



**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**

**GENIELYSON PEREIRA SILVA**

**DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DAS ASSEMBLEIAS DE  
PEIXES EM ESTUÁRIOS TROPICAIS COM GRADIENTES SALINOS  
DISTINTOS: ESTUÁRIO POSITIVO E HIPERSALINO**

**CAMPINA GRANDE – PB**  
**2023**

GENIELYSON PEREIRA SILVA

**DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DAS ASSEMBLEIAS DE  
PEIXES EM ESTUÁRIOS TROPICAIS COM GRADIENTES SALINOS  
DISTINTOS: ESTUÁRIO POSITIVO E HIPERSALINO**

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

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

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

**CAMPINA GRANDE – PB**

**2023**

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.

S586d Silva, Genielyson Pereira.  
Diversidade taxonômica e funcional das assembleias de peixes em estuários tropicais com gradientes salinos distintos [manuscrito] : estuário positivo e hipersalino / Genielyson Pereira Silva. - 2023.  
59 p. : il. colorido.

Digitado.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Estadual da Paraíba, Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa, 2024.

"Orientação : Prof. Dr. André Luiz Machado Pessanha, Coordenação do Curso de Ciências Biológicas - CCBSA. "

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

21. ed. CDD 577

GENIELYSON PEREIRA SILVA

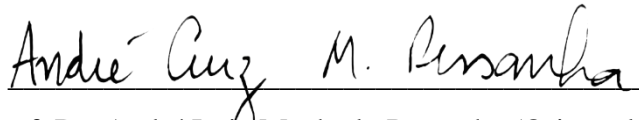
**DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DAS ASSEMBLEIAS DE  
PEIXES EM ESTUÁRIOS TROPICAIS COM GRADIENTES SALINOS  
DISTINTOS: ESTUÁRIO POSITIVO E HIPERSALINO**

Defesa: 28/07/2023

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

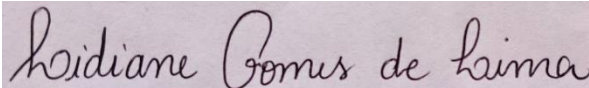
**Área de concentração:** Processos Ecológicos e Funcionamento em Ecossistemas Terrestres e Aquáticos.

**BANCA EXAMINADORA**



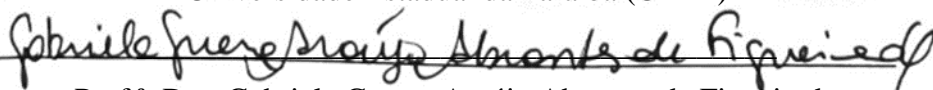
Prof. Dr. André Luiz Machado Pessanha (Orientador)

Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Prof.<sup>a</sup> Dra. Lidiane Gomes de Lima

Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Prof.<sup>a</sup> Dra. Gabriela Guerra Araújo Abrantes de Figueiredo

Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)

## AGRADECIMENTOS

“Que darei eu ao Senhor, por todos os benefícios que me tem feito?” Sl 116:12  
Hoje chegou o dia de agradecer ao arquiteto supremo por ter chegado até aqui, sem dúvidas a ajuda de Deus foi o que me fez mesmo que a passos lentos concluir. É com lágrimas nos olhos que elevo o meu tributo a Deus e escrevo essas linhas.

Em ordem hierárquica, ninguém menos importante para a conclusão desse trabalho senão André Pessanha (Meu orientador, pai acadêmico). André! Sem você eu não teria conseguido, lembro-me muito bem de quando passei na seleção em 2021, eu era um dos poucos alunos que estava sem orientador, e numa manhã de segunda-feira lhe enviei um áudio perguntando se não tinha como você me orientar, pois havia passado na seleção, mas para quem eu havia me inscrito tinha completado as vagas, e sua resposta foi: “Cara, você nunca deixou de ser meu, é claro que oriento, não abri vaga nessa seleção, mas como você passou e está sem orientador eu posso te orientar”

Isso foi apenas o começo, pois em se tratando de prorrogações, você usou todos os recursos para que eu conseguisse chegar até aqui. É interessante que fui chamado para trabalhar na direção da escola numa semana e na outra passei na seleção de mestrado, eu posso afirmar categoricamente que conciliar essas duas empreitadas não foi fácil, e em um dia que sai de casa certo de que iria fechar o curso, pois o prazo para a qualificação já ia esgotar e eu não tinha sequer ânimo para tentar a prorrogação, você chegou no LEP e usou a seguinte expressão: “Você acha que eu ia te abandonar? Eu já pedi sua prorrogação”. Na manhã desse dia eu tinha saído de casa e como último recurso tinha feito a seguinte oração. “Deus! Se for para eu continuar esse curso, que André já tenha solicitado a prorrogação, porque se ele não solicitou eu vou fechar, eu não aguento mais!”

E quando você me disse que tinha solicitado a prorrogação eu comecei a chorar e chorei muito, talvez naquela hora ninguém tenha entendido, mas foi a resposta da oração que eu tinha feito, e demonstração do ser humano extraordinário que você é comigo. “Cara”, muito obrigado, porque se hoje vou me tornar mestre, eu preciso dedicar meus agradecimentos a você.

Também quero agradecer a cada integrante do LEP que sempre torceu pela conclusão dessa dissertação, sem dúvidas eu queria ter tido mais tempo de estar com vocês, rir muito, falar putaria, parar para tomar aquele cafezinho, almoçar com vocês e conversar mais besteiras kkkk. Vocês são de mais! Nesse tempo de LEP, nem sou da velha guarda, nem da nova, sou da intermediária, então foi possível conhecer muitos que

já estão noutros ares, e muitos que continuam sendo do laboratório mais top das Três Marias. Queria em especial agradecer a Carol, pois mesmo na Europa essa menina conseguiu me ajudar com essa bendita estatística, agradecer a Malú que traduziu meu resumo, e Manú que é minimalista e deixou meu mapa mais “Clin”, como diz ela. Sem mais delongas, agradeço a todos do LEP.

Meus agradecimentos aos meus pais, numa história de construção, vocês são sempre o meu alicerce, agradeço aos meus irmãos que indiretamente me ajudaram. Fica aqui registrado os meus agradecimentos a todos que direto ou indiretamente contribuíram para a conclusão desse trabalho.

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

## RESUMO

Os ecossistemas estuarinos estão entre os mais dinâmicos e produtivos de todo o mundo. Por estarem situados numa zona de transição, esses ambientes apresentam uma alta heterogeneidade de habitats os quais proporcionam que as espécies de peixes encontrem refúgios eficazes contra predadores, locais para alimentação e estabelecimento. Essas características vão influenciar diretamente a diversidade taxonômica e funcional das assembleias de peixes. O presente estudo tem como objetivo analisar os índices de diversidade taxonômica e funcional em dois estuários tropicais com gradientes salinos distintos: estuário do Rio Tubarão - RN (Hipersalino) e estuário do Rio Mamanguape – PB (positivo). Para isso foram selecionados quatro habitats em cada estuário: dois estruturados com a presença de vegetação e dois estruturados sem a presença de vegetação: respectivamente banco de fanerógamas (BF), franja de mangue (FM), planície lamosa (PL) e planície arenosa (PA). As amostragens foram realizadas entre os anos de 2012 e 2014, padronizadas e com o mesmo apetrecho de pesca, onde foram realizados arrastos perpendiculares à margem com uma duração de 3 min. A ictiofauna coletada nos dois estuários apresentou um total de 46.957 indivíduos, destes, 18.544 foram coletados no estuário do Rio Tubarão, 25.431 foram coletados no estuário do Rio Mamanguape. Para verificar os diferentes índices de diversidade taxonômica foram calculados os índices de diversidade de Shannon ( $H'$ ), que apresentou diferença significativa ( $p < 0,05$ ) para ambos os estuários. Ao testar a equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) verificou-se que não houve diferença significativa para nenhum dos estuários. No que diz respeito aos índices de diversidade funcional foram testados a riqueza funcional (FRic), Uniformidade funcional (FEve) e Divergência funcional (FDiv), sendo que apenas a riqueza funcional (FRic), apresentou-se significativa ( $p < 0,05$ ). Ainda foram selecionados quatro atributos funcionais, sendo eles: dieta, habitat vertical, formato do corpo e formato da nadadeira caudal. Foram analisados os valores de média ponderada da comunidade (CWM), na qual, mostraram os traços funcionais dominantes que tiveram maior influência. Para o estuário do Rio Tubarão foram nadadeira furcada, corpo compressiforme, zooplactívoro e zoopentívoro. Já para o estuário do Rio Mamanguape foram nadadeira furcada, zoobentívoro, corpo fusiforme, bentopelágico, corpo compressiforme e zooplactívoro. Esse estudo evidenciou que a diversidade taxonômica e funcional é influenciada pelos habitats associados e ao gradiente salino dos estuários. Essas características são importantes para garantir potenciais áreas de berçário, diversidade estuarina e integridade

ecológica, contribuindo diretamente para a gestão, conservação e manejo dos ecossistemas estuarinos.

**Palavras-Chaves:** Habitats estuarinos; ictiofauna; diversidade estuarina; traços funcionais.



## ABSTRACT

Estuarine ecosystems are among most dynamic and productive in world. Because are located in a transition zone, these environments will present a high heterogeneity of habitats which provide fish species find effective refuges against predators, places for feeding and establishment. These characteristics will directly influence in taxonomic and functional diversity of fish assemblages. The present study aims analyze taxonomic and functional diversity indices in two tropical estuaries with distinct saline gradients, the Tubarão River estuary - RN (inverse/negative) and Mamanguape River estuary - PB (positive). For this, four habitats were selected in each estuary: two structured with presence of vegetation and two unstructured without presence of vegetation, respectively seagrass (BF), mangrove (FM), mudflat (PL) and sandflat (PA). Samplings were carried out between 2012 and 2014, standardized and with the same fishing gear, where trawls were carried out perpendicular to border with duration of 3 min. The ichthyofauna collected in two estuaries presented a total of 43,957 individuals, of these, 18,544 were collected in the Tubarão River estuary, 25,431 were collected in Mamanguape River estuary. To verify the different indices of taxonomic diversity, the Shannon diversity indices ( $H'$ ) were calculated, which showed a significant difference ( $p < 0.05$ ) for both estuaries. Testing Pielou's equitability ( $J'$ ), it was found that there wasn't significant difference for any of estuaries. With regard to functional diversity indices, functional richness (FRic), functional uniformity (FEve) and functional divergence (FDiv) were tested, and only functional richness (FRic) was significant ( $p < 0.05$ ). Four functional attributes were also selected: diet, vertical habitat, body shape and caudal fin shape, where community weighted average (CWM) values showed dominant functional traits had the greatest influence, for Tubarão estuary were fin furcada, compressiform body, zooplanktivores and zoobenthivores species. As for Mamanguape estuary, they were furcated fin, zoobentivores, fusiform body, benthopelagic, compressiform body and zooplanktivores species. This study showed that taxonomic and functional diversity is influenced by associated habitats and saline gradient of estuaries. These characteristics are important to guarantee potential nursery areas, estuarine diversity and ecological integrity, directly contributing to management, conservation and handling of estuarine ecosystems.

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

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Mapa das áreas de estudo: Estuário do Rio Tubarão e do estuário do Rio Mamanguape .....20
- Figura 2.** Boxplot da abundância numérica, riqueza de espécies, diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) e equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) entre os estuários do Rio Tubarão e do Rio Mamanguape. Legenda: Banco de fanerógamas (BF), Franja de mangue (FM), Planície lamosa (PL) e Planície arenosa (PA).....26
- Figura 3.** Boxplot dos índices de diversidade funcional entre os estuários do Rio Tubarão e Rio Mamanguape e dentre os habitats. Riqueza funcional (FRic), uniformidade funcional (FEve), e divergência funcional (FDiv).....27
- Figura 4.** Média ponderada da comunidade (CWM) nos estuários do Rio Tubarão e do Rio Mamanguape, onde estão representados os traços funcionais dominantes em relação a divergência funcional, dentre os quais destacam-se:.....29
- Figura 5:** Projeções de amostra da Análise de Coordenada Principal Dupla (DPCoA) Estuários; Rio Tubarão = TUBR, e Rio Mamanguape, Habitats: bancos de fanerógamas(BF), franja de mangue (FM), planície lamosa(PL) e planície arenosa(PA) .....31

## LISTA DE TABELAS

**Tabela 1-** *Pair wise* da PERMANOVA das comparações da riqueza de espécies, abundância numérica, diversidade de Shannon-Winer ( $H'$ ) e equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) entre os habitats do estuário do Rio Tubarão e do estuário do Rio Mamanguape. Legenda: banco de fanerógamas (BF), franja de mangue (FM), planície lamosa (PL) e planície arenosa (PA).....26

**Tabela 2** – *Pair wise* da PERMANOVA das comparações da dos índices de Diversidade (Riqueza Funcional= FRich; Uniformidade funcional= FEve; Divergência Funcional= FDiv nos habitats dos estuários do Rio Tubarão (A) e do Rio Mamanguape (B). Legenda: banco de fanerógamas (BF), franja de mangue (FM), planície lamosa (PL) e planície arenosa (PA).....38

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>11</b>
<b>2 ESTRUTURA GERAL DA DISSERTAÇÃO.....</b>	<b>15</b>
<b>3 ARTIGO I – CAPÍTULO I.....</b>	<b>16</b>
<b>4 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>17</b>
<b>5 MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>19</b>
<i>5.1 Área de Estudo.....</i>	<i>19</i>
<i>5.2 Períodos de coleta e desenho amostral .....</i>	<i>21</i>
<i>5.3 Procedimentos laboratoriais.....</i>	<i>21</i>
<i>5.4 Seleção dos traços .....</i>	<i>22</i>
<i>5.5 Análise de dados .....</i>	<i>23</i>
<i>5.5.1 Diversidade taxonômica, funcional e CWM.....</i>	<i>23</i>
<i>5.5.2 Análise de Coordenada Principal Dupla(DPCoA) .....</i>	<i>23</i>
<b>6 RESULTADOS .....</b>	<b>25</b>
<i>6.1 Diversidade taxonômica .....</i>	<i>25</i>
<i>6.2 Diversidade funcional e CWM.....</i>	<i>27</i>
<i>6.3 Análise de Coordenada Principal Dupla(DPCoA) .....</i>	<i>29</i>
<b>7 DISCUSSÃO .....</b>	<b>32</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>37</b>
<b>ANEXO A – TABELA DE TRAÇOS CATEGÓRICOS .....</b>	<b>46</b>
<b>ANEXO B - LISTA DA ABUNDÂNCIA NO RIO TUBARÃO .....</b>	<b>47</b>
<b>ANEXO C – LISTA DA ABUNDÂNCIA NO RIO MAMANGUAPE .....</b>	<b>53</b>
<b>ANEXO D - RESULTADOS CWM E SPERMAN .....</b>	<b>68</b>

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

Estuários são ambientes de transição moldados por gradientes ambientais, uma vez que sua posição na interface entre os ambientes marinhos e de água doce lhes conferem essa característica (KUANG *et al.*, 2021). Por serem áreas de grande valor biológico, os estuários possuem capacidade de suportar um elevado número de espécies de peixes quando comparados com outros ambientes marinhos, sugerindo que esses locais fornecem habitats favoráveis ao estabelecimento de larvas e juvenis de peixes, e por esse motivo são considerados como berçários naturais (BLABER, 2000; NICOLAS *et al.*, 2010). Neste contexto, tem sido proposto que a alta diversidade de peixes nesses ambientes é proveniente de um ambiente propício a alimentação e refúgios eficazes contra predadores (NIXON *et al.*, 1986; AGUILAR-MEDRANO *et al.*, 2019).

