



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA  
CAMPUS I  
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO**

**CAROLINE STEFANI DA SILVA LIMA**

**DISSERTAÇÃO**

**PADRÃO DE DISTRIBUIÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES JUVENIS EM  
UM ESTUÁRIO DO SEMIÁRIDO DO BRASIL**

**CAMPINA GRANDE – PB  
2017**

**CAROLINE STEFANI DA SILVA LIMA**

**PADRÃO DE DISTRIBUIÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES JUVENIS EM  
UM ESTUÁRIO DO SEMIÁRIDO DO BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Área de concentração: Ecologia e Conservação de Ecossistemas Marinhos e Costeiros

Orientador: Dr. André Luiz Machado Pessanha

**CAMPINA GRANDE – PB  
2017**

É expressamente proibida 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 da dissertação.

L732p Lima, Caroline Stefani da Silva.

Padrão de distribuição das assembleias de peixes juvenis em um estuário do semiárido do Brasil [manuscrito] / Caroline Stefani da Silva Lima. - 2017.

110 p. : il. color.

Digitado.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Estadual da Paraíba, Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa, 2017.

"Orientação: Prof. Dr. André Luiz Machado Pessanha, Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa".

1. Ictiofauna estuarina. 2. Peixes juvenis. 3. Diversidade beta. 4. Estuários. I. Título.

21. ed. CDD 577.6

CAROLINE STEFANI DA SILVA LIMA

**PADRÃO DE DISTRIBUIÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES JUVENIS EM  
UM ESTUÁRIO DO SEMIÁRIDO DO BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Aprovada em 10 de fevereiro de 2017

**BANCA EXAMINADORA**



**Prof. Dr. André Luiz Machado Pessanha**  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação/UEPB  
Orientador



**Profa. Dra. Bianca Freitas Terra**  
Universidade Estadual do Vale do Acaraú/UVA  
Examinadora



**Profa. Dra. Joseline Molozzi**  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação/UEPB  
Examinadora

Dedico a todos que me apoiaram e que me deram forças para poder completar este trabalho.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente, gostaria de agradecer aos meus pais, Cícera e Ivanildo, que se esforçaram sempre para me criar e me dar a melhor educação possível. Nunca deixaram de acreditar em mim, que poderia chegar aonde eu cheguei. Sei que isso tudo foi graças a vocês! Sempre serei grata e orgulhosa por ser filha de vocês. As minhas irmãs, Iara e Cibelle que mesmo longe, sei que também estão me apoiando. Ao meu namorado, Fernando, que me deu (e me dá) muito apoio, reclamando para não ser besta e não e não travar. Além do suporte com minhas coletas e idas ao laboratório em período de férias. A dona Anne, que também me deu muito suporte, que disponibilizou sua casa para eu estudar.

A Rena, Rayssa e Thay esses grudes pelos momentos de conversa besta jogada fora e também pela ajuda na triagem do material coletado. Martha também que escutou muitas lamúrias minhas! Kkkkkk. Bella, não esqueci de você, agradeço por aguentar meus nervosismos para terminar a dissertação. Natalice, que me acompanha (literalmente) desde a graduação, tive muita sorte de ter você como companheira de trabalho, aprendi bastante contigo, além disso desejo muito sucesso na sua carreira!

Às pessoinhas que tiveram me auxiliando na triagem do material, Rafa, Beth, Manu, obrigada pelo esforço e pela paciência pra aprender, porque identificar peixes não é simples! Ao LEP inteiro, Mara, Adara, Xandinho, Diele, Zé, Malu, Juan, Adailton, Ju, Ronnie e Lili, pelo os momentos de conversa jogados fora, principalmente durante o café e o quando possível, puderam me ajudar! A peixa, Yasmin, porque eu não ia esquecer por ter me salvo (de longe) com a sonda na última coleta porque eu não sabia usar!

À seu Arlindo (homem muito inteligente e dotado de muito conhecimento) que sempre nos ajudou nas coletas de seu modo bruto, mas bastante divertido e que fazia cada um de nós nos sentir em casa, ou seja, transformou nosso local de coleta, Barra de Mamanguape, no nosso terceiro lar, porque o segundo é o laboratório e primeiro nossas casas! Garanto que ótimas histórias saíram (e sairão) desse local mara!

Queria agradecer à minha turma de mestrado, Bel, Marcos, Anny, Rafa, Lúcia, Thalyta, Thaynara pelas disciplinas dividas e pelos momentos que pudemos estar juntos (ecologia de campo, não vou esquecer!). À Carlinda, que aceitou a parceria para o 2º capítulo, obrigada por me ensinar as análises e pela paciência para tirar minhas dúvidas!

