



UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
CAMPUS I – CAMPINA GRANDE
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE – CCBS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
CURSO DE LICENCIATURA EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

DIELE EMELE PONTES CARVALHO DE LIMA

**DISTRIBUIÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES ENTRE DIFERENTES
HABITATS EM UM ESTUÁRIO TROPICAL PROTEGIDO**

CAMPINA GRANDE – PB

OUTUBRO DE 2022

DIELE EMELE PONTES CARVALHO DE LIMA

**DISTRIBUIÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES ENTRE DIFERENTES
HABITATS EM UM ESTUÁRIO TROPICAL PROTEGIDO**

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao curso de Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de Licenciada em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. André Luiz Machado Pessanha

CAMPINA GRANDE – PB

OUTUBRO DE 2022

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.

L732d Lima, Diele Emele Pontes Carvalho de.
Distribuição das assembleias de peixes entre diferentes habitats em um estuário tropical protegido [manuscrito] / Diele Emele Pontes Carvalho de Lima. - 2022.
32 p. : il. colorido.

Digitado.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, 2022.

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

1. Peixes estuarinos. 2. Variação temporal. 3.
Pluviosidade. I. Título

21. ed. CDD 639.3

DIELE EMELE PONTES CARVALHO DE LIMA

**DISTRIBUIÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES ENTRE DIFERENTES
HABITATS EM UM ESTUÁRIO TROPICAL PROTEGIDO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de Licenciada em Ciências Biológicas.

Área de concentração: Ecologia

Aprovada em: 21/10/2022.

BANCA EXAMINADORA



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



Prof. Dr. Cleber Duarte
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Dra. Silvia Yasmin Lustosa Costa
Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN)

AGRADECIMENTOS

Meu sentimento hoje é de gratidão por mais uma conquista profissional através de uma instituição pública. Agradeço a Deus por toda saúde em tempos de pandemia, por me dar ânimo e força pra trilhar a vida acadêmica e vencer a cada novo desafio, mesmo que a passos lentos.

Agradeço, em especial, a minha família que me deu suporte, sempre apoiou minhas decisões e sempre esteve ao meu lado em toda a trajetória, incluindo nos bastidores a mão de obra na preparação do material para as minhas coletas kkk. Obrigada, vocês são muito importantes pra mim, amo vocês!

Agradeço a Alexandre, por mais uma vez, estar ao meu lado acompanhando o processo e me dar força nas horas de cansaço com a velha frase “Vai dar certo, você consegue!”. Obrigada por acreditar em mim, ser tão paciente e parceiro.

Agradeço as minhas amigas, que não são poucas, pelos momentos de alegria, diversão e desabafo. Vocês também são peças fundamentais para reequilibrar os dias caóticos e de tensão, sempre me dando apoio. Vocês são demais!

Agradeço a equipe LEP, por tornar o ambiente de trabalho mais divertido e trazer leveza aos meus dias. Além disso, agradeço a seu Arlindo e por todo esforço daqueles que toparam ir para as coletas e triar o material junto a mim, vocês foram importantes para a construção desse trabalho.

Agradeço a André, por mais uma oportunidade de trabalho, por sua orientação, por sua paciência, por confiar em mim nas horas que eu mesma não confiei. Obrigada por ser esse pai científico maravilhoso e por insistir na finalização dessa etapa.

Agradeço também, a Universidade Estadual da Paraíba por me acolher nesses 10 anos em que estive ligada a ela, aos professores que me instruíram e aos funcionários que contribuem para o funcionamento dessa instituição. Sou imensamente grata por todos que contribuíram e que ainda contribuem para o meu crescimento profissional.

*“É preciso que eu suporte duas ou três larvas
se eu quiser conhecer as borboletas.”*

(Antoine de Saint-Exupéry)

RESUMO

O mosaico de habitats no sistema estuarino fornece maior heterogeneidade ao ecossistema, trazendo maior estabilidade e ampliando as oportunidades de utilização dos recursos pelas diversas espécies de peixes. Por se tratar de um ambiente dinâmico pela influência da descarga de água doce e ciclo de marés, aliado aos fatores ligados ao clima, a variação interanual é observada através das modificações nas condições abióticas do estuário e assim, na estruturação das comunidades estuarinas. Nessa perspectiva, o objetivo do estudo foi investigar as mudanças interanuais nos padrões de distribuição das assembleias de peixes entre habitats estuarinos em dois períodos chuvosos com diferentes precipitações (2015 e 2022). Para isso, as amostragens foram realizadas em três habitats (Fanerógamas, Mangue e Planície lamosa) no estuário do rio Mamanguape, Paraíba. Foram selecionados três pontos para cada habitat e realizados três arrastos de praia durante 3 minutos em cada ponto para coleta dos peixes. As variáveis ambientais de salinidade, temperatura, transparência e profundidade foram aferidas concomitantemente aos arrastos. Para verificar diferenças nas variáveis ambientais e ictiofauna entre cada fator (habitats e anos) foram realizadas PERMANOVAs. Para verificar a correlação das espécies com os fatores foi realizada uma PCO e para verificar suas contribuições em cada habitat estuarino foi utilizado o SIMPER. A riqueza e abundância das espécies apresentaram diferenças significativas apenas entre anos. As amostras plotadas nos gráficos da PCO indicaram uma separação temporal da ictiofauna, com o ano de 2015 sendo destaque para as larvas de Gerreidae, Engraulidae e *Albula vulpes*, enquanto 2022 apresentou maiores correlações com as espécies estuarino dependentes como os da família Lutjanidae e Clupeidae. A separação temporal da ictiofauna indica como a intensidade das chuvas afeta a estrutura das comunidades, tanto estuarina quanto a marinho costeira. O ano de chuvas menos intensas, possibilitou a maior entrada de larvas, enquanto o ano de chuvas muito intensas, a ausência de larvas pode estar ligada ao processo de estuarização, no qual há a extensão das condições estuarinas na zona marinha costeira adjacente. Assim, compreender a variação da ictiofauna através dos estudos temporais auxilia a prever mudanças nas comunidades costeiras de acordo com os efeitos ligados ao clima, funcionando como subsídios para a criação de estratégias que visem mitigar a perda de biodiversidade nos ecossistemas aquáticos tropicais.

Palavras-chave: peixes estuarinos; variação temporal; pluviosidade.

ABSTRACT

The mosaic of habitats in the estuary system provides greater heterogeneity to the ecosystem, bringing greater stability and expanding opportunities for the use of resources by different species of fish. Because it is a dynamic environment due to the influence of freshwater discharge and tidal cycle, combined with factors related to climate, the interannual variation is observed through changes in the abiotic conditions of the estuary and, thus, in the structuring of estuarine communities. In this perspective, the aim of the study was to investigate interannual changes in the distribution patterns of fish assemblages between estuarine habitats in two rainy seasons with different rainfall (2015 and 2022). For this, samplings were carried out in three habitats (Seagrass, Mangrove and Mudflat) in the estuary of the Mamanguape River, Paraíba. Three points were selected for each habitat and three beach trawls were carried out for 3 minutes at each point to collect the fish. The environmental variables of salinity, temperature, transparency and depth were measured concomitantly with the trawls. To verify differences in environmental variables and ichthyofauna between each factor (habitats and years) PERMANOVAs were performed. To verify the correlation of the species with the factors, a PCO was performed and to verify their contributions in each estuarine habitat, SIMPER was used. Species richness and abundance showed significant differences only between years. The samples plotted in the PCO graphs indicated a temporal separation of the ichthyofauna, with the year 2015 being highlighted for the larvae of Gerreidae, Engraulidae and *Albula vulpes*, while 2022 showed greater correlations with the dependent estuarine species such as those of the Lutjanidae and Clupeidae family. The temporal separation of the ichthyofauna indicates how the intensity of rainfall affects the structure of communities, both estuarine and coastal marine. The year of less intense rains allowed the greater entry of larvae, while the year of very intense rains, the absence of larvae may be linked to the estuarization process, in which there is an extension of estuarine conditions in the adjacent coastal marine zone. Thus, understanding the variation of the ichthyofauna through temporal studies helps to predict changes in coastal communities according to the effects climate-related effects, working as subsidies for the creation of strategies that aim to mitigate the loss of biodiversity in tropical aquatic ecosystems.

Keywords: estuarine fish; temporal variation; rainfall.

SUMÁRIO

| | |
|-----------------------------------|----|
| 1. INTRODUÇÃO | 8 |
| 2. METODOLOGIA | 11 |
| 2.1 Área de estudo | 11 |
| 2.2 Amostragens | 12 |
| 2.3 Análise de dados | 12 |
| 3. RESULTADOS | 14 |
| 4. DISCUSSÃO | 23 |
| 5. CONCLUSÕES | 26 |
| REFERÊNCIAS | 27 |

1. INTRODUÇÃO

Os habitats costeiros como sistemas estuarinos apresentam águas calmas e turvas que suportam uma diversidade e alta abundância de peixes juvenis, pois fornecem recursos importantes como alimento e proteção contra predadores, essenciais para o desenvolvimento dos estágios mais jovens (CLAUDINO et al., 2015). As áreas que apresentam uma maior densidade de juvenis e que contribuem para as populações adultas estão atreladas à hipótese do papel de berçário, no qual são responsáveis por garantir a sobrevivência dos jovens e a sua movimentação para outros habitats quando adultos (BECK et al., 2001; DAHLGREN et al. 2006). Entretanto, o papel de berçário não se restringe apenas a um habitat específico, mas também está associado a configuração da paisagem, a quantidade e aos tipos de habitats disponíveis (JAMES et al., 2019).