Os estuários possuem características que os tornam ambientes diferenciados. Geralmente esses ecossistemas apresentam menores valores de salinidade quando comparados com o mar adjacente, como é o caso dos estuários positivos, pois a descarga de água doce promove a diluição da água proveniente do mar e cria um gradiente de menor salinidade em direção à montante (POTTER *et al.*, 2010). Porém, os estuários negativos (inversos) possuem um padrão contrário. Isso ocorre porque a baixa incidência de chuva e altas taxas de evaporação contribuem para os quadros de hipersalinidade (MCLUSKY & ELLIOT, 2004; SALES *et al.*, 2018). Adicionalmente, os estuários tornam-se hipersalinos quando ficam periodicamente fechados para o oceano através da formação de bancos de areia entre a sua ligação com o mar (ROY *et al.*, 2001).

Além disso, os estuários apresentam diferentes tipos de habitats que podem ser estruturados com a presença de vegetação, como é o caso das franjas de mangue e os bancos de fanerógamas marinhas. Esses habitats proporcionam uma maior heterogeneidade no ecossistema, e conseqüentemente permitirá uma maior coexistência e sobrevivência de espécies de peixes (SALES *et al.*, 2016; SILVA *et al.*, 2018). Em contrapartida, os habitats não vegetados como planícies arenosas e planícies lamosas, apresentarão uma equivalência de funções, pois são áreas que funcionam como viveiros naturais (LOMBARDI *et al.*, 2014), locais de forrageamento (TATEMATSU *et al.*, 2014) e áreas de desova para peixes (HIROSE & KAWAGUCHI, 1998; LASIAK, 1986).

Adicionalmente aos fatores abióticos, destacam-se as variáveis ambientais tais como salinidade, temperatura e transparência que vão atuar como filtro ambiental, contribuindo diretamente para a diversidade de peixes em estuários, sendo a salinidade

uma das principais preditoras dessa diversidade (THIEL *et al.*, 1995; BARLETTA *et al.*, 2005), pois vai atuar como barreira fisiológica para as espécies de água doce e adiciona estresse ambiental em espécies marinhas, devido esses organismos apresentarem diferentes tolerâncias aos níveis de salinidade por consequência da regulação iônica e osmótica de cada indivíduo (SAMPAIO & BIANCHINI *et al.*, 2002; OLIVEIRA *et al.*, PESSANHA *et al.*, 2014). A temperatura também é um fator que influencia a distribuição e a diversidade de peixes em ambientes costeiros (VAZZOLER *et al.*, 1996; RÉ *et al.*, 1999; PICHLER *et al.*, 2017), bem como uma alta turbidez (BLABER, *et al.*, 1992; BLABER, 2000) pois, ao diminuir a visibilidade dos predadores, permitirá um sucesso de fuga das presas e conseqüentemente uma maior diversidade (BLABER; BLABER, 1980). No entanto, as condições ambientais não são os únicos fatores que influenciam a diversidade de espécies em escalas locais, os efeitos das interações bióticas via competição e predação também são vistos como agentes importantes para a estruturação das assembleias de peixes (TAYLOR 1996; JACKSON *et al.*, 2001; OLDS *et al.*, 2018).

As comunidades de peixes estuarinos são compostas por espécies residentes, ou seja, aquelas que nascem crescem e se reproduzem no próprio estuário, espécies migratórias, que se movem até os estuários para se alimentar ou se reproduzir e espécies transitórias, essas dependem dos estuários em alguma fase da vida (AGUILAR-MEDRANO *et al.*, 2019). As espécies de peixes apresentam uma grande diversidade de ciclos biológicos e compartimentos ecológicos, tornando-os indicadores relevantes para refletir sobre as condições estuarinas em múltiplas escalas espaciais e temporais (WHITFIELD & ELLIOTT, 2002; NICOLAS *et al.*, 2010). Ao relacionar a diversidade taxonômica e funcional é possível entender como as espécies respondem e modificam seus hábitos em função do ambiente.

Essa abordagem nos traz uma compreensão de como a biodiversidade de peixes é moldada (GAGIC *et al.*, 2015; ESMAEILLI *et al.*, 2021) e de como suas estratégias de vida estão relacionadas ao uso dos habitats estuarinos. Além disso, refletem diretamente no funcionamento do ecossistema (ELLIOTT *et al.*, 2007) uma vez que os diferentes elementos estruturais dos habitats moldam as comunidades de peixes (KUANG *et al.*, 2021). Com o intuito de compreender a dinâmica e os possíveis padrões de diversidade nos ecossistemas estuarinos, tem sido analisado a diversidade taxonômica e funcional das assembleias de peixes, bem como a distribuição espacial e temporal das comunidades biológicas (LOREAU *et al.*, 2001 HOOPER *et al.*, 2005).

Em um paralelo, pode-se perceber que a diversidade taxonômica é uma medida quantitativa da abundância de espécies em um determinado habitat (KUANG *et al.*, 2021). Essa pode ser quantificada por índices de Diversidade de Shannon-Wiener (SHANNON & WEAVER, 1949). Já a diversidade funcional, é descrita como o componente funcional da biodiversidade, que é medido pelas características das espécies (VILLÉGER *et al.*, 2017; WEISS *et al.*, 2021). As características refletem os mecanismos subjacentes às relações espécie-ambiente e podem fornecer uma visão considerável sobre as respostas de uma comunidade (MOUILLOT *et al.*, 2013; JAMES *et al.*, 2019; KUANG *et al.*, 2021).

Os índices de diversidade funcional descrevem as propriedades do espaço e nicho funcional, incluindo o volume do espaço ocupado riqueza funcional (*Functional Richness* – FRic), a regularidade da distribuição da abundância de espécies uniformidade funcional (*Functional Evenness* - FEve) e a distribuição de espécies individuais ao centro de todas as espécies no espaço de características (dispersão funcional), (MOUILLOTT *et al.*, 2013; WONG *et al.*, 2019). Ainda, fornece uma base relevante para determinar quais os fatores ambientais influenciam a diversidade funcional da comunidade e a função ecológica em várias escalas espaciais e temporais (KUANG *et al.*, 2021).

Já a redundância funcional (*Functional Redundance* – FRed), descreve o quão sobrepostas as espécies estão e influenciam diretamente 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). Uma outra forma de medir a diversidade funcional amplamente utilizada é o CWM (*Community-Weighted Mean* – Média Ponderada dos Traços da Comunidade), por meio do qual se obtêm conhecimento acerca 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).

A análise de grupos funcionais de peixes geralmente é feita por meio de análises de relações alimentares (BRAGA *et al.*, 2012). No entanto, as características morfológicas dos peixes também são indicadores úteis de nicho-espaço e refletem aspectos da ocupação do nicho, incluindo suas estratégias de alimentação e uso do habitat (VIOLE *et al.*, 2007; AGUILAR-MEDRANO *et al.*, 2019). Diferentes elementos podem descrever e quantificar a diversidade da comunidade de peixes, como taxonomia de espécies, biomassa, abundância, diversidade funcional e redundância funcional (GRANGER *et al.*, 2015; KUANG *et al.*, 2021).

No presente estudo, propõe-se uma avaliação sobre a diversidade taxonômica e funcional em dois estuários tropicais com gradientes salinos distintos localizados na costa do Nordeste do Brasil. A filtragem ambiental de nicho ou mecanismo de similaridade é o principal condutor da limitação da riqueza de espécies em assembleias locais. Acredita-se que habitats estruturados apresentarão uma maior riqueza taxonômica e funcional em comparação aos habitats não estruturados. De atributos taxonômicos e funcionais vão relacionados ao uso do habitat mais complexos e refletindo na preferência de salinidade e comportamento de migração (ELLIOTT *et al.*, 2007; NICOLAS *et al.*, 2010).



## **2 ESTRUTURA GERAL DA DISSERTAÇÃO**

O presente estudo está estruturado em um único capítulo. O capítulo tem como objetivo analisar a diversidade taxonômica e funcional da comunidade de peixes em dois estuários tropicais com gradientes salinos distintos.

O capítulo 1 do manuscrito intitula-se “DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM ESTUÁRIOS TROPICAIS COM GRADIENTES SALINOS DISTINTOS: ESTUÁRIO POSITIVO E HIPERSALINO”.

### 3 ARTIGO I - CAPÍTULO I

#### **Diversidade taxonômica e funcional das assembleias de peixes em estuários tropicais com gradientes salinos distintos: estuário positivo e hipersalino**

Genielyson Pereira Silva<sup>1</sup> e André Luiz Machado Pessanha<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Biologia/ Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Estadual da Paraíba. Rua Baraúnas, 351 – Complexo Integrado de Pesquisa Três Marias, Prédio de Biologia, Primeiro andar – sala 10. Universitário, CEP 58.429-500, Campina Grande, Estado da Paraíba, Brasil.

## 4 INTRODUÇÃO

Dentre os ecossistemas costeiros, os estuários estão entre os mais dinâmicos e produtivos de todo o mundo (COSTANZA *et al.*, 1997; VILLEGER *et al.*, 2010), uma vez que estão localizados em uma zona de transição entre os componentes terrestre e marinho. Eles ainda são caracterizados por serem altamente heterogêneos e por apresentarem um mosaico de habitats, que desempenham um papel importante no estabelecimento e estruturação das assembleias de peixes (ELLIOTT & QUINTINO, 2007; WHITFIELD, 2021; DA SILVA *et al.*, 2022). Em geral, as espécies de peixes buscam se estabelecer em diferentes habitats no início de seu ciclo de vida, pois encontram refúgio contra predadores, alimentação abundante e condições vitais para o crescimento e reprodução (NAGELKERKEN *et al.*, 2009). Dentre os habitats que compõem o estuário estão incluídos habitats estruturados (com presença de vegetação) e habitats não estruturados (sem vegetação) (LEFCHECK *et al.*, 2019). A utilização desse mosaico 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 com a presença de vegetação são atrativos para os peixes (SILVA; BAETA; PESSANHA, 2018; JAMES *et al.*, 2019; MARLEY *et al.*, 2020), como por exemplo os bancos de fanerógamas marinhas (*seagrass*) (SALES *et al.*, 2018; SILVA; BAETA; PESSANHA, 2018) assim como as franjas de mangue (SHEAVES, 2005; WHITFIELD *et al.*, 2017), pois fornecem recursos alimentares, abrigo, refúgio, proteção e locais de descanso. Em contrapartida, os habitats não estruturados como as planícies de maré lamosa (*mudflats*) e praias, apresentam a sua importância, embora não apresentem uma complexidade estrutural, são identificadas como ambientes importantes no ciclo de vida de diversas espécies de invertebrados e peixes, tendo sua importância na teia alimentar devido à alta produtividade primária em relação a outras áreas costeiras. (TSE *et al.*, 2008; FRANÇA *et al.*, 2008, 2009; CAMPOS *et al.*, 2015; WHITFIELD, 2016). Estudos ainda apontam a importância das praias, pois são zonas estuarinas que apresentam uma disponibilidade de alimento e refúgio contra predadores para diversas espécies que conseguem adaptar-se a estas condições de ação contínua das ondas (CLARK, 1997; NIANG *et al.*, 2010; SOUZA-CONCEIÇÃO *et al.*, 2013; OLIVEIRA & PESSANHA, 2014).

Compreender os padrões do uso do habitat é um processo essencial para entender o funcionamento do ecossistema estuarino (ESMAELLI *et al.*, 2021). Por muito tempo

usou-se a diversidade taxonômica para tentar entender os fatores que regem a diversidade, porém, sabe-se que a diversidade taxonômica é apenas uma medida quantitativa da abundância de espécies (KUANG *et al.*, 2021). Essa pode ser quantificada por índices de diversidade, como por exemplo, a de Shannon-Weaver (SHANNON & WEAVER, 1949). Em contrapartida, a diversidade funcional surge como uma maneira de medir diversos componentes como o histórico de vida, características morfológicas, comportamentais, dieta, reprodução e dispersão de peixes em ecossistemas estuarinos (MCGILL *et al.* 2006; PETCHEY & GASTON, 2006; VILLEGER; MASON *et al.*, 2008). Assim, as abordagens baseadas na diversidade funcional oferecem uma melhor previsibilidade de como as espécies exploram o ambiente funcional (MCGILL *et al.*, 2006) e é uma maneira para inferir mecanismos de montagem de comunidade (WEIHER *et al.*, 2011; GOTZENBERGER *et al.*, 2012). Alguns autores também apontam que a diversidade em ecossistemas estuarinos é influenciada pelos gradientes ambientais que atuam como filtro ambiental (OLDEN *et al.*, 2010; RODRIGUES-FILHO *et al.*, 2017). Assim, a determinação da diversidade funcional fornece uma maneira de entender as respostas de uma comunidade diante de diferentes condições ambientais (MOUILLOT *et al.*, 2013).