Ao meu orientador, André, obrigada pela oportunidade de concluir a graduação e o mestrado contigo, pela orientação e também pelos sermões, porque no fim das contas conta, é para que o trabalho saia o melhor possível. Obrigada não desistir e sempre dar uns “empurrões”. Que daqui pra frente, eu possa passar tudo que aprendi de melhor com sua orientação e com tudo que vive dentro do LEP.

Enfim, por mais que tenha havido algumas desavenças, mas no fim das contas tudo dar certo... como já dizia o poeta: não saberemos se vai dar certo se não tentarmos ou nos esforçamos pra nossas metas darem certo. Mesmo que não venham da forma que esperamos ou planejamos, sempre haverá um jeito pra tudo! Por isso, eu agradeço profundamente a todos que de alguma forma contribuíram direta ou indiretamente para o meu crescimento pessoal, intelectual e não menos, profissional!

“[...]

And if you listen very hard

The tune will come to you, at last

When all are one and one is all, yeah

To be a rock and not to roll.

[...]”

Stairway to Heaven – Led Zeppelin



## RESUMO

Estuários são ecossistemas costeiros dinâmicos cuja interação entre o regime hidrológico, entrada de água doces e oceânica cria um gradiente de variáveis ambientais que refletem na estrutura da comunidade de peixes, bem como no seu padrão de utilização espaço-temporal. Estas características ambientais podem atuar como filtros, ou seja, fatores determinantes que selecionam espécies ecologicamente similares, consequentemente produzindo diferentes grupos de espécies ao longo de um gradiente ambiental. Tais filtros podem agir em escalas hierárquicas, particionando a diversidade de espécies dentro dos componentes  $\alpha$  (diversidade local),  $\beta$  (variação da diversidade entre locais) e  $\gamma$  (diversidade regional). Portanto, o objetivo desse estudo foi analisar a composição, estrutura, bem como, partição hierárquica e se diversidade  $\beta$  das assembleias de peixes é determinada por *turnover* ou aninhamento no estuário do rio Mamanguape – PB, influenciada pelas mudanças hidrológicas (período chuvoso e seco). A composição e estrutura das assembleias de peixes estuarinas foram representadas por poucas espécies dominantes em abundância numérica e biomassa, sendo essas considerada *core species*. Além disso, a abundância e diversidade aumentaram com a proximidade com o oceano, devido às condições adequadas de salinidade e maior disponibilidade de habitats nestas áreas. A captura de peixes no estuário foi maior durante o período chuvoso, relacionadas ao período de recrutamento de muitas espécies que coincidem com as mudanças ambientais. A análise de correspondência canônica indicou a salinidade e a clorofila-*a* como os principais filtros da distribuição espacial das assembleias de peixes, separando-as ao longo das três zonas em função da capacidade de osmorregulação de cada espécie e a disponibilidade de recursos nas zonas. Na análise da partição hierárquica das assembleias de peixes, a dissimilaridade da composição de espécies foi maior no nível superior ( $\beta$ ), influenciada principalmente pelo *turnover* em ambos os períodos hidrológicos, sugerindo a importância da heterogeneidade ambiental para a diversidade de peixes nesse estuário.

**Palavra-chave:** Ictiofauna estuarina. Peixes juvenis. Partição aditiva da diversidade. Diversidade beta.

## ABSTRACT

Estuaries are dynamic coastal ecosystems in which the interaction between the hydrological regime and the mixing of fresh and oceanic waters creates a gradient of variables that reflect on the structure of the fish community, as well as their spatio-temporal pattern. These characteristics are used as filters, that is, determining factors that select species ecologically similar, hence producing different groups of species along an environmental gradient. These filters can act on hierarchical scales, partitioning the diversity of species within the components  $\alpha$  (local diversity),  $\beta$  (variation of diversity between sites) and  $\gamma$  (regional diversity). Therefore, the aim of this study was to analyze the composition, structure, hierarchical partitioning and if beta diversity is determined either by turnover or nestedness of fish assemblages in the Mamanguape river estuary, influenced by hydrological changes (rainy and dry periods). The composition and structure of the estuarine fish assemblages were characterized by a few dominant species in numerical abundance and biomass, being these considered core species. In addition, abundance and diversity increased with the proximity to the ocean due to adequate salinity conditions and greater habitat availability in these areas. The catch of fish in the estuary was higher during the rainy season, related to the recruitment period of many species that coincide with the environmental changes. The Canonical Correspondence Analysis indicated salinity and chlorophyll-*a* as the main filters of the spatial distribution of fish assemblages, separating them along the three zones according to the osmoregulation capacity of each species and the availability of resources in the zones. In the analysis of the hierarchical partition of the fish assemblages, the dissimilarity of the species composition was higher in the upper level ( $\beta_3$ ), influenced mainly by the turnover in both hydrological periods, suggesting the importance of the environmental heterogeneity for the fish diversity in this estuary.