Os estuários apresentam um mosaico de habitats como manguezais, bancos de fanerógamas, bancos de areia, planícies lamosas, que conferem uma maior heterogeneidade espacial e complexidade ao sistema (SEITZ et al., 2020). Essas características contribuem para uma ampla variedade de recursos disponíveis para as assembleias de peixes e são responsáveis pelos padrões de riqueza e densidade das comunidades nesses ambientes (VASCONCELOS et al., 2015). Além disso, a disposição de múltiplos habitats favorece a conectividade entre eles, possibilitando o transporte de nutrientes, de organismos e o fluxo de energia, garantindo maior estabilidade do ecossistema (BEGER et al., 2010; GILBY et al., 2018).

A distribuição das comunidades dentro dos habitats no sistema estuarino é moldada por inúmeros processos químicos, físicos e biológicos como variações no regime hidrológico, salinidade, temperatura, turbidez, produtividade primária, relações intra e interespecíficas (WHITFIELD, 2021). Esses fatores atuam como filtros ambientais, selecionando as espécies que serão estabelecidas no ambiente de acordo com as suas capacidades fisiológicas de tolerância aliado a diferenciação do nicho (NAGELKERKEN et al., 2008). A salinidade, nesses sistemas, tem sido apontada como o principal fator limitante, por exigir das capacidades osmorregulatórias dos organismos (TELESH; KHLEBOVICH, 2010; DAVID et al., 2016; SALES et al., 2018). Entretanto, os eventos ligados ao clima também são fatores importantes para que haja o recrutamento desses juvenis e a entrada de larvas nas águas estuarinas, sustentando o papel de berçário desses ecossistemas (ELLIOTT et al., 2019).

A influência do clima na escala dos sistemas estuarinos é maior quando comparado aos oceanos, pois este último representa grandes massas de água nas quais os efeitos do clima são mais diluídos (HOUDE et al., 2022). Essa influência é importante no que diz respeito a

advecção provocada pelos ventos e através disso, a entrada de larvas no estuário (BRUNO; ACHA, 2015). Além disso, as mudanças sazonais pela influência das chuvas também são consideradas fatores chave para a estruturação biótica e abiótica nesses ambientes, sendo responsáveis por alterar a dinâmica do ecossistema, modificando a riqueza, abundância e composição de espécies (RAIMONET et al., 2016).

A entrada de água doce pela pluviosidade nos sistemas estuarinos regula diretamente os níveis de salinidade, a temperatura da água, a turbidez, o oxigênio dissolvido e as pistas olfatórias que funcionam como referência de orientação para as assembleias de peixes que adentram nos estuários (WHITFIELD, 2021). A quimiorrecepção é muito utilizada pelas espécies nos estágios iniciais do desenvolvimento, tendo em vista que ainda não possuem uma boa natação e necessitam de um habitat adequado, evitando predadores e em busca de disponibilidade de alimento para garantir a sua sobrevivência e o seu crescimento (BROOKER et al., 2020). As pistas carregam informações químicas, indicando a presença de alguns organismos como algas, folhas de mangue, animais como também de nutrientes e partículas de sedimentos que são carreados pela força de vazão do rio atuando como sinalizadores para as espécies que recrutam nesses sistemas costeiros (TEODÓSIO et al., 2016; BROOKER et al., 2020). A pluviosidade também apresenta influência sobre a produtividade primária nos estuários, no qual a descarga de nutrientes proveniente do continente estimula a produção planctônica, e esta atua diretamente nas cadeias alimentares pelágicas, determinando as interações presentes no ecossistema (MOURA et al., 2016).

A ligação entre as interações das espécies e o ambiente podem variar de acordo com o regime climático da região e com as mudanças climáticas interanuais, modificando os padrões no recrutamento das espécies (NYE et al., 2009). Os estudos acerca dos “drivers” ambientais na estruturação das comunidades, principalmente relacionados ao clima, estão sendo cada vez mais trabalhados tendo em vista a crescente interferência humana nos ecossistemas e nas mudanças climáticas globais (GILLANDERS et al., 2011; RAIMONET et al., 2016; LEAL FILHO et al., 2022). Além disso, habitats como os estuários, manguezais, bancos de fanerógamas estão entre os ambientes mais produtivos e ameaçados no planeta (BARBIER et al., 2011). A redução no tamanho e perda dos habitats afeta as taxas de recrutamento, limitando a dispersão das larvas e juvenis para habitats adequados (AMORIM et al., 2016).

Conhecer os efeitos dos processos relacionados ao clima nos ecossistemas costeiros, levando em consideração a diversidade de habitats que estão disponíveis para as assembleias de peixes, promove o entendimento acerca do comportamento dessas assembleias frente as mudanças nos eventos climáticos e a compreensão do funcionamento do ecossistema. Assim,

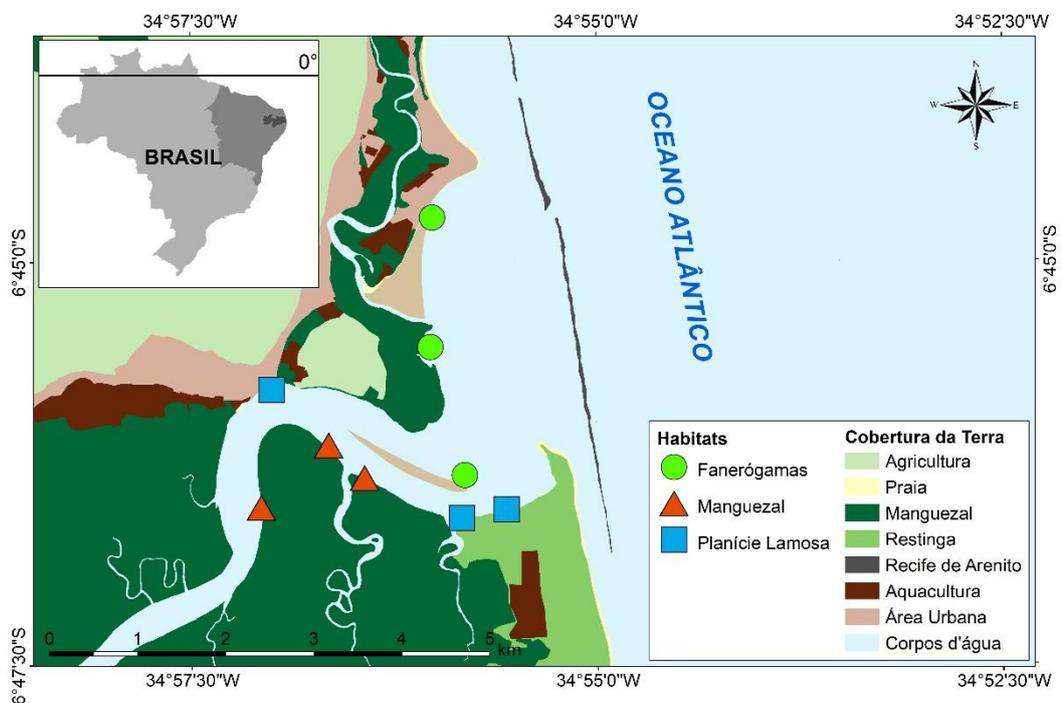
o objetivo geral do trabalho foi observar as mudanças nos padrões de distribuição das assembleias de peixes entre habitats estuarinos em dois períodos de tempo distintos, o ano de 2015 e de 2022.

2. METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no estuário do rio Mamanguape ($6^{\circ}43'02''\text{S}$ e $35^{\circ}67'46''\text{O}$), localizado no litoral norte estado da Paraíba entre os municípios de Rio Tinto, Marcação, Lucena e Baía da Traição (NASCIMENTO *et al.*, 2017) (Figura 1). A região apresenta um clima tropical com verão seco através da classificação 'As' de Köppen-Geiger, com a estação chuvosa ocorrendo entre os meses de março a agosto, e a estação seca entre setembro e fevereiro (ALVARES *et al.*, 2013).

Figura 1 - Mapa do estuário do Rio Mamanguape com os habitats estuarinos e cobertura da terra.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2022.

O estuário está inserido em uma Área de Proteção Ambiental (APA), criada através do Decreto n° 924, de 10 de setembro de 1993, com objetivo de proteger os ambientes costeiros e o peixe-boi marinho *Trichechus manatus* Linnaeus, 1758 (BRASIL, 1993; MOURÃO; NORDI, 2003). A área estuarina tem cerca de 146,4 km² e sua foz é parcialmente protegida por uma linha de recifes areníticos com aproximadamente 8,5 km de extensão (DOLBETH *et al.*, 2016). Além disso, nesse estuário existem alguns habitats associados que contribuem para a heterogeneidade espacial como bancos de fanerógamas, planícies lamosas e manguezais (OLIVEIRA; PESSANHA, 2014; SILVA; BAETA; PESSANHA, 2018). Por esta razão, esses habitats foram selecionados para o estudo.