O estudo da diversidade taxonômica e funcional é mais uma ferramenta necessária que vem sendo utilizada para avaliar a biodiversidade em ambientes tropicais diante da crescente ameaça dos impactos antropogênicos e perda da diversidade. Esse estudo é voltado à importância da diversidade taxonômica e funcional de peixes em múltiplos habitats em ambientes estuarinos com graus de salinidade distintos. Essa compreensão será essencial ao fornecer informações sobre a diversidade taxonômica e a influência da dinâmica funcional da ictiofauna nos habitats estuarinos, 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 taxonômica e funcional em quatro habitats estuarinos com estruturas físicas diferentes (Planícies arenosas, planícies lamosas, franjas de mangue e fanerógamas marinhas), que estão localizados em dois estuários tropicais com diferentes graus de salinidade (positivo e hipersalino). Além disso, comparamos a diversidade taxonômica e funcional entre os estuários e dentro os habitats, além de definir os principais traços funcionais que predominam nas assembleias de peixes em ambos os estuários.

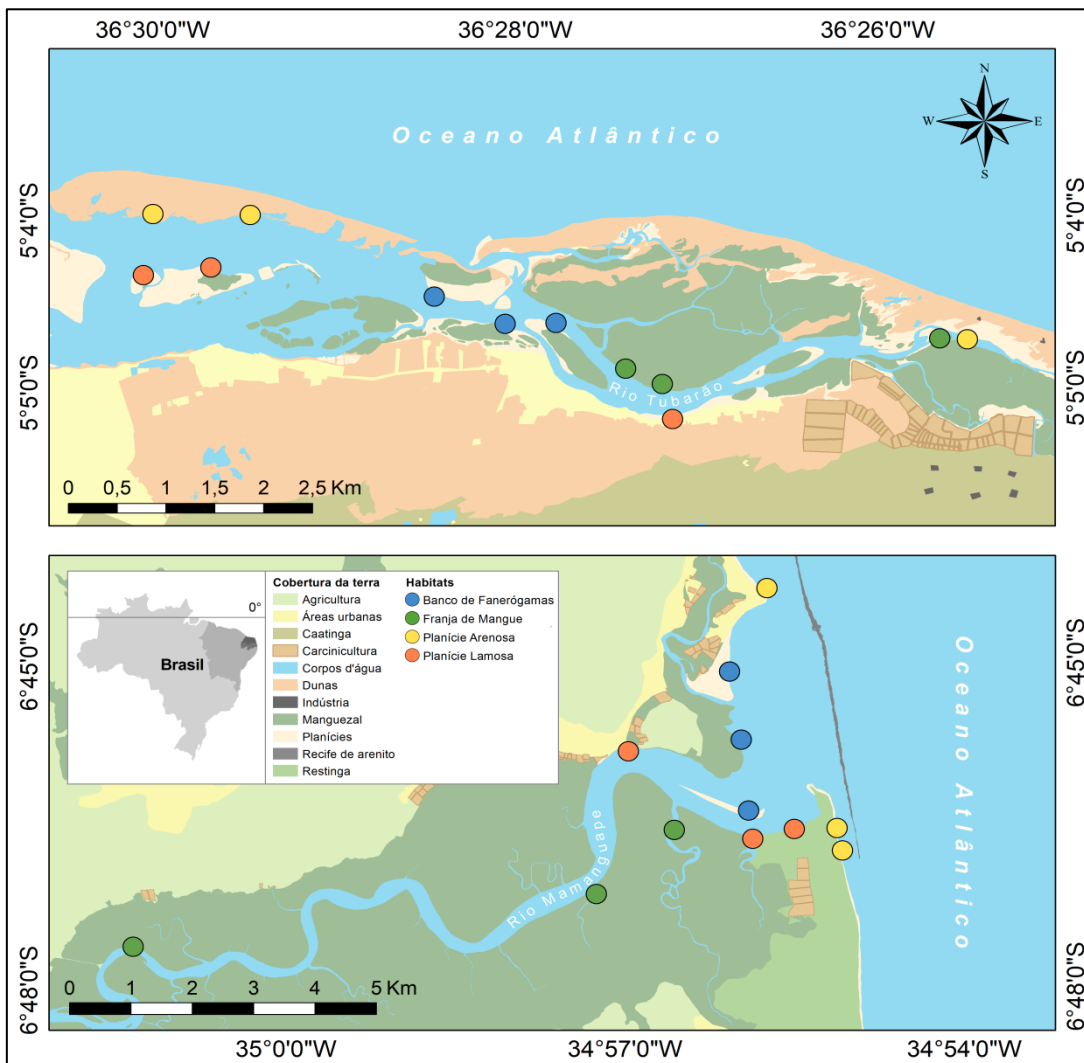
## 5 MATERIAIS E MÉTODOS

### 5.1 Área de estudo

As coletas foram realizadas em dois ecossistemas estuarinos localizados na costa do Nordeste do Brasil: o estuário do rio Tubarão e o estuário do Rio Mamanguape (figura 1). O estuário do Rio Tubarão (Figura 1- A) que possui 10 km de extensão e está localizado na costa da região semiárida do Rio Grande do Norte ( $5^{\circ} 04'37''$  S;  $36^{\circ}27'24''$  W) (Fig 1-A) e está inserido nos limites da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Ponta do Tubarão (RDSPT). Apesar de ser conhecido como estuário do Rio Tubarão, este não apresenta um rio a montante e a única entrada de água doce provém dos lençóis freáticos que se formam nas dunas adjacentes a esse sistema. O canal principal tem uma profundidade que varia de 1 a 8 m, associado com dezenas de camboas e outros canais de menor profundidade. O ecossistema está localizado numa região de clima semi-árido (NIMER, 1989), caracterizada por alta taxa de evaporação, baixo índice pluviométrico (média anual de 537,5 mm), com temperaturas elevadas durante todo o ano. Esta área tem uma pronunciada estação seca (Outubro e Novembro) (IDEMA, 1990), formando planícies estuarinas que permitem a manutenção de um ambiente cuja salinidade, embora variável, apresenta níveis elevados em relação aos manguezais típicos variando entre 35 e 51, característico de um estuário hipersalino (DIAS *et al.*, 2007).

O estuário do Rio Mamanguape (Figura1-B) está inserido na Área de Proteção Ambiental (APA) de Barra de Mamanguape (CERHPB, 2004), localiza-se no litoral norte do estado da Paraíba ( $6^{\circ} 43'02'' - 6^{\circ} 51'54''$  S;  $35^{\circ} 67'46'' - 34^{\circ} 54'04''$  W) (Fig.1- B). É constituído por uma área de 16.400 hectares de manguezal e apresenta aproximadamente 25 km de extensão com uma profundidade entre 1 a 5 m e uma largura máxima de cerca de 2,5 km na desembocadura (NOBREGA & AMP; NISHIDA, 2003; SILVA *et al.*, 2011). A foz apresenta um costão arenítico, com cerca de 13 km, que protege a entrada do estuário da força das ondas, onde nessa área, forma-se uma pequena baía durante a maré baixa. O clima da região é quente e úmido, com uma estação chuvosa entre os meses de fevereiro a julho e precipitações máximas em abril, maio e junho. A estação seca ocorre na primavera-verão, com estiagem mais rigorosa nos meses de outubro a dezembro. A precipitação anual normal situa-se entre 1750 e 2000 mm anuais (ALVARES, 2014).

**Figura 1.** Mapa das áreas de estudo: Estuário do Rio Tubarão (A) e do estuário do Rio Mamanguape (B). As amostragens foram realizadas em quatro habitats distintos: Banco de fanerógamas (●), franja de mangue (●), planície arenosa (●) e planície lamosa (●).



Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

Um total de 4 habitats dispostos ao longo dos dois estuários foram escolhidos para serem analisados (Figura 1). As planícies arenosas situam-se na parte inferior de ambos os estuários, possuem um substrato arenoso, sendo influenciada pela entrada das águas oceânicas, e no caso do estuário do Rio Mamanguape vai existir um costão arenítico na foz do estuário que atua como barreira protetiva amortecendo a ação das ondas (XAVIER *et al.*, 2012; OLIVEIRA; PESSANHA, 2014). As planícies lamosas (*Mudflat*) situam-se também na parte inferior dos estuários, essas possuem um substrato lamoso de sedimento fino, com matéria orgânica, silte e argila, sendo constantemente exposto ou submerso pela ação das marés (XAVIER *et al.*, 2012; CAMPOS *et al.*, 2015). Os bancos de fanerógamas marinhas (*seagrass*) situam-se na parte inferior localizados em bancos de areia (croas) formando *patches* que ficam submersos, e são formados pelas seguintes espécies: *Halodule wrightii* Ascherson (1868), *Halophila decipiens* Ostenfeld (1902) e *Halophila*

*baillonis* Ascherson (1874) (XAVIER *et al.*, 2012; OLIVEIRA; PESSANHA, 2014; MAGALHÃES; BORGES; PITANGA, 2015). As franjas de mangue situam-se nas partes intermediárias e inferior dos estuários, possuem 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 1 B) (ROCHA *et al.*, 2008; XAVIER *et al.*, 2012; OLIVEIRA; PESSANHA, 2014).

### **5.2 Períodos de coleta e desenho amostral**

Os dados utilizados fazem parte do banco de dados dos trabalhos realizados por Sales *et al.* (2017) e Silva *et al.* (2018) nos estuários do Tubarão e do Mamanguape, respectivamente. Nos dois trabalhos, as amostragens foram padronizadas utilizando o mesmo apetrecho de pesca. As amostragens foram realizadas durante o dia na maré baixa de sizígia com três pontos para cada tipo de habitat, nas quais foram realizados três arrastos por ponto. Para a captura da ictiofauna foi utilizada uma rede do tipo picaré (comprimento total 12 m x altura 1,5 m; comprimento do saco 3 m; malha nas laterais 25mm e no saco 5mm entre nós adjacentes). Cada arrasto teve a duração de três minutos.

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 Sistema Nacional de Gestão do Patrimônio Genético e do Conhecimento Tradicional Associado (SisGen) (Decreto nº 8.772, de 11 de maio de 2016). Os dados coletados foram inseridos e disponibilizados no banco de dados do laboratório e o material coletado foi depositado na coleção de referência do Laboratório de Ecologia de Peixes (LEP/UEPB).

### **5.3 Procedimentos laboratoriais**

As amostras de peixes foram triadas, analisadas, quantificadas e identificadas até o menor nível taxonômico possível com auxílio do microscópio óptico. A aferição das medidas morfométricas (mm) foi feita através do paquímetro digital (precisão de 0,01 mm) e a pesagem (g) através de balança digital. Os indivíduos ainda em campo foram

fixados em formol a 10% e em laboratório foram conservados em álcool 70% , também foram classificados segundo Nelson *et al.* (2006) e identificados com as respectivas chaves de identificação de acordo com Figueiredo e Menezes (1978, 1980a, 1980b, 1985, 2000), Menezes e Figueiredo (1980, 1985), Araújo, Teixeira e Oliveira (2004) e Menezes *et al.* (2015).

#### **5.4 Seleção dos traços funcionais**

Ao todo foram mensurados 4 atributos funcionais (Anexo 1), sendo usados para o cálculo dos índices da diversidade funcional, relacionado com o uso do habitat, locomoção, guilda trófica e formato do corpo (PESSANHA *et al.*, 2015; ROBERTS; STEWART e STRUTHERS, 2015; MINDEL *et al.*, 2016; VILLÉGER *et al.*, 2017; HENSELER *et al.*, 2019; FROESE e PAULY, 2022). Sendo estes atributos divididos em 4 traços categóricos: Dieta, Habitat vertical, Formato do Corpo (FC) e Formato da Nadadeira Caudal (FNC). Para a dieta classificamos em zoobentívoros, zooplactívoros, fitoplactívoros, dentritívoros e piscívoros. Com relação ao uso do habitat vertical, classificamos em bentônicos, demersais e pelágicos. Na descrição dos traços categóricos para o formato do corpo consideramos o formato compressiforme, fusiforme, depressiforme 1, depressiforme 2, filiforme, sagitiforme, globiforme e alongado. Por fim, para o formato da nadadeira caudal, consideramos, emarginada, arredondada, bifurcada, contínua, lunada, lanceolada e truncada (HENSELER *et al.*, 2019; FROESE; PAULY, 2022).



## 5.5 Análise de dados

### 5.5.1 Diversidade taxonômica, funcional e CWM

Para verificar diferentes índices de diversidade taxonômica foram calculados os índices de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) e a equitabilidade de Pielou ( $J'$ ), e com os dados transformados e normalizados, foi aplicado em seguida uma PERMANOVA (9999 permutações;  $p < 0,05$ ) e um teste *pair-wise*.

A análise de dados da diversidade funcional foi baseada nos 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). Também foi feito uma CWM (“Community Weighted Mean”) (BELLO, *et al.*, 2007; PILLAR, *et al.*, 2013) para testar quais traços foram mais predominantes em cada estuário. Assim, foi utilizada um conjunto funcional das assembleias de peixes entre os habitats estuarinos. 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).

### 5.5.2 Análise de coordenada principal dupla (DPCoA)

Para fornecer uma tipologia funcional das assembleias de peixes, foi utilizada uma análise multivariada denominada Double Principal Coordinate Analysis (DPCoA). Este método foi desenvolvido para comparar várias amostras contendo espécies que diferem de acordo com sua diversidade taxonomia e funcional (PAVOINE *et al.*, 2004). Seguindo a descrição do método fornecida por (PAVOINE *et al.*, (2004, 2013), uma etapa fundamental desta abordagem é a definição de um comum espaço euclidiano que incorpora espécies e amostras. Para obtenção de análises de coordenadas principais (PCoA) é primeiro aplicada à matriz de distâncias de espécies (Euclidiana) de acordo com seus traços funcionais, onde cada espécie é avaliada por sua global proporção sobre todas as amostras. Esta (DPCoA) gera uma nuvem de pontos em um espaço geométrico

(euclidiano) de eixos ortogonais (ou seja, principal eixos), onde cada ponto representa uma espécie.

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 da versão 1.4171 (R CORE TEAM, 2021; RSTUDIO TEAM, 2021).