**Keywords:** Estuarine ichthyofauna. Juvenile fishes. Additive diversity partitioning. Beta diversity.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

**Figura 1** Estuário do rio Mamanguape, com indicações das áreas de coleta: zona 1, zona 2 e zona 3. .... 20

**Figura 2** Box-plot da variação espaço-temporal dos parâmetros ambientais aferidos nas diferentes zonas amostradas no estuário do rio Mamanguape-PB, Nordeste do Brasil: Temperatura (A), Salinidade (B), Transparência (C), Profundidade (D), Condutividade elétrica (E), Matéria orgânica (F) e Clorofila a (G). Zona 1 (■), Zona 2 (■), Zona 3 (■). Box-plot: mediana, amplitudes inter-quartis, valores máximos e mínimos. .... 27

**Figura 3** Análise de Componentes Principais (PCA) dos parâmetros ambientais no estuário do rio Mamanguape-PB, codificados para variação espacial (A) e temporal (B). Zona 1 (▲), Zona 2 (■), Zona 3 (○). Chuva (▲), Seca (●). .... 31

**Figura 4** Box-plot da variação espaço-temporal da densidade relativa (A), biomassa (B), riqueza (C), diversidade (D) e equitabilidade (E) da ictiofauna amostrada durante o período chuvoso e seco de 2015 no estuário do rio Mamanguape-PB, Nordeste do Brasil. Zona 1 (■), Zona 2 (■), Zona 3 (■). Box-plot: mediana, amplitudes inter-quartis, valores máximos e mínimos. .... 35

**Figura 5** Análise de Coordenadas Principais (PCO) codificados para variação espacial e temporal para os dados de densidade (A e B) e biomassa (C e D) da ictiofauna amostrada durante o período de 2015 no estuário do rio Mamanguape-PB, Nordeste do Brasil. Zona 1 (▲), Zona 2 (■), Zona 3 (○). Chuva (▲), Seca (●). .... 37

**Figura 6** Frequência de Contribuição espaço-temporal de densidade (A) e biomassa (B) para as diferentes guildas ecológicas registradas no estuário do rio Mamanguape-PB, Nordeste do Brasil. Guildas: Somente estuarino (SE), Marinho ocasional (MS), Marinho estuarino oportunista (MEO), Marinho estuarino dependente (MED), Estuarino e marinho (EM), Dulcícola ocasional (DO), Dulcícola estuarino oportunista (DEO). .... 41

**Figura 7** Triplot da ordenação da análise de correspondência canônica (CCA) baseado nos dados de densidade (A) e biomassa (B) da ictiofauna do estuário do rio Mamanguape – PB, Nordeste do Brasil correlacionado aos ambientais que foram

representados pelos vetores. Chuva: Zona 1 (▲), Zona 2 (■), Zona 3 (●). Seca: Zona 1 (△), Zona 2 (□), Zona 3 (○). Espécies codificadas pelas duas primeiras letras do gênero e do epíteto específico (Exemplo: ATBR= *Atherinella brasiliensis*, ACLI = *Achirus lineatus*, ANSP = *Anchoa* sp., ANJA = *Anchoa januaria*, ANCS = *Anchoviella* sp., ANBR = *Anchoviella brevirostris*, ANLE = *Anchoviella lepidentostole*, ASBI = *Astyanax bimaculatus*, ASFA = *Astyanax fasciatus*, BASO = *Bathygobius soporator*, BRSP = *Bryconamericus* sp., CALA = *Caranx latus*, CIMA = *Citharichthys macrops*, CISP = *Citharichthys spilopterus*, CTBO = *Ctenogobius boleosoma*, DIAU = *Diapterus auratus*, DIRH = *Diapterus rhombeus*, EUAR = *Eucinostomus argenteus*, EUME = *Eucinostomus melanopterus*, HYUN = *Hyporhamphus unifasciatus*, LLAV = Larva Leptocephalus de *Albula vulpes*, LAEN = Larva de Engraulidae, LAGE = Larva de Gerreidae, LYGR = *Lycengraulis grossidens*, MUBR = *Mugil brevirostris*, MUCU = *Mugil curema*, OLPA = *Oligoplites palometa*, OLSA = *Oligoplites saurus*, POVI = *Poecilia vivipara*, RHBA = *Rhinosardinia bahiensis*, SCHE = *Sciades herzbergii*, SPGR = *Sphoeroides greeleyi*, SPTE = *Sphoeroides testudineus*, STTI = *Strongylura timucu*, TIRE = *Tilapia rendalli*, TRPA = *Trinectes paulistanus* e ULLE = *Ulaema lefroyi*) ..... 44