Os bancos de fanerógamas são encontrados na parte inferior do estuário, caracterizados pela presença plantas vasculares marinhas enraizadas no sedimento, das quais as espécies já registradas para o estuário do rio Mamanguape são *Halodule wrightii* Ascherson, 1868, *Halophila decipiens* Ostenfeld, 1902 e *Halophila baillonii* Ascherson ex Dickie, 1874, sendo esta última classificada como vulnerável de acordo com a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) (XAVIER et al., 2012; MAGALHÃES et al., 2015). Na mesma porção inferior do estuário são encontradas as planícies de maré, localizadas na zona entremarés, onde o sedimento fino fica exposto durante a maré baixa e não apresentam vegetação associada (PESSANHA et al., 2021). Embora sejam caracterizados como habitats não-vegetados, existe uma fauna associada ao sedimento como invertebrados que são fonte alimento para os peixes (JAMES et al., 2019). Além disso, ao longo de todo o sistema estuarino, há presença de vegetação de mangue, representado pelas espécies *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia racemosa*, suportando uma ampla variação de salinidade (NASCIMENTO et al., 2017).

2.2 Amostragens

As amostragens foram realizadas durante as marés baixa de sizígia nos meses de junho e julho do ano de 2015, e março e maio de 2022, compreendendo o período chuvoso da região e em três habitats dispostos ao longo do canal principal do estuário, foram eles: bancos de fanerógamas, manguezal e planície lamosa. Para cada habitat foram selecionados três pontos e em cada ponto foram realizados três arrastos com uma rede tipo picaré (comprimento total 12m x altura 1,5m; comprimento do saco 3m; malha nas laterais 25mm e no saco 5mm entre nós adjacentes), com duração de três minutos cada. Em cada local de arrasto, foram aferidos parâmetros ambientais de salinidade, temperatura (°C), transparência (cm) e profundidade (cm). Além disso, foram compilados os dados pluviométricos para cada mês de coleta referente aos anos de estudo, retirados através do site da Agência Executiva de Gestão de Águas do Estado da Paraíba (AESAs, 2022).

Os peixes coletados foram anestesiados em gelo e posteriormente conduzidos ao Laboratório de Ecologia de Peixes (UEPB), onde foram identificados ao menor nível taxonômico possível.

2.3 Análise de dados

A priori, os dados ambientais foram transformados em Log (x+1) e posteriormente utilizados para construção de uma matriz de distância Euclidiana, enquanto os dados bióticos foram transformados em raiz quadrada para a construção da matriz de Bray-Curtis. Para

verificar se existe diferenças nas variáveis ambientais e na ictiofauna entre os habitats e entre os anos foi realizada uma Análise Permutacional Multivariada de Variância (PERMANOVA) com 9999 permutações através do pacote estatístico PRIMER v6 + PERMANOVA (CLARKE; GORLEY, 2006; ANDERSON et al., 2008). No design da PERMANOVA, foram incluídos dois fatores: espacial com três níveis (Fanerógamas, Mangue e Planície lamosa) e temporal com dois níveis (2015 e 2022) aninhado com os habitats (Fanerógamas, Mangue e Planície lamosa). A posteriori, quando o $p < 0,05$ foram empregados testes *pair-wise*. Além disso, foi realizada a PERMANOVA univariada para cada variável ambiental, a fim de verificar as diferenças individuais para os dois fatores. Para compreender a variação espaço-temporal das variáveis ambientais, foram elaborados gráficos de *boxplot* utilizando o software R versão 4.1.1 (R Core Team, 2021).

A fim de verificar as espécies correlacionadas com cada ano do estudo e habitats, foi realizada a Análise de Coordenadas Principais (PCO), utilizando a correlação de Spearman (0,35). Para verificar as contribuições das espécies entre os anos também foi realizada a Percentagem de Similaridade (SIMPER) para cada habitat.

3. RESULTADOS

As variáveis ambientais apresentaram diferenças significativas apenas temporalmente (Pseudo- $F_{3,104}=21,993$; $p=0,0001$), de acordo com a PERMANOVA. A salinidade, pluviosidade, temperatura, transparência e profundidade isoladamente também apresentaram diferenças significativas apenas para os anos do estudo, com o teste *pair-wise* indicando onde ocorre essas diferenças (Figura 2).

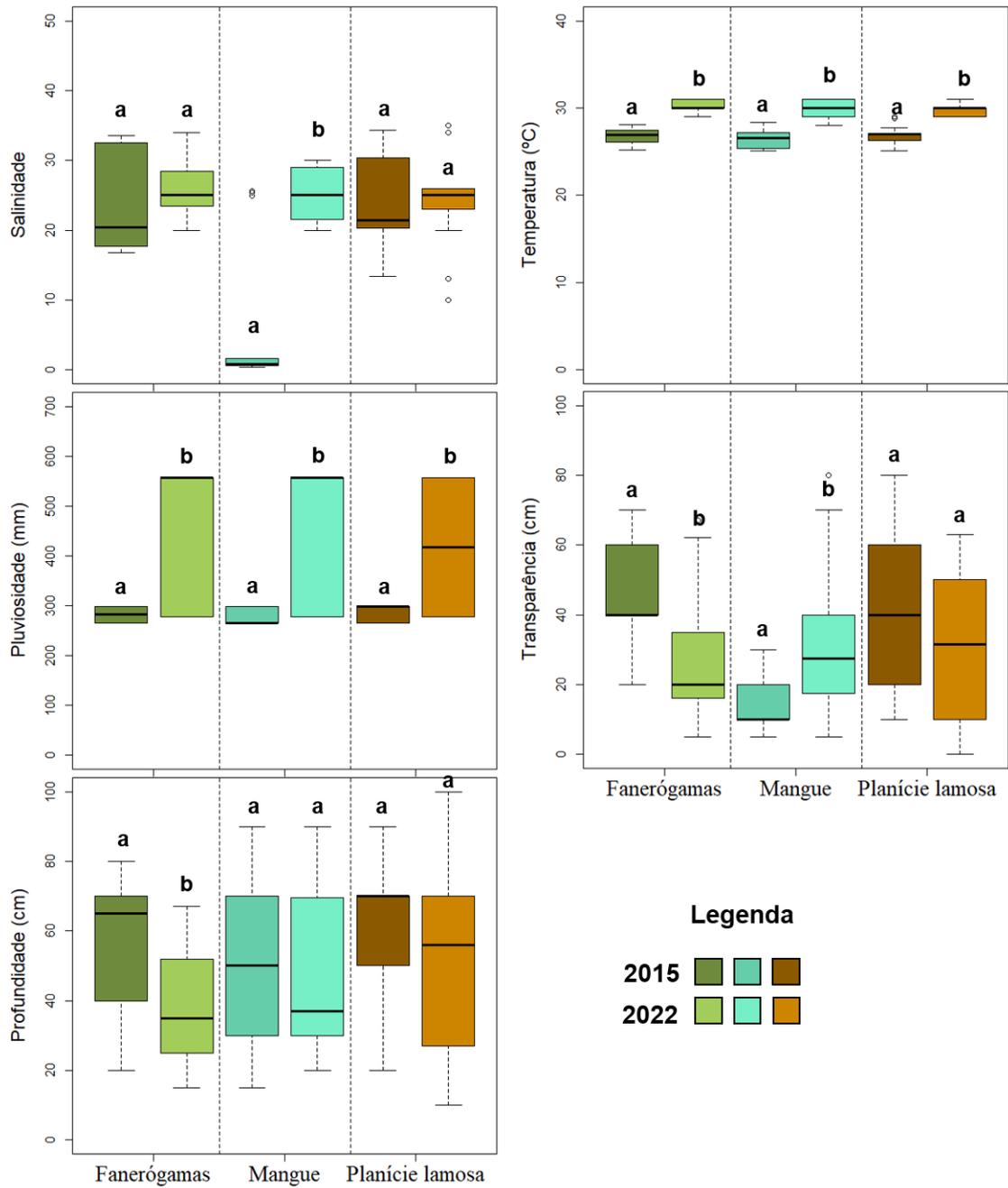
Os maiores valores de salinidade, temperatura e pluviosidade estiveram relacionadas ao ano de 2022, enquanto as maiores transparências e profundidades foram registradas em 2015 (Tabela 1). No ano de 2015, as variações de salinidade foram entre 16 e 34, a temperatura variou entre 25,1 e 30 °C, a pluviosidade entre 265.5 e 298.2 mm, a transparência entre 10 e 80 cm, e profundidade entre 15 e 90 cm (Tabela 1 e Figura 2). Para o ano de 2022, a salinidade variou entre 10 e 35, a temperatura esteve entre 28 e 29 °C, a pluviosidade entre 277.2 e 557.3 mm, a transparência entre 5 e 80 cm, e profundidade entre 10 e 100 cm (Tabela 1 e Figura 2).