## 6 RESULTADOS

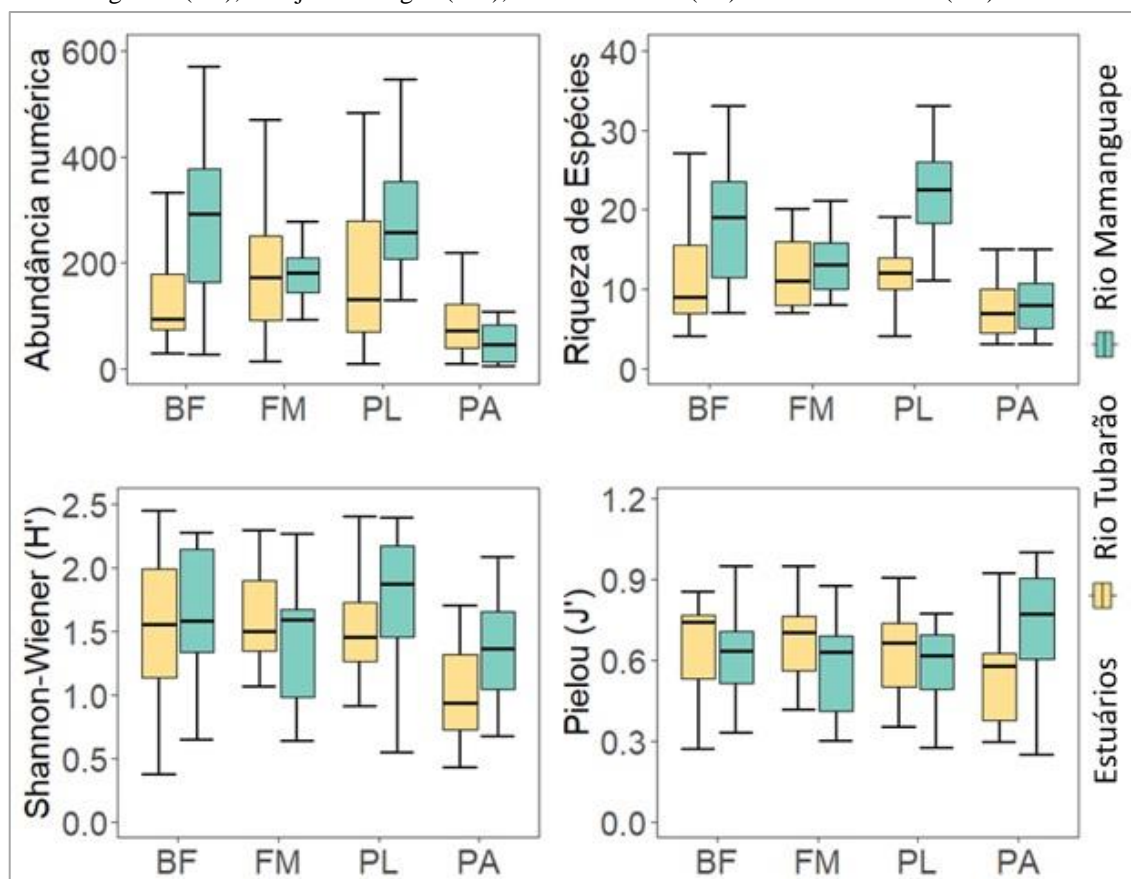
### 6.1 Diversidade taxonômica

A ictiofauna coletada nos dois estuários apresentou um total de 43.957 indivíduos capturados. Para o estuário do Rio Tubarão foram coletados 18.544 indivíduos, englobando 99 espécies e pertencentes a 48 famílias distintas. As maiores abundâncias foram registradas na planície lamosa (PL), um total de 5.264 indivíduos, seguido de franja de mangue (FM) com 5.107, bem como banco de fanerógamas (BF) com 4.480, e planície arenosa com 3.693 indivíduos (ANEXO 2). As cinco espécies mais abundantes no geral foram *Atherinella brasiliensis* (n= 32,8%), seguida por *Eucinostomus argenteus* (13,5%), *Ulaema lefroyi* (11,9%), *Lile piquitinga* (11,5%), e *Anchoa brevirostris* (9,1%). Em todos os habitats estudados *A. brasiliensis*, *E. argenteus*, *U. lefroyi* e *L. piquitinga* sempre foram as espécies mais abundantes.

Para o estuário do Rio Mamanguape foram coletados 25.413 indivíduos, englobando 123 espécies e pertencentes a 49 famílias. As maiores abundâncias foram registradas na planície lamosa (PL), um total de 12.863 indivíduos, seguido de banco de fanerógamas (BF) com 6.541, franja de mangue (FM) com 4.206, e por fim planície arenosa (PA) com 1.803 indivíduos (ANEXO 3). As quatro espécies mais abundantes foram *Atherinella brasiliensis*, *Rhinosardinia bahiensis*, *Anchoa hepsetus* e *Lycengraulis grossidens*. Na planície lamosa (PL) destacaram-se na abundância *A. hepsetus*, *R. bahiensis* e *A. brasiliensis*, enquanto no banco de fanerógamas (BF) *L. grossidens* e na franja de mangue (FM) as maiores abundâncias foram registradas para *A. brasiliensis*.

Os resultados da PERMANOVA evidenciaram diferenças significativas para a abundância numérica ( $p < 0,001$ ), assim como para a riqueza de espécies ( $p < 0,001$ ) entre os estuários. Também de acordo com os parâmetros de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) e equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) foram registradas diferenças significativas ( $p < 0,001$ ) em ambos os estuários. (Figura 2). Ainda, o *pair wise* para riqueza de espécies, abundância numérica, diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) e equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) aponta diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) entre os ecossistemas e dentre os habitats de cada estuário (Tabela 1).

**FIGURA 2.** Boxplot da abundância numérica, riqueza de espécies, diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) e equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) entre os estuários do Rio Tubarão e do Rio Mamanguape. Legenda: Banco de fanerógamas (BF), Franja de mangue (FM), Planície lamosa (PL) e Planície arenosa (PA).



Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

**Tabela 1-** Pair wise da PERMANOVA das comparações da riqueza de espécies, abundância numérica, diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) e equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) entre os habitats do estuário do Rio Tubarão e do estuário do Rio Mamanguape. Legenda: banco de fanerógamas (BF), franja de mangue (FM), planície lamosa (PL) e planície arenosa (PA). Valores em negrito ( $p < 0,05$ ).

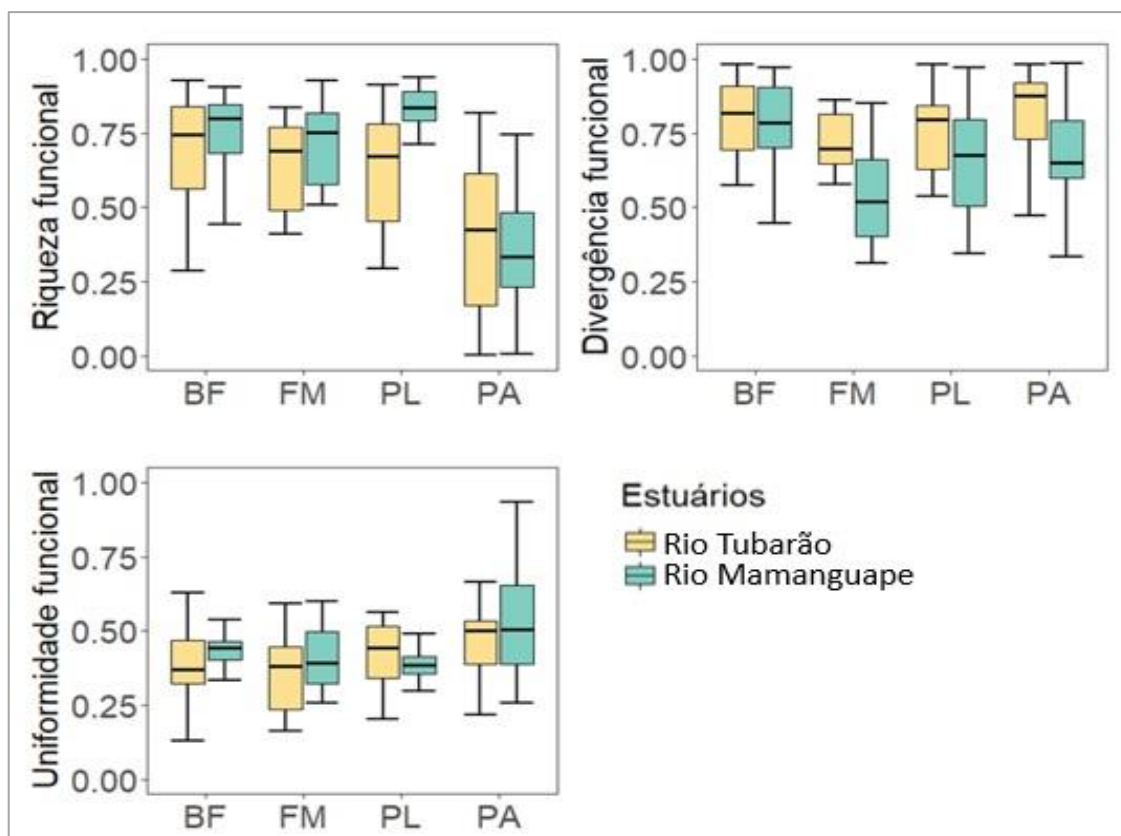
<b>Estuário Rio Tubarão</b>					
Habitats	Riqueza	Abundância	Habitats	Shannon-Wiener( $H'$ )	Pielou ( $J'$ )
PA x PL	<b>0,0039</b>	<b>0,0038</b>	BF x FM	0,7061	0,828
PA x FM	<b>0,0049</b>	<b>0,0096</b>	BF x PL	0,8493	0,6161
PA x BF	0,0821	<b>0,0066</b>	BF x PA	<b>0,0166</b>	0,8024
PL x FM	0,8635	0,5166	FM x PL	0,4761	0,4504
PL x BF	0,6163	0,3917	FM x PA	<b>0,0002</b>	<b>0,0379</b>
FM x BF	0,5385	<u>0,0868</u>	PL x PA	<b>0,0067</b>	0,1802
<b>Estuário Rio Mamanguape</b>					
Habitats	Riqueza	Abundância	Habitats	Shannon-Wiener( $H'$ )	Pielou ( $J'$ )
PA x PL	<b>0,0039</b>	<b>0,0038</b>	BF x FM	<b>0,0324</b>	0,2946
PA x FM	<b>0,0049</b>	<b>0,0096</b>	BF x PL	0,7091	0,2466
PA x BF	0,0821	<b>0,0066</b>	BF x PA	<b>0,0001</b>	0,4144
PL x FM	0,8635	0,5166	FM x PL	<b>0,0126</b>	0,9234
PL x BF	0,6163	0,3917	FM x PA	<b>0,0141</b>	0,0948
FM x BF	0,5385	<u>0,0868</u>	PL x PA	<b>0,0001</b>	0,0839

Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

## 6.2 Diversidade funcional e CWM

Relativo aos índices de diversidade funcional, ao comparar os dois tipos de estuários houve uma baixa riqueza funcional (FRic), bem como uma baixa divergência (FDiv) e baixa uniformidade (FEve), exceto a riqueza funcional (FRic) que foi significativa nas planícies arenosas ( $p < 0,05$ ) e a divergência funcional (FDiv) que também se mostrou significativa ( $p < 0,05$ ) (Tabela 3). Ao comparar a diversidade funcional dentro os habitats do estuário do Rio Tubarão, observa-se que a menor riqueza funcional (FRic) está situada na planície arenosa, em contrapartida a maior riqueza funcional (FRic) está situada na franja de mangue (Figura 3). De acordo com a PERMANOVA houve diferenças significativa ( $p < 0,05$ ) apenas para a riqueza funcional (FRic) dentre os habitats. O *pair-wise* da PERMANOVA aponta as combinações que foram significativas entre os habitats do estuário do Rio Tubarão. (Tabela 2).

**FIGURA 3.** Boxplot dos índices de diversidade funcional entre os estuários do Rio Tubarão e Rio Mamanguape e dentre os habitats. Riqueza funcional (FRic), uniformidade funcional (FEve), e divergência funcional (FDiv). 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 ( $p < 0,05$ ). Habitats: banco de fanerógamas (BF), franja de mangue (FM), planície lamosa (PL) e planície arenosa (PA).



Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

No caso do estuário do Rio Mamanguape, os índices de diversidade funcional seguiram o mesmo padrão do estuário do Rio Tubarão. Os menores valores de riqueza funcional (FRic) e divergência funcional (FDiv) foram registados na planície arenosa, já os maiores valores para esses índices foram registados na planície lamosa (PL), seguida de banco de fanerógamas (BF) e franja de mangue (FM). De acordo com a PERMANOVA a FEve e a FDiv não apresentaram diferenças significativas entre os habitats, exceto quando foi aplicado o *pair-wise* da PERMANOVA (Tabela 2).

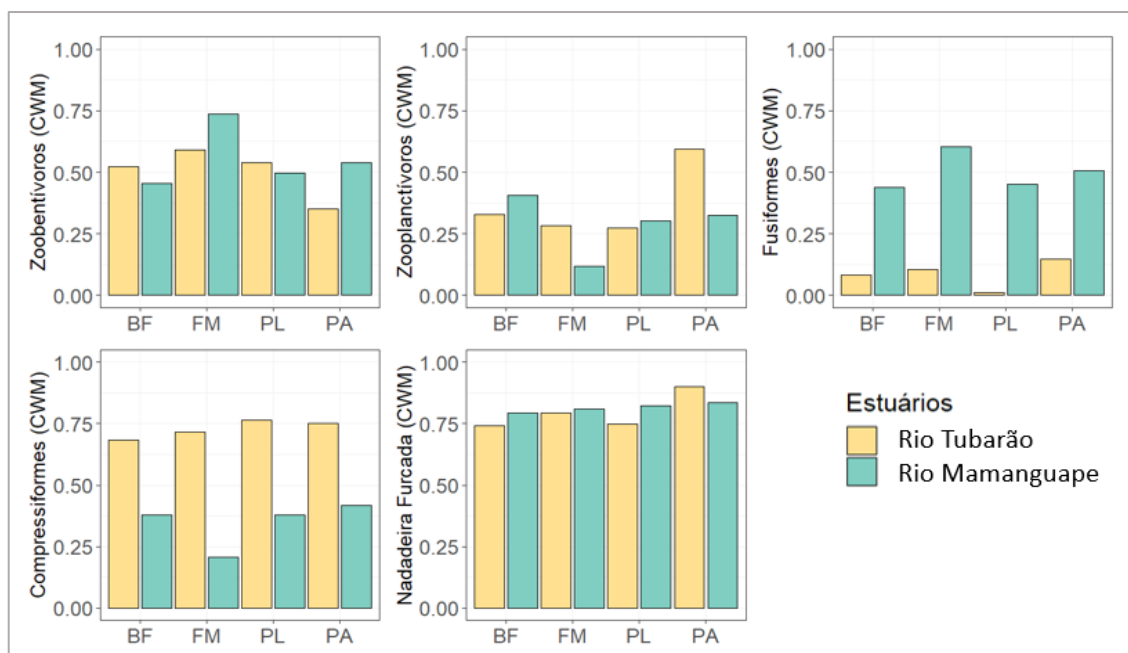
**Tabela 2** – *Pair wise* da PERMANOVA das comparações da dos índices de Diversidade (Riqueza Funcional= FRich; Uniformidade funcional= FEve; Divergência Funcional= FDiv nos habitats dos estuários do Rio Tubarão (A) e do Rio Mamanguape (B). Legenda: banco de fanerógamas (BF), franja de mangue (FM), planície lamosa (PL) e planície arenosa (PA). Valores significativos em negrito ( $P < 0,001$ ).