**Figura 8** Estuário do rio Mamanguape, com indicações das áreas de coleta: zona 1, zona 2 e zona 3. .... 66

**Figura 9** Esquema hierárquico para as assembleias de peixes no estuário do rio Mamanguape amostradas nas zonas e pontos amostrais nos períodos chuvoso e seco.. 68

**Figura 10** Diversidade observada e esperada, particionada entre os componentes  $\alpha$  e  $\beta$  como a porcentagem da riqueza total de taxa ( $\gamma$ ) e a proporção entre os valores observados e esperados dos componentes hierárquicos no período chuvoso (A) e seco (B).  $\alpha$  = diversidade dentro das unidades amostrais (arrastos),  $\beta_1$  = diversidade entre as unidades amostrais,  $\beta_2$  = diversidade entre os pontos,  $\beta_3$  = diversidade entre as zonas e  $\gamma$  = diversidade total no estuário em cada período hidrológico..... 71

**Figura 11** Componentes de *turnover* e aninhamento da partição da diversidade beta do estuário do rio Mamanguape nos períodos chuvoso (A) e seco (B). Chuva: Chuva 1 = verde; Chuva 2 = azul e Chuva 3 = vermelho. Seca: Seca 1 = verde; Seca 2 = azul e

Seca 3 = vermelho. Linhas contínuas representa a diversidade beta geral, linhas pontilhadas o *turnover* e linhas tracejadas o aninhamento..... 72

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** Média e desvio padrão dos parâmetros ambientais nas zonas amostradas para os períodos chuvoso e seco de 2015 no estuário do rio Mamanguape-PB, Nordeste do Brasil..... 28
- Tabela 2** Coeficientes de autovalores das componentes principais e parâmetros ambientais amostrados no estuário do rio Mamanguape-PB, Nordeste do Brasil. CE = Condutividade elétrica; OM = Matéria orgânica; AMG = Areia muito grossa; AG = Areia grossa; AM = Areia média; AF = Areia fina. .... 29
- Tabela 3** Contribuição (%), a um nível de corte de 70%, das espécies dentro dos dados de densidade das três zonas amostradas no estuário do rio Mamanguape – PB, Nordeste do Brasil durante os períodos chuvoso e seco de 2015, a partir da SIMPER..... 38
- Tabela 4** Contribuição (%), a um nível de corte de 70%, das espécies dentro dos dados de biomassa das três zonas amostradas no estuário do rio Mamanguape – PB, Nordeste do Brasil durante os períodos chuvoso e seco de 2015, a partir da SIMPER.....39
- Tabela 5** Valores dos principais diagnósticos da análise de correspondência canônica dos dados ambientais relacionados aos dados de densidade e biomassa. Densidade: F-ratio = 11,81, p-value = 0,0020; Biomassa: F-ratio= 4.06, p-value 0.0020. .... 42

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AESA	Agência Executiva de Gestão das Águas
APA	Área de Proteção Ambiental
PCA	Análise e Componentes Principais
PCO	Análise de Coordenadas Principais
PERMANOVA	Análise Permutacional Multivariada De Variância
SIMPER	Análise de Porcentagem de Similaridade
CT	Comprimento total

## LISTA DE SÍMBOLOS

<b>%</b>	Porcentagem
<b>°C</b>	Graus Celsius
<b>μS/m<sup>2</sup></b>	microSiemens por metros quadrados
<b>mm</b>	Milímetro
<b>m</b>	Metro
<b>g</b>	Gramas
<b>ppt</b>	Partes por trilhão



## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>5</b>
<b>2. OBJETIVOS .....</b>	<b>9</b>
<b>2.1 GERAL .....</b>	<b>9</b>
<b>4.2 ESPECÍFICOS .....</b>	<b>9</b>
<b>3. PERGUNTAS .....</b>	<b>10</b>
<b>4. HIPÓTESES .....</b>	<b>10</b>
<b>5. ESTRUTURA GERAL DESSA DISSERTAÇÃO .....</b>	<b>10</b>
<b>6. REFERÊNCIAS .....</b>	<b>12</b>
<b>7. CAPÍTULO 1 .....</b>	<b>16</b>
<b>8. CAPÍTULO 2 .....</b>	<b>62</b>
<b>9. CONCLUSÕES GERAIS .....</b>	<b>81</b>

