (Figura 9A e 9B).

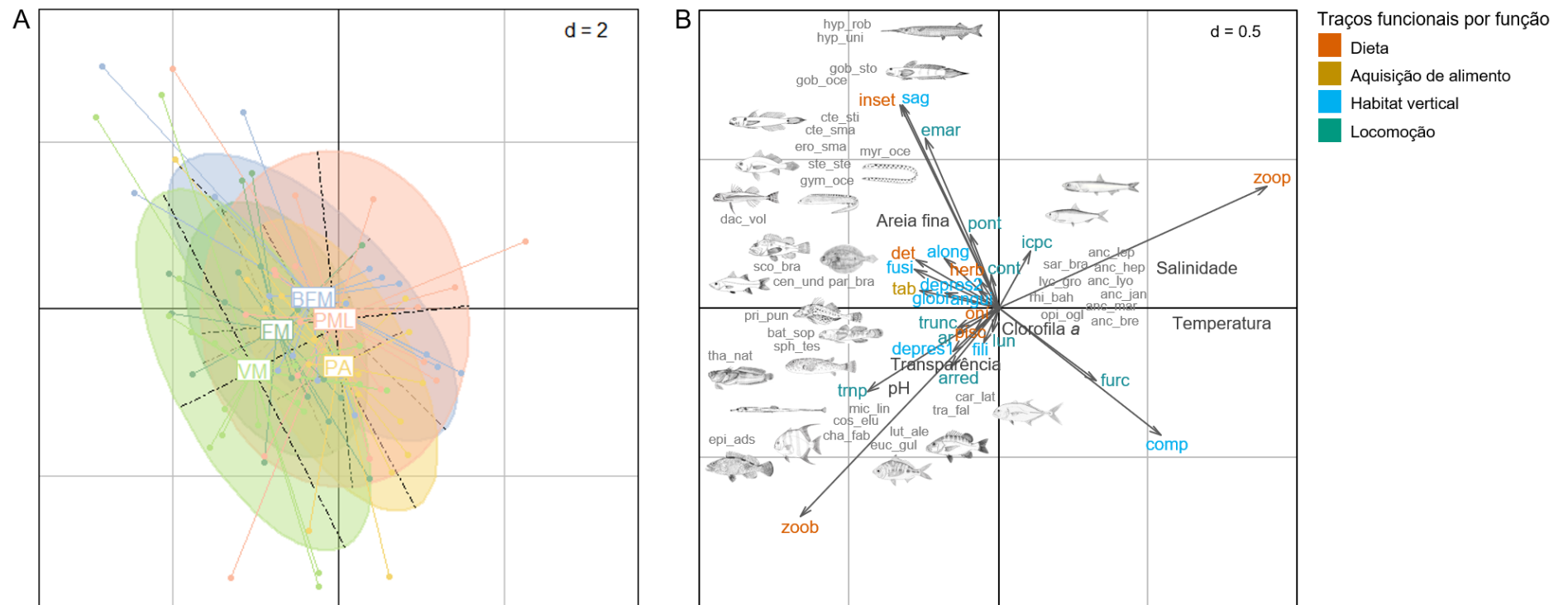
Na parte negativa do eixo 1 foi visualizado uma maior quantidade de espécies pertencentes a diferentes famílias, com distintos hábitos alimentares e formatos de corpo associados principalmente aos habitats estruturados de BFM, FM e VM (Figura 9A e 9B). No quadrante superior tem a influência da areia fina com espécies que possuem um hábito de vida em associação ao substrato, assim como o tamanho da abertura da boca (tab) foi importante (Figura 9B). Os anguiliformes *Gymnothorax ocellatus* (Gymoce) e *Myrichthys ocellatus* (Myroce) se relacionam com corpo anguiliforme (angui) e nadadeira caudal contínua (cont), os gobídeos *Gobionellus oceanicus* (Goboce), *Gobionellus stomatus* (Gymsto), *Ctenogobius smaragdus* (Ctesma) e *Ctenogobius stigmaticus* (Ctesti) com corpo alongado (along) e

nadadeira caudal pontuda (pont), e o falso voador *Dactylopterus volitans* (Dacvol) e *Scorpaena brasiliensis* (Scobra) com o corpo depressiforme 2 (depres2). As espécies do gênero *Hyporhamphus* estiveram relacionadas com a guilda insetívora (inset), corpo sagitifforme (sag) e nadadeira caudal emarginada (emar) (Figura 9B). No quadrante inferior o tamanho da nadadeira peitoral (trnp) demonstrou-se importante (Figura 9B). A guilda zoobentívora (zoob) teve destaque, com a maioria das espécies apresentando esse tipo de dieta, exceto *Thalassophryne nattereri* (Thanat) e *Lutjanus alexandrei* (Lutale) que são piscívoras (pisc) (Figura 9B). Houve influência da transparência relacionada a PA, PML e BFM, que foi maior nesses habitats, tendo associação com as espécies pelágicas, como os carangídeos *Caranx latus* (Carlat) e *Trachinotus falcatus* (Trafal), que costumam habitar esses ambientes (Figura 9A e 9B). As espécies de singnatídeos *Cosmocampus elucens* (Coselu) e *Microphis lineatus* (Miclin) tiveram relação com o corpo filiforme (fili) e nadadeira caudal arredondada (arred), e o baiacu *Sphoeroides testudineus* (Sphtes) e *Prionotus punctatus* (Pripun) com a nadadeira caudal truncada (trunc) (Figura 9B).

A análise do quarto canto (*fourth-corner*) demonstrou que não houve relação significativa da distribuição das espécies às condições ambientais (modelo nulo 2,  $p > 0,05$ ) e aos traços funcionais (modelo nulo 4,  $p > 0,05$ ), isso indica que a distribuição das espécies não é influenciada pelas condições ambientais e pelos traços funcionais nos múltiplos habitats. Não houve relação significativa dos traços funcionais às condições ambientais (modelo nulo 6,  $p > 0,05$ ), indicando que os traços funcionais das espécies não foram influenciados pelas condições ambientais dos múltiplos habitats.

Houveram correlações de determinados traços funcionais com as variáveis ambientais por habitat. Foi indicado na PA correlações moderadas positiva da nadadeira caudal truncada ( $r = 0,52$ ,  $p < 0,05$ ) e negativa da furcada ( $r = -0,38$ ,  $p = 0,05$ ) com a salinidade. Na PML tiveram correlações moderada positiva dos zooplactívoros com a temperatura ( $r = 0,64$ ,  $p = 0,01$ ) e fraca positiva dos insetívoros com a areia fina ( $r = 0,19$ ,  $p < 0,05$ ). No BFM houveram correlações fracas positiva dos insetívoros ( $r = 0,23$ ,  $p < 0,01$ ) e corpo sagitifforme ( $r = 0,23$ ,  $p < 0,01$ ) com a areia fina, e negativa do corpo compressiforme ( $r = -0,23$ ,  $p < 0,05$ ) com essa mesma variável. Na FM houve apenas uma correlação moderada negativa dos zoobentívoros com a areia fina ( $r = -0,51$ ,  $p < 0,05$ ). E na VM houveram correlações fracas positivas dos detritívoros com a salinidade ( $r = 0,17$ ,  $p < 0,05$ ) e a clorofila *a* ( $r = 0,16$ ,  $p < 0,05$ ), do corpo fusiforme com a clorofila *a* ( $r = 0,16$ ,  $p < 0,05$ ) e da nadadeira caudal contínua com a areia fina ( $r = 0,10$ ,  $p < 0,05$ ).

**Figura 9.** Análise RLQ das relações entre os traços funcionais das espécies com as variáveis ambientais associadas aos múltiplos habitats estuarinos. A) Disposição dos múltiplos habitats estuarinos (PA= praia arenosa, PML= planície de maré lamosa, BFM= banco de fanerógamas marinhas, FM= franja do manguezal, VM= vegetação marginal) e B) Principais espécies agrupadas pelos seus traços funcionais relacionados com as variáveis ambientais (cores diferenciam os grupos de traços funcionais). A descrição das abreviações das espécies está indicada nos Apêndices A e C. Traços funcionais: det= detritívoro, herb= herbívoro, inset= insetívoro, oni= onívoro, pisc= piscívoro, zoob= zoobentívoro, zoop= zooplantívoro, tab= tamanho da abertura da boca, along= alongado, angui= anguiliforme, compres= compressiforme, depres1= depressiforme 1, depres2= depressiforme 2, fili= filiforme, fusi= fusiforme, globi= globiforme, sagit= sagitiforme, ar= altura relativa, trnp= tamanho relativo da nadadeira peitoral, icpc= índice de compressão do pedúnculo caudal, arred= arredondada, cont= contínua, emarg= emarginada, furc= furcada, lun= lunada, pont= pontuda, trunc= truncada. Imagens utilizadas das espécies de peixes foram adaptadas de Froese e Pauly (2022) e FAO (2022).



## 4 DISCUSSÃO

Os resultados desse trabalho evidenciaram que as diferenças espaciais dos múltiplos habitats e as variáveis ambientais influenciaram na distribuição das espécies e na diversidade funcional das assembleias de peixes ao longo do *continuum* estuarino. Estes resultados corroboram outros estudos que apontam os filtros ambientais como mecanismos estruturadores das assembleias de peixes estuarinos tropicais, os quais selecionaram espécies com características similares para viverem em condições ambientais específicas (DOLBETH *et al.*, 2016; DA SILVA; DOLBETH; FABRÉ, 2021). A diversidade de habitats associada ao gradiente ambiental presente ao longo do estuário promove uma alta heterogeneidade ambiental, tendo um papel determinante na distribuição e estabelecimento das espécies e na diversidade funcional (DA SILVA; DOLBETH; FABRÉ, 2021; PESSANHA *et al.*, 2021). Dessa forma, os múltiplos habitats são essenciais para manter as assembleias de peixes diversificadas funcionalmente contribuindo com a manutenção da diversidade estuarina.

Dentre os múltiplos habitats estuarinos, os que são reconhecidamente estruturados por possuírem uma vegetação associada, apresentam maior abundância de indivíduos e riqueza de espécies em relação aos não estruturados (sem cobertura de vegetação no substrato), conforme descrito por Lugendo (2006) e Tse, Nip e Wonng (2008). Entretanto, nossos resultados apontaram que a PML, contrariamente ao padrão anteriormente citado, apresentou maior abundância de indivíduos e riqueza de espécies. Esse padrão já havia sido relatado por Silva, Baeta e Pessanha (2018) e Pessanha *et al.* (2021) em estudos no estuário do rio Mamanguape. A conectividade espacial com outros habitats adjacentes, como praias, banco de fanerógamas marinhas e manguezais, também pode ter contribuído para tal resultado. Esta conectividade é muito importante para os recrutas dos peixes na utilização dos habitats berçário, permitindo a movimentação horizontal entre locais e migrações ontogenéticas (SHEAVES, 2009), no qual favorece o estabelecimento desses indivíduos que utilizam tais ambientes para alimentação, refúgio, proteção e reprodução (JOHNSTON; SHEAVES, 2007; HENDERSON *et al.*, 2019; MOSMAN, 2020). Outro ponto a se destacar é que as planícies de maré lamosa apresentam águas calmas devido a menor influência da força das ondas, permitindo que os cardumes de peixes juvenis ocupem esse habitat para crescerem mais rapidamente (MUNSCH; CORDELL; TOFT, 2016).

Enquanto isso, PA e VM apresentaram uma tendência inversa em comparativo aos outros habitats. Tal resultado é associado a atuação da filtragem ambiental, pois esses são os dois ambientes com condições mais “extremas” em termos de gradiente estuarino, sendo encontrada

alta salinidade na praia (além de outros fatores como maré, ondas e vento) em contraste a uma baixa salinidade na vegetação marginal. Assim como a riqueza e abundância, a ocorrência exclusiva de certas espécies que podem exercer funções específicas e únicas em algum destes habitats indica que as condições ambientais podem ser determinantes para se estabelecerem e mostra a restrição àquele local, por isso precisam ter morfologia e fisiologia adaptadas a esses ambientes (WHITFIELD, 2015; HEMINGSON; BELLWOOD 2018; CHECON *et al.*, 2018).

Nesse caso, esses habitats possivelmente atuam como zonas de berçário para os estágios ontogenéticos iniciais, já que proporcionam diversos recursos importantes para os peixes em parte ou durante todo seu ciclo de vida (BECK *et al.*, 2001; SHEAVES *et al.*, 2015). Além da heterogeneidade ambiental, da conectividade espacial e da função de berçário, também existem outros importantes fatores, como a influência das guildas ambientais (MACEDO *et al.*, 2021) e o uso diferencial do ambiente pela pesca (PELAGE *et al.*, 2021) que tem implicações entre as espécies e a dinâmica ecossistêmica desses múltiplos habitats.

A RLQ evidenciou uma separação espacial dos múltiplos habitats, sendo verificada a atuação das variáveis ambientais e do gradiente salino no *continuum* estuarino. Com isso, observamos dois grupos distintos de habitats: um grupo é formado por PA e PML e o outro por BFM, FM e VM. O grupo associado aos habitats não estruturados (PA e PML) apresentou relação com espécies pelágicas e os traços de dieta zooplancívora (zoop), corpo compressiforme (comp), nadadeira furcada (furc) e pedúnculo caudal (icpc), evidenciando a importância de um tipo específico de alimentação e da natação nesses ambientes. Tais resultados também são corroborados pelo CWM, que demonstrou a dominância desses traços nesses habitats. Os traços associados a locomoção que se destacaram, indicam a necessidade de uma natação com alta velocidade e propulsão e junto com esse tipo de formato do corpo possibilita mais hidrodinamismo na coluna d'água em relação a dinâmica das ondas. A morfologia dos peixes é um ponto essencial para o sucesso na utilização dos habitats estuarinos (PESSANHA *et al.*, 2015). As principais espécies correlacionadas pela RLQ nesses ambientes foram representantes de Engraulidae, Clupeidae e Carangidae. Apesar de serem habitats não estruturados, certos fatores favorecem essas espécies formadoras de cardumes e que costumam habitar esses ambientes mais abertos, como a variedade de recursos alimentares disponíveis para consumo por esses indivíduos (OLIVEIRA; PESSANHA, 2014; CAMPOS *et al.*, 2015; OLDS *et al.*, 2018) e a conectividade com outros habitats adjacentes (XAVIER *et al.*, 2012; PESSANHA *et al.*, 2021). Outros pontos a serem destacados são relativos as maiores salinidade e transparência da água como fatores estruturantes. A combinação nesses dois habitats da água

mais salina e transparente com as características morfológicas dessas espécies pelágicas contribui na alimentação e locomoção. Tais indivíduos geralmente apresentam olhos laterais e grandes que ajudam em uma melhor visibilidade para detecção e captura de presas na coluna d'água, e os formatos do corpo e da nadadeira caudal, auxiliam em uma natação mais rápida e na fuga de predadores. A PML apresentou maior profundidade, isso é importante para a formação de cardumes. Adicionalmente alguns peixes podem utilizar diferentes níveis de profundidade e assim garantir diferenciação de nicho explorando recursos de formas distintas (MUNSCH; CORDELL; TOFT, 2016), ou realizar migrações verticais diárias para alimentação ou descanso (estado de repouso) (MEHNER; KASPRZAK, 2011). Este conjunto de variáveis em um estuário tropical é importante, sendo ideal para espécies de peixes associadas a estuários que têm preferência por condições de águas quentes e salobras (HARRISON; WHITFIELD, 2006), influenciando no ciclo e hábito de vida dos indivíduos.

O outro grupo destacado pela RLQ evidenciou uma maior diversificação dos traços funcionais das espécies relacionados aos habitats estruturados (BFM, FM e VM), apresentando variados hábitos alimentares, formatos de corpo e hábito de vida. Os habitats estruturados fornecem diversos recursos e proporcionam mais nichos para os peixes, isso explica a existência de uma maior diversidade dos traços das espécies em associação com as condições ambientais locais. Esses ambientes têm influência de diferentes guildas tróficas que relacionados com o tamanho da abertura da boca (tab), mostram a importância da aquisição de alimentação nesses ambientes de maior complexidade estrutural. No geral, tais ambientes têm maior potencial de disponibilidade de itens a serem consumidos e a variedade de presas, como por exemplo, presas da macrofauna e invertebrados associados (BLOOMFIELD; GILLANDERS, 2005; CLAUDINO *et al.*, 2015; CARVALHO; LOIOLA; BARROS, 2017; WHITFIELD, 2017). Outro traço importante, o tamanho da nadadeira peitoral (trnp), indica sobre a necessidade da natação na exploração do ambiente e realização de manobridades entre as estruturas presentes nesses habitats (OLIVEIRA *et al.*, 2010; PESSANHA *et al.*, 2015; PRADO; GOULART; PAGOTTO, 2016). Por serem ambientes de maior complexidade exigem dos indivíduos maior habilidade na performance natatória (BLAKE, 2004; OHLBERGER; STAAKS; HÖLKER, 2006) e comportamental (movimentação na natação e alimentação) (JAMES *et al.*, 2019). A areia fina também teve associação com esses habitats, apontando que muitos indivíduos tem um hábito de vida e alimentar associados ao substrato, principalmente os peixes bentônicos e demersais. Um exemplo de peixes que forrageiam sob o substrato são os linguados (*Paralichthys brasiliensis*) e o falso voador (*D. volitans*), que com ajuda das suas nadadeiras remexe a areia

para ajudar a capturar o alimento. Também associados ao substrato estão os gobídeos (*G. oceanicus*, *G. stomatus*, *C. smaragdus* e *C. stigmaticus*) que vivem sob a areia ou se enterram nela esperando suas presas, e ainda as espécies com o corpo anguiliforme (*G. ocellatus* e *M. ocellatus*) que se movimentam por ondulações rastejando ou se enterrando na areia. No estudo desenvolvido por Tuya *et al.* (2019) foi observado em um habitat costeiro que os peixes de fundo arenoso estiveram relacionados a uma estreita gama de traços funcionais, associados a predominância de espécies com corpos depressiformes e dietas carnívoras.