	<u>Estuário Rio Tubarão</u>			<u>Estuário Rio Mamanguape</u>		
Habitats	FRich	FDiv	FEve	FRich	FDiv	FEve
PA x PL	<b>0,0004</b>	0,1189	0,8485	<b>0,0001</b>	0,1126	0,5567
PA x FM	<b>0,0059</b>	0,3456	0,4046	<b>0,0001</b>	0,5581	0,165
PA x BF	<b>0,0118</b>	0,3787	0,3222	<b>0,0001</b>	0,8366	0,4949
PL x FM	0,4694	0,2755	0,5756	<b>0,0004</b>	0,0596	<b>0,0417</b>
PL x BF	0,5103	0,3771	0,4965	<b>0,0066</b>	0,0938	0,8543
FM x BF	0,9593	0,9957	0,9247	0,4777	0,6954	<b>0,0469</b>

Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

Os valores da média ponderada dos traços da comunidade de (CWM) mostraram os traços funcionais dominantes que tiveram maior influência da comunidade nos dois complexos estuarinos. Na representação gráfica (Figura 4) levou-se em consideração os valores entre (0, 00 e 1,00), sendo considerados os maiores valores de (CWM). Os traços funcionais predominantes pelo CWM foram: os peixes que apresentam nadadeiras furcadas ( $p= 0,89$ ), os peixes com hábito alimentar zoobentívoro e zooplactívoro respectivamente ( $p=0,05$ ) ( $p=0,05$ ) apresentaram-se significativos entre os habitats, com relação ao formato do corpo, o fusiforme não apresentou diferença significativa ( $p=0,09$ ), mas os que apresentaram o corpo compressiforme mostrou-se significativo ( $p=0,05$ ). Por fim, quanto a coluna de água, as espécies bentopelágicas apresentaram-se significativas entre os habitats ( $p=0,05$ ).

**Figura 4.** Média ponderada da comunidade (CWM) nos estuários do Rio Tubarão e do Rio Mamanguape, onde estão representados os traços funcionais dominantes em relação a divergência funcional, dentre os quais destacam-se: Zoobentívoros, zooplancívoros, corpo fusiforme, corpo compressiforme e nadadeira furcada. Habitats: banco de fanerógamas (BF), franja de mangue (FM), planície lamosa (PL) e planície arenosa (PA).



Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

### 6.3 Análise de coordenada principal dupla (DPCoA)

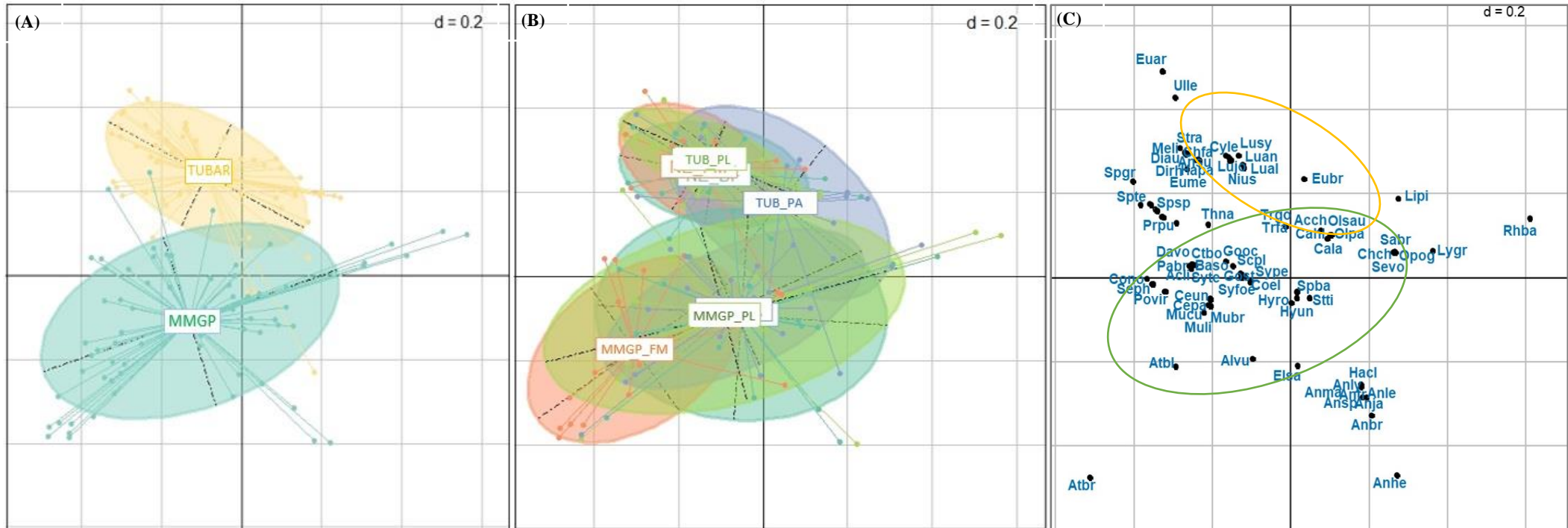
Para a Análise de Coordenada Principal Dupla (DPCoA) apresentou diferenças na distribuição das espécies com base nos traços funcionais entre as assembleias de peixes entre os estuários positivo e hipersalino. O primeiro plano fatorial da análise DPCoA explicou 68,70 % da inércia total (eixo 1: 55,0%, e eixo 2: 13,7%). Uma menor ocupação do volume funcional foi registrada no estuário do rio Tubarão (hipersalino) (Fig. 5 A). Os diagramas da ordenação apontam para uma separação entre os estuários, e uma sobreposição quando se trata de habitats dentro do mesmo estuário. Quando comparados os habitats entre estuários, os habitats do estuário do rio Tubarão sempre apresentaram um menor espaço funcional em comparação com o estuário do rio Mamanguape (Fig. 5 B).

As localizações das espécies relacionadas com as posições dos estuários e seus habitats foram dispostas na Fig. 5 C. A lista de espécies e sua abundância são fornecidas em no Anexo 5. Os pontos mostram a distribuição das espécies em relação ao centróide, as coordenadas do estuário do Rio Tubarão e Rio Mamanguape no primeiro eixo principal vão relacionar o habitat de cada estuário devido a uma abundância relativamente maior e

sendo apenas amostrado. Destaque para a correlação das espécies *Eucinostomus argenteus* (Euar), *Ulaema lefroyi* (Ulle) com o estuário hipersalino (Tubarão), e de *Atherinella brasiliensis* (Atbr), *Anchoa hepsetus* (Anhe), *Lycengraulis grossidens* (Lygr), *Rhinosarnia bahiensis* (Rhba) e *Lile piquitinga* (Lipi) com maiores contribuições para o estuário positivo (Mamanguape).



**Figura 5:** Projeções de amostra da Análise de Coordenada Principal Dupla (DPCoA) primeiro plano fatorial explicando 68,7 % (eixo 1: 55,0%, eixo 2: 13,7%) para os dois estuários tropicais (Fig 5 a). As linhas coloridas ligam as amostras ao centróide do estuário que a pertencem. Uma elipse abrange 67% das amostras. A figura 5 c contém os códigos das espécies fornecidos na Tabela 5 no material complementar. Estuários; Rio Tubarão = TUBR, e MMGP= Rio Mamanguape Habitats: banco de fanerógamas (BF), franja de mangue (FM), planície lamosa (PL) e planície arenosa (PA).



Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

## 7 DISCUSSÃO

Os resultados da diversidade taxonômica e funcional apontaram diferenças entre estuários e foram diretamente influenciados pela abundância e riqueza de espécies, com maiores valores sempre associados com a o estuário positivo em relação ao estuário hipersalino. O diagrama de ordenação do DPCoA também evidenciou essa diferença, com uma menor ocupação do volume de espaço funcional no estuário hipersalino, com potenciais nichos disponíveis não sendo totalmente utilizados (MASON *et al.*, 2005; SCHLEUTER *et al.*, 2010). Essa diferença encontrada pode estar relacionada com dois importantes mecanismos: influência dos fatores ambientais locais e com o tamanho de cada um desses ecossistemas (MARACAJÁ *et al.*, 2010; MEDEIROS *et al.*, 2018; LIMA *et al.*, 2022). No caso dos fatores ambientais, o estuário hipersalino localizado no semiárido da costa brasileira, sofre uma maior intensidade de fatores como maior taxa de evaporação e reduzida precipitação, que tem como consequência o aumento da salinidade (BARLETTA *et al.*, 2005; DA SILVA *et al.*, 2018; DA SILVA & FABRÉ, 2019). Por consequência, esse fator estaria correlacionado com a redução dos aspectos funcionais e taxonômicos, favorecendo a dominância de grupos específicos de espécies de peixes, potencializando assim a atuação desse filtro ambiental nesse estuário. Estudos realizados no estuário do rio Tubarão sugerem que a salinidade é um fator ambiental que age sobre a composição e abundância de peixes juvenis (SALES *et al.*, 2018) e sobre o ictioplâncton (BADÚ *et al.*, 2022). Outros estudos realizados em estuários hipersalinos localizados corroboram com nossos resultados (OOI, CHONG *et al.*, 2011; HENRIQUES *et al.*, 2017; JÚNIOR *et al.*, 2023), indicando que uma severidade ambiental pode exercer uma forte influência na diminuição da riqueza de espécies (BARLETTA-BERGAN *et al.*, 2015; COSTALAGO *et al.*, 2018). Contrariamente, a regularidade das chuvas e a sua consequente influencia na diminuição da salinidade, tem sido apontado como um importante *driver* da diversidade em estuários tropicais (SANTANA *et al.*, 2018), principalmente para as espécies marinhas que adentram nos estuários para passarem as fases iniciais do seu ciclo de vida (BECK *et al.*, 2001; SHEAVES *et al.*, 2015; MACEDO *et al.*, 2021). Vários autores apontam a importância das áreas rasas dos estuários como importantes zonas de berçário para diversas espécies de peixes (SIMIER *et al.*, 2004; NEVES *et al.*, 2011). Adicionalmente, temperatura (MORGAN *et al.*, 2006; ELLIOTT *et al.*, 2007; HARRISON & WHITFIELD 2008), turbidez (PASSOS *et al.*, 2016; SANTANA *et al.*, 2018) e profundidade (LEE *et al.*, 2016) também são outros fatores

ambientais atribuídos como importantes drivers para a composição e diversidade de peixes em estuários positivos.

Com relação ao tamanho dos estuários, há uma relação entre mudanças no número de espécies e da abundância com o aumento de área, conforme observado para o estuário positivo em nossos resultados. Nesse caso, em maiores estuários há uma maior heterogeneidade espacial e conseqüente fornecimento de refúgios e alimento, que acabam sustentando uma maior riqueza de espécies para o uso variado desses recursos disponíveis (MARACAJÁ *et al.*, 2010; NEVES *et al.*, 2011; MEDEIROS *et al.*, 2018). Toda essa heterogeneidade nos estuários sempre foi considerada um fator chave para explicar a diversidade taxonômica e funcional das assembleias de peixes (SILVA & FABRÉ, 2021). Os nossos resultados corroboram com outros autores, que apontam a importância desse mosaico de habitats, influenciando os processos estruturadores das assembleias de peixes estuarinos tropicais, os quais selecionam espécies com características similares para viverem nesses ambientes (DOLBETH *et al.*, 2016; DA SILVA; DOLBETH; FABRÉ, *et al.*, 2021). Essa diversidade de habitats, associada ao gradiente ambiental presente ao longo dos estuários, promove uma alta heterogeneidade ambiental, que tem papel determinante na distribuição e estabelecimento das espécies e na diversidade funcional (DA SILVA; DOLBETH; FABRÉ *et al.*, 2021; PESSANHA *et al.*, 2021). Dessa forma, o mosaico de habitats foi essencial para manter as assembleias de peixes funcionalmente diversa contribuindo com a manutenção da riqueza nos estuários.

A respeito da divergência funcional (FDiv) nossos resultados também apontaram que o índice foi impactado pela salinidade, uma vez que os maiores valores foram registrados no estuário hipersalino. Esses resultados de maior divergência funcional sugerem que as espécies apresentam 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 (MASON *et al.*, 2005). Nesse caso as espécies mais abundantes registradas no estuário hipersalino (*A. brasiliensis*, *E. argenteus*, *U. lefroyi*, *L. piquitinga* e *A. brevisrostris*) são muito dissimilares e competem fracamente (BARLETTA-BERGAN *et al.*, 2002; KATSURAGAWA *et al.*, 2011; OLIVEIRA, PESSANHA, 2014; SALES *et al.*, 2018; BADÚ *et al.*, 2022). Entretanto, é importante destacar que o estuário positivo tem similar composição do grupo de espécies e de traços funcionais quando consideramos as cinco espécies mais abundantes (*A. brasiliensis*, *R. bahiensis*, *A. hepsetus*, *L. grossidens*, e *E. melanopterus*), mas elas apresentam uma menor abundância em comparação ao estuário

hipersalino (CAMPOS *et al.*, 2015; BRITO *et al.*, 2019). Isso indica a positiva influência da abundância das espécies sobre os traços funcionais e no cálculo da divergência funcional.