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

Estuários são ecossistemas costeiros dinâmicos, cuja interação do regime de entrada de água doce e oceânica estabelece um gradiente de salinidade, turbidez, temperatura e produtividade primária que influenciam na estrutura e no padrão de utilização espaço-temporal das assembleias de peixes (POTTER *et al.*, 2010; DAVIS *et al.*, 2012; GARCIA *et al.*, 2012; CASTILLO-RIVERA, 2013). Em estuários tropicais, estes gradientes tornam os sistemas bastante complexos, e permite diferentes respostas dentro de suas comunidades, e conseqüentemente, proporcionando o estabelecimento de uma grande diversidade de organismos (BLABER; BLABER, 1980; CYRUS; BLABER, 1992; NEVES *et al.*, 2013).

O padrão de riqueza nos estuários depende da capacidade de espécies marinhas e de água doce em se estabelecerem no ambiente, sob a regulação de importantes variáveis ecológicas como a disponibilidade e tamanho de habitats, aliado com a conectividade com ambientes costeiros adjacentes ao estuário, que permite importantes processos de colonização das espécies nesses ecossistemas (VASCONCELOS *et al.*, 2015). Com isso as mudanças espaciais das comunidades respondem as condições de habitats e ambientais (CRAIG; BOSMAN, 2013). Por esse motivo, as variáveis ambientais são reconhecidas por atuarem como filtros ambientais, ou seja, como fatores determinantes na seleção de espécies com atributos ecológicos ou funcionais semelhantes, nos quais são necessários para persistirem dentro de um local (POFF, 1997; CARVALHO; TEJERINA-GARRO, 2014).

Estes filtros limitam a distribuição dentro de uma comunidade, de modo que, pode gerar aglomerados de espécies com as mesmas características (MOUILLOT *et al.*, 2007; FUNK *et al.*, 2008; VASCONCELOS *et al.*, 2015). Interações bióticas também atuam como potenciais filtros, mas somente as espécies interativas que possuem estes atributos adequados dentro das restrições abióticas do habitat (POFF, 1997). Deste modo, ambientes que apresentam heterogeneidade de habitat, as restrições podem criar variabilidade na composição de espécies que apresentam diversos tipos de traços ecológicos (CORNWELL *et al.*, 2006; VASCONCELOS *et al.*, 2015).

Por exemplo, a salinidade apresenta uma relação com a capacidade das espécies tolerarem diversos níveis de variações (BLABER, 2012), sendo essas agrupadas em

estenohalinas que vivem mais próximas a conexão com o mar, e eurihalinas, com ampla distribuição ao longo do estuário (WHITTFIELD *et al.*, 2012). Esta variável está também relacionado com a formação de guildas ecológicas nos estuários (MOURA *et al.*, 2012). No caso da turbidez, esta está relacionado com a maior capacidade de proteção dos organismos contra predadores, através da diminuição da visibilidade, assim como a relação com a maior disponibilidade de recursos tróficos (AKIN *et al.*, 2005; BLABER, 2012). O tipo de substrato é também uma característica ambiental importante para o estabelecimento e distribuição das comunidades dentro dos estuários (REIS-FILHOS; SANTOS, 2014), pois diferentes tipos podem suportar comunidades de peixes com diferenças na composição de espécies (GIAKOUMI; KOKKORIS, 2013).

A variação na abundância de espécies nas assembleias de peixes, portanto está relacionada com as respostas as condições ambientais e bióticas, que permite a coexistência através da partição de nicho (SHIMADZU *et al.*, 2013). A segregação espacial das assembleias, uma característica bem destacada nos estuários, é um indicativo de como as espécies podem coexistir dentro do habitat, enquanto as mudanças sazonais explicam a coexistência por meio de diferenças na abundância de espécies, relacionadas assim com as flutuações das condições ambientais (SHIMADZU *et al.*, 2013). Essas por sua vez, criam flutuações populacionais nas assembleias de peixes através da regulação do crescimento e a sobrevivência interagindo em conjunto com a disponibilidade alimentar (SHEAVES *et al.*, 2013). Deste modo, tais componentes são importantes para se compreender como ocorre a distribuição da diversidade de espécies pelas comunidades (GREGORIUS, 2014).