Tabela 1 - Média, erro e variação das variáveis ambientais nos habitats (fanerógamas, mangue e planície lamosa) e nos anos de estudo (2015 e 2022).

| Variáveis ambientais | 2015 | | | | | | 2022 | | | | | |
|----------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|------------------|-----------------|------------------|-----------------|------------------|-----------------|
| | Fanerógamas | | Mangue | | Planície lamosa | | Fanerógamas | | Mangue | | Planície lamosa | |
| | Média e erro | Variação | Média e erro | Variação | Média e erro | Variação | Média e erro | Variação | Média e erro | Variação | Média e erro | Variação |
| Salinidade | 24.39±1.71 | 16.0-33.0 | 4.85±2.22 | 0.32-25.0 | 24.52±1.63 | 13.0-34.0 | 26.06±1.07 | 20.0-34.0 | 25.2±0.82 | 20.0-30.0 | 24.5±1.88 | 10.0-35.0 |
| Temperatura (°C) | 26.76±0.21 | 25.2-28.1 | 26.75±0.32 | 25.1-30.5 | 27.49±0.62 | 25.1-37.0 | 30.33±1.83 | 29.0-31.0 | 29.95±0.21 | 28.0-31.0 | 29.72±0.16 | 29.0-31.0 |
| Pluviosidade (mm) | 281.85±3.9 6 | 265.5- 298.2 | 281.85±3.9 6 | 265.5- 298.2 | 281.85±3.9 6 | 265.5- 298.2 | 445.26±36. 67 | 277.2- 557.3 | 445.26±33. 18 | 277.2- 557.3 | 417.25±33. 96 | 277.2- 557.3 |
| Transparência (cm) | 44.44±3.45 | 20.0-70.0 | 14.44±1.56 | 5.0-30.0 | 38.89±5.10 | 10.0-80.0 | 27.6±4.84 | 5.0-67.0 | 30.55±4.40 | 5.0-80.0 | 30.72±4.73 | 10.0-63.0 |
| Profundidade (cm) | 57.78±4.68 | 20.0-80.0 | 50.83±5.40 | 15.0-90.0 | 59.44±5.20 | 20.0-90.0 | 38±4.43 | 15.0-67.0 | 46.65±5.39 | 20.0-90 | 50.78±6.64 | 10.0-100.0 |

Fonte: Elaborada pelo autor, 2022.

Figura 2 - *Box-plot* das variáveis ambientais nos três habitats estuarinos (fanerógamas, mangue e planície lamosa) nos dois anos (2015 e 2022). Resultado do teste pair-wise realizado para cada variável ambiental entre os anos (a, b).



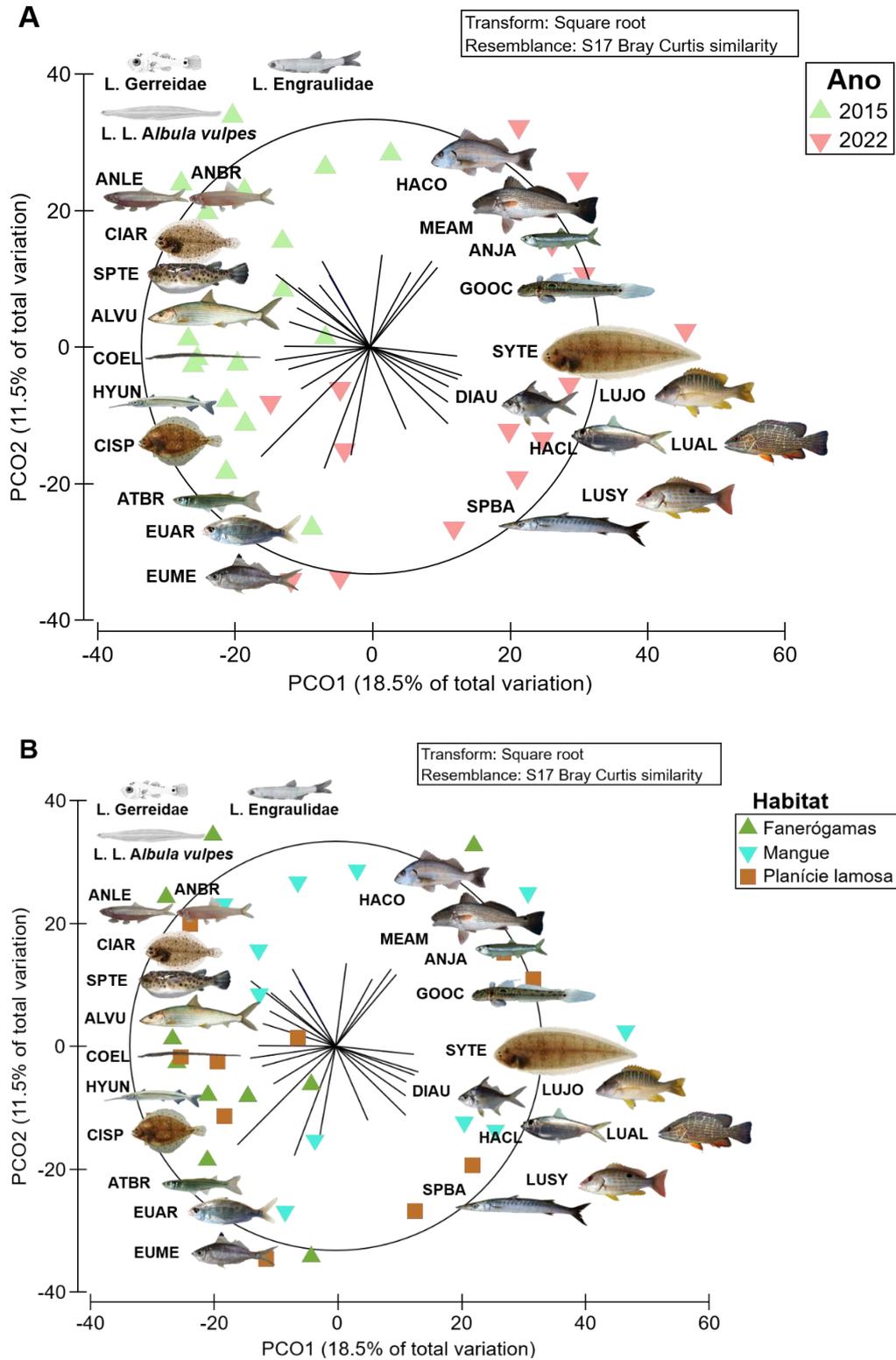
Fonte: Elaborada pelo autor, 2022.

Para os dois períodos estudados foram capturados 17.846 indivíduos de 113 espécies. No ano de 2015, as maiores abundâncias e riquezas foram na planície lamosa (5237 indivíduos e 68 espécies), seguida de fanerógamas (4399 indivíduos e 57 espécies) e mangue (4291 indivíduos e 50 espécies). Para o ano de 2022, as maiores abundâncias e riqueza estiveram ligadas a planície lamosa (1789 indivíduos), ao mangue (1278 indivíduos) e fanerógamas (852 indivíduos). Para este ano, a riqueza não seguiu o mesmo padrão da abundância, apresentando a maior riqueza no mangue (56 espécies), seguida da planície lamosa (52 espécies) e das fanerógamas (48 espécies).

As espécies responsáveis pelas maiores abundâncias foram Larva de Gerreidae (3.994), Larva de Engraulidae (3.822), *Atherinella brasiliensis* (2.650), *Eucinostomus melanopterus* (1.840), *Anchoa hepsetus* (587), *Mugil brevirostris* (376) e *Anchoiella brevirostris* (364), representando juntas 76,39 % da abundância total das espécies. Diferenças na abundância (Pseudo- $F_{3,106}=5,5806$; $p=0,0001$) e riqueza (Pseudo- $F_{3,106}= 8,8322$; $p=0,0001$) foram significativas apenas entre os anos.