Ao analisarmos os diferentes índices de diversidade funcional para os tipos de habitat dentro de cada estuário, os maiores valores de FRic foram registrados nos habitats planícies lamosas e banco de fanerógamas, 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 franjas de mangue e banco de fanerógamas, o alto FDiv e FRed indicam que as espécies raras, mesmo desempenhando funções redundantes, aumentam a diferenciação de nicho (DA SILVA; FABRÉ *et al.*, 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 divergência funcional ao aumentar a diferenciação de nicho entre as assembleias nesses habitats, como descrevem Da Silva, Dolbeth e Fabré (2021).

Em habitats que possuem uma vegetação associada, onde conseqüentemente vai apresentar uma maior abundância de indivíduos e riqueza de espécies quando comparados com habitats sem presença de vegetação, influenciando positivamente nos cálculos da diversidade taxonômica de funcional, conforme descrito por Lugendo (2006) e Tse, Nip e Wonng (2008). Porém, nossos resultados foram contrários ao padrão anteriormente citado, onde a planície de lamosa (sem presença de vegetação), apresentou maior abundância e riqueza de espécies para ambos os estuários. Esse padrão já havia sido relatado por Silva, Baeta e Pessanha (2018) e Pessanha (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. Além disso, atribuímos que a alta diversidade funcional presente nas planícies lamosas em ambos os estuários seja proveniente da grande abundância registrada nesse local (WONG *et al.*, 2019). A alta abundância de peixes tem sido associada como característica importante que influencia nos cálculos da diversidade funcional (MICHELI e HALPERN 2005; MOUILLOT *et al.*, 2014; WONG *et al.*, 2019).

De acordo com o CWM alguns traços destacaram-se em alguns habitats. Por exemplo, as espécies com dieta zoobentívora tiveram maiores contribuições nas franjas de mangue em ambos os estuários, isso deve estar relacionado principalmente ao tipo de

substrato e a grande quantidade de itens bentônicos para consumo (LAEGDSGAARD; JOHNSON, 2001; NAGELKERKEN *et al.*, 2008; TSE; NIP; WONG, 2008; MARLEY *et al.*, 2020). Estudos anteriores corroboram que a complexidade estrutural das franjas de mangue e fanerógamas marinhas vão ampliar o espaço de nicho, consequentemente as espécies zoobentívoras vão preferir esses ambientes (GULLSTRÖM *et al.*, 2008; ROBINSON *et al.*, 2011; HENDERSON *et al.*, 2017; WONG *et al.*, 2019). Adicionalmente, os peixes de hábito alimentar zooplantívoros estiveram presentes principalmente nas planícies arenosas. Normalmente esse grupo é formada por espécies pelágicas e de nado rápido (LESLIE *et al.*, 2017; JAMES *et al.*, 2019) e formam grandes cardumes (QUAH *et al.*, 2022). Essas espécies utilizam a maior disponibilidade do zooplâncton nas planícies arenosas (STERZA e FERNANDES, 2006; COSTA, PEREIRA *et al.*, 2008) para assim otimizarem seu crescimento (DEFEO *et al.*, 2009; OLDS *et al.*, 2018). Corroborando com nossos resultados, o estudo das guildas tróficas de diversas espécies de peixes evidenciou que as espécies capturadas em planícies arenosas têm hábito alimentar zooplantívoros (MACÁRIO *et al.*, 2021).

Os peixes com formato do corpo fusiforme estiveram mais evidentes no estuário do Rio Mamanguape, principalmente na franja de mangue e seguido das planícies arenosas. Os formatos dos corpos são importantes para a aquisição de recursos alimentares, para escapar de predadores e para fazer deslocamentos para outros habitats estuarinos durante o ciclo de vida das espécies (WALKER, 2010; DESA e AIDI, 2013; FRIEDMAN, *et al.*, 2020). Para os peixes que possuem o formato do corpo fusiforme, há uma associação desse traço com uma natação contínua e uma movimentação mais rápida na coluna d'água. No caso daquelas espécies que formam cardumes, ainda há um aumento na eficiência da natação e uma diminuição no gasto energético (HEMELRIJK *et al.*, 2015).

Portanto, mesmo os estuários sendo ambientes dinâmicos com constantes flutuações ambientais, a heterogeneidade espacial gerada pelo mosaico dos habitats é importante para a manutenção e estabilidade das assembleias de peixes. Os peixes jovens geralmente dependem de habitats próximos à costa para sua sobrevivência e crescimento, e proteger esses habitats pode ser crucial para manter os estoques de adultos na área costeira adjacente. O uso das ferramentas de análise da diversidade taxonômica e funcional para o plano de conservação dessas duas áreas de proteção ambiental, é consistente com abordagens para promover a proteção da diversidade local. Apesar dos

dois sistemas estudados apresentarem a estrutura taxonômica e funcional diferenciada das assembleias de peixes, sugerimos que a preservação de todos os habitats deve ser priorizada em programas de conservação, em especial as planícies lamosas, pois suportam maior diversidade taxonômica e funcional. Com esse entendimento, acreditamos que gerenciar os habitats costeiros conectando a ciência às ações de conservação e manejo é um passo à frente para proteger a biodiversidade.

## REFERENCIAS

AGUILAR-MEDRANO, R; JOHN R. DURAND; VÍCTOR H. CRUZ-ESCALONA; PETER B. MOYLE. Fish functional groups in the San Francisco Estuary: Understanding new fish assemblages in a highly altered estuarine ecosystem. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. v. 227, 2019.

ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**. v.26, p. 32-46, 2021.

ANDERSON, M.J.; GORLEY R.N. Clarke KR. PERMANOVA for PRIMER: Guide to software and statistical methods. **United Kingdom**: Plymouth. 2008.

BARLETTA-BERGAN, A.; BARLETTA, M.; SAINT-PAUL, U.; HUBOLD, G. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. **Journal Fish Biology**. v.66, p. 45-72, 2005.

BADÚ, M. L. A. S.; ALVES, J. C. A. ; LIMA, D. E. P. C. ; VIEIRA JUNIOR, A. G. F. ; COSTA, H. N. A. ; SILVA, E. A. ; MACÁRIO, B. S. ; SOBRAL, A. B. ; TRAJANO, C. N. ; SALES, N. S. ; LIMA, L. G. ; PESSANHA, A. L. M. . Environmental influences on the ichthyoplankton in hypersaline estuaries located in a Semiarid Northeastern Brazilian coast. **Neotropical ichthyol**. v. 20, p.32-46, 2019.

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. 03184, 2020.

BLABER, S. J. M.; BLABER, T. G. Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. **Journal of Fish Biology**. v. 17, p. 143–162, 1980.

BLABER, S. J. M. Tropical Estuarine Fishes: Ecology, Exploitation and Conservation. **Blackwell Science**, Oxford. v. 18 p. 372, 2000.

BRITO, G. J. S.; LIMA, L. G.; OLIVEIRA, R. E.M.C.C. PESSANHA, A. L. M. Intraspecific food resource partitioning in Brazilian silverside *Atherinella brasiliensis* (Atheriniformes: Atherinopsidae) in a tropical estuary, Brazil. **Neotropical Ichthyology**. v.17, p. 100-108, 2019.

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.

CASSEMIRO, FAS.; DINIZ-FILHO, J. Gradientes de diversidade e a Teoria Metabólica da Ecologia. **Oecol Australia**. v.14 p. 490-503, 2010.

COSTALAGO, D.; POTTER, P.; PATTRICK, P.; STRYDOM, N. Influence of environmental variables on the larval stages of anchovy, *Engraulis encrasicolus*, and sardine, *Sardinops sagax*, in Algoa. Bay, South Africa. **Environ Biol Fish**. 2018; v. p.101-225, 2018.

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.

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.

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.

ESMAEILI, Y. S., CORTE, G. N., CHECON, H. H., BILATTO, C. G., S. LEFCHECK, J. S., ANTONIA ZACAGNINI, A. C., TURRA, A. A., Revealing the drivers of taxonomic and functional diversity of nearshore fish assemblages: **Implications for conservation priorities Diversity and Distributions**, p. 1–13, 2021.

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.

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.

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.

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.



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.

GAGIC, V., BARTOMEUS, I., JONSSON, T., TAYLOR, A., WINQVIST, C., FISCHER, C., SLADE, E. M., STEFFAN-DEWENTER, I., EMMERSON, M., POTTS, S. G., TSCHARNTKE, T., WEISSER, W., & BOMMARCO, R. Functional identity and diversity of animals predict ecosystem functioning better than species-based indices. **Proceedings of the Royal Society Biological Sciences**. v. 282, 2015.

HENDERSON, C. J., GILBY, B. L., OLDS, A. D., MOSMAN, J., CONNOLLY, R. M., HYNDES, G., KELAHER, B., MASLO, B., WILLIAMS, A., SCHLACHER, T. A. Connectivity Shapes Functional Diversity and Maintains Complementarity in Surf Zones on Exposed Coasts. **Estuaries and Coasts**, p. 1-11, 2022.

HOOPER, D.U.; CHAPIN, F.S. III.; EWEL, J.J.; HECTOR, A. INCHAUSTI, P. LAVOREL, S. LAWTON, J.H. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecology Monographs** v.75, p. 3–35, 2005.

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.

KUANG, T.; CHEN, W.; HUANG, S.; LIU, L. Environmental drivers of the functional structure of fish communities in the Pearl River Estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 263, p 107- 125, 2021.

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..

LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**. v. 91, p. 299–305, 2010.

LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P.; SHIPLEY, B. FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. **R package version**. v.1. p. 0-12. 2014.

LIMA, D. E. P. C. ; VIEIRA JUNIOR, A. G. F. ; BEZERRA, A. J. F. ; SILVA, G. P. ; BADÚ, M. L. A. S. ; SALES, N. S. ; LIMA, L. G. ; SOUSA, A. B. ; SANTOS, J. D. ; PESSANHA, A. L. M. . Efeitos do Regime da Salinidade na Ecologia Trófica do Peixe, *Atherinella brasiliensis*, entre dois estuários tropicais. 2017

LOMBARDI, P. M.; RODRIGUES, F. L.; & VIEIRA, J. P. Longer is not always better: The influence of beach seine net haul distance on fish catchability. **Zoologia (Curitiba)**, v. 31, p 35–41, 2014.

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.

MARACAJÁ, F. A. R.; CUNHA, V. H. D.; SILVA, D. G.; SILVA, J. B. Classificação geomorfológica dos estuários do estado da Paraíba (Brasil) (dados preliminares) in: **Simpósio Nacional de Geomorfologia, Recife. Anais eletrônicos do VIII SINAGEO, Recife**, UFPE v. 8, 2010.

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.

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.

MEDEIROS, A. P. M.; XAVIER, J. H. A.; SILVA, M. B.; ROSA, I. M. L. Distribution patterns of the fish assemblage in the Mamanguape river estuary, North-eastern Brazil. **Marine Biology Research** v.14, p. 524-536, 2018.

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.

MICHELI F., HALPERN BS. Low functional redundancy in coastal marine assemblages. **Ecology Lett.** v. 8, p. 391–400, 2005.

MOUILLOT D, VILLEGGER S, PARRAVICINI V, KULBICKI M, ARIAS-GONZALEZ JE, BENDER M, CHABANET P. Functional over-redundancy and high functional vulnerability in global fish faunas on tropical reefs. **Proc Nat Academy Science** v.111, p. 13757–13762, 2014.

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, p. 867–876, 2010.

MOUCHET, M. A.; BURNS, M. D.; GARCIA, A. M.; VIEIRA, J. P.; & MOUILLOT, D.. Invariant scaling relationship between functional dissimilarity and co-occurrence in fish assemblages of the Patos Lagoon estuary (Brazil): Environmental filtering consistently overshadows competitive exclusion. **Oikos**. v.122, p.247–257, 2013.

MOUILLOT, D.; GRAHAM NAJ.; VILLÉGER, S. MASON NWH.; BELLWOOD, DR. A functional approach reveals community responses to disturbances. **Trends Ecology Evolution**. v.28. p. 167–177, 2013.

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.

NAGELKERKEN, I.; 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.

NICOLAS, D. J.; LOBRY, J.; LE PAPE, O.; BOËT, P. Functional diversity in European estuaries: relating the composition of fish assemblages to the abiotic environment. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. v. 88, p. 329-338, 2010.

NIXON, S.W.; OVIATT, C.A.; FRITHSEN, J.; SULLIVAN, B. Nutrients and the productivity of estuarine and coastal marine systems. **Journal of the Limnological Society of Southern Africa**. v. 12, p. 43–47, 1986.

OLDS, A. D., VARGAS-FONSECA, E., CONNOLLY, R. M., GILBY, B. L., HUIJBERS, C. M., HYNDES, G. A., LAYMAN, C. A., WHITFIELDS A. K., 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.

OLIVEIRA, R. E.M.C.C.; PESSANHA, A. L. M. Fish assemblages along a morphodynamic continuum on the tropical beaches. **Neotropical Ichthyol.** v.12 p.165-175, 2014.

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.

PESSANHA, A. L. M.; ARAÚJO, F. G.; OLIVEIRA, R. E. M. C. C.; SILVA, A. F.; SALES, N. S. Ecomorphology and resource use by dominant species of tropical estuarine juvenile fishes. **Neotropical Ichthyology**, v.13, p.401-412, 2016.

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.

RICOTTA, C.; DE BELLO, F.; MORETTI, M.; CACCIANIGA, M.; CERABOLINI BEL, PAVOINE, S.; Measuring the functional redundancy of biological communities: a quantitative guide. **Methods in Ecology and Evolution**. v.7, p. 1386–1395, 2016.

ROY, P. S.; WILLIAMS, R. J.; JONES, A. R.; YASSINI, I.; GIBBS, P. J.; COATES, B.; WEST, R. J.; SCANES, P. R.; HUDSON, J. P.; NICHOL, S. Structure and function of south-east Australian estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 53, p. 351–384, 2001.

SALES, N.S.; BAETA, A.S.B.V.; LIMA, L.G.; PESSANHA, A.L.M. Do the shallow-water habitats of a hypersaline tropical estuary act as nursery grounds for fishes? **Mar Ecol-Evol Persp**. v.39, p.64-73, 2018.

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.

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.

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.