Em estuários, a diversidade encontrada pode ser imposta por variáveis que agem em escala hierárquica (VILAR *et al.*, 2013; VASCONCELOS *et al.*, 2015): Enquanto o limite de dispersão e filtros ambientais agem na escala regional, os filtros ambientais e interações ecológicas atuam em escalas locais (HENRIQUES *et al.*, 2016). Tais escalas podem ser particionadas dentro dos componentes da diversidade elaborado primeiramente por WHITTAKER (1960, 1972): a diversidade  $\alpha$  consiste na diversidade local, enquanto a diversidade  $\beta$  expressa a variabilidade entre componentes locais e a diversidade  $\gamma$  caracteriza a diversidade total de uma determina região. Através do componente  $\beta$ , é possível, então, avaliar como a partição de diversidade é afetada pelas características dos habitats (BECK *et al.*, 2012), pois quantifica a variabilidade de espécies entre habitats (ANDERSON *et al.*, 2011). Dois fenômenos então podem estar

gerando a partição da diversidade  $\beta$ : o aninhamento e o *turnover* (HARRISON *et al.*, 1992). No aninhamento, a composição de uma pequena assembleia é um subconjunto da composição de espécies de uma assembleia maior (ULRICH *et al.*, 2008). Em assembleias altamente aninhadas, espécies raras tende a ocorrer somente em assembleias muito diversas, ao passo que espécies muito comuns são mais frequentes em toda a comunidade (SOININEN; KÖNGÄS, 2012). Uma variedade de mecanismos pode levar a um padrão aninhado, tanto fatores determinísticos quanto estocásticos, dentro dos quais estão habilidade de dispersão, extinção seletiva, dinâmica de colonização, tolerância seletiva ambiental e qualidade do habitat (ULRICH *et al.*, 2008). A substituição de espécies é chamada de *turnover* ao longo de um gradiente espacial ou ambiental (LEGENDRE *et al.*, 2014), com simultâneo ganho e perda de espécies causadas por filtros ambientais, competição e eventos históricos (LEPRIEUR *et al.*, 2011). O *turnover* resulta de complexas relações de nichos e capacidade de dispersão e características físicas da paisagem (condições ambientais, topografia e isolamento SHMIDA; WILSON, 1985).

Estudos recentes sobre a partição da diversidade têm sido realizados em com peixes de água doce e recifais comparando as características ambientais locais e/ou regionais com a diversidade de peixes, verificando dissimilaridade das espécies nas maiores escalas hierárquicas (ERÖS, 2007; FLORENTINO; PENHA, 2011; FREITAS *et al.*, 2013; FRANCISCO-RAMOS; ARIAS-GONZÁLEZ, 2013). Para estuários, foi estudada apenas a partição da diversidade de macroinvertebrados bentônicos, porém estabelecendo a importância do gradiente estuarino para o aumento da dissimilaridade (MEDEIROS *et al.*, 2016). Devido às características de intensa variação abiótica nos estuários, a dispersão de algumas espécies de peixes é limitada, uma vez que, as mesmas apresentam limitações fisiológicas que as impedem de abranger em extensões maiores de áreas que determinam a composição das assembleias e, por sua vez, criando um padrão de diversidade ao longo do estuário (VILAR *et al.*, 2013). A esta capacidade limitada de dispersão de espécies pode-se atribuir a diferença na proporção de diversos grupos de peixes em diferentes habitats, ao mesmo tempo em que este atributo pode aumentar a taxa de diversificação pode ser elevada (BENDER *et al.*, 2013).

Em relação à assembléia de peixes presente no estuário de rio Mamanguape-PB, estudos foram realizadas enfatizando o conhecimento que a comunidade de pescadores local tem sobre o comportamento reprodutivo, alimentar e de defesa dos peixes

(MOURÃO; NORDI, 2003); da ecologia alimentar de populações associadas a canais de maré e planície de maré (CLARK; PESSANHA, 2014; CAMPOS *et al.*, 2015; FIGUEIREDO; PESSANHA, 2015; ARAÚJO *et al.*, 2016), a avaliação da conectividade trófica ao longo de um gradiente manguezal-oceano utilizando isótopos estáveis (CLAUDINO *et al.*, 2015), e o uso da ecoformologia para detectar relação da variação morfológica das espécies em diferentes habitats e disponibilidade de recursos trófico em cada um destes (PESSANHA *et al.*, 2015). Ressalta-se o trabalho pioneiro de Xavier *et al.* (2012) com senso visual, no qual registraram 37 espécies de peixes ao longo do gradiente manguezal-ambiente recifal neste estuário. No entanto, nenhum trabalho foi encontrado até o momento estudando a ictiofauna ao longo do gradiente longitudinal da salinidade desse estuário.