A análise de quarto canto indicou algumas correlações significantes entre os traços funcionais e as variáveis ambientais nos múltiplos habitats. No entanto, a segunda hipótese foi rejeitada, pois a salinidade e a transparência não foram as variáveis ambientais preditoras que influenciaram os traços funcionais ao longo do gradiente estuarino. Em PA houve correlação positiva entre a nadadeira truncada e a maior salinidade. Nesse local foram registradas as espécies *Sphoeroides testudineus*, *S. greeleyi* e *Conodon nobilis* as quais utilizam esse habitat para alimentação (ARAÚJO *et al.*, 2018b). Essas espécies têm afinidade com ambientes de maior salinidade (OLIVEIRA; PESSANHA, 2014; OLDS *et al.*, 2018). Na PA houve também uma correlação negativa entre a nadadeira caudal furcada e a salinidade, então as espécies com esse tipo de nadadeira diminuíram com a maior salinidade desse habitat. Em PML a temperatura se demonstrou importante para os zooplânctívoros, tendo sido registrado maiores temperaturas nesse ambiente. Alguns possíveis fatores para essa correlação positiva se devem ao fato de serem encontrados um maior número de filtradores ou de zooplânctívoros nesse habitat (CAMPOS *et al.*, 2015), principalmente devido à grande disponibilidade de presas zooplânctônicas na superfície da coluna d'água desse habitat (CAMPOS *et al.*, 2015; DAVID *et al.*, 2016; HELENIUS *et al.*, 2017; MACÁRIO *et al.*, 2021).

Para PML e BFM houve correlação positiva entre a areia fina e os insetívoros, representadas por *Hyporhamphus unifasciatus* e *Hyporhamphus roberti*. Estas espécies possuem habitat pelágico, formando cardumes em áreas costeiras e habitando substratos de fundo vegetado ou bancos de areia (BANFORD, 2010). Outro ponto a se destacar é que a presença dessas espécies nesses habitats aponta para o hábito de vida e alimentar, por conseguirem capturar os insetos que caem na superfície da água devido seu formato da boca e terem uma natação rápida conferida pelo formato do corpo sagitiforme (BLOOMFIELD; GILLANDERS, 2005; LUGENDO *et al.*, 2006; TANO *et al.*, 2016). Para BFM, onde houve correlação positiva entre corpo sagitiforme e areia fina, também são registradas outras espécies além dos *Hyporhamphus* com esse formato de corpo como *Sphyraena barracuda* e *Synodus*

*foetens*. Estas duas espécies são excelentes predadoras, porém com hábitos de vida distintos. A *S. barracuda* é pelágica e esse formato de corpo contribui para uma natação mais rápida na coluna d'água. Em específico, a espécie *S. foetens* utiliza estratégias particulares, têm um modo de vida bentônico associado ao substrato com hábito alimentar piscívoro, e costuma se enterrar na areia para esperar suas presas, se esconder de outros predadores ou descansar. Adicionalmente, os peixes com o corpo compressiforme apresentaram uma associação negativa com a areia fina, pois diversas espécies com essa característica não são dependentes do substrato arenoso fino. Os zoobentívoros em sua maior parte são demersais, como alguns exemplos de Gerreidae *Ulaema lefroyi*, *E. melanopterus*, *Eucinostomus argenteus* e Haemulidae *Haemulopsis corvinaeformis*, e podem utilizar regiões do substrato com maior teor de areia grossa para alimentação, assim como as espécies *A. brasiliensis* e *Atherinella blackburni*, que também possuem esse mesmo hábito alimentar, e por serem bentopelágicos utilizam tanto a parte bentônica quanto a pelágica. Já os piscívoros, como o pelágico *Oligoplites saurus* e os demersais da família Lutjanidae, não necessariamente dependem do substrato para se alimentarem, já que suas presas podem ser capturadas no ambiente pelágico.

No habitat FM houve apenas uma correlação negativa significativa entre zoobentívoros e areia fina, provavelmente devido a maior parte dos zoobentívoros serem encontradas no manguezal e estarem mais associados a areia grossa, que teve maior teor nesse habitat. Geralmente são encontrados muitos zoobentívoros no manguezal, isso se deve principalmente ao tipo de substrato e a grande quantidade de itens alimentares bentônicos para consumo (LAEGDSGAARD; JOHNSON, 2001; NAGELKERKEN *et al.*, 2008; TSE; NIP; WONG, 2008; MARLEY *et al.*, 2020). Em VM as correlações positivas dos detritívoros com a salinidade e clorofila *a*, e do corpo fusiforme com a clorofila *a*, demonstram uma estrita relação dos mugilídeos com esse habitat. Devido ao seu hábito alimentar detritívoro há essa associação com maior teor clorofila *a*, por conta da ingestão de microfitobentos (ELLIOT *et al.*, 2007) acumulado sobre o biofilme, presente nesse estuário (FIGUEIREDO; PESSANHA, 2015). Além disso, esse grupo foi abundante nesse habitat, associado à menor salinidade. As espécies *Centropomus parallelus* e *Coptodon rendalli* também possuem o corpo fusiforme, mas não são abundantes na parte superior dos estuários, evidenciando a influência dessa variável ambiental com os organismos caracterizados por esse tipo morfológico nesse habitat. Outra correlação positiva foi entre a nadadeira contínua e areia fina, representada por *Symphurus tessellatus* (única espécie que possui esse tipo de nadadeira nesse habitat). Os indivíduos dessa espécie têm um hábito de vida diretamente associado ao substrato, sendo bentônicos e zoobentívoros



(GUEDES; ARAÚJO; AZEVEDO, 2004; GUEDES; ARAÚJO, 2008), com o tipo de nadadeira contínua possibilitando uma movimentação mais efetiva ao se locomoverem.

Relativamente aos índices funcionais, os maiores valores de FRic foram registrados nos habitats PML e BFM, indicando uma maior ocupação do volume de espaço funcional relacionado com o maior número de espécies registradas, e evidenciando que os recursos potencialmente disponíveis estão sendo mais utilizados nestes habitats (MASON *et al.*, 2005; VILLÉGER; MASON; MOUILLOT, 2008; SCHLEUTER *et al.* 2010). Em PA e BFM, o alto FDiv e FRed indicam que as espécies raras mesmo desempenhando funções redundantes aumentam a diferenciação de nicho (DA SILVA; FABRÉ, 2019), ou mesmo as espécies que são mais comuns a esses habitats e foram abundantes contribuem para a diferenciação de nicho. Por isso, as espécies podem ter aumentado a redundância ao aumentar a diferenciação de nicho entre as assembleias nesses habitats, como descrevem Da Silva, Dolbeth e Fabré (2021).

Observamos que a FDiv foi influenciada pelos traços das espécies mais comuns para aquele habitat e que geralmente tem uma alta abundância. Em PA, por exemplo, apesar da riqueza ser menor, espécies dominantes como *Albula vulpes*, *O. oglinum*, *Trachinotus goodei*, *Conodon nobilis* e *Menticirrhus littoralis* só ocorrem nesse habitat e com elevada abundância, no entanto têm nichos bem diferentes, refletindo numa alta FDiv. Essa mesma observação é válida para BFM, devido a presença de espécies como *Synodus foetens*, peixes cachimbos (*C. elucens* e *Syngnathus pelagicus*), *Chaetodipterus faber*, *Cynoscion leiarchus*, *D. volitans*. Isso influencia na FEve, pois essas espécies garantem uma alta diferenciação de nicho aumentando a FDiv e assim contribuem para maior distribuição no espaço funcional aumentando a FEve, enquanto os outros habitats têm espécies muito similares, implicando em uma menor distribuição no espaço funcional e diferenciação de nicho entre as espécies.

Houve um aumento da redundância funcional em direção aos habitats situados nas regiões mais próximas a jusante da costa, resultado semelhante também foi descrito no estudo de Dolbeth *et al.* (2016) nesse mesmo estuário. Os habitats PA, PML e BFM apresentaram maior redundância funcional, indicando que as espécies desempenham mais funções redundantes, existe uma menor distribuição ideal de funções ou outras funções importantes não estão sendo utilizadas. Entretanto, foi observada uma alta divergência funcional associada a determinadas espécies que são comuns ou exclusivas e promovem um alto grau de diferenciação de nicho nesses habitats. Essa alta divergência funcional torna-se muito importante, pois determinadas espécies contribuem localmente desempenhando funções únicas e mantendo o equilíbrio do ecossistema. Outro ponto é a atuação da filtragem ambiental nesses habitats, que em conjunto

com a alta divergência funcional resulta em espécies coexistentes com características mais similares que foram selecionadas pelo gradiente ambiental (MOUILLOT; DUMAY; TOMASINI, 2007) e diferem seus nichos para utilizarem o mesmo ambiente.

No geral, a diversidade funcional nos múltiplos habitats apresentou um padrão de baixa FRic, intermediárias FEve e FRed, e alta FDiv. A baixa FRic indica uma menor ocupação do volume de espaço funcional, com potenciais nichos disponíveis não sendo totalmente utilizados, enquanto a intermediária FEve demonstra uma distribuição mais uniforme das espécies entre os nichos quanto a utilização de estratos do espaço funcional (MASON *et al.*, 2005; SCHLEUTER *et al.* 2010). A alta FDiv nos habitats sugere um maior nível de complementaridade, as espécies apresentando contribuições diferentes e existindo uma elevada diferenciação no uso de recursos nos nichos com baixo grau de competição, permitindo a coexistência, ou também um uso mais eficiente dos recursos e a ocorrência de especialização (MASON *et al.*, 2005), o que pode ter sido favorecido pela heterogeneidade espacial e ambiental que fornecem condições propícias para a diferenciação de nicho entre as espécies. Com isso, mesmo que haja uma baixa FRic, a intermediária FEve e a alta FDiv tendem a aumentar a produtividade e a confiabilidade do ecossistema e diminuir a oportunidade de espécies invasoras, promovendo o aumento de diversidade funcional no ambiente (MASON *et al.*, 2005). Enfatizamos também que devido o grau intermediário de FRed, demonstrando um provável espectro regular de variação dos traços funcionais, temos o indicativo de uma capacidade limitada de estabilidade e segurança quanto a perda de funções nos habitats, porém atenção é necessária pois essa condição pode ser interrompida diante de perturbações, diminuindo a resiliência e/ou resistência e aumentando a vulnerabilidade desses ambientes (RICOTTA *et al.*, 2016; BIGGS *et al.*, 2020). Portanto, mesmo os estuários sendo ambientes dinâmicos, com constantes flutuações espaço-temporais e naturalmente estressantes, todos esses múltiplos habitats são importantes para a manutenção e estabilidade do ecossistema, sendo necessárias medidas de gestão eficazes visando priorizar a conservação dessas áreas.

Em conclusão, neste estudo os resultados indicam que a diversidade funcional das assembleias de peixes tem influência sobre os múltiplos habitats associados ao gradiente ambiental estuarino. Mediante isso, a diversidade funcional nesses ambientes pode ter sido condicionada por um fator importante, a heterogeneidade ambiental de habitats presente no estuário. Estes ambientes são importantes, apresentando particularidades, se diferenciando em seus aspectos espacial, estrutural e de condições locais, então, essa variedade de habitats proporciona locais com condições favoráveis e uma gama de diferentes recursos que

possibilitam as espécies ocuparem nichos funcionais diversificados. Os estuários desempenham funções essenciais ecológicas, econômicas e sociais, sendo a diversidade funcional das assembleias de peixes importante para a manutenção das funções ecológicas nos múltiplos habitats, garantindo as potenciais áreas de berçário, diversidade estuarina e integridade ecológica, e contribuindo com a necessidade de identificação, gestão e conservação dos ambientes estuarinos.

## REFERÊNCIAS

- ALBOUY, C.; GUILHAUMON, F.; VILLÉGER, S.; MOUCHET, M.; MERCIER, L.; CULIOLI, J.M.; TOMASINI, J.A.; MOUILLOT, D. Predicting trophic guild and diet overlap from functional traits: statistics, opportunities and limitations for marine ecology. **Marine Ecology Progress Series**, v. 436, p. 17-28, 2011. DOI: <https://www.jstor.org/stable/24875484>
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. D. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n.6, p. 711-728, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- ARAÚJO, F. G.; RODRIGUES, F. L.; TEIXEIRA-NEVES, T. P.; VIEIRA, J. P.; AZEVEDO, M. C.; GUEDES, A. P. P.; ... PESSANHA, A. L. M. Regional patterns in species richness and taxonomic diversity of the nearshore fish community in the Brazilian coast. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 208, p. 9-22, 2018a. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.04.027>
- ARAÚJO, M. E. D.; TEIXEIRA, J. M. C.; OLIVEIRA, A. M. E. D. **Peixes estuarinos marinhos do Nordeste brasileiro: guia ilustrado**. Fortaleza: Edições UFC. 2004.
- ARAÚJO, P. R. V.; COSTA, S. Y. L.; DUARTE, M. R. N.; PESSANHA, A. L. M. Feeding and spatial distribution of two estuarine puffer fish in a tropical estuary, north-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 98, n.3, p. 581-588, 2018b. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0025315416001454>
- ARBIZU, P. M. pairwiseAdonis: Pairwise multilevel comparison using adonis. R package version 0.0.1. 2017.
- BANFORD, H. M.. *Hyporhamphus collettei*, a new species of inshore halfbeak (Hemiramphidae) endemic to Bermuda, with comments on the biogeography of the *Hyporhamphus unifasciatus* species group. **Proceedings of the Biological Society of Washington**, v. 123, n.4, p. 345-358, 2010. DOI: <https://doi.org/10.2988/10-22.1>
- BAPTISTA, J.; MARTINHO, F.; NYITRAI, D.; PARDAL, M. A.; DOLBETH, M. Long-term functional changes in an estuarine fish assemblage. **Marine Pollution Bulletin**, v. 97, n. 1-2, p. 125-134, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.06.025>

- BARBIER, E. B.; HACKER, S. D.; KENNEDY, C.; KOCH, E. W., STIER, A. C.; SILLIMAN, B. R. The value of estuarine and coastal ecosystem services. **Ecology Monographs**, v. 81, n. 2, p. 169-193, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1890/10-1510.1>
- BARLETTA, M.; BARLETTA-BERGAN, A.; SAINT-PAUL, U. S. G. H.; HUBOLD, G. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. **Journal of Fish Biology**, v. 66, n. 1, p. 45-72, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2005.00582.x>
- BARLETTA, M.; JAUREGUIZAR, A. J.; BAIGUN, C.; FONTOURA, N. F.; AGOSTINHO, A. A.; ALMEIDA-VAL, V. M. F. D.; ... CORRÊA, M. F. M. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. **Journal of Fish Biology**, v. 76, n. 9, p. 2118-2176, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02684.x>
- BARLETTA, M.; LIMA, A. R.. Systematic review of fish ecology and anthropogenic impacts in South American estuaries: setting priorities for ecosystem conservation. **Frontiers in Marine Science**, v. 6, n. 237, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00237>
- BECK, M. W.; HECK, K. L.; ABLE, K. W.; CHILDERS, D. L.; EGGLESTON, D. B.; GILLANDERS, B. M.; ... WEINSTEIN, M. P. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates: a better understanding of the habitats that serve as nurseries for marine species and the factors that create site-specific variability in nursery quality will improve conservation and management of these areas. **Bioscience**, v. 51, n. 8, p. 633-641, 2001. DOI: [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0633:TICAMO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0633:TICAMO]2.0.CO;2)
- BETANCUR-R, R.; WILEY, E. O.; ARRATIA, G.; ACERO, A.; BAILLY, N.; MIYA, M.; ... ORTI, G. Phylogenetic classification of bony fishes. **BMC Evolutionary Biology**, v. 17, n. 1, p. 1-40, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1186/s12862-017-0958-3>
- BEUKHOF, E.; DENCKER, T. S.; PECUCHET, L.; LINDEGREN, M. Spatio-temporal variation in marine fish traits reveals community-wide responses to environmental change. **Marine Ecology Progress Series**, v. 610, p. 205-222, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3354/meps12826>
- BIGGS, C. R.; YEAGER, L. A.; BOLSER, D. G.; BONSELL, C.; DICHIERA, A. M.; HOU, Z.; ... ERISMAN, B. E. Does functional redundancy affect ecological stability and resilience? A review and meta-analysis. **Ecosphere**, v. 11, n. 7, p. e03184, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1002/ecs2.3184>
- BLABER, S. J. M. Fishes and fisheries in tropical estuaries: the last 10 years. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 135, p. 57-65, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.11.002>
- BLABER, S. J. M.; BARLETTA, M. A review of estuarine fish research in South America: what has been achieved and what is the future for sustainability and conservation?. **Journal of Fish Biology**, v. 89, n.1, p. 537-568, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/jfb.12875>
- BLAKE, R.W. Fish functional design and swimming performance. **Journal of Fish Biology**, v. 65, n. 5, p. 1193-1222, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2004.00568.x>