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.

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.

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.

THIEL, R. Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe Estuary. **Journal of Fish Biology**, v. 46 p. 47-69, 1995.

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.

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.

VIOLLE, C., NAVAS, M.L., VILE, D., KAZAKOU, E., FORTUNEL, C., HUMMEL, I. E GARNIER, E. Let the concept of trait be functional. **Oikos**, v. 116, p.882-892, 2007.

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.

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.

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.

WHITFIELD, M. ELLIOTT, M. Fish as indicators of environmental and ecological change in estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. **Journal Peixe. Biol.** v. 6, p. 229-250, 2002.

WONG, M. C; KAY, L. M. Partial congruence in habitat patterns for taxonomic and functional diversity of fish assemblages in seagrass ecosystems. **Marine Biology**, v. 166, p 2-16, 2019.

## ANEXOS

**ANEXO A** – Tabela com os traços categóricos usados para o cálculo dos índices da diversidade funcional e sua importância ecológica. Dieta, habitat vertical, formato do corpo (FC) e formato da nadadeira caudal (FNC).

TRAÇOS	CATEGORIAS	IMPORTÂNCIA ECOLÓGICA	DADOS	REFERÊNCIA
<b>Dieta</b>	Zoobentívoro Zooplânctívoro Fitoplânctívoro Detritívoro Piscívoro	Relaciona-se ao tipo de dieta e a estratégia de alimentação	Categórico	Villéger <i>et al.</i> , 2017; Froese & Pauly, 2022
<b>Habitat vertical</b>	Bentônico Demersal Pelágico	Indica o habitat vertical pela posição na coluna d'água e o tipo de natação	Categórico	Froese & Pauly, 2022
<b>Formato do Corpo (FC)</b>	Compressiforme Fusiforme Depressiforme1 Depressiforme2 Filiforme Sagitiforme Globiforme Alongado	Indica a capacidade de fazer migrações/deslocamentos verticais,	Categórico	Villéger <i>et al.</i> , 2017; Henseler <i>et al.</i> , 2019  Froese & Pauly, 2022
<b>Formato da Nadadeira Caudal (FNC)</b>	Emarginada Arredondada Bifurcada Continua Lunada Lanceolada Truncada	Relaciona-se com a capacidade de locomoção e movimento de propulsão na natação	Categórico	Roberts, Stewart e Struthers, 2015; Froese & Pauly, 2022

Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.



**ANEXO B** - Lista de abundância dos indivíduos nos múltiplos habitats situados no estuário do Rio Tubarão em ordem filogenética, de acordo com Nelson, Grande e Wilson (2016) e Betancour-R *et al.* (2017). Habitats: BF= banco de fanerógamas, e FM= franja de mangue, PL= planície lamosa e PA= planície arenosa.

Família	Espécie	Abreviação	CT (mm)	Abundância			
				BF	FM	PL	PA
Acanthuridae	<i>Acanthurus chirurgus</i> (Bloch, 1787)	Acch	30-40	1	1	18	0
	<i>Acanthurus coeruleus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Acco	25-39	0	0	1	0
Achiridae	<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	Acli	11-95	20	9	5	5
Albulidae	<i>Albula vulpes</i> (Linnaeus, 1758)	Alvu	25-43	1	5	2	15
Atherinopsidae	<i>Atherinella brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1825)	Athbr	10-130	2247	728	1819	1285
Serranidae	<i>Alphestes afer</i> (Bloch, 1793)	Alpa	18-33	0	0	4	0
	<i>Serranus phoebe</i> (Poey, 1851)	serph	18-20	8	0	2	1
Batrachoididae	<i>Amphichthys cryptocentrus</i> (Valenciennes, 1837)	Amcr	25-40	5	9	1	0
Engraulidae	<i>Anchoa filifera</i> (Fowler, 1915)	Anfi	10-14	37	5	0	1
	<i>Anchoa hepsetus</i> (Linnaeus, 1758)	Anhe	20-100	10	0	0	1
	<i>Anchoa januaria</i> (Steindachner, 1879)	Anja	21-68	0	1	1	0
	<i>Anchoa lyolepis</i> (Evermann & Marsh, 1900)	Anly	23-70	0	6	3	9
	<i>Anchoa tricolor</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Antr	32-94	1	14	0	3
	<i>Lycengraulis grossidens</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Lygr	24-189	1	21	18	60
	<i>Anchoviella brevirostris</i> (Günther, 1868)	Anbr	13-54	35	523	10	1123
Haemulidae	<i>Anisotremus surinamensis</i> (Bloch, 1791)	Ansu	26-121	11	14	8	2

Sparidae	<i>Archosargus probatocephalus</i> (Walbaum, 1792)	Arpr	35-91	0	3	0	1
	<i>Archosargus rhomboidalis</i> Linnaeus, 1758)	Arrh	20-33	8	21	47	0
Gobiidae	<i>Bathygobius soporator</i> (Valenciennes, 1837)	Baso	87-121	25	2	32	1
	<i>Ctenogobius saepepallens</i> (Gilbert & Randall, 1968)	Ctesa	5	0	0	1	0
	<i>Ctenogobius smaragdus</i> (Valenciennes, 1837)	Ctsm	76	0	0	1	0
	<i>Gobionellus stomatus</i> (Starks, 1913)	Gost	15-106	4	0	9	0
Bothidae	<i>Bothus ocellatus</i> (Agassiz, 1831)	Booc	11-18	0	1	1	0
Carangidae	<i>Caranx hippos</i> (Linnaeus, 1766)	Cahi	35-111	1	0	0	0
	<i>Caranx latus</i> (Agassiz, 1831)	Cala	26-122	1	0	0	0
	<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)	Sevo	43-85	0	1	1	0
	<i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus, 1758)	trafal	24-114	5	3	1	3
	<i>Oligoplites palometa</i> (Cuvier, 1832)	Olpa	35-50	0	2	0	6
	<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Olsau	15-130	2	24	1	5
	<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)	Sevo	43-85	0	1	1	0
Centropomidae	<i>Centropomus parallelus</i> (Poey, 1860)	Cepa	38-66	1	0	0	0
	<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792)	Ceun	69-207	11	26	11	0
Epinephelinae	<i>Cephalopholis cruentata</i> (Lacepède, 1802)	Cecr	20-42	1	0	0	0
Ephippidae	<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)	Chfa	23-81	1	0	1	0
Cyclopsettidae	<i>Citharichthys arenaceus</i> (Evermann & Marsh, 1900)	Citare	43-90	0	0	2	0

	<i>Citharichthys cornutus</i> (Günther, 1880)	Cico	11-66	2	0	0	0
	<i>Citharichthys macrops</i> (Dresel, 1885)	Cima	41-94	6	2	3	0
	<i>Citharichthys spilopterus</i> (Günther, 1862)	Cisp	16- 157	2	0	1	1
Tetraodontidae	<i>Colomesus psittacus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Cops	15-82	0	1	0	0
	<i>Lagocephalus laevigatus</i> (Linnaeus, 1766)	Lala	171	0	0	1	0
	<i>Sphoeroides greeleyi</i> (Gilbert, 1900)	Spgr	10- 120	377	258	267	24
	<i>Sphoeroides spengleri</i> (Bloch, 1785)	SpSP	15-73	0	0	1	0
	<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)	Spte	9-240	20	40	118	5
	<i>Sphoeroides tyleri</i> (Shipp, 1972)	Spty	12	7	2	0	0
Diodontidae	<i>Cylichthys spinosus</i> (Linnaeus, 1758)	Cysa	12-28	0	0	1	2
Dactylopteridae	<i>Dactylopterus volitans</i> (Linnaeus, 1758)	Davo	36- 124	20	4	3	0
Gerreidae	<i>Diapterus auratus</i> (Ranzani, 1842)	Diol	20-43	0	46	0	0
	<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)	Dirh	45-66	10	216	4	0
Serraninae	<i>Diplectrum radiale</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Dira	20- 101	0	0	1	0
	<i>Epinephelus nigrilus</i> (Holbrook, 1855)	Epni	230	0	0	0	1
Eleotridae	<i>Dormitator maculatus</i> (Bloch, 1792)	Doma	14-70	8	0	0	0
Echeneidae	<i>Echeneis naucrates</i> (Linnaeus, 1758)	Ecna	66- 110	0	1	0	0
Elopidae	<i>Elops saurus</i> (Linnaeus, 1766)	Elsa	77- 157	0	0	2	0
Serranidae	<i>Epinephelus adscensionis</i> (Osbeck, 1765)	Epad	162	0	0	10	0
	<i>Mycteroperca tigris</i> (Valenciennes, 1833)	Myti	40- 101	0	3	7	0

	<i>Mycteroperca bonaci</i> (Poey, 1860)	Mybo	67-95	0	0	11	0
Gerreidae	<i>Eucinostomus argenteus</i> (Baird & Girard, 1855)	Euar	13-143	341	1092	1005	71
	<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	Eume	11-95	7	1	56	1
	<i>Eugerres brasilianus</i> (Cuvier, 1830)	Eubr	20-50	135	151	44	2
	<i>Ulaema lefroyi</i> (Goode, 1874)	Ulle	15-110	285	869	659	406
Gempylidae	<i>Gempylus serpens</i> (Cuvier, 1829)	Gese	60-100	5	0	1	0
Clupeidae	<i>Harengula clupeola</i> (Cuvier, 1829)	Hacl	5-89	19	18	0	63
	<i>Lile piquitinga</i> (Schreiner & Miranda Ribeiro, 1903)	Lipi	20-107	388	486	726	548
	<i>Sardinella brasiliensis</i> (Steindachner, 1879)	Sabr	25-105	2	2	0	0
Syngnathidae	<i>Hippocampus reidi</i> (Ginsburg, 1933)	Hire	17	0	1	1	0
Hemiramphidae	<i>Hyporhamphus roberti</i> (Valenciennes, 1847)	Hyro	65-158	0	0	4	0
	<i>Hyporhamphus unifasciatus</i> (Ranzani, 1841)	Hyun	21-191	8	3	14	14
Lutjanidae	<i>Lutjanus alexandrei</i> (Moura & Lindeman, 2007)	Lual	24	53	55	31	1
	<i>Lutjanus analis</i> (Cuvier, 1828)	Luan	16-171	139	244	155	14
	<i>Lutjanus apodus</i> (Walbaum, 1792)	Luap	23-37	4	1	3	0
	<i>Lutjanus cyanopterus</i> (Cuvier, 1828)	Lucy	16-80	1	5	1	0
	<i>Lutjanus griséus</i> (Linnaeus, 1758)	Lugr	40-89	0	1	0	0
	<i>Lutjanus jocu</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Lujo	60-128	9	24	14	1
	<i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus, 1758)	Lusy	21-60	39	71	21	5

	<i>Ocyurus chrysurus</i> (Bloch, 1791)	Occh	40-86	0	5	0	0
Ophichthidae	<i>Mirichthys ocellatus</i> (Lesueur, 1825)	Myoc	110	1	1	4	0
Monacanthidae	<i>Monacanthus ciliatus</i> (Mitchill, 1818)	Moci	10/20	0	0	1	0
Mugilidae	<i>Mugil curema</i> (Valenciennes, 1836)	Mucu	60-200	79	37	4	1
	<i>Mugil curvidens</i> (Valenciennes, 1836)	Mucur	23-34	1	0	0	0
	<i>Mugil hospes</i> (Jordan & Culver, 1895)	Muho	15-35	22	5	0	1
	<i>Mugil liza</i> (Valenciennes, 1836)	Muli	29-72	6	6	0	0
Labridae	<i>Nicholsina usta</i> (Valenciennes, 1840)	Nius	15-140	21	8	71	1
Ogcocephalidae	<i>Ogcocephalus vespertilio</i> (Linnaeus, 1758)	Ogve	30-60	0	2	1	0
Haemulidae	<i>Orthopristis ruber</i> (Cuvier, 1830)	Orru	30-41	0	1	0	0
	<i>Pomadasys corvinaeformis</i> (Poey, 1860)	Poco	78	0	1	1	0
Paralichthyidae	<i>Paralichthys brasiliensis</i> (Ranzani, 1842)	Pabr	55	7	0	1	4
Antennariidae	<i>Phrynelox scaber</i> (Cuvier, 1817)	Phsc	***	1	0	0	0
Triglidae	<i>Prionotus punctatus</i> (Bloch, 1793)	Prpu	31	0	5	1	0
Scombridae	<i>Scomberomorus brasiliensis</i> (Collette, Russo & Zavala-Camin, 1978)	Scbr	65-125	0	0	0	1
Scorpaenidae	<i>Scorpaena brasiliensis</i> (Cuvier, 1829)	Scbra	15	0	0	1	0
	<i>Scorpaena isthmensis</i> (Meek & Hildebrand, 1928)	Scis	16	0	2	0	0
	<i>Scorpaena plumieri</i> (Bloch, 1789)	Scpl	30-45	3	6	4	0
Sphyraenidae	<i>Sphyraena barracuda</i> (Edwards, 1771)	Spba	140-200	2	1	1	0
Monacanthidae	<i>Stephanolepis hispidus</i> (Linnaeus, 1766)	Stehis	13-36	0	1	0	0
Belonidae	<i>Strongylura timucu</i> (Walbaum, 1792)	Stti	41-232	2	0	2	0
Cyclopsettidae	<i>Syacium papillosum</i> (Linnaeus, 1758)	Sypap	out/30	0	0	0	1

Synodontidae	<i>Synodus foetens</i> (Linnaeus, 1766)	Syfoe	10- 158	6	7	5	4
Batrachoididae	<i>Thalassophryne nattereri</i> (Steindachner, 1876)	Thna	20	5	2	1	0
<b>Abundância total de indivíduos</b>			<b>18544</b>	<b>4480</b>	<b>5107</b>	<b>5264</b>	<b>3693</b>

Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

**ANEXO C** - Lista de abundância dos indivíduos nos múltiplos habitats situados no estuário do Rio Mamanguape em ordem filogenética, de acordo com Nelson, Grande e Wilson (2016) e Betancour-R *et al.* (2017). Habitats: BF= banco de fanerógamas, e FM= franja de mangue, PL= planície lamosa e PA= planície arenosa.