Diante disto, o objetivo do presente trabalho é entender como as características (ou filtros) ambientais atuam na estrutura das assembleias peixes, influenciadas por mudanças espaciais e temporais, assim como compreender os filtros como sendo considerados efeitos locais que interferem na partição de diversidade de peixe ao longo de gradiente ambiental do canal principal do estuário do rio Mamanguape-PB, Nordeste do Brasil. Portanto, estes estudos se fazem necessário para compreensão dos mecanismos ecológicos que agem sobre os processos de coexistências e seleção de habitat por peixes. Além disso, são essenciais como estudos bases para o estabelecimento de projetos de manejos e conservação da ictiofauna estuarina.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1 GERAL

- Analisar como as variáveis ambientais locais e o regime hidrológico do estuário do Rio Mamanguape – PB influenciam a composição, distribuição e abundância da ictiofauna ao longo de um gradiente estuarino.

### 4.2 ESPECÍFICOS

- Analisar a riqueza e diversidade espécies de peixes ao longo do canal principal do estuário;
- Determinar a influência das variáveis ambientais sobre a estrutura da ictiofauna em escalas espaciais e temporais;
- Caracterizar o padrão de diversidade da ictiofauna de acordo com os níveis hierárquicos;
- Verificar a influência das mudanças no regime hidrológico na partição diversidade de peixe.
- Entender se o padrão de diversidade está sendo determinado por *turnover* e/ou aninhamento.

### 3. PERGUNTAS

- Qual filtro ambiental age na variação espaço-temporal das assembleias de peixe no estuário?
- Qual o padrão de diversidade  $\beta$  encontrado nas assembleias de peixes no estuário?

### 4. HIPÓTESES

- Devido às diferenças fisiológicas por parte das diferenças osmorregulatórias das espécies de peixes, a salinidade é o principal filtro que influencia a distribuição espaço-temporal no estuário.
- O padrão de diversidade  $\beta$  é de maior dissimilaridade de espécies entre as zonas ( $\beta_3$ ) dos estuários, determinado principalmente pelo *turnover* devido aos efeitos da heterogeneidade ambiental ser maior com o aumento da escala espacial.

## **5. ESTRUTURA GERAL DESSA DISSERTAÇÃO**

Essa dissertação será dividida em dois capítulos com objetivo de compreender como as variáveis ambientais influenciam a estrutura das assembleias de peixes, bem como na partição de diversidade dentro do estuário do rio Mamanguape-PB, Nordeste do Brasil. Os manuscritos que seguem a seguir são intitulados:

Capítulo 1-“ Efeitos de filtros ambientais sobre as assembleias de peixes em um estuário da zona semiarida do Nordeste do Brasil”, no qual será submetido ao periódico *Neotropical Ichthyology*

Capítulo 2- “Padrão de diversidade das assembleias de peixes em um estuário tropical do semiárido do Brasil”, no qual será submetido ao periódico *Journal of Fish Biology*.



## 6. REFERÊNCIAS

- AKIN, S.; BUHAN, E.; WINEMILLER, K. O.; YILMAZ, H. Fish assemblage structure of Koycegiz Lagoon-Estuary Turkey: Spatial and temporal distribution patterns in relation to environmental variation. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 64, p. 671-634, 2005.
- ANDERSON, M. J.; CRIST, T. O.; CHASE, J. M.; VELLEND, M.; INOUE, B. D.; FREESTONE, A. L.; SANDERS, N. J.; CORNELL, H. V.; COMITA, L. S.; DAVIES, K. F.; HARRISON, S. P.; KRAFT, N. J. B.; STEGEN, J. C.; SWENSON, N. G. Navigating the multiple meanings of  $\beta$  diversity: a roadmap for the practicing ecologist. **Ecology Letters** v. 14, p. 19-28, 2011.
- ARAÚJO, A. L. F.; DANTAS, R. P.; PESSANHA, A. L. M. Feeding ecology of three juvenile mojarras (Gerreidae) in a tropical estuary of northeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology** v. 14, n. 1, e150039, 2016.
- BECK, J.; HOLLOWAY, J. D.; KHEN, V. C.; KITCHING, I. J. Diversity partitioning confirms the importance of beta components in tropical rainforest Lepidoptera. **The American Naturalist** v. 180, n. 3, p. E64-E74, 2012.
- BENDER, M. G.; PIE, M. R.; REZENDE, E. L.; MOUILLOT, D.; FLOETER, S. R. Biogeographic, historical and environmental influences on the taxonomic and functional structure of Atlantic reef fish assemblages. **Global Ecology and Biogeography** v. 22, p. 1173-1182, 2013.
- 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. Fishes and Fisheries in tropical estuaries: The last 10 years. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** p. 1-9, 2012.
- CAMPOS, D. M. A. R.; SILVA, A. F.; SALES, N. S.; OLIVEIRA, R. E. M. C. C.; PESSANHA, A. L. M. Trophic relationship among fish assemblages in a mudflat within Brazilian marine protected area. **Brazilian Journal of Oceanography** v. 63, n. 2, p. 135-146, 2015.
- CARVALHO, R. A.; TEJERINA-GARRO, F. L. Environmental and spatial processes: what control the functional structure of fish assemblage in tropical rivers and headwater streams? **Ecology of Freshwater Fish**, 2014.
- CASTILLO-RIVERA, M. Influence of Rainfall Pattern in the Seasonal Variation of Fish Abundance in a Tropical Estuary with Restricted Marine Communication. **Journal of Water Resource and Protection** v. 5, p. 311-319, 2013.
- CLARK, F. J. K.; PESSANHA, A. L. M. Diet and ontogenetic shift in habitat use by *Rhinosardinia bahiensis* in 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.