BLOOMFIELD, A. L.; GILLANDERS, B. M. Fish and invertebrate assemblages in seagrass, mangrove, saltmarsh, and nonvegetated habitats. **Estuaries**, v. 28, p. 63-77, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02732754>

BOLZAN, M. S.; ANDRADES, R.; SPACH, H. L.; HOSTIM-SILVA, M. The influence of selected environmental parameters and habitat mosaics on fish assemblages in a South American estuary. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 99, n. 1, p. 249-257, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0025315418000012>

BRADLEY, M.; BAKER, R.; NAGELKERKEN, I.; SHEAVES, M.. Context is more important than habitat type in determining use by juvenile fish. **Landscape Ecology**, v. 34, n. 2, p. 427-442, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00781-3>

BULMER, R. H.; STEPHENSON, F.; JONES, H. F.; TOWNSEND, M.; HILLMAN, J. R.; SCHWENDENMANN, L.; LUNDQUIST, C. J. Blue carbon stocks and cross-habitat subsidies. **Frontiers in Marine Science**, v. 380, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00380>

CADOTTE, M. W.; CARSCADDEN, K.; MIROTCHEV, N. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 5, p. 1079-1087, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02048.x>

CAHOON, L. B.; NEARHOOF, J. E.; TILTON, C. L. Sediment grain size effect on benthic microalgal biomass in shallow aquatic ecosystems. **Estuaries**, v. 22, n.3, p. 735-741, 1999. DOI: <http://dx.doi.org/10.2307/1353106>

CAMPOS, D. M. D. A. R.; SILVA, A. F. D.; SALES, N. D. S.; OLIVEIRA, R. E. M. C. C.; PESSANHA, A. L. M. Trophic relationships among fish assemblages in a mudflat within Brazilian marine protected area. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 63, n.2, p. 135-146, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1679-87592015091306302>

CARDINALE, B. J.; DUFFY, J. E.; GONZALEZ, A.; HOOPER, D. U.; PERRINGS, C.; VENAIL, P.; ... NAEEM, S. Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, v. 486, n.7401, p. 59-67, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature11148>

CARVALHO, L. R. S.; LOIOLA, M.; BARROS, F. Manipulating habitat complexity to understand its influence on benthic macrofauna. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 489, p. 48-57, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2017.01.014>

CHECON, H. H.; CORTE, G. N.; ESMAEILI, Y. M. S.; AMARAL, A. C. Z. Nestedness patterns and the role of morphodynamics and spatial distance on sandy beach fauna: ecological hypotheses and conservation strategies. **Scientific Reports**, v. 8, n.1, p. 3759, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-018-22158-3>

CLAUDINO M. C.; PESSANHA A. L. M.; ARAÚJO F. G.; GARCIA A. M. Trophic connectivity and basal food sources sustaining tropical aquatic consumers along a mangrove to ocean gradient. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 167, p. 45-55, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.07.005>

COSTELLO, M. J. Distinguishing marine habitat classification concepts for ecological data management. **Marine Ecology Progress Series**, v. 397, p. 253-268, 2009. DOI: <https://doi.org/10.3354/meps08317>

DA SILVA, V. E. L.; DE ASSIS, I. O.; CAMPOS-SILVA, J. V.; PAULINO, G. V. B.; FABRÉ, N. N. Relative importance of habitat mosaics for fish guilds in the northeastern coast of Brazil. **Regional Studies in Marine Science**, v. 50, p. 102145, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.102145>

DA SILVA, V. E. L.; DOLBETH, M.; FABRÉ, N. N. Assessing tropical coastal dynamics across habitats and seasons through different dimensions of fish diversity. **Marine Environmental Research**, v. 171, p. 105458, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105458>

DA SILVA, V. E. L.; FABRÉ, N. N. Rare species enhance niche differentiation among tropical estuarine fish species. **Estuaries and Coasts**, v. 42, n. 3, p. 890-899, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12237-019-00524-2>

DA SILVA, V. E.; SILVA-FIRMIANO, L. P.; TERESA, F. B.; BATISTA, V. S.; LADLE, R. J.; FABRÉ, N. N. Functional traits of fish species: Adjusting resolution to accurately express resource partitioning. **Frontiers in Marine Science**, v. 6, p. 303, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00303>

DAVID, V.; SELLESLAGH, J.; NOWACZYK, A.; DUBOIS, S.; BACHELET, G.; BLANCHET, H.; ... LOBRY, J. Estuarine habitats structure zooplankton communities: Implications for the pelagic trophic pathways. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 179, p. 99-111, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.01.022>

DAVIS, B.; JOHNSTON, R.; BAKER, R.; SHEAVES, M. Fish Utilisation of Wetland Nurseries with Complex Hydrological Connectivity. **PLoS ONE**, v. 7, n. 11, p. e49107, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0049107>

DEBASTIANI V.; PILLAR V.D. SYNCOSA — R tool for analysis of metacommunities based on functional traits and phylogeny of the community components. **Bioinformatics**, v. 28, p. 2067-2068, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/bts325>

DOLBETH, M.; VENDEL, A. L.; PESSANHA, A.; PATRÍCIO, J. Functional diversity of fish communities in two tropical estuaries subjected to anthropogenic disturbance. **Marine Pollution Bulletin**, v. 112, n. 1-2, p. 244-254, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.011>

DOLÉDEC, S.; CHESSEL, D.; TER BRAAK, C. J.; CHAMPELY, S. Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. **Environmental and Ecological Statistics**, v. 3, p. 143-166, 1996. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02427859>

DRAY S.; CHOLER, P.; DOLÉDEC, S.; PERES-NETO, P. R.; THUILLER, W.; PAVOINE, S.; TER BRAAK, C. J. Combining the fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses to environmental variation. **Ecology**, v. 95, p. 14-21, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1890/13-0196.1>

DRAY S.; DUFOUR A. The ade4 Package: Implementing the Duality Diagram for Ecologists. **Journal of Statistical Software**, v.22, n. 4, p. 1-20, 2007. DOI: <https://doi.org/10.18637/jss.v022.i04>

DRAY, S.; DUFOUR, A. B.; THIOULOUSE, J.; JOMBART, T.; PAVOINE, S. ade4: Analysis of Ecological Data: Exploratory and Euclidean Methods in Environmental Sciences. R package version 1.7-2. 2015.

ELLIOTT, M.; MCLUSKY, D.S. The need for definitions in understanding estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 55, n. 6, p. 815-827, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1006/ecss.2002.1031>

ELLIOTT, M.; WHITFIELD, A. K. Challenging paradigms in estuarine ecology and management. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 94, n. 4, p. 306-314, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.06.016>

ELLIOTT, M.; WHITFIELD, A. K.; POTTER, I. C.; BLABER, S. J.; CYRUS, D. P.; NORDLIE, F. G.; HARRISON, T. D. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. **Fish and Fisheries**, v. 8, n. 3, p. 241-268, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1467-2679.2007.00253.x>

ELLIOTT, N. G.; HASKARD, K.; KOSLOW, J. A. Morphometric analysis of orange roughy (*Hoplostethus atlanticus*) off the continental slope of southern Australia. **Journal of Fish Biology**, v. 46, n. 2, p. 202-220, 1995. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1995.tb05962.x>

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). FAO species identification guide for fishery purposes. The living marine resources of the Western Central Pacific. Bony fishes. 2022. Disponível em: <http://www.fao.org> Acesso em: 2022.

FERREIRA, V.; LE LOC'H, F.; MENARD, F.; FREDOU, T.; FREDOU, F. Composition of the fish fauna in a tropical estuary: the ecological guild approach. **Scientia Marina**, v. 83, n. 2, p. 133-142, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3989/scimar.04855.25A>

FIGUEIREDO, G. G. A. A.; PESSANHA, A. L. M. Comparative study of trophic organization of juvenile fish assemblages of three tidal creeks in a tropical semi-arid estuary. **Journal of Fish Biology**, v. 80, n. 1, p. 680-695, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/jfb.12844>

FIGUEIREDO, J. L.; MENEZES, N. A. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil**. II. Teleostei (1). São Paulo, Universidade de São Paulo, Museu de Zoologia. 1978.

FIGUEIREDO, J. L.; MENEZES, N. A. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil**. III. Teleostei (2). São Paulo, Universidade de São Paulo, Museu de Zoologia. 1980a.

FIGUEIREDO, J. L.; MENEZES, N. A. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil**. IV. Teleostei (2). São Paulo, Universidade de São Paulo, Museu de Zoologia. 1980b.

FIGUEIREDO, J. L.; MENEZES, N. A. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil**. V. Teleostei (2). São Paulo, Universidade de São Paulo, Museu de Zoologia. 1985.

FIGUEIREDO, J. L.; MENEZES, N. A. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil**. VI. Teleostei (5). São Paulo, Universidade de São Paulo, Museu de Zoologia. 2000.

FRANÇA, S.; VASCONCELOS, R. P.; FONSECA, V. F.; TANNER, S. E.; REIS-SANTOS, P.; COSTA, M. J.; CABRAL, H. N. Predicting fish community properties within estuaries: Influence of habitat type and other environmental features. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 107, p. 22-31, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.04.013>

FROESE, R.; PAULY, D. FishBase. World Wide Web electronic publication. 2022. Disponível em: <https://www.fishbase.org> Acesso em: 2022.

GOWER, J. C. Some distance properties of latent root and vector methods used in multivariate analysis. **Biometrika**, v. 53, p. 325-338. 1966. DOI: <https://doi.org/10.1093/biomet/53.3-4.325>

GUEDES, A. P. P.; ARAÚJO, F. G. Trophic resource partitioning among five flatfish species (Actinopterygii, Pleuronectiformes) in a tropical bay in south-eastern Brazil. **Journal of Fish Biology**, v. 72, n. 4, p. 1035-1054, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2007.01788.x>

GUEDES, A. P. P.; ARAÚJO, F. G.; AZEVEDO, M. C. C. D. Estratégia trófica dos linguados *Citharichthys spilopterus* Günther e *Symphurus tessellatus* (Quoy & Gaimard) (Actinopterygii, Pleuronectiformes) na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21, p. 857-864, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0101-81752004000400020>

HARRISON, T. D.; WHITFIELD, A. K. Temperature and salinity as primary determinants influencing the biogeography of fishes in South African estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 66, n. 1-2, p. 335-345, 2006. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016%2Fj.ecss.2005.09.010>

HELENIUS, L. K.; LESKINEN, E.; LEHTONEN, H.; NURMINEN, L. Spatial patterns of littoral zooplankton assemblages along a salinity gradient in a brackish sea: a functional diversity perspective. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 198, p. 400-412, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.08.031>

HEMINGSON, C. R.; BELLWOOD, D. R. Biogeographic patterns in major marine realms: function not taxonomy unites fish assemblages in reef, seagrass and mangrove systems. **Ecography**, v. 41, n. 1, p. 174-182, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/ecog.03010>

HENDERSON, C. J.; GILBY, B. L.; SCHLACHER, T. A.; CONNOLLY, R. M.; SHEAVES, M.; FLINT, N.; ... OLDS, A. D. Contrasting effects of mangroves and armoured shorelines on fish assemblages in tropical estuarine seascapes. **ICES Journal of Marine Science**, v. 76, n. 4, p. 1052-106, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz007>

HENSELER, C.; NORDSTRÖM, M. C.; TÖRNROOS, A.; SNICKARS, M.; PECUCHET, L.; LINDEGREN, M.; BONSDORFF, E. Coastal habitats and their importance for the diversity of benthic communities: a species-and trait-based approach. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 226, p. 106272, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106272>



HUTCHINSON, G. E. Concluding remarks. **Cold Spring Harbour Symposia on Quantitative Biology**, v. 22, p. 415-427, 1957. DOI: <https://doi.org/10.1101/SQB.1957.022.01.039>

ICMBIO. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Ministério do Meio Ambiente (MMA). Plano de Manejo APA da Barra do Rio Mamanguape e ARIE Manguezais da Foz do Rio Mamanguape. Brasília, 2014. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/marinho/lista-de-ucs/apa-da-barra-do-rio-mamanguape> Acesso em: 2022.

ICMBIO. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. 1 ed. Brasília, DF: ICMBio/MMA, v. 1, n. 492, 2018.

IUCN. International Union for Conservation of Nature. The IUCN Red List of Threatened Species. 2022. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org> Acesso em: 2022.

JAMES, N. C.; LESLIE, T. D.; POTTS, W. M.; WHITFIELD, A. K.; RAJKARAN, A. The importance of different juvenile habitats as nursery areas for a ubiquitous estuarine-dependent marine fish species. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 226, p. 106270, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106270>

JOHNSTON, R.; SHEAVES, M. Small fish and crustaceans demonstrate a preference for particular small-scale habitats when mangrove forests are not accessible. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 353, n. 2, p. 164-179, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.05.039>

KADMON, R.; ALLOUCHE, O. Integrating the effects of area, isolation, and habitat heterogeneity on species diversity: a unification of island biogeography and niche theory. **The American Naturalist**, v. 170, n. 3, p. 443-454, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1086/519853>

KEARNEY, M. Habitat, environment and niche: what are we modelling?. **Oikos**, v. 115, n. 1, p. 186-191, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14908.x>

KIMIREI, I. A.; NAGELKERKEN, I.; GRIFFIOEN, B.; WAGNER, C.; MGAYA, Y. D. Ontogenetic habitat use by mangrove/seagrass-associated coral reef fishes shows flexibility in time and space. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 92, p. 47– 58, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.12.016>

KRAFT, N. J.; ADLER, P. B.; GODOY, O.; JAMES, E. C.; FULLER, S.; LEVINE, J. M. Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. **Functional Ecology**, v. 29, n. 5, p. 592-599, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12345>

LADDS, M. A.; SIBANDA, N.; ARNOLD, R.; DUNN, M. R. Creating functional groups of marine fish from categorical traits. **PeerJ**, v. 6, p. e5795, 2018. DOI: <https://doi.org/10.7717/peerj.5795>

LAEGDSGAARD, P.; JOHNSON, C. Why do juvenile fish utilise mangrove habitats? **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 257, n. 2, p. 229-253, 2001. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(00\)00331-2](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(00)00331-2)

LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P.; SHIPLEY, B. FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12. 2014.