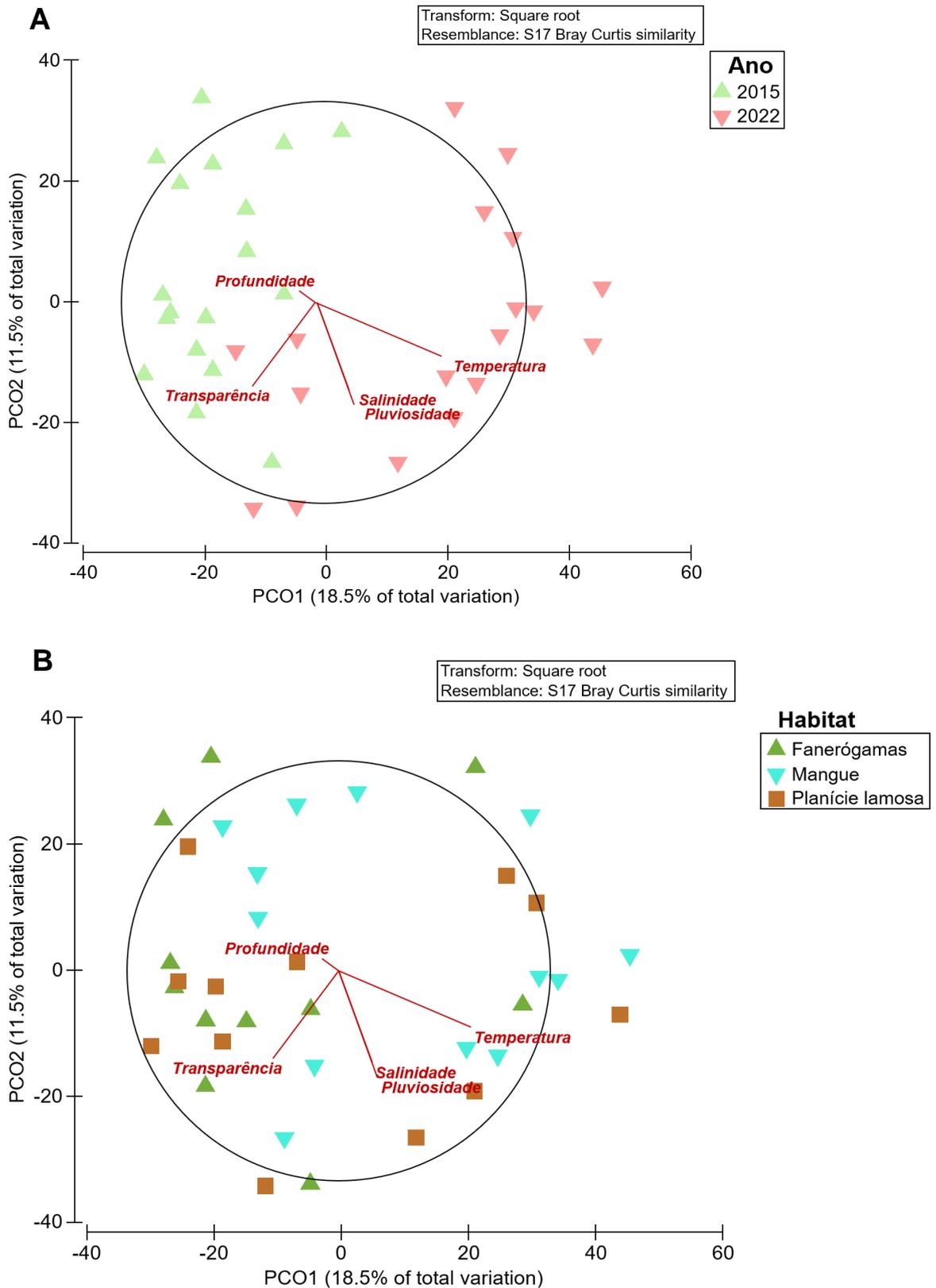
A PCO indicou uma separação temporal da ictiofauna e das variáveis ambientais, enquanto a separação entre habitats não foi visível (Figura 3A e 3B, Figura 4A e 4B). O eixo 1 da PCO apresentou 18,5 % da variação e representou a separação das espécies, com Larva de Gerreidae, Larva de Engraulidae, Larva Leptocephala de *Albula Vulpes*, *Anchoiella lepidentostole* (ANLE), *Anchoiella brevirostris* (ANBR), *Citharichthys arenaceus* (CIAR), *Sphoeroides testudineus* (SPTE), *Albula vulpes* (ALVU), *Cosmocampus elucens* (COEL), *Hyporhamphus unifasciatus* (HYUN), *Citharichthys spilopteus* (CISP), *Atherinella brasiliensis* (ATBR) e *Eucinostomus argenteus* (EUAR) correlacionadas ao ano de 2015 e as variáveis de profundidade e transparência (Figura 3A e 4A). Na porção direita do gráfico foram plotadas as espécies *Haemulopsis corvinaeformis* (HACO), *Menticirrhus americanus* (MEAM), *Anchoa januaria* (ANJA), *Gobionellus oceanicus* (GOOC), *Symphurus tessellatus* (SYTE), *Diapterus auratus* (DIAU), *Harengula clupeola* (HACL), *Lutjanus jocu* (LUJO), *Lutjanus alexandrei* (LUAL), *Lutjanus synagris* (LUSY) e *Sphyraena barracuda* (SPBA), e estiveram correlacionadas com ano de 2022 e com as variáveis ambientais de salinidade, pluviosidade e temperatura (Figura 3A e 4A).

Figura 3 - Análise de Coordenadas Principais (PCO) com as espécies e suas correlações para cada ano do estudo (A) e habitats (B), no estuário do Rio Mamanguape.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2022.

Figura 4 - Análise de Coordenadas Principais (PCO) com as variáveis ambientais e suas correlações para cada ano do estudo (A) e habitats (B), no estuário do Rio Mamanguape.



Fonte: Elaborada pelo autor, 2022.

A SIMPER indicou diferentes contribuições das espécies entres os anos em cada habitat, apresentando uma dissimilaridade de 79,09% nas fanerógamas, 77,36% no mangue e 78,83% na planície lamosa. As espécies que maior contribuíram para a dissimilaridade foram Larva de Gerreidae, *Atherinella brasiliensis* e *Anchoa hepsetus* nas fanerógamas, Larva de Engraulidae, *Atherinella brasiliensis* e *Sphoeroides testudineus* no mangue, e Larva de Gerreidae, *Atherinella brasiliensis* e *Eucinostomus melanopterus* na planície lamosa. As maiores abundâncias dessas espécies estiveram ligadas ao ano de 2015, fazendo parte de pelo menos 25% da contribuição cumulativa em cada habitat (Tabela 2).

As espécies que tiveram as maiores abundancias relacionadas ao ano de 2022 foram *Eucinostomus melanopterus* e *Eucinostomus argenteus* nas fanerógamas, *Rhinosardinia bahiensis*, *Diapterus auratus*, *Oligoplites saurus*, *Mugil liza*, *Lycengraulis grossidens*, *Ctenogobius boleosoma*, *Lutjanus alexandrei*, *Harengula clupeola* e *Mugil curema* no mangue, e *Mugil liza*, *Diapterus auratus*, *Mugil curema*, *Lile piquitinga*, *Eucinostomus argenteus* e *Lutjanus synagris* na planície lamosa (Tabela 2).

Tabela 2. Contribuição das espécies na SIMPER por habitat nos dois anos de estudo (2015 e 2022), a um nível de corte de 70%. Contrib%= Porcentagem de contribuição individual; Cum.%= Porcentagem de contribuição cumulativa.

| Habitats | Grupos taxonômicos | 2015 | 2022 | Contrib% | Cum. % |
|---------------------------|--|---------------------|---------------------|----------|-----------|
| | | Abundância Média | Abundância Média | | |
| Fanerógamas (79,02) | Larva de Gerreidae | 13.44 | 0.97 | 12.36 | 12.36 |
| | <i>Atherinella brasiliensis</i> | 8.32 | 5.13 | 6.55 | 18.91 |
| | <i>Anchoa hepsetus</i> | 6.52 | 0.4 | 6.22 | 25.13 |
| | <i>Eucinostomus melanopterus</i> | 3.4 | 4.63 | 6.01 | 31.14 |
| | <i>Anchoviella brevirostris</i> | 3.64 | 0 | 4.8 | 35.94 |
| | Larva de Engraulidae | 4.21 | 1.2 | 4.67 | 40.62 |
| | Larva de <i>Anchoviella</i> sp. | 2.61 | 0 | 3.83 | 44.45 |
| | <i>Mugil brevirostris</i> | 2.65 | 0 | 3.37 | 47.82 |
| | <i>Sphoeroides testudineus</i> | 2.61 | 0.2 | 3.2 | 51.02 |
| | <i>Hyporhamphus unifasciatus</i> | 2.58 | 0 | 3 | 54.01 |
| | Larva Leptocephala de <i>Albula vulpes</i> | 2.64 | 0.68 | 2.76 | 56.77 |
| | <i>Eucinostomus argenteus</i> | 0.71 | 2.22 | 2.26 | 59.04 |
| | <i>Ulaema lefroyi</i> | 2 | 0.28 | 2.26 | 61.29 |
| | <i>Anchoviella</i> sp. | 2.25 | 0 | 2.02 | 63.31 |
| | <i>Sphoeroides greeleyi</i> | 1.92 | 0.45 | 1.96 | 65.27 |
| | <i>Anchoviella lepidentostole</i> | 1.47 | 0 | 1.8 | 67.07 |
| | <i>Trachinotus falcatus</i> | 1.05 | 0.85 | 1.52 | 68.59 |
| | <i>Lycengraulis grossidens</i> | 1.02 | 0.65 | 1.38 | 69.96 |
| <i>Caranx latus</i> | 1.28 | 0.28 | 1.37 | 71.34 | |
| Mangue (77,36) | Larva de Engraulidae | 20.47 | 1.19 | 22.62 | 22.62 |
| | <i>Atherinella brasiliensis</i> | 6.05 | 3.02 | 6.63 | 29.25 |
| | <i>Sphoeroides testudineus</i> | 3.74 | 0.61 | 3.93 | 33.18 |
| | <i>Eucinostomus melanopterus</i> | 4.22 | 2.39 | 3.82 | 37 |
| | <i>Rhinosardinia bahiensis</i> | 1.23 | 3.15 | 3.74 | 40.74 |
| | <i>Diapterus auratus</i> | 0 | 3.07 | 3.2 | 43.93 |
| | <i>Mugil brevirostris</i> | 2.11 | 0 | 2.55 | 46.49 |
| | <i>Oligoplites saurus</i> | 0.62 | 2.35 | 2.42 | 48.9 |
| | Larva de Gerreidae | 2.14 | 0.8 | 2.27 | 51.17 |
| | <i>Mugil liza</i> | 0.98 | 1.27 | 2.05 | 53.22 |
| | <i>Anchoa januaria</i> | 1.51 | 1.09 | 2.04 | 55.26 |
| | <i>Lycengraulis grossidens</i> | 1.2 | 1.75 | 2.04 | 57.29 |
| | <i>Ctenogobius boleosoma</i> | 0.86 | 1.41 | 1.81 | 59.11 |
| | <i>Citharichthys macrops</i> | 1.61 | 0.74 | 1.76 | 60.86 |
| | <i>Caranx latus</i> | 1.94 | 0.53 | 1.68 | 62.54 |
| | <i>Lutjanus alexandrei</i> | 0 | 1.29 | 1.66 | 64.21 |
| <i>Harengula clupeola</i> | 0 | 1.64 | 1.61 | 65.82 | |
| <i>Achirus lineatus</i> | 1.89 | 0.97 | 1.6 | 67.42 | |