Família	Espécie	Abreviação	CT (mm)	Abundância			
				BF	FM	PL	PA
Acanthuridae	<i>Acanthurus chirurgus</i> (Bloch, 1787)	Acch	30-40	0	0	4	0
	<i>Achirus declivis</i> (Chabanaud, 1940)	Acde	46-91	1	0	0	0
Achiridae	<i>Gmnachirus nudus</i> (Kaup, 1858)	Gynu	15-69	1	0	0	0
	<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	Acli	8-95	8	106	16	0
Albulidae	<i>Albula vulpes</i> (Linnaeus, 1758)	Alvu	25-43	2	0	2	29
	<i>Anchoa hepsetus</i> (Linnaeus, 1758)	Anhe	20-100	792	13	2107	32
	<i>Anchoa januaria</i> (Steindachner, 1879)	Anja	21-68	294	41	257	12
	<i>Anchoa lyolepis</i> (Evermann & Marsh, 1900)	Anly	23-70	42	21	10	9
	<i>Anchoa marinii</i> (Hildebrand, 1943)	Anma	21-66	33	26	1	14
	<i>Anchoa spinifer</i> (Valenciennes, 1848)	Ansp	17-91	0	551	0	0
Engraulidae	<i>Anchoa tricolor</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Antr	32-94	3	15	27	10
	<i>Anchovia clupeoides</i> (Swainson, 1839)	Ancl	52-146	0	0	17	0
	<i>Anchoviella brevirostris</i> (Günther, 1868)	Anbr	13-54	309	10	68	3
	<i>Anchoviella lepdentostole</i> (Fowler, 1911)	Anle	20-56	100	25	78	5
	<i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier, 1829)	Ceed	24-189	14	1	1	0
	<i>Lycengraulis grossidens</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Lygr	24-189	1683	114	168	827
Haemulidae	<i>Anisotremus surinamensis</i> (Bloch, 1791)	Ansu	26-121	0	0	6	0
Antennariidae	<i>Conodon nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	Cono	33	0	0	0	116
	<i>Haemulon parra</i> (Desmarest, 1823)	Hapa	102	0	0	38	0
	<i>Pomadasys ramosus</i> (Poey, 1860)	Pora	78	1	0	0	0
	<i>Antennarius striatus</i> (Shaw, 1794)	Anst	69	0	0	1	0
Characidae	<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	Asbi	45	0	1	0	0

	<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	Asfa	56	2	0	0	0
Atherinopsidae	<i>Atherinella blackburni</i> (Schultz, 1949)	Atbl	15-78	21	0	3	0
	<i>Atherinella brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1825)	Atbr	10-130	863	1816	2270	157
	<i>Bairdiella ronchus</i> (Cuvier, 1830)	Baro	16	1	0	0	0
	<i>Cynoscion leiarchus</i> (Cuvier, 1830)	Cyle	20-87	35	0	0	0
	<i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	Meam	25	0	0	0	1
Sciaenidae	<i>Menticirrhus littoralis</i> (Holbrook, 1847)	Meli	21-228	9	0	2	21
	<i>Ophioscion punctatissimus</i> (Meek & Hildebrand, 1925)	Oppu	53	0	0	1	0
	<i>Stellifer rastrifer</i> (Jordan, 1889)	Stra	13-71	0	6	0	1
	<i>Stellifer stellifer</i> (Bloch, 1790)	Stst	81	0	0	0	1
	<i>Bathygobius soporator</i> (Valenciennes, 1837)	Baso	87-121	12	9	83	0
Gobiidae	<i>Ctenogobius boleosoma</i>	Ctbo	dez/61	162	92	176	1
	<i>Gobionellus oceanicus</i> (Pallas, 1770)	Gooc	56-166	0	4	1	0
	<i>Gobionellus stomatus</i> (Starks, 191)	Gost	15-106	12	3	21	0
	<i>Caranx hippos</i> (Linnaeus, 1766)	Cahi	35-111	14	1	36	7
	<i>Caranx latus</i> (Agassiz, 1831)	Cala	26-122	47	30	353	7
	<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	Chch	set/37	1	0	27	1
Carangidae	<i>Oligoplites palometa</i>	Olpa	ago/49	4	18	4	1
	<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Olsau	15-130	26	11	57	3
	<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)	Sevo	43-85	3	0	4	2
	<i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus, 1758)	Trfa	24-114	20	0	1	13
	<i>Trachinotus goodei</i> (Jordan & Evermann, 1896)	Trgo	18-147	0	0	0	57
	<i>Catharops arenatus</i> (Jordan & Gilbert, 1883)	Caar	25	3	0	0	0
Ariidae	<i>Trinectes paulistanus</i> (Miranda Ribeiro, 1915)	Trpa	18-99	0	10	0	0
	<i>Sciades herzbergii</i> (Bloch, 1794)	Sche	38-94	0	3	0	1
Centropomidae	<i>Centropomus parallelus</i> (Poey, 1860)	Cepa	38-66	0	10	0	20
	<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792)	Ceun	69-207	4	2	21	0



Ephippidae	<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)	Chfa	23-81	41	2	8	0
Diodontidae	<i>Cyclichthys spinosus</i> (Linnaeus, 1758)	Chsp	28	2	0	1	0
	<i>Citharichthys arenaceus</i> (Evermann & Marsh, 1900)	Ciar	43-90	4	3	0	2
Cyclopoetidae	<i>Citharichthys cornutus</i> (Günther, 1880)	Cico	nov/66	2	1	2	0
	<i>Etropus crossotus</i> (Jordan & Gilbert, 1882)	Eter	15	0	0	1	0
	<i>Syacium micrurum</i> (Ranzani, 1842)	Symi	44-77	2	0	2	0
	<i>Colomesus psittacus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Cops	15-82	0	0	2	0
Tetraodontidae	<i>Lagocephalus levigatus</i> (Linnaeus, 1766)	Lale	15-82	0	0	1	1
	<i>Sphoeroides greeleyi</i> (Gilbert, 1900)	Spgr	10-120	78	17	373	1
	<i>Sphoeroides spengleri</i> (Bloch, 1785)	Spsp	15-73	31	0	18	0
	<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)	Spte	9-240	166	233	149	5
Haemulidae	<i>Conodon nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	Cono	33	0	0	0	116
	<i>Cosmocampus elucens</i> (Poey, 1868)	Coel	30-76	54	1	2	0
Syngnathidae	<i>Microphis lineatus</i> (Kaup, 1856)	Mili	105-107	0	2	0	1
	<i>Syngnatus pelagicus</i> (Linnaeus, 1758)	Sype	13-77	20	0	1	1
	<i>Pseudophalus mindii</i> (Meek & Hildebrand, 1923)	Psmi	48	1	0	0	0
Dactylopteridae	<i>Dactylopterus volitans</i> (Linnaeus, 1758)	Davo	36-124	12	0	5	0
Dactyloscopidae	<i>Dactyloscopus crossotus</i> (Starks, 1913)	Dacr	25-52	0	0	0	6
	<i>Diapterus auratus</i> (Ranzani, 1842)	Diau	20-83	4	47	89	0
	<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)	Dirh	45-66	1	30	27	0
	<i>Eucinostomus argenteus</i> (Baird & Girard, 1855)	Euar	13-143	69	153	76	0
Gerreidae	<i>Eucinostomus gula</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Eugu	128	0	0	0	1
	<i>Eugerres brasiliensis</i> (Cuvier, 1830)	Eubr	20-50	0	10	42	0
	<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	Eume	nov/95	177	204	648	0
Eleotridae	<i>Ulaema lefroyi</i> (Goode, 1874)	Ulle	15-110	408	11	51	4
	<i>Eleotris pisonis</i> (Gmelin, 1789)	Elpi	51	0	1	0	0
Elopidae	<i>Elops saurus</i> (Linnaeus, 1766)	Elsa	77-157	0	0	20	0
Serranidae	<i>Epinephelus adscensionis</i> (Osbeck, 1765)	Epad	162	2	0	0	0

---

	<i>Rypticus randalli</i> (Courtenay, 1967)	Ryra	60	1	1	0	0
	<i>Rypticus saponaceus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Rysa	134	0	0	1	0
	<i>Serranus flaviventris</i> (Cuvier, 1829)	Sefl	15	1	0	0	0
	<i>Serranus phoebe</i> (Poey, 1851)	Seph	18-20	1	0	3	0
Eleotridae	<i>Erotelis smaragdus</i> (Valenciennes, 1837)	Ersm	50-66	1	0	1	0
Fistulariidae	<i>Fistularia tabacaria</i> (Linnaeus, 1758)	Fita	232	1	0	0	0
Muraenidae	<i>Gymnothorax fúnebres</i> (Ranzani, 1839)	Gyfu	150-250	1	0	0	0
	<i>Gymnothorax ocellatus</i> (Agassiz, 1831)	Gyoc	40-90	0	0	1	0
	<i>Harengula clupeola</i> (Cuvier, 1829)	Hacl	5-89	5	0	154	4
Clupeidae	<i>Lile piquitinga</i> (Schreiner & Miranda Ribeiro, 1903)	Lipi	20-107	0	11	29	9
	<i>Opisthonema oglinum</i> (Lesueur, 1818)	Opog	71-130	2	0	2	52
	<i>Rhinosardinia bahiensis</i> (Steindachner, 1879)	Rhba	15-100	445	31	4257	109
	<i>Sardinella brasiliensis</i> (Steindachner, 1879)	Sabr	25-105	4	1	75	0
Hemiramphidae	<i>Hyporhamphus roberti</i> (Valenciennes, 1847)	Hyro	65-158	0	1	1	0
	<i>Hyporhamphus unifasciatus</i> (Ranzani, 1841)	Hyun	21-191	145	246	221	19
	<i>Lutjanus alexandrei</i> (Moura & Lindeman, 2007)	Lual	23	3	0	11	0
	<i>Lutjanus analis</i> (Cuvier, 1828)	Luan	16-171	35	2	15	0
	<i>Lutjanus apodus</i> (Walbaum, 1792)	Luap	23-37	0	0	3	0
Lutjanidae	<i>Lutjanus cyanopterus</i> (Cuvier, 1828)	Lucy	16-80	6	12	8	0
	<i>Lutjanus griseus</i> (Linnaeus, 1758)	Lugr	40	3	0	0	0
	<i>Lutjanus jocu</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Lujo	84-123	3	2	1	0
	<i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus, 1758)	Lusy	43-117	22	1	35	0
Syngnathidae	<i>Microphis lineatus</i> (Kaup, 1856)	Mili	105-107	0	2	0	1
	<i>Pseudophalus mindii</i> (Meek & Hildebrand, 1923)	Psmi	48	1	0	0	0
Moringuidae	<i>Moringua edwardsi</i> (Jordan & Bollman, 1889)	Moed	144-167	0	1	0	0
	<i>Mugil brevirostris</i> (Ribeiro, 1915)	Mubr	16-115	84	110	287	27
Mugilidae	<i>Mugil curema</i> (Valenciennes, 1836)	Mucu	60-200	39	74	243	8
	<i>Mugil liza</i> (Valenciennes, 1836)	Muli	29-72	6	39	60	1

---

	<i>Mugil rubrioculus</i> (Harrison,Nirchio,Oliveira,Ron&Gaviria, 2007)	Muru	45	5	1	2	0	
Ophichthidae	<i>Myrichthys ocellatus</i> (Lesueur, 1825)	Myoc	390-495	0	1	1	0	
Labridae	<i>Nicholsina usta</i> (Valenciennes, 1840)	Nius	15-140	38	0	40	0	
Paralichthyidae	<i>Paralichthys brasiliensis</i> (Ranzani, 1842)	Pabr	55	0	0	1	0	
Poeciliidae	<i>Poecilia vivipara</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Povi	25-44	1	0	0	0	
Polynemidae	<i>Polydactylus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	Povir	28-129	27	0	1	78	
Triglidae	<i>Prionotus punctatus</i> (Bloch, 1793)	Prpu	31	1	0	2	0	
Mullidae	<i>Pseudupeneus maculatus</i> (Bloch, 1793)	Psmma	44	6	0	1	0	
Salariinae	<i>Scartella cristata</i> (Linnaeus, 1758)	Sccr	12	0	1	0	0	
Scorpaenidae	<i>Scorpaena brasiliensis</i> (Cuvier, 1829)	Scpl	15	0	0	1	1	
Serranidae	<i>Serranus flaviventris</i> (Cuvier, 1829)	Sefl	8	1	0	0	0	
	<i>Serranus phoebe</i> (Poey, 1851)	Seph	18-20	1	0	3	0	
Sphyraenidae	<i>Sphyraena barracuda</i> (Edwards, 1771)	Spba	58-140	1	0	0	0	
Belonidae	<i>Strongylura marina</i> (Walbaum, 1792)	Stma	143-200	4	2	0	0	
	<i>Strongylura timucu</i> (Walbaum, 1792)	Stti	41-232	11	12	10	0	
Cynoglossidae	<i>Symphurus tessellatus</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Syte	16-175	9	0	4	4	
Synodontidae	<i>Synodus foetens</i> (Linnaeus, 1766)	Syfoe	10-158	30	1	10	1	
Batrachoididae	<i>Thalassophryne nattereri</i> (Steindachner, 1876)	Thna	20	1	0	0	0	
<b>Abundância total de indivíduos</b>			<b>25413</b>		6541	4206	12863	1803

Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

**ANEXO D** – Resultados do CWM e *SPERMAN* com os traços funcionais mais evidentes nos estuários do Rio Tubarão e Rio Mamanguape.

<b>CWM</b>					
<b>Estuário Rio Tubarão</b>			<b>Estuário Rio Mamanguape</b>		
<b>FRich</b>	<b>FDiv</b>	<b>FEve</b>	<b>FRich</b>	<b>FDiv</b>	<b>FEve</b>
0,0017	0,33	0,753	0,00001	0,1887	0,02079
Traços	CWM	Sperman	Traços	CWM	Sperman
Nadadeira furcada	0,1283	-0,12	Nadadeira furcada	0,8902	-0,03
Corpo compressiforme	0,7218	-0,2	Zoobentívoro	0,00001	-0,04
Zooplanctívoro	0,0018	0,12	Corpo fusiforme	0,0954	-0,09
Zoobentívoro	0,016	-0,15	Bentopelágico	0,0001	0,05
			Corpo compressiforme	0,0032	-0,01
			Zooplanctívoro	0,0026	-0,01

Fonte: Elaborado pelo autor, 2023.