LALIBERTÉ, E.; P. LEGENDRE. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, v. 91, p. 299-305, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>

LAURETO, L. M. O.; CIANCIARUSO, M. V.; SAMIA, D. S. M. Functional diversity: an overview of its history and applicability. **Natureza & Conservação**, v. 13, n. 2, p. 112-116, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.11.001>

LEFCHECK, J. S.; HUGHES, B. B.; JOHNSON, A. J.; PFIRRMANN, B. W.; RASHER, D. B.; SMYTH, A. R.; ORTH, R. J. Are coastal habitats important nurseries? A meta-analysis. **Conservation Letters**, v. 12, n. 4, p. e12645, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/conl.12645>

LI, H.; REYNOLDS, J. F. On definition and quantification of heterogeneity. **Oikos**, p. 280-284, 1995. DOI: <https://doi.org/10.2307/3545921>

LIMA, C. S. DA S.; BADÚ, M. L. D. A. S.; PESSANHA, A. L. M. Response of estuarine fish assemblages to an atypical climatic event in northeastern Brazil. **Regional Studies in Marine Science**, v. 35, p. 101121, 2020. DOI: [doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101121](https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101121)

LUGENDO, B. R.; NAGELKERKEN, I.; VAN DER VELDE, G.; MGAYA, Y. D. The importance of mangroves, mud and sand flats, and seagrass beds as feeding areas for juvenile fishes in Chwaka Bay, Zanzibar: gut content and stable isotope analyses. **Journal of Fish Biology**, v. 69, n. 6, p. 1639-1661, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2006.01231.x>

MACÁRIO, B. S.; OLÍMPIO, M. S.; SALES, N. S.; PESSANHA, A. L. M. The effect of habitat structure and the interactions between four juvenile fishes and zooplankton-prey in a tropical estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 261, p. 107528, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107528>

MACARTHUR, R. H.; MACARTHUR, J. W. On bird species diversity. **Ecology**, v. 42, n. 3, p. 594-598, 1961. DOI: <https://doi.org/10.2307/1932254>

MACE, G. M.; NORRIS, K.; FITTER, A. H. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 27, n. 1, p. 19-26, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.08.006>

MACEDO, M. M.; ANGELINI, R.; DA SILVA, V. L.; FABRÉ, N. N. Trophic structure of coastal meta-ecosystems in the tropical Southwestern Atlantic. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 263, p. 107654, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107654>

MAGALHÃES, K. M.; BORGES, J. C. G.; PITANGA, M. E. *Halophila baillonis* Ascherson: first population dynamics data for the Southern Hemisphere. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 87, n. 2, p. 861-865, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/0001-3765201520140184>

MAMMOLA, S.; CARMONA, C. P.; GUILLERME, T.; CARDOSO, P. Concepts and applications in functional diversity. **Functional Ecology**, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13882>

MANNA, L. R.; VILLÉGER, S.; REZENDE, C. F.; MAZZONI, R. High intraspecific variability in morphology and diet in tropical stream fish communities. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 28, n.1, p. 41-52, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/eff.12425>

MARLEY, G. S.; DEACON, A. E.; PHILLIP, D. A.; LAWRENCE, A. J. Mangrove or mudflat: Prioritising fish habitat for conservation in a turbid tropical estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 240, p. 106788, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106788>

MASON, N. W.; MOUILLOT, D.; LEE, W. G.; WILSON, J. B. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. **Oikos**, v. 111, n. 1, p. 112-118, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x>

MASON, N.W.; DE BELLO, F.; MOUILLOT, D.; PAVOINE, S.; DRAY, S. A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. **Journal of Vegetation Science**, v. 24, n. 5, p.794-806, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1111/jvs.12013>

MEDEIROS, A. P. M. D.; XAVIER, J. H. D. A.; ROSA, I. M. D. L. Diet and trophic organization of the fish assemblage from the Mamanguape River Estuary, Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Research**, v. 45, n.5, p. 879-890, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.3856/vol45-issue5-fulltext-2>

MEHNER, T.; KASPRZAK, P. Partial diel vertical migrations in pelagic fish. **Journal of Animal Ecology**, v. 80, n. 4, p. 761-770, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2011.01823.x>

MENEZES, N. A.; FIGUEIREDO, J. L. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil**. IV. Teleostei (3). Museu de Zoologia/USP, São Paulo, 1980.

MENEZES, N. A.; FIGUEIREDO, J. L. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil**. V. Teleostei (4). Museu de Zoologia/USP, São Paulo, 1985.

MENEZES, N. A.; NIRCHIO, M.; OLIVEIRA, C. D.; SICCHARAMIREZ, R. Taxonomic review of the species of *Mugil* (Teleostei: Perciformes: Mugilidae) from the Atlantic South Caribbean and South America, with integration of morphological, cytogenetic and molecular data. **Zootaxa**, v. 3918, p. 001–038, 2015. DOI: <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3918.1.1>

MITCHELL, S. C. How useful is the concept of habitat?—a critique. **Oikos**, v. 110, n.3, p. 634-638, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13810.x>

MOLINA, A.; DUQUE, G.; COGUA, P. Influences of environmental conditions in the fish assemblage structure of a tropical estuary. **Marine Biodiversity**, v. 50, n. 1, p. 1-13, 2020. <https://doi.org/10.1007/s12526-019-01023-0>

- MOSMAN, J. D.; HENDERSON, C. J.; OLDS, A. D.; GILBY, B. L.; SCHLACHER, T. A. Seascape connectivity exerts differing effects for fish assemblages in distinct habitats of the surf zones of ocean beaches. **ICES Journal of Marine Science**, v. 77, n. 3, p. 1033-1042, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaa018>
- MOUCHET, M. A.; VILLÉGER, S.; MASON, N. W.; MOUILLOT, D. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, v. 24, n. 4, p. 867-876, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x>
- MOUILLOT, D., LOISEAU, N., GRENIÉ, M., ALGAR, A. C., ALLEGRA, M., CADOTTE, M. W., ... AUBER, A. The dimensionality and structure of species trait spaces. **Ecology Letters**, v. 4, p. 1988-2009, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1111/ele.13778>
- MOUILLOT, D.; DUMAY, O.; TOMASINI, J. A. Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 71, n. 3-4, p. 443-456, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.08.022>
- MOUILLOT, D.; GRAHAM, N. A.; VILLÉGER, S.; MASON, N. W.; BELLWOOD, D. R. A functional approach reveals community responses to disturbances. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 28, n. 3, p. 167-177, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.004>
- MOURÃO, J. S.; NORDI, N. Etnoictiologia de pescadores artesanais do estuário do Rio Mamanguape, Paraíba, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 29, p. 9-17, 2003.
- MUNSCH, S. H.; CORDELL, J. R.; TOFT, J. D. Fine-scale habitat use and behavior of a nearshore fish community: nursery functions, predation avoidance, and spatiotemporal habitat partitioning. **Marine Ecology Progress Series**, v. 557, p. 1-15, 2016. DOI: <https://doi.org/10.3354/meps11862>
- NAGELKERKEN, I. S. J. M.; BLABER, S. J. M.; BOUILLON, S.; GREEN, P., HAYWOOD, M.; KIRTON, L. G.; ... SOMERFIELD, P. J. The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: a review. **Aquatic Botany**, v. 89, n. 2, p. 155-185, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.007>
- NAGELKERKEN, I. S. J. M.; SHEAVES, M.; BAKER, R.; CONNOLLY, R. M. The seascape nursery: a novel spatial approach to identify and manage nurseries for coastal marine fauna. **Fish and Fisheries**, v. 16, n. 2, p. 362-371, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/faf.12057>
- NELSON, J. S.; GRANDE, T. C.; WILSON, M. V. **Fishes of the World**. 5 ed. John Wiley & Sons, 2016.
- OHLBERGER, J.; STAAKS, G.; HÖLKER, F. Swimming efficiency and the influence of morphology on swimming costs in fishes. **Journal of Comparative Physiology B**, v. 176, n. 1, p. 17-25, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00360-005-0024-0>

OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; FRIENDLY, M.; KINDT R.; LEGENDRE P.; MCGLINN D.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; GAVIN L. S.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H.; SZOECs, E.; WAGNER, H. R package vegan: Community Ecology Package. R Package version 2.5-7. 2020.

OLDS, A. D.; VARGAS-FONSECA, E.; CONNOLLY, R. M.; GILBY, B. L., HUIJBERS; C. M.; HYNDES, G. A.; ... SCHLACHER, T. A. The ecology of fish in the surf zones of ocean beaches: A global review. **Fish and Fisheries**, v. 19, n. 1, p. 78-89, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/faf.12237>

OLIVEIRA E. F.; GOULART E.; BREDA L.; MINTE-VERA C. V. Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: effects of trophic, spatial and phylogenetic structures. **Neotropical Ichthyology**, v. 8, n. 3, p. 569-586, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1679-62252010000300002>

OLIVEIRA, R. E. M. C. C.; PESSANHA, A. L. M. Fish assemblage along a morphodynamic *continuum* on three tropical beaches. **Neotropical Ichthyology**, v. 12, n. 1, p.165-175, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1679-62252014000100018>

OLIVEIRA-SILVA, L.; RAMOS, T. P. A.; CARVALHO-ROCHA, Y. G. P.; VIANA, K. M. P.; AVELLAR, R. D. C.; RAMOS, R. T. D. C. Ichthyofauna of the Mamanguape river basin, Northeastern, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 18, n. 3, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2017-0452>

PELAGE, L.; BERTRAND, A.; FERREIRA, B.P.; LUCENA-FRÉDOU, F.; JUSTINO, A.K.; FRÉDOU, T. Balanced harvest as a potential management strategy for tropical small-scale fisheries. **ICES Journal of Marine Science**, v. 78, n. 7, p. 2547-2561, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsab136>

PESSANHA, A. L. M.; ARAÚJO, F. G.; OLIVEIRA, R. E. M.; SILVA, A. F. D.; SALES, N. S. Ecomorphology and resource use by dominant species of tropical estuarine juvenile fishes. **Neotropical Ichthyology**, v. 13, n. 2, p. 401-412, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20140080>

PESSANHA, A. L. M.; SALES, N. S.; DA SILVA LIMA, C. S.; CLARK, F. J. K.; DE LIMA, L. G.; DE LIMA, D. E. P. C.; BRITO, G. J. S. The occurrence of fish species in multiple habitat types in a tropical estuary: Environmental drivers and the importance of connectivity. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 262, p. 107604, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107604>

PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity (FD), species richness and community composition. **Ecology Letters**, v. 5, n. 3, p. 402-411, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2002.00339.x>

PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology Letters**, v. 9, n. 6, p. 741-758, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x>

POTTER, I. C.; CHUWEN, B. M.; HOEKSEMA, S. D.; ELLIOTT, M. The concept of an estuary: A definition that incorporates systems which can become closed to the ocean and hypersaline. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 87, p. 497-500, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.01.021>

PRADO A. V.; GOULART E.; PAGOTTO J. P. Ecomorphology and use of food resources: inter- and intraspecific relationships of fish fauna associated with macrophyte stands. **Neotropical Ichthyology**, v. 14, n. 4, p. e150140, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20150140>

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2021. Disponível em: <https://www.R-project.org/>

REVELLE, W. psych: Procedures for Personality and Psychological Research, Northwestern University, Evanston, Illinois, USA. R package version 2.1.6. 2021.

RIBEIRO, M. D.; TERESA, F. B.; CASATTI, L. Use of functional traits to assess changes in stream fish assemblages across a habitat gradient. **Neotropical Ichthyology**, v. 14, n. 1, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20140185>

RICOTTA, C.; DE BELLO, F.; MORETTI, M.; CACCIANIGA, M.; CERABOLINI, B. E.; PAVOINE, S. Measuring the functional redundancy of biological communities: a quantitative guide. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 11, p. 1386-1395, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12604>

ROCHA, M. S. P.; MOURÃO, J. D. S.; SOUTO, W. D. M. S.; BARBOZA, R. R. D.; ALVES, R. R. D. N. O uso dos recursos pesqueiros no estuário do Rio Mamanguape, estado da Paraíba, Brazil. **Interciência**, v. 33, n. 12, p. 903-909, 2008.

RSTUDIO TEAM. RStudio: integrated development for R. RStudio, Inc., Boston, MA. 2021. Disponível em: <http://www.rstudio.com>

SALA, E.; MAYORGA, J.; BRADLEY, D.; CABRAL, R. B.; ATWOOD, T. B.; AUBER, A.; ... LUBCHENCO, J. Protecting the global ocean for biodiversity, food and climate. **Nature**, v. 592, n. 7854, p. 397-402, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03371-z>

SALES, N. D. S.; BAETA, A. S. B. V.; DE LIMA, L. G.; PESSANHA, A. L. M. Do the shallow-water habitats of a hypersaline tropical estuary act as nursery grounds for fishes?. **Marine Ecology**, v. 39, n. 1, p. e12473, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/maec.12473>

SCHLEUTER, D.; DAUFRESNE, M.; MASSOL, F.; ARGILLIER, C. A user's guide to functional diversity indices. **Ecological Monographs**, v. 80, n. 3, p. 469-484, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1890/08-2225.1>

SHEAVES, M. Consequences of ecological connectivity: the coastal ecosystem mosaic. **Marine Ecology Progress Series**, v. 391, p. 107-115, 2009. DOI: <https://doi.org/10.3354/meps08121>

- SHEAVES, M. Nature and consequences of biological connectivity in mangrove systems. **Marine Ecology Progress Series**, v. 302, p. 293-305, 2005. DOI: <https://doi.org/10.3354/meps302293>
- SHEAVES, M.; BAKER, R.; NAGELKERKEN, I.; CONNOLLY, R. M. True value of estuarine and coastal nurseries for fish: incorporating complexity and dynamics. **Estuaries and Coasts**, v. 38, n. 2, p. 401-414, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12237-014-9846-x>
- SIBBING, F. A.; NAGELKERKE, L. A. J. Resource partitioning by Lake Tana barbs predicted from fish morphometrics and prey characteristics. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 10, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1012270422092>
- SILVA, R. S. D.; BAETA, A. S. B. V.; PESSANHA, A. L. M. Are vegetated areas more attractive for juvenile fish in estuaries? A comparison in a tropical estuary. **Environmental Biology of Fishes**, v. 101, p. 1427-1442, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10641-018-0790-7>
- SILVA-JÚNIOR, C. A. B.; MÉRIGOT, B.; LUCENA-FRÉDOU, F.; FERREIRA, B. P.; COXEY, M. S.; REZENDE, S. M.; FRÉDOU, T. Functional diversity of fish in tropical estuaries: A traits-based approach of communities in Pernambuco, Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 198, p. 413-420, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.08.030>
- STEIN, A.; GERSTNER, K.; KREFT, H. Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. **Ecology Letters**, v. 17, n. 7, p. 866-880, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1111/ele.12277>
- TANO, S.; EGGERTSEN, M.; WIKSTRÖM, S. A.; BERKSTRÖM, C.; BURIYO, A. S.; HALLING, C. Tropical seaweed beds are important habitats for mobile invertebrate epifauna. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 183, p. 1-12, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.10.010>
- TEWS, J.; BROSE, U.; GRIMM, V.; TIELBÖRGER, K.; WICHMANN, M. C.; SCHWAGER, M.; JELTSCH, F. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. **Journal of Biogeography**, v. 31, n. 1, p. 79-92, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.0305-0270.2003.00994.x>
- TILMAN, D.; ISBELL, F.; COWLES, J. M. Biodiversity and ecosystem functioning. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 45, p. 471-493, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1064088>
- TSE, P.; NIP, T. H. M.; WONG, C. K. Nursery function of mangrove: A comparison with mudflat in terms of fish species composition and fish diet. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 80, n. 2, p. 235-242, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.08.002>
- TUYA, F.; ASENSIO, M.; BOSCH, N. E.; GARCÍA, A.; NAVARRO, A. Partitioning multiple diversity dimensions of nearshore fish assemblages within a coastal seascape. **Hydrobiologia**, v. 834, n. 1, p. 87-102, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-019-3911-1>

VASCONCELOS, R. P.; HENRIQUES, S.; FRANÇA, S.; PASQUAUD, S.; CARDOSO, I.; LABORDE, M.; CABRAL, H. N. Global patterns and predictors of fish species richness in estuaries. **Journal of Animal Ecology**, v. 84, n. 5, p. 1331-1341, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12372>

VASCONCELOS, R. P.; REIS-SANTOS, P.; COSTA, M. J.; CABRAL, H. N. Connectivity between estuaries and marine environment: Integrating metrics to assess estuarine nursery function. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 5, p. 1123-1133, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.12.012>

VILLÉGER, S.; BROSSE, S.; MOUCHET, M.; MOUILLOT, D.; VANNI, M. J. Functional ecology of fish: current approaches and future challenges. **Aquatic Sciences**, v. 79, n. 4, p. 783-801, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00027-017-0546-z>

VILLÉGER, S.; MASON, N. WH; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, v. 89, n. 8, p. 2290-2301, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>

VILLÉGER, S.; MIRANDA, J. R.; HERNÁNDEZ, D. F.; MOUILLOT, D. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. **Ecological Applications**, v. 20, n. 6, p. 1512-1522, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1890/09-1310.1>

VIOLLE, C.; NAVAS, M. L.; VILE, D.; KAZAKOU, E.; FORTUNEL, C.; HUMMEL, I.; GARNIER, E. Let the concept of trait be functional! **Oikos**, v. 116, n. 5, p. 882-892, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>

WETZEL, R. G., LIKENS, G. E. **Limnological analyses**. Springer-Verlag, New York, 1991.