| | | | | | |
|--------------------------------|--|-------|------|-------|-------|
| | <i>Diapterus rhombeus</i> | 1 | 0.86 | 1.56 | 68.97 |
| | <i>Mugil curema</i> | 1.36 | 2.01 | 1.51 | 70.48 |
| Planície lamosa (78,83) | Larva de Gerreidae | 13.67 | 1.4 | 10.64 | 10.64 |
| | <i>Atherinella brasiliensis</i> | 11.01 | 6.12 | 8.7 | 19.34 |
| | <i>Eucinostomus melanopterus</i> | 7.08 | 6.63 | 5.9 | 25.23 |
| | Larva de Engraulidae | 5.74 | 0 | 5.39 | 30.62 |
| | <i>Caranx latus</i> | 5.24 | 0.17 | 5.26 | 35.88 |
| | <i>Mugil brevirostris</i> | 4.66 | 0.8 | 4.01 | 39.89 |
| | <i>Hyporhamphus unifasciatus</i> | 3.52 | 0.33 | 3.13 | 43.02 |
| | <i>Sphoeroides greeleyi</i> | 3.8 | 1.11 | 2.95 | 45.97 |
| | <i>Anchoviella lepidentostole</i> | 2.55 | 0 | 2.41 | 48.39 |
| | Larva Leptocephala de <i>Albula vulpes</i> | 2.14 | 0 | 2.31 | 50.69 |
| | <i>Mugil liza</i> | 1.78 | 1.98 | 2.21 | 52.9 |
| | <i>Sphoeroides testudineus</i> | 2.96 | 0.76 | 2.19 | 55.09 |
| | <i>Diapterus auratus</i> | 0.29 | 2.24 | 1.93 | 57.02 |
| | <i>Anchoviella brevirostris</i> | 1.98 | 0 | 1.92 | 58.94 |
| | <i>Ctenogobius boleosoma</i> | 2.49 | 0.29 | 1.9 | 60.83 |
| | <i>Mugil curema</i> | 1.53 | 1.77 | 1.9 | 62.73 |
| | <i>Anchoviella</i> sp. | 2.27 | 0 | 1.78 | 64.51 |
| | <i>Bathygobius soporator</i> | 1.97 | 0.68 | 1.6 | 66.11 |
| | <i>Lile piquitinga</i> | 0.6 | 1.36 | 1.54 | 67.64 |
| | <i>Eucinostomus argenteus</i> | 1.15 | 1.44 | 1.49 | 69.13 |
| <i>Lutjanus synagris</i> | 0.74 | 1.61 | 1.36 | 70.5 | |

Fonte: Elaborada pelo autor, 2022.

4. DISCUSSÃO

A ictiofauna do estuário do rio Mamanguape apresentou diferenças em sua composição, abundância e riqueza pela comparação entre os anos estudados. Dentro da perspectiva temporal, a pluviosidade foi um fator determinante na modificação da estrutura das comunidades, tendo em vista que houve uma grande incidência de chuvas no ano de 2022 em comparação ao ano de 2015. Por se tratar de um ambiente de transição entre o rio e o mar, os processos estuarinos são determinados pelo grau da entrada de água doce, proveniente da quantidade de chuvas que é captada pela bacia hidrográfica, e da intrusão de água salgada através da dinâmica do ciclo de marés, moldando assim as comunidades de peixes (STEWART et al., 2020).

O aumento das chuvas nos sistemas estuarinos tem grande influência sobre o crescimento e reprodução dos peixes em áreas tropicais, sendo responsável pelos padrões de recrutamento nos estuários (PICHLER et al., 2016). Alguns estudos em estuários tropicais apontam o aumento da abundância de larvas e juvenis no período de chuva, principalmente das espécies anádromas e estuarino-dependentes (RAMOS et al., 2016; SANTOS; RAMOS; BONECKER, 2017). No ano de 2015, a maior contribuição das larvas de Gerreidae, de Engraulidae, de *Anchoviella* sp. e de *Albula vulpes* indica a influência do período chuvoso para a entrada desses estágios iniciais, demonstrando que embora nesse período as chuvas tenham sido menos intensas, facilitou o transporte das larvas para dentro do sistema estuarino, corroborando com os achados de Dantas et al. (2012), Amorim et al. (2017) e Bonecker et al. (2017) que apontaram que os estágios larvais destas famílias são mais abundantes e com maior ocorrência com o período chuvoso.

Estudos apontam a influência das chuvas no sucesso do recrutamento está ligada as pistas químicas levadas aos habitats adjacentes, o carreamento de nutrientes que afetam a produção primária e secundária, e também é responsável pelo transporte e retenção de larvas, tendo em vista que possuem uma menor capacidade natatória (HSIEH et al., 2010; PRITT et al., 2014; TEODÓSIO et al., 2016; LIMA; FERREIRA; BARLETTA, 2019). O transporte de material carreado pelas chuvas para a área costeira também sinalizam os adultos das espécies, no qual podem aliar seus ciclos reprodutivos ao momento em que há maior disponibilidade de alimento para as larvas, como forma de garantir a sua sobrevivência e contribuir posteriormente para o retorno dessas larvas para as populações adultas (CUSHING, 1990).

Entretanto, grandes volumes de água que chegam ao estuário também impactam negativamente o recrutamento, no qual a força da vazão dificulta a entrada de larvas e juvenis

no estuário (ACHA et al., 2012). Além disso, o maior fluxo de água doce pode estender a região estuarina por uma área maior na zona costeira, modificando as condições de salinidade e dos habitats disponíveis para as assembleias de peixes (LONGHURST; PAULY, 1987; LIMA et al., 2014). O processo de extensão da área estuarina para a área costeira adjacente é chamado de estuarização, permitindo que as espécies permaneçam nos ecossistemas marinhos costeiros, modificando a estrutura das comunidades nessas áreas (PASSOS et al., 2016). Por esta razão, as chuvas intensas no ano de 2022 podem ter afetado negativamente a entrada de larvas nos habitats do estuário do rio Mamanguape.

A extrema turbidez provocada pela intensidade de chuvas pode ocasionar mortalidade e redução da condição fisiológica dos estágios mais jovens (GONZÁLEZ-ORTEGÓN et al., 2010). Em nossos resultados, a turbidez não foi mensurada, entretanto, a maior transparência da água no ano de 2015 também foi um fator importante, principalmente para o estabelecimento das larvas de Gerreidae. Estas apresentaram maiores contribuições nos habitats de fanerógamas e planície lamosa, locais de maior transparência. A transparência é um fator que possibilita uma melhor identificação das presas na água pelos peixes, principalmente para predadores visuais, como os de hábito zooplânctívoro (LEECH et al., 2009). Alguns estudos indicam que os estágios iniciais de Gerreidae apresentam hábitos zooplânctívoros, tendo em vista que o zooplâncton é um componente nutricional importante por fornecer fontes de proteínas e ácidos graxos para os peixes desenvolvimento (VAN DER MEEREN et al., 2008; ARAÚJO; DANTAS; PESSANHA, 2016; VASCONCELLOS et al., 2018). A preferência das larvas de Gerreidae por locais de maiores transparências nos nossos resultados pode estar relacionada ao maior sucesso de captura desse recurso alimentar. Um estudo realizado no estuário do rio Mamanguape também apontou um alto consumo de presas do zooplâncton por *Eucinostomus melanopterus* na planície lamosa (ARAÚJO; DANTAS; PESSANHA, 2016).

As espécies apresentam maior contribuição da abundância em alguns habitats em específico, como Larva de Gerreidae, *Atherinella brasiliensis* e *Anchoa hepsetus* nas fanerógamas, Larva de Engraulidae, *Atherinella brasiliensis* e *Sphoeroides testudineus* no mangue, e Larva de Gerreidae, *Atherinella brasiliensis* e *Eucinostomus melanopterus* na planície lamosa, mas estas também estão presentes em menor abundância em outros habitats. Isso ocorre devido a conectividade existente entre os habitats dentro do estuário, promovendo o trânsito de indivíduos entre os habitats disponíveis, sendo este um importante fator que contribui para a manutenção da diversidade e nos processos de recrutamento nos sistemas estuarinos (CALABRESE; FAGAN, 2004). As espécies podem utilizar o mosaico de habitats

estuarinos de forma distinta ao longo do seu desenvolvimento ontogenético, suprindo as necessidades nutricionais e garantindo a sua sobrevivência para chegar na fase adulta (REIS-FILHO et al. 2019).

Algumas espécies como *Diapterus auratus*, *Lutjanus alexandrei* e *Harengula clupeiola* estiveram ausentes no habitat de mangue ano de 2015 e presentes durante o ano de 2022. Adicionalmente, também houve um aumento na abundância das espécies de sardinhas como *Rhinosardinia bahiensis* e *Lile piquitinga*. Esses resultados podem estar relacionados aos diferentes pontos de amostragem entre os anos, o que explica também os maiores valores de salinidade ligados ao ano de 2022. Neste último ano também, há uma forte presença de predadores, representado principalmente pelos lutjanídeos e por *Sphyraena barracuda*. Essas espécies, por se tratarem de estuarino-dependentes e utilizarem os estuários como ecossistemas propícios para completar o seu ciclo de vida, são mais frequentemente encontradas nas zonas estuarinas próximas a foz, locais de maior salinidade (POTTER et al., 2015). Além disso, o habitat de mangue tem sido retratado como fundamental para as espécies, funcionando como proteção para os juvenis, como observado para *Rhinosardinia bahiensis* (CLARK; PESSANHA, 2015), as espécies da família Lutjanidae e Sphyraenidae (AGUILAR-PERERA; APPELDOORN, 2008).