WHITFIELD, A. K. Estuaries – how challenging are these constantly changing aquatic environments for associated fish species? **Environmental Biology of Fishes**, v. 104, p. 517-52, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10641-021-01085-9>

WHITFIELD, A. K. Why are there so few freshwater fish species in most estuaries? **Journal of Fish Biology**, v. 86, n. 4, p. 1227-1250, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/jfb.12641>

WHITFIELD, A.K. 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**, v. 27, n. 1, p. 75-110, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11160-016-9454-x>

XAVIER, J. H. D. A.; CORDEIRO, C. A. M. M.; TENÓRIO, G. D.; DINIZ, A. D. F.; PAULO JÚNIOR, E. P. N.; ROSA, R. S.; ROSA, I. L. Fish assemblage of the Mamanguape Environmental Protection Area, NE Brazil: abundance, composition and microhabitat availability along the mangrove-reef gradient. **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 1, p. 109-122, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1679-62252012000100011>

YANG, Z.; LIU, X.; ZHOU, M.; AI, D.; WANG, G.; WANG, Y.; CHU, C.; LUNDHOLM, J. T. The effect of environmental heterogeneity on species richness depends on community position along the environmental gradient. **Scientific Reports**, v. 5, n. 1, p. 1-7, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1038/srep15723>



## APÊNDICE A

**APÊNDICE A.** Lista de abundância dos indivíduos nos múltiplos habitats estuarinos em ordem filogenética, de acordo com Nelson, Grande e Wilson (2016) e Betancour-R *et al.* (2017). Habitats: PA= praia arenosa, PML= planície de maré lamosa, BFM= banco de fanerógamas marinhas, FM= franja do manguezal e VM= vegetação marginal.

| Família   | Espécie   | Abreviação   | CT (mm) | Abundância |      |      |     |    |   |
|---|---|--|---------|------------|------|------|-----|----|---|
|   |   |  |         | PA         | PML  | BFM  | FM  | VM |   |
| Elopidae  | <i>Elops saurus</i> Linnaeus, 1766                    | Elosau   | 77-157  | 0          | 20   | 0    | 0   | 1  |   |
| Albulidae   | <i>Albula vulpes</i> (Linnaeus, 1758)                 | Albvul   | 25-43   | 29         | 2    | 2    | 0   | 0  |   |
| Muraenidae  | <i>Gymnothorax ocellatus</i> Agassiz, 1831            | Gymoce   | 280     | 0          | 1    | 0    | 0   | 0  |   |
| Ophichthidae  | <i>Myrichthys ocellatus</i> (Lesueur, 1825)           | Myroce   | 390-495 | 0          | 1    | 0    | 1   | 0  |   |
| Moringuidae   | <i>Moringua edwardsi</i> (Jordan & Bollman, 1889)     | Moredw   | 144-167 | 0          | 0    | 0    | 1   | 0  |   |
| Engraulidae   | <i>Anchoa hepsetus</i> (Linnaeus, 1758)               | Anchep   | 20-100  | 32         | 2107 | 792  | 13  | 0  |   |
|   | <i>Anchoa januaria</i> (Steindachner, 1879)           | Ancjan   | 21-68   | 12         | 257  | 294  | 41  | 2  |   |
|   | <i>Anchoa lyolepis</i> (Evermann & Marsh, 1900)       | Anclyo   | 23-70   | 9          | 10   | 42   | 21  | 0  |   |
|   | <i>Anchoa marinii</i> Hildebrand, 1943                | Ancmar   | 21-66   | 14         | 1    | 33   | 26  | 1  |   |
|   | <i>Anchoa spinifer</i> (Valenciennes, 1848)           | Ancspi   | 17-91   | 0          | 0    | 0    | 551 | 8  |   |
|   | <i>Anchoa tricolor</i> (Spix & Agassiz, 1829)         | Anctri   | 32-94   | 10         | 27   | 3    | 15  | 1  |   |
|   | <i>Anchovia clupeioides</i> (Swainson, 1839)          | Anclu  | 52-146  | 0          | 17   | 0    | 0   | 0  |   |
|   | <i>Anchoviella brevirostris</i> (Günther, 1868)       | Ancbre   | 13-54   | 3          | 68   | 309  | 10  | 1  |   |
|   | <i>Anchoviella lepidentostole</i> (Fowler, 1911)      | Anclep   | 20-56   | 5          | 78   | 100  | 25  | 0  |   |
|   | <i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier, 1829)          | Cetede   | 42-76   | 0          | 1    | 14   | 1   | 0  |   |
|   | <i>Lycengraulis grossidens</i> (Spix & Agassiz, 1829) | Lycgro   | 24-189  | 827        | 168  | 1683 | 114 | 1  |   |
|   | Clupeidae   | <i>Harengula clupeiola</i> (Cuvier, 1829)                  | Harclu  | 5-89       | 4    | 154  | 5   | 0  | 0 |
|   |   | <i>Lile piquitinga</i> (Schreiner & Miranda Ribeiro, 1903) | Lilpiq  | 20-107     | 9    | 29   | 0   | 11 | 0 |
| <i>Opisthonema oglinum</i> (Lesueur, 1818)          |   | Opiogl   | 71-130  | 52         | 2    | 2    | 0   | 0  |   |
| <i>Rhinosardinia bahiensis</i> (Steindachner, 1879) |   | Rhibah   | 15-100  | 109        | 4257 | 445  | 31  | 38 |   |
| <i>Sardinella brasiliensis</i> (Steindachner, 1879) |   | Sarbra   | 25-105  | 0          | 75   | 4    | 1   | 0  |   |
| Characidae  | <i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)          | Astbim   | 45      | 0          | 0    | 0    | 0   | 1  |   |
|   | <i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)              | Astfas   | 56      | 0          | 0    | 0    | 0   | 1  |   |
| Ariidae   | <i>Cathorops arenatus</i> (Valenciennes, 1840)        | Catare   | 167     | 0          | 0    | 0    | 0   | 1  |   |
|   | <i>Sciades herzbergii</i> (Bloch, 1794)               | Sciher   | 38-94   | 1          | 0    | 0    | 3   | 11 |   |
| Synodontidae  | <i>Synodus foetens</i> (Linnaeus, 1766)               | Synfoe   | 10-158  | 1          | 10   | 30   | 1   | 0  |   |
| Batrachoididae                                      | <i>Thalassophryne nattereri</i> Steindachner, 1876    | Thanat   | 20      | 0          | 0    | 1    | 0   | 0  |   |
| Eleotridae  | <i>Eleotris pisonis</i> (Gmelin, 1789)                | Elepis   | 51      | 0          | 0    | 0    | 0   | 1  |   |

## APÊNDICE A (Continuação)

|                 |  |        |         |     |      |     |      |     |
|-----------------|--|--------|---------|-----|------|-----|------|-----|
|                 | <i>Erotelis smaragdus</i> (Valenciennes, 1837)         | Erosma | 50-66   | 0   | 1    | 1   | 0    | 0   |
| Gobiidae        | <i>Bathygobius soporator</i> (Valenciennes, 1837)      | Batsop | 87-121  | 0   | 83   | 12  | 9    | 6   |
|                 | <i>Ctenogobius boleosoma</i> (Jordan & Gilbert, 1882)  | Ctebol | 12-61   | 1   | 176  | 162 | 92   | 82  |
|                 | <i>Ctenogobius smaragdus</i> (Valenciennes, 1837)      | Ctesma | 76      | 0   | 1    | 0   | 0    | 0   |
|                 | <i>Ctenogobius stigmaticus</i> (Poey, 1860)            | Ctasti | 27-45   | 0   | 2    | 0   | 0    | 0   |
|                 | <i>Gobionellus oceanicus</i> (Pallas, 1770)            | Goboce | 56-166  | 0   | 1    | 0   | 4    | 0   |
|                 | <i>Gobionellus stomatus</i> Starks, 1913               | Gobsto | 15-106  | 0   | 21   | 12  | 3    | 0   |
| Mugilidae       | <i>Mugil brevisrostris</i> (Ribeiro, 1915)             | Mugbre | 16-115  | 27  | 287  | 84  | 110  | 70  |
|                 | <i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836                 | Mugcur | 60-200  | 8   | 243  | 39  | 74   | 25  |
|                 | <i>Mugil liza</i> Valenciennes, 1836                   | Mugliz | 29-72   | 1   | 60   | 6   | 39   | 3   |
| Cichlidae       | <i>Coptodon rendalli</i> (Boulenger, 1897)             | Copren | 20-26   | 0   | 0    | 0   | 2    | 1   |
| Dactyloscopidae | <i>Dactyloscopus crossotus</i> Starks, 1913            | Daccro | 25-52   | 6   | 0    | 0   | 0    | 0   |
| Atherinopsidae  | <i>Atherinella blackburni</i> (Schultz, 1949)          | Athbla | 15-78   | 0   | 3    | 21  | 0    | 0   |
|                 | <i>Atherinella brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1825) | Athbra | 10-130  | 157 | 2270 | 863 | 1816 | 836 |
| Hemiramphidae   | <i>Hyporhamphus roberti</i> (Valenciennes, 1847)       | Hyprob | 65-158  | 0   | 1    | 0   | 1    | 4   |
|                 | <i>Hyporhamphus unifasciatus</i> (Ranzani, 1841)       | Hypuni | 21-191  | 19  | 221  | 145 | 246  | 132 |
| Belonidae       | <i>Strongylura marina</i> (Walbaum, 1792)              | Strmar | 143-200 | 0   | 0    | 0   | 4    | 2   |
|                 | <i>Strongylura timucu</i> (Walbaum, 1792)              | Strtim | 41-232  | 0   | 10   | 11  | 12   | 11  |
| Poeciliidae     | <i>Poecilia vivipara</i> Bloch & Schneider, 1801       | Poeviv | 25-44   | 0   | 0    | 0   | 0    | 3   |
| Carangidae      | <i>Caranx hippos</i> (Linnaeus, 1766)                  | Carhip | 35-111  | 7   | 36   | 14  | 1    | 1   |
|                 | <i>Caranx latus</i> Agassiz, 1831                      | Carlat | 26-122  | 7   | 353  | 47  | 30   | 5   |
|                 | <i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)       | Chlchr | 9-37    | 1   | 27   | 1   | 0    | 0   |
|                 | <i>Oligoplites saurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)    | Olisau | 15-130  | 3   | 57   | 26  | 11   | 9   |
|                 | <i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)                   | Selvom | 43-85   | 2   | 4    | 3   | 0    | 0   |
|                 | <i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus, 1758)           | Trafal | 24-114  | 13  | 1    | 20  | 0    | 0   |
|                 | <i>Trachinotus goodei</i> Jordan & Evermann, 1896      | Tragoo | 18-147  | 57  | 0    | 0   | 0    | 0   |
| Sphyraenidae    | <i>Sphyraena barracuda</i> (Edwards, 1771)             | Sphbar | -       | 0   | 0    | 1   | 0    | 0   |
| Polynemidae     | <i>Polydactylus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)        | Polvir | 28-129  | 78  | 1    | 27  | 0    | 0   |
| Paralichthyidae | <i>Paralichthys brasiliensis</i> (Ranzani, 1842)       | Parbra | 55      | 0   | 1    | 0   | 0    | 0   |
| Cyclopsettidae  | <i>Citharichthys arenaceus</i> Evermann & Marsh, 1900  | Citare | 43-90   | 2   | 0    | 4   | 3    | 5   |
|                 | <i>Citharichthys cornutus</i> (Günther, 1880)          | Citcor | 11-66   | 0   | 2    | 2   | 1    | 0   |
|                 | <i>Citharichthys macrops</i> Dresel, 1885              | Citmac | 41-94   | 1   | 16   | 4   | 46   | 18  |
|                 | <i>Citharichthys spilopterus</i> Günther, 1862         | Citspi | 16-157  | 1   | 34   | 6   | 24   | 5   |
|                 | <i>Etropus crossotus</i> Jordan & Gilbert, 1882        | Etrcro | 15      | 0   | 1    | 0   | 0    | 0   |
|                 | <i>Syacium micrurum</i> Ranzani, 1842                  | Syamic | 44-77   | 0   | 2    | 2   | 0    | 0   |
| Achiridae       | <i>Achirus declivis</i> Chabanaud, 1940                | Achdec | 46-91   | 0   | 0    | 0   | 2    | 4   |
|                 | <i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)               | Achlin | 8-95    | 0   | 16   | 8   | 106  | 44  |

## APÊNDICE A (Continuação)

|                 |  |        |         |     |     |     |     |    |
|-----------------|--|--------|---------|-----|-----|-----|-----|----|
|                 | <i>Gymnachirus nudus</i> Kaup, 1858                    | Gymnud | 12      | 0   | 0   | 1   | 0   | 0  |
|                 | <i>Trinectes microphthalmus</i> (Chabanaud, 1928)      | Trimic | 31-42   | 0   | 0   | 0   | 10  | 0  |
|                 | <i>Trinectes paulistanus</i> (Miranda Ribeiro, 1915)   | Tripau | 18-99   | 0   | 0   | 0   | 1   | 3  |
| Cynoglossidae   | <i>Symphurus tessellatus</i> (Quoy & Gaimard, 1824)    | Symtes | 16-175  | 0   | 4   | 9   | 4   | 2  |
| Syngnathidae    | <i>Cosmocampus elucens</i> (Poey, 1868)                | Coselu | 30-76   | 0   | 2   | 54  | 1   | 0  |
|                 | <i>Microphis lineatus</i> (Kaup, 1856)                 | Miclin | 105-107 | 1   | 0   | 0   | 2   | 0  |
|                 | <i>Pseudophallus mindii</i> (Meek & Hildebrand, 1923)  | Psemin | 48      | 0   | 0   | 1   | 0   | 0  |
|                 | <i>Syngnathus pelagicus</i> Linnaeus, 1758             | Synpel | 13-77   | 1   | 1   | 20  | 0   | 0  |
| Fistulariidae   | <i>Fistularia tabacaria</i> Linnaeus, 1758             | Fistab | 232     | 0   | 0   | 1   | 0   | 0  |
| Dactylopteridae | <i>Dactylopterus volitans</i> (Linnaeus, 1758)         | Dacvol | 36-124  | 0   | 5   | 12  | 0   | 0  |
| Labridae        | <i>Nicholsina usta</i> (Valenciennes, 1840)            | Nicust | 15-140  | 0   | 40  | 38  | 0   | 0  |
| Centropomidae   | <i>Centropomus parallelus</i> Poey, 1860               | Cenpar | 38-66   | 20  | 0   | 0   | 10  | 1  |
|                 | <i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792)           | Cenund | 69-207  | 0   | 21  | 4   | 2   | 0  |
| Gerreidae       | <i>Diapterus auratus</i> Ranzani, 1842                 | Diaaur | 20-83   | 0   | 89  | 4   | 47  | 15 |
|                 | <i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)               | Diarho | 45-66   | 0   | 27  | 1   | 30  | 1  |
|                 | <i>Eucinostomus argenteus</i> Baird & Girard, 1855     | Eucarg | 13-143  | 0   | 76  | 69  | 153 | 54 |
|                 | <i>Eucinostomus gula</i> (Quoy & Gaimard, 1824)        | Eucgul | 128     | 1   | 0   | 0   | 0   | 0  |
|                 | <i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)       | Eucmel | 11-95   | 0   | 648 | 177 | 204 | 52 |
|                 | <i>Ulaema lefroyi</i> (Goode, 1874)                    | Ulalef | 15-110  | 4   | 51  | 408 | 11  | 1  |
| Mullidae        | <i>Pseudupeneus maculatus</i> (Bloch, 1793)            | Psemac | 44      | 0   | 1   | 6   | 0   | 0  |
| Serranidae      | <i>Epinephelus adscensionis</i> (Osbeck, 1765)         | Epiads | 162     | 0   | 0   | 2   | 0   | 0  |
|                 | <i>Rypticus randalli</i> Courtenay, 1967               | Rypran | 60      | 0   | 0   | 0   | 1   | 0  |
|                 | <i>Rypticus saponaceus</i> (Bloch & Schneider, 1801)   | Rypsap | 134     | 0   | 1   | 0   | 0   | 0  |
|                 | <i>Serranus phoebe</i> Poey, 1851                      | Serpho | 18-20   | 0   | 3   | 1   | 0   | 0  |
| Haemulidae      | <i>Anisotremus surinamensis</i> (Bloch, 1791)          | Anisur | 26-121  | 0   | 6   | 0   | 0   | 0  |
|                 | <i>Conodon nobilis</i> (Linnaeus, 1758)                | Connob | 33      | 116 | 0   | 0   | 0   | 0  |
|                 | <i>Haemulon parra</i> (Desmarest, 1823)                | Haepar | 102     | 0   | 38  | 0   | 0   | 0  |
|                 | <i>Haemulopsis corvinaeformis</i> (Steindachner, 1868) | Haecor | 13-152  | 44  | 50  | 117 | 0   | 0  |
|                 | <i>Orthopristis rubra</i> (Cuvier, 1830)               | Ortrub | 29      | 0   | 0   | 0   | 0   | 1  |
|                 | <i>Pomadasyus ramosus</i> (Poey, 1860)                 | Pomram | 78      | 0   | 0   | 0   | 0   | 1  |
| Lutjanidae      | <i>Lutjanus alexandrei</i> Moura & Lindeman, 2007      | Lutale | -       | 0   | 11  | 3   | 0   | 0  |
|                 | <i>Lutjanus analis</i> (Cuvier, 1828)                  | Lutana | 16-171  | 0   | 15  | 35  | 2   | 0  |
|                 | <i>Lutjanus apodus</i> (Walbaum, 1792)                 | Lutapo | 23-37   | 0   | 3   | 0   | 0   | 0  |
|                 | <i>Lutjanus cyanopterus</i> (Cuvier, 1828)             | Lutcya | 16-80   | 0   | 8   | 6   | 12  | 0  |
|                 | <i>Lutjanus jocu</i> (Bloch & Schneider, 1801)         | Lutjoc | 84-123  | 0   | 1   | 0   | 3   | 0  |
|                 | <i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus, 1758)              | Lutsyn | 43-117  | 0   | 35  | 22  | 1   | 0  |
| Scorpaenidae    | <i>Scorpaena brasiliensis</i> Cuvier, 1829             | Scobra | 15      | 0   | 1   | 0   | 0   | 0  |