Embora em nossos resultados não apontem diferenças significativas entre habitats, muitos estudos destacam a importância das particularidades destes para o estabelecimento das espécies e do mosaico de habitats para a estabilidade do ecossistema (GILBY et al., 2018; JAMES et al., 2019; ENCHELMAIER; BABCOCK; HAMMERSCHLAG, 2020; SEITZ et al., 2020). Para este trabalho não foi levada em consideração as diferentes classes de tamanho e nem a movimentação das espécies entre os habitats. Assim compreender essa movimentação entre habitats de acordo com o estágio de desenvolvimento, pode ser uma abordagem a ser mais bem explorada em trabalhos futuros. Aliar o fator espacial e o temporal auxilia a compreensão acerca do comportamento das espécies frente aos filtros ambientais. Além disso, à medida que há mudanças nos padrões climáticos ao longo do tempo, também há modificações nos padrões de recrutamento, na estrutura das comunidades estuarinas e de áreas adjacentes, levando em consideração a conectividade e o papel de berçário desses ambientes. Portanto, estudos em recortes de tempo diferentes são importantes para compreender a dinâmica dos processos e padrões que ocorrem nos ecossistemas aquáticos.

5. CONCLUSÕES

Nossos resultados apontaram a pluviosidade como um fator importante para a estruturação das comunidades de peixes estuarinas, tendo em vista que a ictiofauna do rio Mamanguape apresentou diferenças significativas entre os dois anos de estudo. O ano de 2015 apresentou menor pluviosidade e foi responsável pela maior entrada de larvas no sistema estuarino como larvas de Gerreidae, Engraulidae e *Albula vulpes*, indicando que as chuvas menos intensas facilitaram o transporte dessas larvas para o sistema estuarino. Em contrapartida, o ano de 2022 apresentou maior pluviosidade e foi responsável pela entrada de espécies estuarino dependentes, representadas pelas famílias Gerreidae, Lutjanidae e Clupeidae. Além disso, embora não houve diferenças significativas entre os habitats no estudo, a abundância das espécies variou entre eles, indicando a utilização do mosaico de habitats pelas espécies. Houveram maiores contribuições de larva de Gerreidae nas fanerógamas e planície lamosa, enquanto no mangue houve maior contribuição de larva de Engraulidae.

REFERÊNCIAS

- AESA – Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. Climatologia da precipitação anual acumulada (mm) – ano 2022. Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/meteorologia-chuvas/>. Acesso em: 01 julho 2022.
- ACHA, E. M.; SIMIONATO, C. G.; MIANZAN, C. H. Climate-induced year-class fluctuations of whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Pisces, Sciaenidae) in the Río de la Plata estuary, Argentina–Uruguay. **Fisheries Oceanography**, v. 21, n. 1, p. 58-77, 2012.
- AGUILAR-PERERA, A.; APPELDOORN, R.S. Spatial distribution of marine fishes along a cross-shelf gradient containing a continuum of mangrove–seagrass–coral reefs off southwestern Puerto Rico. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 76, n. 2, p. 378-394, 2008.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M. SPAROVEK, G. Köppen’s climate classification map of Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, p. 711-728, 2013.
- ANDERSON, M.; GORLEY, R. N.; CLARKE, R. K. **Permanova+ for primer: Guide to software and statistical methods**. Primer-E Limited, 2008.
- AMORIM, E.; RAMOS, S.; ELLIOTT, M. BORDALO, A. A. Immigration and early life stages recruitment of the European flounder (*Platichthys flesus*) to an estuarine nursery: The influence of environmental factors. **Journal of Sea Research**, v. 107, p. 56-66, 2016.
- AMORIM, E.; RAMOS, S.; ELLIOTT, M.; FRANCO, A.; BORDALO, A. A. Habitat loss and gain: Influence on habitat attractiveness for estuarine fish communities. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 197, p. 244-257, 2017.
- ARAÚJO, A. L. F.; DANTAS, R. P.; PESSANHA, A. L. M. Feeding ecology of three juvenile mojarra (*Gerreidae*) in a tropical estuary of northeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 14, 2016.
- BARBIER, E. B.; HACKER, S. D.; KOCH, E. W.; STIER, A.C.; SILLIMAN, B. R. Estuarine and coastal ecosystems and their services. **Treatise on estuarine and coastal science**, v. 12, p. 109-27, 2011.
- BECK, M. W.; HECK, K. L.; ABLE, K. W.; CHILDERS, D. L.; EGGLESTON, D. B.; GILLANDERS, B. M.; HALPERN, B.; HAYS, C. G.; HOSHINO, K.; MINELLO, T. J.; ORTH, R. J.; SHERIDAN, P. F.; WEINSTEIN, M. P. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates: a better understanding of the habitats that serve as nurseries for marine species and the factors that create site-specific variability in nursery quality will improve conservation and management of these areas. **Bioscience**, v. 51, n. 8, p. 633-641, 2001.
- BEGER, M.; GRANTHAM, H. S.; PRESSEY, R. L.; WILSON, K. A.; PETERSON, E. L.; DORFMAN, D.; MUMBY, P. J.; LOURIVAL, R.; BRUMBAUGH, D. R.; POSSINGHAM, H. P. Conservation planning for connectivity across marine, freshwater, and terrestrial realms. **Biological Conservation**, v. 143, n. 3, p. 565-575, 2010.

BRASIL, Decreto nº 924, de 10 de Setembro de 1993. Cria a Área de Proteção Ambiental da Barra de Rio Mamanguape no Estado da Paraíba e dá outras providências. Disponível em: <<http://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1993/decreto-924-10-setembro-1993-336718-publicacaooriginal-1-pe.html>>. Acesso em: 01 de setembro de 2022.

BROOKER, R. M.; SEYFFERTH, A. L.; HUNTER, A.; SNEED, J. M.; DIXSON, D. L.; HAY, M. E. Human proximity suppresses fish recruitment by altering mangrove-associated odour cues. **Scientific reports**, v. 10, n. 1, p. 1-9, 2020.

BRUNO, D. O.; ACHA, E. M. Winds vs. tides: factors ruling the recruitment of larval and juvenile fishes into a micro-tidal and shallow choked lagoon (Argentina). **Environmental Biology of Fishes**, v. 98, n. 5, p. 1449-1458, 2015.

CALABRESE, J. M.; FAGAN, W. F. A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 2, n. 10, p. 529-536, 2004.

CLARK, F. J. K.; PESSANHA, A. L. M. Diet and ontogenetic shift in habitat use by *Rhinosardinia bahiensis* in a tropical semi-arid estuary, north-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 95, n. 1, p. 175-183, 2015.

CLARKE, K. R.; GORLEY, R.N. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth, 2006.

CLAUDINO, M. C.; PESSANHA, A. L. M.; ARAÚJO, F. G.; GARCIA, A. M. G. Trophic connectivity and basal food sources sustaining tropical aquatic consumers along a mangrove to ocean gradient. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 167, p. 45-55, 2015.

CUSHING, D. H. Plankton production and year-class strength in fish populations: an update of the match/mismatch hypothesis. In: **Advances in marine biology**. Academic Press, 1990. p. 249-293.

DAHLGREN, C. P.; KELLISON, G. T.; ADAMS, A. J.; GILLANDERS, B. M.; KENDALL, M. S.; LAYMAN, C. A.; LEY, J. A.; NAGELKERKEN, I.; SERAFY, J. E. Marine nurseries and effective juvenile habitats: concepts and applications. **Marine Ecology Progress Series**, v. 312, p. 291-295, 2006.

DANTAS, D. V.; BARLETTA, M.; LIMA, A. R. A.; RAMOS, J. A. A.; COSTA, M. F.; SAINT-PAUL, U. Nursery habitat shifts in an estuarine ecosystem: patterns of use by sympatric catfish species. **Estuaries and Coasts**, v. 35, n. 2, p. 587-602, 2012.

DAVID, V.; SELLESLAGH, J.; NOWACZYK, A.; DUBOIS, S.; BACHELET, G.; BLACHET, H.; GOULLIEUX, B.; LAVESQUE, N.; LECONTE, M.; SAVOYE, N.; SAUTOUR, B.; LOBRY, J. Estuarine habitats structure zooplankton communities: implications for the pelagic trophic pathways. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 179, p. 99-111, 2016.

DOLBETH, M.; VENDEL, A. L.; BAETA, A.; PESSANHA, A.; PATRICIO, J. Exploring ecosystem functioning in two Brazilian estuaries integrating fish diversity, species traits and food webs. **Marine Ecology Progress Series**, v. 560, p. 41-55, 2016.