## APÊNDICE A (Continuação)

|   |  |  |        |       |        |       |       |       |   |
|---|--|--|--------|-------|--------|-------|-------|-------|---|
| Ephippidae                                      | <i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)           | Chafab   | 23-81  | 0     | 8      | 41    | 2     | 0     |   |
| Triglidae                                       | <i>Prionotus punctatus</i> (Bloch, 1793)                 | Pripun   | 31     | 0     | 2      | 1     | 0     | 0     |   |
| Sciaenidae                                      | <i>Bairdiella ronchus</i> (Cuvier, 1830)                 | Bairon   | 16     | 0     | 0      | 1     | 0     | 0     |   |
|   | <i>Cynoscion leiarchus</i> (Cuvier, 1830)                | Cynlei   | 20-87  | 0     | 0      | 35    | 0     | 0     |   |
|   | <i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus, 1758)          | Mename   | 25     | 1     | 0      | 0     | 0     | 0     |   |
|   | <i>Menticirrhus littoralis</i> (Holbrook, 1847)          | Menlit   | 21-228 | 21    | 2      | 9     | 0     | 0     |   |
|   | <i>Ophioscion punctatissimus</i> Meek & Hildebrand, 1925 | Ophpun   | 53     | 0     | 1      | 0     | 0     | 0     |   |
|   | <i>Stellifer rastriifer</i> (Jordan, 1889)               | Steras   | 13-71  | 1     | 0      | 0     | 6     | 0     |   |
|   | <i>Stellifer stellifer</i> (Bloch, 1790)                 | Steste   | 81     | 1     | 0      | 0     | 0     | 0     |   |
|   | Acanthuridae   | <i>Acanthurus chirurgus</i> (Bloch, 1787)            | Acachi | 30-40 | 0      | 4     | 0     | 0     | 0 |
|   | Antennariidae  | <i>Antennarius striatus</i> (Shaw, 1794)             | Antstr | 69    | 0      | 1     | 0     | 0     | 0 |
|   | Tetraodontidae   | <i>Colomesus psittacus</i> (Bloch & Schneider, 1801) | Colpsi | 15-82 | 0      | 2     | 0     | 0     | 2 |
| <i>Lagocephalus laevigatus</i> (Linnaeus, 1766) |  | Laglae   | 171    | 1     | 1      | 0     | 0     | 0     |   |
| <i>Sphoeroides greeleyi</i> Gilbert, 1900       |  | Sphgre   | 10-120 | 1     | 373    | 78    | 17    | 1     |   |
| <i>Sphoeroides spengleri</i> (Bloch, 1785)      |  | Sphspe   | 15-73  | 0     | 18     | 31    | 0     | 0     |   |
| <i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758) |  | Sphtes   | 9-240  | 5     | 149    | 166   | 233   | 38    |   |
| Diodontidae                                     | <i>Chilomycterus spinosus</i> (Linnaeus, 1758)           | Chispi   | 20     | 0     | 1      | 2     | 0     | 0     |   |
| <b>Abundância total</b>                         | 27.036 indivíduos  |  |        | 1.726 | 12.915 | 6.635 | 4.254 | 1.506 |   |
| <b>Riqueza total</b>                            | 119 espécies   |  |        | 47    | 84     | 71    | 60    | 46    |   |

## APÊNDICE B

**APÊNDICE B.** Lista dos traços funcionais por espécie utilizados para a diversidade funcional nos múltiplos habitats estuarinos. Traços funcionais: GT= guilda trófica; FC= formato do corpo; FNC= formato da nadadeira caudal; AR= altura relativa; TAB= tamanho da abertura da boca; TRNP= tamanho relativo da nadadeira peitoral e ICPC= índice de compressão do pedúnculo caudal.

| Família        | Espécie                           | Abreviação | GT            | FC              | FNC         | AR     | TAB      | TRNP   | ICPC   |
|----------------|-----------------------------------|------------|---------------|-----------------|-------------|--------|----------|--------|--------|
| Elopidae       | <i>Elops saurus</i>               | Elosau     | Piscívoro     | Compressiforme  | Furcada     | 0,1695 | 13,1319  | 0,7018 | 4,2203 |
| Albulidae      | <i>Albula vulpes</i>              | Albvul     | Zoobentívoro  | Fusifforme      | Furcada     | 0,1973 | 18,2327  | 0,6311 | 1,9020 |
| Muraenidae     | <i>Gymnothorax ocellatus</i>      | Gymoce     | Piscívoro     | Anguiliforme    | Contínua    | 0,0586 | 6,0838   | 0      | 0      |
| Ophichthidae   | <i>Myrichthys ocellatus</i>       | Myroce     | Piscívoro     | Anguiliforme    | Contínua    | 0,0248 | 5,4820   | 0      | 0      |
| Moringuidae    | <i>Moringua edwardsi</i>          | Moredw     | Zoobentívoro  | Anguiliforme    | Contínua    | 0,0384 | 0,9164   | 0      | 0      |
| Engraulidae    | <i>Anchoa hepsetus</i>            | Anchep     | Zooplactívoro | Compressiforme  | Furcada     | 0,1613 | 5,5070   | 0,1901 | 3,0942 |
|                | <i>Anchoa januaria</i>            | Ancjan     | Zooplactívoro | Compressiforme  | Furcada     | 0,1816 | 7,8320   | 0,2884 | 2,7608 |
|                | <i>Anchoa lyolepis</i>            | Anclyo     | Zooplactívoro | Compressiforme  | Furcada     | 0,1627 | 5,6641   | 0,1966 | 2,4170 |
|                | <i>Anchoa marinii</i>             | Ancmar     | Zooplactívoro | Compressiforme  | Furcada     | 0,1983 | 4,9540   | 0,2787 | 3,2811 |
|                | <i>Anchoa spinifer</i>            | Ancspi     | Zooplactívoro | Compressiforme  | Furcada     | 0,2323 | 10,1138  | 0,4949 | 3,2482 |
|                | <i>Anchoa tricolor</i>            | Anctri     | Zooplactívoro | Compressiforme  | Furcada     | 0,1907 | 9,9384   | 0,3266 | 2,7828 |
|                | <i>Anchovia clupeoides</i>        | Ancclu     | Zooplactívoro | Compressiforme  | Furcada     | 0,2629 | 41,6199  | 0,7763 | 2,8834 |
|                | <i>Anchoviella brevirostris</i>   | Ancbre     | Zooplactívoro | Compressiforme  | Furcada     | 0,1881 | 3,6384   | 0,3273 | 2,7211 |
|                | <i>Anchoviella lepidentostole</i> | Anclep     | Zooplactívoro | Compressiforme  | Furcada     | 0,1872 | 8,0778   | 0,3185 | 3,4213 |
|                | <i>Cetengraulis edentulus</i>     | Cenede     | Zooplactívoro | Compressiforme  | Furcada     | 0,2413 | 17,7797  | 0,4282 | 3,0277 |
|                | <i>Lycengraulis grossidens</i>    | Lycgro     | Zooplactívoro | Compressiforme  | Furcada     | 0,1863 | 3,9085   | 0,3005 | 3,3772 |
| Clupeidae      | <i>Harengula clupeola</i>         | Harclu     | Zooplactívoro | Compressiforme  | Furcada     | 0,3024 | 5,8964   | 0,4768 | 3,6195 |
|                | <i>Lile piquitinga</i>            | Lilpiq     | Zooplactívoro | Compressiforme  | Furcada     | 0,2740 | 9,5865   | 0,6087 | 4,1103 |
|                | <i>Opisthonema oglinum</i>        | Opiogl     | Zooplactívoro | Compressiforme  | Furcada     | 0,2661 | 3,9009   | 0,3724 | 3,3726 |
|                | <i>Rhinosardinia bahiensis</i>    | Rhibah     | Zooplactívoro | Compressiforme  | Furcada     | 0,2267 | 3,0758   | 0,3556 | 3,6534 |
|                | <i>Sardinella brasiliensis</i>    | Sarbra     | Zooplactívoro | Compressiforme  | Furcada     | 0,2300 | 1,7876   | 0,1979 | 3,5531 |
| Characidae     | <i>Astyanax bimaculatus</i>       | Astbim     | Onívoro       | Compressiforme  | Furcada     | 0,3361 | 2,2062   | 0,2919 | 4,5455 |
|                | <i>Astyanax fasciatus</i>         | Astfas     | Onívoro       | Compressiforme  | Furcada     | 0,3100 | 1,5761   | 0,4517 | 4,5446 |
| Ariidae        | <i>Cathorops arenatus</i>         | Catare     | Zoobentívoro  | Depressiforme 2 | Furcada     | 0,2259 | 89,4821  | 0,9390 | 2,2438 |
|                | <i>Sciades herzbergii</i>         | Sciher     | Zoobentívoro  | Depressiforme 2 | Furcada     | 0,1781 | 62,8693  | 0,8052 | 2,7254 |
| Synodontidae   | <i>Synodus foetens</i>            | Synfoe     | Piscívoro     | Sagitiforme     | Furcada     | 0,0910 | 16,6645  | 0,2296 | 1,5032 |
| Batrachoididae | <i>Thalassophryne nattereri</i>   | Thanat     | Piscívoro     | Depressiforme 2 | Arredondada | 0,3031 | 106,1690 | 6,2974 | 3,1185 |
| Eleotridae     | <i>Eleotris pisonis</i>           | Elepis     | Zoobentívoro  | Compressiforme  | Arredondada | 0,1968 | 26,6199  | 1,2333 | 3,0872 |
|                | <i>Erotelis smaragdus</i>         | Erosma     | Zoobentívoro  | Compressiforme  | Pontuda     | 0,1256 | 15,0590  | 0,7659 | 3,3233 |
| Gobiidae       | <i>Bathygobius soporator</i>      | Batsop     | Zoobentívoro  | Alongado        | Arredondada | 0,2096 | 38,3211  | 2,0562 | 3,3274 |

## APÊNDICE B (Continuação)

|                 |                                  |        |               |                 |             |        |         |        |         |
|-----------------|----------------------------------|--------|---------------|-----------------|-------------|--------|---------|--------|---------|
|                 | <i>Ctenogobius boleosoma</i>     | Ctebol | Zoobentívoro  | Alongado        | Furcada     | 0,1436 | 2,8240  | 0,3839 | 3,1165  |
|                 | <i>Ctenogobius smaragdus</i>     | Ctesma | Zoobentívoro  | Alongado        | Pontuda     | 0,1581 | 21,9835 | 0,7351 | 2,7868  |
|                 | <i>Ctenogobius stigmaticus</i>   | Ctesti | Zoobentívoro  | Alongado        | Pontuda     | 0,1303 | 3,7218  | 0,3555 | 3,1890  |
|                 | <i>Gobionellus oceanicus</i>     | Goboce | Herbívoros    | Alongado        | Pontuda     | 0,1510 | 34,7254 | 2,6369 | 4,9515  |
|                 | <i>Gobionellus stomatus</i>      | Gobsto | Herbívoros    | Alongado        | Pontuda     | 0,1259 | 8,2881  | 0,7774 | 3,7362  |
| Mugilidae       | <i>Mugil brevirostris</i>        | Mugbre | Detritívoro   | Fusiforme       | Furcada     | 0,2720 | 2,4941  | 0,3450 | 5,2318  |
|                 | <i>Mugil curema</i>              | Mugcur | Detritívoro   | Fusiforme       | Furcada     | 0,5762 | 14,9052 | 2,6539 | 4,3275  |
|                 | <i>Mugil liza</i>                | Mugliz | Detritívoro   | Fusiforme       | Furcada     | 0,2204 | 2,2083  | 0,2902 | 3,9436  |
| Cichlidae       | <i>Coptodon rendalli</i>         | Copren | Onívoro       | Fusiforme       | Truncada    | 0,4086 | 0,7876  | 0,3697 | 7,1522  |
| Dactyloscopidae | <i>Dactyloscopus crossotus</i>   | Daccro | Zoobentívoro  | Sagitiforme     | Arredondada | 0,1196 | 4,6195  | 0,5887 | 3,8966  |
| Atherinopsidae  | <i>Atherinella blackburni</i>    | Athbla | Zoobentívoro  | Compressiforme  | Furcada     | 0,1612 | 3,4827  | 0,6161 | 2,1410  |
|                 | <i>Atherinella brasiliensis</i>  | Athbra | Zoobentívoro  | Compressiforme  | Furcada     | 0,1708 | 7,5019  | 0,8891 | 2,9703  |
| Hemiramphidae   | <i>Hyporhamphus roberti</i>      | Hyprob | Insetívoro    | Sagitiforme     | Emarginada  | 0,0713 | 8,4403  | 0,2890 | 3,3650  |
|                 | <i>Hyporhamphus unifasciatus</i> | Hypuni | Insetívoro    | Sagitiforme     | Emarginada  | 0,0758 | 10,9467 | 0,2668 | 2,4701  |
| Belonidae       | <i>Strongylura marina</i>        | Strmar | Piscívoro     | Filiforme       | Lunada      | 0,0392 | 7,9507  | 0,1975 | 1,1286  |
|                 | <i>Strongylura timucu</i>        | Strtim | Piscívoro     | Filiforme       | Lunada      | 0,0412 | 25,4797 | 0,3286 | 1,5116  |
| Poeciliidae     | <i>Poecilia vivipara</i>         | Poeviv | Onívoro       | Compressiforme  | Arredondada | 0,2824 | 2,0688  | 0,3514 | 6,6002  |
| Carangidae      | <i>Caranx hippos</i>             | Carhip | Zoobentívoro  | Compressiforme  | Furcada     | 0,4472 | 2,6972  | 0,7492 | 1,0719  |
|                 | <i>Caranx latus</i>              | Carlat | Zoobentívoro  | Compressiforme  | Furcada     | 0,4899 | 7,5298  | 1,1071 | 1,2279  |
|                 | <i>Chloroscombrus chrysurus</i>  | Chlchr | Zooplactívoro | Compressiforme  | Furcada     | 0,5306 | 0,8793  | 0,6633 | 2,1154  |
|                 | <i>Oligoplites saurus</i>        | Olisau | Piscívoro     | Compressiforme  | Furcada     | 0,3120 | 3,2064  | 0,4307 | 2,2670  |
|                 | <i>Selene vomer</i>              | Selvom | Zooplactívoro | Compressiforme  | Furcada     | 0,7932 | 1,7276  | 1,9224 | 1,9445  |
|                 | <i>Trachinotus falcatus</i>      | Trafal | Zoobentívoro  | Compressiforme  | Furcada     | 0,7143 | 9,7904  | 2,0026 | 2,4260  |
|                 | <i>Trachinotus goodei</i>        | Tragoo | Zoobentívoro  | Compressiforme  | Furcada     | 0,5199 | 8,3444  | 1,6005 | 3,0469  |
| Sphyraenidae    | <i>Sphyraena barracuda</i>       | Sphbar | Piscívoro     | Sagitiforme     | Lunada      | 0,1111 | 10,9480 | 0,2129 | 1,3198  |
| Polynemidae     | <i>Polydactylus virginicus</i>   | Polvir | Zoobentívoro  | Compressiforme  | Furcada     | 0,2630 | 11,3174 | 0,4735 | 3,4705  |
| Paralichthyidae | <i>Paralichthys brasiliensis</i> | Parbra | Zoobentívoro  | Depressiforme 1 | Arredondada | 0,4348 | 17,8336 | 1,2558 | 4,1933  |
| Cyclosettidae   | <i>Citharichthys arenaceus</i>   | Citare | Zoobentívoro  | Depressiforme 1 | Arredondada | 0,5051 | 1,3567  | 0,3810 | 4,3568  |
|                 | <i>Citharichthys cornutus</i>    | Citcor | Zoobentívoro  | Depressiforme 1 | Arredondada | 0,3955 | 0,1678  | 0,0696 | 6,0000  |
|                 | <i>Citharichthys macrops</i>     | Citmac | Zoobentívoro  | Depressiforme 1 | Arredondada | 0,4736 | 0,2843  | 0,1186 | 7,9783  |
|                 | <i>Citharichthys spilopterus</i> | Citspi | Zoobentívoro  | Depressiforme 1 | Arredondada | 0,4997 | 1,7927  | 0,3884 | 7,0274  |
|                 | <i>Etropus crossotus</i>         | Etrcro | Zoobentívoro  | Depressiforme 1 | Arredondada | 0,5318 | 0,8908  | 0,4631 | 7,6884  |
|                 | <i>Syacium micrurum</i>          | Syamic | Zoobentívoro  | Depressiforme 1 | Arredondada | 0,4047 | 5,0133  | 0,8860 | 5,2302  |
| Achiridae       | <i>Achirus declivis</i>          | Achdec | Zoobentívoro  | Depressiforme 1 | Arredondada | 0,6692 | 2,0010  | 0,1278 | 7,7762  |
|                 | <i>Achirus lineatus</i>          | Achlin | Zoobentívoro  | Depressiforme 1 | Arredondada | 0,7402 | 0,9849  | 0,1462 | 8,7498  |
|                 | <i>Gymnachirus nudus</i>         | Gymnud | Zoobentívoro  | Depressiforme 1 | Arredondada | 0,5155 | 0,0425  | 0,0331 | 10,8462 |
|                 | <i>Trinectes microphthalmus</i>  | Trimic | Zoobentívoro  | Depressiforme 1 | Arredondada | 0,4433 | 0,4060  | 0,0241 | 6,4340  |

## APÊNDICE B (Continuação)

|                 |                                   |         |              |                 |             |        |          |        |        |
|-----------------|-----------------------------------|---------|--------------|-----------------|-------------|--------|----------|--------|--------|
|                 | <i>Trinectes paulistanus</i>      | Tripau  | Zoobentívoro | Depressiforme 1 | Arredondada | 0,5959 | 3,9258   | 0      | 6,8777 |
| Cynoglossidae   | <i>Symphurus tessellatus</i>      | Symtes  | Zoobentívoro | Depressiforme 1 | Contínua    | 0,2941 | 1,5224   | 0      | 0      |
| Syngnathidae    | <i>Cosmocampus elucens</i>        | Coselu  | Zoobentívoro | Filiforme       | Arredondada | 0,0142 | 0,2342   | 0,0108 | 1,0000 |
|                 | <i>Microphis lineatus</i>         | Miclin  | Zoobentívoro | Filiforme       | Arredondada | 0,0260 | 0,3386   | 0,0382 | 1,5256 |
|                 | <i>Pseudophallus mindii</i>       | Psemin  | Zoobentívoro | Filiforme       | Arredondada | 0,0337 | 0,2590   | 0,0283 | 1,9776 |
|                 | <i>Syngnathus pelagicus</i>       | Synpel  | Zoobentívoro | Filiforme       | Truncada    | 0,0321 | 0,4490   | 0,0463 | 0,9532 |
| Fistulariidae   | <i>Fistularia tabacaria</i>       | Fistab  | Piscívoro    | Filiforme       | Furcada     | 0,0296 | 3,6243   | 0,1185 | 1,2097 |
| Dactylopteridae | <i>Dactylopterus volitans</i>     | Dacvol  | Zoobentívoro | Depressiforme 2 | Emarginada  | 0,1804 | 10,7557  | 2,8107 | 1,0400 |
| Labridae        | <i>Nicholsina usta</i>            | Nicust  | Herbívoro    | Compressiforme  | Arredondada | 0,3078 | 1,6329   | 0,6268 | 3,5671 |
| Centropomidae   | <i>Centropomus parallelus</i>     | Cenpar  | Piscívoro    | Fusiforme       | Furcada     | 0,1919 | 73,2479  | 0,8970 | 2,9388 |
|                 | <i>Centropomus undecimalis</i>    | Cenund  | Piscívoro    | Fusiforme       | Furcada     | 0,2222 | 226,8000 | 2,1368 | 2,0213 |
| Gerreidae       | <i>Diapterus auratus</i>          | Diaaur  | Zoobentívoro | Compressiforme  | Furcada     | 0,4251 | 3,1390   | 1,0222 | 3,3113 |
|                 | <i>Diapterus rhombeus</i>         | Diarho  | Zoobentívoro | Compressiforme  | Furcada     | 0,4041 | 1,8159   | 0,5472 | 3,6104 |
|                 | <i>Eucinostomus argenteus</i>     | Eucarg  | Zoobentívoro | Compressiforme  | Furcada     | 0,3454 | 3,1005   | 0,7286 | 3,2660 |
|                 | <i>Eucinostomus gula</i>          | Eucgul  | Zoobentívoro | Compressiforme  | Furcada     | 0,4342 | 24,3583  | 3,2104 | 1,7092 |
|                 | <i>Eucinostomus melanopterus</i>  | Eucmel  | Zoobentívoro | Compressiforme  | Furcada     | 0,3113 | 2,0697   | 0,4470 | 3,5341 |
|                 | <i>Ulaema lefroyi</i>             | Ulalef  | Zoobentívoro | Compressiforme  | Furcada     | 0,2980 | 4,4216   | 0,7234 | 2,8676 |
| Mullidae        | <i>Pseudupeneus maculatus</i>     | Psemac  | Zoobentívoro | Fusiforme       | Furcada     | 0,2673 | 27,6453  | 1,0270 | 2,0112 |
| Serranidae      | <i>Epinephelus adscensionis</i>   | Epiads  | Zoobentívoro | Compressiforme  | Arredondada | 0,2978 | 203,6191 | 4,4532 | 3,4870 |
|                 | <i>Rypticus randalli</i>          | Rypran  | Piscívoro    | Compressiforme  | Arredondada | 0,3041 | 24,9112  | 2,2340 | 4,1835 |
|                 | <i>Rypticus saponaceus</i>        | Rypbra  | Piscívoro    | Compressiforme  | Arredondada | 0,3060 | 14,8763  | 2,7001 | 4,9465 |
|                 | <i>Serranus phoebe</i>            | Serpho  | Zoobentívoro | Compressiforme  | Lunada      | 0,3300 | 0,4241   | 0,0816 | 2,9800 |
| Haemulidae      | <i>Anisotremus surinamensis</i>   | Anisur  | Zoobentívoro | Compressiforme  | Furcada     | 0,3712 | 4,0171   | 0,6690 | 3,0582 |
|                 | <i>Conodon nobilis</i>            | Connob  | Zoobentívoro | Compressiforme  | Truncada    | 0,3429 | 19,2939  | 1,3050 | 3,0606 |
|                 | <i>Haemulon parra</i>             | Haepar  | Zoobentívoro | Compressiforme  | Furcada     | 0,3724 | 12,9165  | 1,0015 | 3,1212 |
|                 | <i>Haemulopsis corvinaeformis</i> | Haecor  | Zoobentívoro | Compressiforme  | Emarginada  | 0,3398 | 11,9966  | 0,8669 | 3,3014 |
|                 | <i>Orthopristis rubra</i>         | Ortrub  | Zoobentívoro | Compressiforme  | Furcada     | 0,4118 | 19,4333  | 1,4728 | 2,7037 |
|                 | <i>Pomadasy s ramosus</i>         | Pomram  | Zoobentívoro | Compressiforme  | Emarginada  | 0,3024 | 7,9119   | 0,7985 | 6,4022 |
| Lutjanidae      | <i>Lutjanus alexandrei</i>        | Lutale  | Piscívoro    | Compressiforme  | Furcada     | 0,4076 | 44,7806  | 3,5094 | 2,5677 |
|                 | <i>Lutjanus analis</i>            | Lutana  | Piscívoro    | Compressiforme  | Furcada     | 0,3885 | 28,1333  | 1,5430 | 2,6195 |
|                 | <i>Lutjanus apodus</i>            | Lutapo  | Piscívoro    | Compressiforme  | Furcada     | 0,4481 | 32,2465  | 2,5271 | 2,8169 |
|                 | <i>Lutjanus cyanopterus</i>       | Lutcy a | Piscívoro    | Compressiforme  | Emarginada  | 0,4291 | 6,8572   | 0,8951 | 3,5125 |
|                 | <i>Lutjanus jocu</i>              | Lutjoc  | Piscívoro    | Compressiforme  | Emarginada  | 0,4940 | 63,8158  | 4,2064 | 2,4495 |
|                 | <i>Lutjanus synagris</i>          | Lutsyn  | Piscívoro    | Compressiforme  | Emarginada  | 0,4325 | 15,9152  | 0,9720 | 3,6687 |
| Scorpaenidae    | <i>Scorpaena brasiliensis</i>     | Scobra  | Piscívoro    | Depressiforme 2 | Truncada    | 0,3596 | 112,6227 | 3,9852 | 2,9551 |
| Triglidae       | <i>Prionotus punctatus</i>        | Pripun  | Zoobentívoro | Depressiforme 2 | Truncada    | 0,2316 | 57,7354  | 3,8808 | 1,5573 |
| Ephippidae      | <i>Chaetodipterus faber</i>       | Chafab  | Zoobentívoro | Compressiforme  | Lunada      | 0,8927 | 6,3820   | 2,0953 | 5,1263 |

## APÊNDICE B (Continuação)

|                |                                  |        |              |                |             |        |         |        |        |
|----------------|----------------------------------|--------|--------------|----------------|-------------|--------|---------|--------|--------|
| Sciaenidae     | <i>Bairdiella ronchus</i>        | Bairon | Zoobentívoro | Compressiforme | Truncada    | 0,2891 | 15,3325 | 1,9693 | 2,9310 |
|                | <i>Cynoscion leiarchus</i>       | Cynlei | Piscívoro    | Compressiforme | Truncada    | 0,2960 | 11,1776 | 0,5609 | 2,8202 |
|                | <i>Menticirrhus americanus</i>   | Mename | Zoobentívoro | Compressiforme | Emarginada  | 0,3140 | 20,9042 | 1,6750 | 2,5348 |
|                | <i>Menticirrhus littoralis</i>   | Menlit | Zoobentívoro | Compressiforme | Emarginada  | 0,2693 | 17,3792 | 1,0559 | 2,7387 |
|                | <i>Ophioscion punctatissimus</i> | Ophpun | Zoobentívoro | Compressiforme | Emarginada  | 0,3642 | 14,8398 | 1,7506 | 3,6623 |
|                | <i>Stellifer rastrifer</i>       | Steras | Zoobentívoro | Compressiforme | Emarginada  | 0,3470 | 17,3423 | 1,4665 | 3,3605 |
|                | <i>Stellifer stellifer</i>       | Steste | Zoobentívoro | Compressiforme | Pontuda     | 0,3327 | 13,0275 | 1,0619 | 3,8373 |
| Acanthuridae   | <i>Acanthurus chirurgus</i>      | Acachi | Herbívoro    | Compressiforme | Emarginada  | 0,5978 | 1,5420  | 1,8468 | 2,8985 |
| Antennariidae  | <i>Antennarius striatus</i>      | Antstr | Piscívoro    | Globiforme     | Truncada    | 0,5484 | 37,2342 | 2,0442 | 3,1336 |
| Tetraodontidae | <i>Colomesus psittacus</i>       | Colpsi | Zoobentívoro | Globiforme     | Truncada    | 0,2958 | 2,4000  | 0,4162 | 1,2639 |
|                | <i>Lagocephalus laevigatus</i>   | Laglae | Zoobentívoro | Globiforme     | Lunada      | 0,2863 | 8,6492  | 0,9434 | 1,5975 |
|                | <i>Sphoeroides greeleyi</i>      | Sphgre | Zoobentívoro | Globiforme     | Truncada    | 0,3165 | 20,1041 | 1,5704 | 1,8175 |
|                | <i>Sphoeroides spengleri</i>     | Sphspe | Zoobentívoro | Globiforme     | Truncada    | 0,2350 | 3,1977  | 0,4558 | 1,8560 |
|                | <i>Sphoeroides testudineus</i>   | Sphtes | Zoobentívoro | Globiforme     | Truncada    | 0,3741 | 89,8834 | 2,4318 | 1,9938 |
| Diodontidae    | <i>Chilomycterus spinosus</i>    | Chispi | Zoobentívoro | Globiforme     | Arredondada | 0,3793 | 7,0523  | 1,2827 | 2,3243 |



## APÊNDICE C

**APÊNDICE C.** Valores de Média (Md), Erro padrão (Ep), Mínimo (Mín.) e Máximo (Máx.) e dos resultados da PERMANOVA das variáveis ambientais nos múltiplos habitats estuarinos. Habitats: PA= praia arenosa, PML= planície de maré lamosa, BFM= banco de fanerógamas marinhas, FM= franja do manguezal, VM= vegetação marginal. Valores estatisticamente significativos representados por asterisco (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ , \*\*\*  $p < 0,001$ ).

| Variáveis ambientais      |             | Habitats      |                |               |               |               | F. Model | p         | Pair-wise                             |
|---------------------------|-------------|---------------|----------------|---------------|---------------|---------------|----------|-----------|---------------------------------------|
|                           |             | PA            | PML            | BFM           | FM            | VM            |          |           |                                       |
| <b>Físicas e Químicas</b> |             |               |                |               |               |               |          |           |                                       |
| Salinidade                | Md ± Ep     | 35,64 ± 2,11  | 32,17 ± 2,23   | 32,3 ± 2,23   | 13,49 ± 2,6   | 2,67 ± 0,83   | 47,692   | 0,001 *** | PA, PML, BFM<br>≠ FM, VM; FM<br>≠ VM  |
|                           | Mín. - Máx. | 23,13 - 53,03 | 14,14 - 52,23  | 17,49 - 46,97 | 0,33 - 26,26  | 0,05 - 9,5    |          |           |                                       |
| Transparência (cm)        | Md ± Ep     | 64,37 ± 7,37  | 50,19 ± 5,55   | 47,69 ± 2,97  | 35,19 ± 4,56  | 31,76 ± 3,74  | 6,4214   | 0,001 *** | PA, BFM ≠ FM,<br>VM; PML ≠ VM         |
|                           | Mín. - Máx. | 26,67 - 130   | 13,33 - 90     | 30 - 66,67    | 8,33 - 66,67  | 10 - 56,67    |          |           |                                       |
| Profundidade (cm)         | Md ± Ep     | 93,61 ± 6,52  | 69,44 ± 5,25   | 59,44 ± 4,79  | 60,65 ± 5,78  | 50,28 ± 4,96  | 7,6544   | 0,001 *** | PA ≠ PML,<br>BFM, FM, VM;<br>PML ≠ VM |
|                           | Mín. - Máx. | 60 - 166,67   | 23,33 - 103,33 | 30 - 106,67   | 28,33 - 93,33 | 20 - 83,33    |          |           |                                       |
| Temperatura (°C)          | Md ± Ep     | 28,09 ± 0,41  | 28,68 ± 0,41   | 27,85 ± 0,29  | 27,87 ± 0,28  | 28,55 ± 0,46  | 0,98876  | >0,05     | -                                     |
|                           | Mín. - Máx. | 25,53 - 32,13 | 25,23 - 32,45  | 25,33 - 30,51 | 25,23 - 30,23 | 25,80 - 31,8  |          |           |                                       |
| pH                        | Md ± Ep     | 9,24 ± 0,36   | 9,21 ± 0,36    | 8,97 ± 0,23   | 8,92 ± 0,21   | 9,59 ± 0,3    | 0,77935  | >0,05     | -                                     |
|                           | Mín. - Máx. | 7,27 - 13,35  | 6,82 - 13,4    | 7,44 - 11,13  | 7,18 - 10,8   | 7,95 - 12,66  |          |           |                                       |
| <b>Nutriente</b>          |             |               |                |               |               |               |          |           |                                       |
| Clorofila <i>a</i> (µg/l) | Md ± Ep     | 13,03 ± 2,14  | 27,17 ± 9,44   | 15,58 ± 3,18  | 25,55 ± 9,57  | 17,81 ± 4,47  | 0,50007  | >0,05     | -                                     |
|                           | Mín. - Máx. | 0 - 29,7      | 0 - 163        | 0 - 46,37     | 2,07 - 167,10 | 0 - 72,1      |          |           |                                       |
| <b>Sedimento</b>          |             |               |                |               |               |               |          |           |                                       |
| Areia fina (%)            | Md ± Ep     | 13,36 ± 4,07  | 27,26 ± 4,54   | 27,24 ± 7,59  | 15,91 ± 4,07  | 15,09 ± 5,54  | 1,6195   | >0,05     | -                                     |
|                           | Mín. - Máx. | 0,13 - 69,68  | 0,75 - 67,03   | 0,12 - 94,21  | 0,01 - 53,16  | 1,56 - 78,01  |          |           |                                       |
| Areia grossa (%)          | Md ± Ep     | 86,64 ± 4,07  | 72,74 ± 4,54   | 72,76 ± 7,59  | 84,09 ± 4,07  | 84,91 ± 5,54  | 1,6972   | >0,05     | -                                     |
|                           | Mín. - Máx. | 30 - 99,45    | 31,1 - 98,83   | 18,87 - 99,88 | 46,47 - 99,33 | 19,91 - 99,76 |          |           |                                       |