- ELLIOTT, M.; DAY, J. W.; RAMACHANDRAN, R.; WOLANSKI, E. A synthesis: what is the future for coasts, estuaries, deltas and other transitional habitats in 2050 and beyond?. In: **Coasts and Estuaries**. Elsevier, 2019. p. 1-28.
- ENCHELMAIER, A. C.; BABCOCK, E.A.; HAMMERSCHLAG, N. Survey of fishes within a restored mangrove habitat of a subtropical bay. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 244, p. 106021, 2020.
- HOUDE, E. D.; ABLE, K. W.; STRYDOM, N. A.; WOLANSKI, E.; ARULA, T. Reproduction, Ontogeny and Recruitment. **Fish and Fisheries in Estuaries: A Global Perspective**, v. 1, p. 60-187, 2022.
- HSIEH, H. Y.; LO, W. T.; LIU, D. C.; SU, W. C. Influence of hydrographic features on larval fish distribution during the south-westerly monsoon in the waters of Taiwan, western North Pacific Ocean. **Journal of Fish Biology**, v. 76, n. 10, p. 2521-2539, 2010.
- 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.
- GILLANDERS, B. M.; ELSDON, T. S.; HALLIDAY, I. A.; JENKINS, G. P.; ROBINS, J. B.; VALESINI, F. J. Potential effects of climate change on Australian estuaries and fish utilising estuaries: a review. **Marine and Freshwater Research**, v. 62, n. 9, p. 1115-1131, 2011.
- GILBY, B. L.; OLDS, A. D.; CONNOLLY, R. M.; MAXWELL, P. S.; HENDERSON, C. J.; SCHLACHER, T. A. Seagrass meadows shape fish assemblages across estuarine seascapes. **Marine Ecology Progress Series**, v. 588, p. 179-189, 2018.
- GONZÁLEZ-ORTEGÓN, E.; SUBIDA, M. D.; CUESTA, J. A.; ARIAS, A. M.; FÉRNANDEZ-DELGADO, C.; DRAKE, P. The impact of extreme turbidity events on the nursery function of a temperate European estuary with regulated freshwater inflow. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 87, n. 2, p. 311-324, 2010.
- 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.
- LEAL FILHO, W.; NAGY, G. J.; MARTINHO, F.; SAROAR, M.; ERACHE, M. G.; PRIMO, A. L.; PARDAL, M. A.; LI, C. Influences of Climate Change and Variability on Estuarine Ecosystems: An Impact Study in Selected European, South American and Asian Countries. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 19, n. 1, p. 585, 2022.
- LEECH, D. M.; BOEING, W. J.; COOKE, S. L.; WILLIAMSON, C. E.; TORRES, L. UV-enhanced fish predation and the differential migration of zooplankton to UV radiation and fish. **Limnology and Oceanography**, v. 54, n. 4, p. 1152-1161, 2009.
- LIMA, A. R. A.; COSTA, M. F.; BARLETTA, M. Distribution patterns of microplastics within the plankton of a tropical estuary. **Environmental research**, v. 132, p. 146-155, 2014.

LIMA, A. R. A.; FERREIRA, G. V. B.; BARLETTA, M. Estuarine ecocline function and essential habitats for fish larvae in tropical South Western Atlantic estuaries. **Marine environmental research**, v. 151, p. 104786, 2019.

LONGHURST, A. R.; PAULY, D. 1987. Ecology of tropical oceans.

MAGALHÃES, K. M.; BORGES, J. C. G; PITANGA, M. E. Halophila baillonis Ascherson: first population dynamics data for the Southern Hemisphere. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 87, p. 861-865, 2015.

MOURA, G. C.; BARBOSA, J. E. L.; PATRÍCIO, J. NERY, J. F.; GONÇALVES, A. M. M. Seasonal and spatial shifts in copepod diets within tropical estuaries measured by fatty acid profiles. **Ecological Indicators**, v. 69, p. 284-294, 2016.

MOURÃO, J.; NORDI, N. Etnoictiologia de pescadores artesanais do estuário do rio Mamanguape, Paraíba, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 29, n. 1, p. 9-17, 2003.

NASCIMENTO, D. M.; ALVES, R. R. N.; BARBOZA, R. R. D.; SCHMIDT, A. J.; DIELE, K.; MOURÃO, J. S. Commercial relationships between intermediaries and harvesters of the mangrove crab *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) in the Mamanguape River estuary, Brazil, and their socio-ecological implications. **Ecological Economics**, v. 131, p. 44-51, 2017.

NAGELKERKEN, I.; BLABER, S. J. M.; BOUILLON, S.; GREEN, P.; HAYWOOD, M.; KIRTON, L. G.; MEYNECKE, J. O.; PAWLIK, J.; PENROSE, H.M.; SASEKUMAR, A.; SOMERFIELD, P.J. The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: a review. **Aquatic botany**, v. 89, n. 2, p. 155-185, 2008.

NYE, J. A.; LINK, J. S.; HARE, J. A.; OVERHOLTZ, W. J. Changing spatial distribution of fish stocks in relation to climate and population size on the Northeast United States continental shelf. **Marine Ecology Progress Series**, v. 393, p. 111-129, 2009.

OLIVEIRA, R.E.M.C.C.; PESSANHA, A. L.M. Fish assemblages along a morphodynamic continuum on three tropical beaches. **Neotropical Ichthyology**, v. 12, n. 1, p. 165-175, 2014.

PASSOS, C. V. B.; FABRÉ, N. N.; MALHADO, A. C. M.; BATISTA, V. S.; LADLE, R. J. Estuarization increases functional diversity of demersal fish assemblages in tropical coastal ecosystems. **Journal of fish biology**, v. 89, n. 1, p. 847-862, 2016.

PESSANHA, A. L. M.; SALES, N. S; LIMA, C. S. S.; CLARK, F. J. K; LIMA, L. G.; 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.

PICHLER, H. A.; GRAY, C. A.; BROADHURST, M. K.; SPACH, H. L.; NAGELKERKEN, I. Seasonal and environmental influences on recruitment patterns and habitat usage among resident and transient fishes in a World Heritage Site subtropical estuary. **Journal of fish biology**, v. 90, n. 1, p. 396-416, 2017.

- POTTER, I. C.; TWEEDLEY, J. R.; ELLIOTT, M.; WHITFIELD, A. K. The ways in which fish use estuaries: a refinement and expansion of the guild approach. **Fish and Fisheries**, v. 16, n. 2, p. 230-239, 2015.
- PRITT, J. J.; ROSEMAN, E. F.; O'BRIEN, T. P. Mechanisms driving recruitment variability in fish: comparisons between the Laurentian Great Lakes and marine systems. **ICES Journal of Marine Science**, v. 71, n. 8, p. 2252-2267, 2014.
- RAMOS, J. A. A.; BARLETTA, M.; DANTAS, D. V.; COSTA, M. F. Seasonal and spatial ontogenetic movements of Gerreidae in a Brazilian tropical estuarine ecocline and its application for nursery habitat conservation. **Journal of fish biology**, v. 89, n. 1, p. 696-712, 2016.
- RAIMONET, M.; CLOERN, J. E. Estuary–ocean connectivity: fast physics, slow biology. **Global change biology**, v. 23, n. 6, p. 2345-2357, 2017.
- REIS-FILHO, J. A.; SCHMID, K. HARVEY, E. S.; GIARRIZZO, T. Coastal fish assemblages reflect marine habitat connectivity and ontogenetic shifts in an estuary-bay-continental shelf gradient. **Marine environmental research**, v. 148, p. 57-66, 2019.
- SANTOS, R. V. S.; RAMOS, S.; BONECKER, A.C. T. Environmental control on larval stages of fish subject to specific salinity range in tropical estuaries. **Regional Studies in Marine Science**, v. 13, p. 42-53, 2017.
- 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?. **Marine Ecology**, v. 39, n. 1, p. e12473, 2018.
- SEITZ, K. M.; ATLAS, W. I.; MILLARD-MARTIN, B.; REID, J.; HEAVYSIDE, J.; HUNT, B. P. V.; MOORE, J. W. Size-spectra analysis in the estuary: assessing fish nursery function across a habitat mosaic. **Ecosphere**, v. 11, n. 11, p. e03291, 2020.
- SILVA, R.; 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, n. 10, p. 1427-1442, 2018.
- STEWART, J.; HUGHES, J. M.; STANLEY, C.; FOWLER, A. M. The influence of rainfall on recruitment success and commercial catch for the large sciaenid, *Argyrosomus japonicus*, in eastern Australia. **Marine environmental research**, v. 157, p. 104924, 2020.
- TEAM, R. Core. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2012. 2021.
- TELESH, I. V.; KHLEBOVICH, V. V. Principal processes within the estuarine salinity gradient: a review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 61, n. 4-6, p. 149-155, 2010.
- TEODOSIO, M. A.; PARIS, C. B.; WOLANSKI, E. MORAIS, P. Biophysical processes leading to the ingress of temperate fish larvae into estuarine nursery areas: A review. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 183, p. 187-202, 2016.

VASCONCELLOS, R. M.; GOMES-GONÇALVES, R. S.; SANTOS, J. N. S.; FILHO, A. G. C.; ARAÚJO, F. G. Do closely related species share of feeding niche along growth? Diets of three sympatric species of the mojarras (Actinopterygii: Gerreidae) in a tropical bay in southeastern Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, v. 101, n. 6, p. 949-962, 2018.

VASCONCELOS, R. P.; HENRIQUES, S.; FRANÇA, S.; PASQUAUD, S.; CARDOSO, I.; LABORDE, M.; CABRAL, H. N. Global patterns and predictors of fish species richness in estuaries. **Journal of Animal Ecology**, v. 84, n. 5, p. 1331-1341, 2015.

VAN DER MEEREN, T.; OLSEN, R. E.; HAMRE, K.; FYHN, H. J. Biochemical composition of copepods for evaluation of feed quality in production of juvenile marine fish. **Aquaculture**, v. 274, n. 2-4, p. 375-397, 2008.

WHITFIELD, A. K. Estuaries—how challenging are these constantly changing aquatic environments for associated fish species?. **Environmental Biology of Fishes**, v. 104, n. 4, p. 517-528, 2021.

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