## APÊNDICE D

**APÊNDICE D.** Valores de Média (Md), Erro padrão (Ep), Mínimo (Mín.) e Máximo (Máx.) e resultados do teste de significância da PERMANOVA e do *pair-wise* para os índices funcionais (FRic= riqueza funcional, FEve= uniformidade funcional, FDiv= divergência funcional, FRed= redundância funcional) nos múltiplos habitats estuarinos. Habitats: PA= praia arenosa, PML= planície de maré lamosa, BFM= banco de fanerógamas marinhas, FM= franja do manguezal, VM= vegetação marginal. Valores estatisticamente significativos representados por asterisco (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ , \*\*\*  $p < 0,001$ ).

| Índices funcionais |             | Habitats    |             |             |             |             | F. Model | p          | Pair-wise                        |
|--------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|----------|------------|----------------------------------|
|                    |             | PA          | PML         | BFM         | FM          | VM          |          |            |                                  |
| FRic               | Md ± Ep     | 0,03 ± 0,01 | 0,28 ± 0,04 | 0,22 ± 0,04 | 0,12 ± 0,02 | 0,07 ± 0,01 | 17,878   | <0,001 *** | PA ≠ PML, BFM, FM, VM; PML = BFM |
|                    | Mín. - Máx. | 0 - 0,17    | 0,03 - 0,53 | 0 - 0,51    | 0,01 - 0,35 | 0 - 0,17    |          |            |                                  |
| FEve               | Md ± Ep     | 0,53 ± 0,05 | 0,39 ± 0,02 | 0,44 ± 0,02 | 0,42 ± 0,02 | 0,44 ± 0,03 | 2,6947   | <0,05 *    | PA = BFM; PA ≠ PML, FM, VM       |
|                    | Mín. - Máx. | 0,26 - 1    | 0,21 - 0,49 | 0,26 - 0,62 | 0,27 - 0,59 | 0 - 0,59    |          |            |                                  |
| FDiv               | Md ± Ep     | 0,69 ± 0,04 | 0,64 ± 0,02 | 0,71 ± 0,03 | 0,64 ± 0,02 | 0,60 ± 0,02 | 1,9142   | >0,05      | -                                |
|                    | Mín. - Máx. | 0 - 0,96    | 0,47 - 0,84 | 0,50 - 0,97 | 0,45 - 0,82 | 0 - 0,76    |          |            |                                  |
| FRed               | Md ± Ep     | 0,46 ± 0,03 | 0,46 ± 0,03 | 0,47 ± 0,03 | 0,41 ± 0,03 | 0,36 ± 0,04 | 1,9269   | >0,05      | -                                |
|                    | Mín. - Máx. | 0,19 - 0,66 | 0,17 - 0,61 | 0,18 - 0,69 | 0,18 - 0,64 | 0 - 0,59    |          |            |                                  |

## APÊNDICE E

**APÊNDICE E.** Valores de Média (Md), Erro padrão (Ep), Mínimo (Mín.) e Máximo (Máx.) e resultados do teste de significância da PERMANOVA e do *pair-wise* da média ponderada dos traços da comunidade (CWM) nos múltiplos habitats estuarinos. Habitats: PA= praia arenosa, PML= planície de maré lamosa, BFM= banco de fanerógamas marinhas, FM= franja do manguezal, VM= vegetação marginal. Valores estatisticamente significativos representados por asterisco (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ , \*\*\*  $p < 0,001$ ).

| Traços funcionais            |                                   | Habitats    |               |                 |              |                 | <i>p</i>     | Pair-wise |                                |
|------------------------------|-----------------------------------|-------------|---------------|-----------------|--------------|-----------------|--------------|-----------|--------------------------------|
|                              |                                   | PA          | PML           | BFM             | FM           | VM              |              |           |                                |
| <b>Dieta</b>                 | Detritívoro (det)                 | Md ± Ep     | 0,06 ± 0,03   | 0,05 ± 0,02     | 0,02 ± 0,01  | 0,06 ± 0,03     | 0,05 ± 0,02  | >0,05     | -                              |
|                              |                                   | Mín. - Máx. | 0 - 0,33      | 0 - 0,31        | 0 - 0,2      | 0 - 0,34        | 0 - 0,24     |           |                                |
|                              | Herbívoro (herb)                  | Md ± Ep     | 0 ± 0         | 0,01 ± 0,003    | 0,01 ± 0,01  | 0,002 ± 0,001   | 0 ± 0        | <0,05*    | PML ≠ PA, FM, VM               |
|                              |                                   | Mín. - Máx. | 0 - 0         | 0 - 0,05        | 0 - 0,1      | 0 - 0,01        | 0 - 0        |           |                                |
|                              | Insetívoro (inset)                | Md ± Ep     | 0,03 ± 0,02   | 0,04 ± 0,01     | 0,04 ± 0,02  | 0,05 ± 0,02     | 0,09 ± 0,04  | >0,05     | -                              |
|                              |                                   | Mín. - Máx. | 0 - 0,33      | 0 - 0,17        | 0 - 0,25     | 0 - 0,36        | 0 - 0,57     |           |                                |
|                              | Onívoro (oni)                     | Md ± Ep     | 0 ± 0         | 0 ± 0           | 0 ± 0        | 0,001 ± 0,001   | 0,01 ± 0,003 | <0,001*** | VM ≠ PA, PML, BFM, FM          |
|                              |                                   | Mín. - Máx. | 0 - 0         | 0 - 0           | 0 - 0        | 0 - 0,01        | 0 - 0,4      |           |                                |
|                              | Piscívoro (pisc)                  | Md ± Ep     | 0,02 ± 0,01   | 0,03 ± 0,01     | 0,05 ± 0,01  | 0,01 ± 0,003    | 0,02 ± 0,01  | >0,05     | -                              |
|                              |                                   | Mín. - Máx. | 0 - 0,21      | 0 - 0,1         | 0 - 0,22     | 0 - 0,04        | 0 - 0,13     |           |                                |
|                              | Zoobentívoro (zoob)               | Md ± Ep     | 0,57 ± 0,07   | 0,58 ± 0,07     | 0,49 ± 0,07  | 0,76 ± 0,06     | 0,75 ± 0,06  | <0,05*    | BFM ≠ FM, VM                   |
|                              |                                   | Mín. - Máx. | 0,06 - 1      | 0,02 - 0,93     | 0,03 - 0,93  | 0,20 - 0,99     | 0 - 0,97     |           |                                |
|                              | Zooplanctívoro (zoop)             | Md ± Ep     | 0,31 ± 0,07   | 0,30 ± 0,08     | 0,39 ± 0,09  | 0,11 ± 0,05     | 0,09 ± 0,06  | <0,01**   | PA, PML, BFM ≠ FM, VM          |
|                              |                                   | Mín. - Máx. | 0 - 0,92      | 0 - 0,98        | 0,003 - 0,93 | 0 - 0,75        | 0 - 1        |           |                                |
| <b>Aquisição de alimento</b> | Tamanho da abertura da boca (tab) | Md ± Ep     | 10,09 ± 1,18  | 10,15 ± 1,09    | 9,64 ± 1,28  | 12,18 ± 0,96    | 9,88 ± 1,3   | >0,05     | -                              |
|                              |                                   | Mín. - Máx. | 4,3 - 23,97   | 3,44 - 22,45    | 4,06 - 24,21 | 7,09 - 22,95    | 3,08 - 26,01 |           |                                |
| <b>Habitat vertical</b>      | Alongado (along)                  | Md ± Ep     | 0,001 ± 0,001 | 0,03 ± 0,01     | 0,03 ± 0,02  | 0,02 ± 0,01     | 0,08 ± 0,03  | <0,01**   | PA ≠ PML, BFM, FM, VM; FM ≠ VM |
|                              |                                   | Mín. - Máx. | 0 - 0,02      | 0,001 - 0,13    | 0 - 0,28     | 0 - 0,10        | 0 - 0,57     |           |                                |
|                              | Anguiliforme (angui)              | Md ± Ep     | 0 ± 0         | 0,0004 ± 0,0003 | 0 ± 0        | 0,0003 ± 0,0002 | 0 ± 0        | >0,05     | -                              |
|                              |                                   | Mín. - Máx. | 0 - 0         | 0 - 0,01        | 0 - 0        | 0 - 0,003       | 0 - 0        |           |                                |
|                              | Compressiforme (comp)             | Md ± Ep     | 0,82 ± 0,04   | 0,77 ± 0,04     | 0,80 ± 0,03  | 0,73 ± 0,04     | 0,66 ± 0,05  | >0,05     | -                              |
|                              |                                   | Mín. - Máx. | 0,33 - 0,99   | 0,37 - 0,99     | 0,50 - 0,98  | 0,37 - 0,95     | 0,24 - 1     |           |                                |
|                              | Depressiforme1 (depres1)          | Md ± Ep     | 0,01 ± 0,005  | 0,01 ± 0,005    | 0,01 ± 0,005 | 0,06 ± 0,01     | 0,06 ± 0,01  | <0,001*** | PA, PML, BFM ≠ FM, VM          |
|                              |                                   | Mín. - Máx. | 0 - 0,08      | 0 - 0,08        | 0 - 0,08     | 0,01 - 0,17     | 0 - 0,23     |           |                                |

## APÊNDICE E (Continuação)

|                    |  |               |                 |                |               |               |               |                            |                                    |
|--------------------|--|---------------|-----------------|----------------|---------------|---------------|---------------|----------------------------|------------------------------------|
| <b>Locomoção</b>   | Depressiforme2 (depres2)                         | Md ± Ep       | 0,0002 ± 0,0002 | 0,001 ± 0,0003 | 0,01 ± 0,002  | 0,001 ± 0,001 | 0,02 ± 0,01   | <0,05*                     | PA ≠ BFM                           |
|                    |  | Mín. - Máx.   | 0 - 0,003       | 0 - 0,004      | 0 - 0,03      | 0 - 0,01      | 0 - 0,23      |                            |                                    |
|                    | Filiforme (fili)                                 | Md ± Ep       | 0,003 ± 0,003   | 0,002 ± 0,001  | 0,02 ± 0,01   | 0,01 ± 0,002  | 0,01 ± 0,004  | <0,01**                    | BFM ≠ PA, PML, FM                  |
|                    |  | Mín. - Máx.   | 0 - 0,06        | 0 - 0,01       | 0 - 0,08      | 0 - 0,03      | 0 - 0,05      |                            |                                    |
|                    | Fusiforme (fusi)                                 | Md ± Ep       | 0,11 ± 0,03     | 0,06 ± 0,02    | 0,02 ± 0,01   | 0,07 ± 0,03   | 0,05 ± 0,02   | >0,05                      | -                                  |
|                    |  | Mín. - Máx.   | 0 - 0,33        | 0 - 0,31       | 0 - 0,20      | 0 - 0,34      | 0 - 0,24      |                            |                                    |
|                    | Globiforme (globi)                               | Md ± Ep       | 0,01 ± 0,01     | 0,09 ± 0,03    | 0,06 ± 0,02   | 0,07 ± 0,01   | 0,03 ± 0,01   | <0,05*                     | PA ≠ PML, BFM, FM                  |
|                    |  | Mín. - Máx.   | 0 - 0,14        | 0,002 - 0,57   | 0 - 0,23      | 0,01 - 0,22   | 0 - 0,22      |                            |                                    |
|                    | Sagitiforme (sagit)                              | Md ± Ep       | 0,05 ± 0,02     | 0,04 ± 0,01    | 0,05 ± 0,02   | 0,05 ± 0,02   | 0,09 ± 0,04   | >0,05                      | -                                  |
|                    |  | Mín. - Máx.   | 0 - 0,33        | 0 - 0,17       | 0 - 0,25      | 0 - 0,36      | 0 - 0,57      |                            |                                    |
|                    | Altura relativa (ar)                             | Md ± Ep       | 0,26 ± 0,01     | 0,26 ± 0,01    | 0,23 ± 0,01   | 0,25 ± 0,01   | 0,23 ± 0,01   | >0,05                      | -                                  |
|                    |  | Mín. - Máx.   | 0,18 - 0,37     | 0,18 - 0,36    | 0,17 - 0,30   | 0,18 - 0,35   | 0,13 - 0,32   |                            |                                    |
|                    | Tamanho relativo das nadadeiras peitorais (trnp) | Md ± Ep       | 0,73 ± 0,06     | 0,78 ± 0,06    | 0,64 ± 0,06   | 0,82 ± 0,04   | 0,71 ± 0,04   | >0,05                      | -                                  |
|                    |  | Mín. - Máx.   | 0,35 - 1,20     | 0,28 - 1,30    | 0,30 - 1,15   | 0,46 - 1,10   | 0,36 - 1,07   |                            |                                    |
|                    | Índice de compressão do pedúnculo caudal (icpc)  | Md ± Ep       | 3,19 ± 0,06     | 3,07 ± 0,09    | 3,01 ± 0,06   | 3,37 ± 0,1    | 3,41 ± 0,08   | <0,01**                    | PA ≠ BFM, VM;<br>PML, BFM ≠ FM, VM |
|                    |  | Mín. - Máx.   | 2,72 - 3,58     | 2,18 - 3,59    | 2,55 - 3,43   | 3,02 - 4,58   | 2,83 - 4,09   |                            |                                    |
|                    | Arredondada (arred)                              | Md ± Ep       | 0,03 ± 0,01     | 0,03 ± 0,01    | 0,03 ± 0,01   | 0,06 ± 0,01   | 0,07 ± 0,01   | <0,05*                     | PA, PML ≠ FM, VM                   |
|                    |  | Mín. - Máx.   | 0 - 0,20        | 0 - 0,13       | 0 - 0,17      | 0,01 - 0,17   | 0 - 0,23      |                            |                                    |
|                    | Contínua (cont)                                  | Md ± Ep       | 0 ± 0           | 0,001 ± 0,0005 | 0,001 ± 0,001 | 0,001 ± 0,001 | 0,001 ± 0,001 | >0,05                      | -                                  |
|                    |  | Mín. - Máx.   | 0 - 0           | 0 - 0,01       | 0 - 0,01      | 0 - 0,01      | 0 - 0,01      |                            |                                    |
| Emarginada (emarg) | Md ± Ep  | 0,13 ± 0,03   | 0,05 ± 0,02     | 0,08 ± 0,02    | 0,05 ± 0,02   | 0,09 ± 0,04   | >0,05         | -                          |                                    |
|                    | Mín. - Máx.                                      | 0 - 0,43      | 0 - 0,20        | 0,003 - 0,33   | 0 - 0,37      | 0 - 0,58      |               |                            |                                    |
| Furcada (furc)     | Md ± Ep  | 0,79 ± 0,04   | 0,82 ± 0,04     | 0,80 ± 0,04    | 0,80 ± 0,03   | 0,80 ± 0,04   | >0,05         | -                          |                                    |
|                    | Mín. - Máx.                                      | 0,43 - 0,99   | 0,32 - 0,99     | 0,43 - 0,99    | 0,54 - 0,95   | 0,35 - 1      |               |                            |                                    |
| Lunada (lun)       | Md ± Ep  | 0,001 ± 0,001 | 0,004 ± 0,001   | 0,01 ± 0,01    | 0,01 ± 0,002  | 0,01 ± 0,004  | <0,05*        | PA ≠ BFM, FM;<br>PML ≠ BFM |                                    |
|                    | Mín. - Máx.                                      | 0 - 0,02      | 0 - 0,02        | 0 - 0,08       | 0 - 0,03      | 0 - 0,05      |               |                            |                                    |
| Pontuda (pont)     | Md ± Ep  | 0,003 ± 0,003 | 0,002 ± 0,001   | 0,002 ± 0,002  | 0,002 ± 0,001 | 0 ± 0         | >0,05         | -                          |                                    |
|                    | Mín. - Máx.                                      | 0 - 0,05      | 0 - 0,02        | 0 - 0,03       | 0 - 0,01      | 0 - 0         |               |                            |                                    |
| Truncada (trunc)   | Md ± Ep  | 0,04 ± 0,03   | 0,09 ± 0,03     | 0,06 ± 0,02    | 0,07 ± 0,01   | 0,04 ± 0,01   | >0,05         | -                          |                                    |
|                    | Mín. - Máx.                                      | 0 - 0,47      | 0,002 - 0,57    | 0 - 0,23       | 0,01 - 0,22   | 0 - 0,22      |               |                            |                                    |