- CLAUDINO, M. C.; PESSANHA, A. L. M.; ARAÚJO, F. G.; GARCIA, A. M. Trophic connectivity and basal food sources sustaining tropical aquatic consumers along a mangrove to ocean gradient. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 167, p. 45-55, 2015.
- CRAIG, J. K.; BOSMAN, S. H. Small spatial scale variation in fish assemblage structure in the vicinity of the Northwestern Gulf of Mexico hypoxic zone. **Estuaries and Coasts** v. 36, p. 268-285, 2013.
- CYRUS, D. P.; BLABER, S. J. M. Turbidity and Salinity in a Tropical Northern Australian Estuary and their Influence on Fish Distribution. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 35, p. 545-563, 1992.
- CORNWELL, W. K.; SCHWILK, D. W. ACKERLY, D. D. A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. **Ecology** v. 87, n. 6, p. 1465-1471, 2006.
- DAVIS, B.; JOHNSTON, R.; BAKER, R.; SHEAVES, M. Fish Utilisation of Wetland Nurseries with Complex Hydrological Connectivity. **PLoS ONE** v. 7 p. 11, 2012.
- ERÖS, T. Partitioning the diversity of riverine fish: the roles of habitat types and non-native species. **Freshwater Biology** v. 52, p. 1400-1415, 2007.
- FIGUEIREDO, G. G. A. A.; PESSANHA, A. L. M. Comparative study of trophic organization of juvenile fish assemblage of three tidal creeks in a tropical semi-arid estuary. **Journal of Fish Biology** v. 89, n. 1, p. 680-695, 2015.
- FLORENTINO, A. C.; PENHA, J. High beta diversity of fishes in vegetated littoral zones of floodplain lakes in the Cuiabá River Basin, northern Pantanal, Brazil. **Hydrobiologia** v. 671, p. 137-146, 2011.
- FRANCISCO-RAMOS, V.; ARIAS-GONZÁLEZ, J. E. Additive partitioning of coral reef fish diversity across hierarchical spatial scales throughout the Caribbean. **PLoS ONE** v. 8, p. 1-14, 2013.
- FREITAS, C. E. C.; SIQUEIRA-SOUZA, F. K.; FLORENTINO, A. C.; HURD, L. E. The importance of spatial scales to analysis of fish diversity in Amazonian floodplain lakes and implications for conservation. **Ecology of Freshwater Fish**, 2013.
- FUNK, J. L.; CLELAND, E. E.; SUDING, K. N.; ZAVALA, E. S. Restoration through reassembly: plant traits and invasion resistance. **Trends in Ecology and Evolution** v. 23, n. 12, p. 695-703, 2008.
- GIAKOUMI, S.; KOKKORIS, G. D. Effects of habitat and substrate complexity on shallow sublittoral fish assemblages in the Cyclades Archipelago, North-eastern Mediterranean sea. **Mediterranean Marine Science** v. 14, p. 58-68, 2013.
- GREGORIUS, H. R. Partitioning of diversity: the “within communities” component. **Web Ecology**. v. 14, p. 51-60, 2014.
- HARRISON, S.; ROSS, S. J.; LAWTON, J. H. Beta diversity on geographic gradients in Britain. **Journal of Animal Ecology** v. 61, n. 151-158, 1992.

- LEGENDRE, P. Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography** v.23, n.1324-1334, 2014.
- LEPRIEUR, F.; TEDESCO, A. P.; HUGUENY, B.; BEAUCHARD, O.; DÜRR, H. H.; BROSSE, S.; OBERDORFF, T. Partitioning global patterns of freshwater fish beta diversity reveals contrasting signatures of past climate changes. **Ecology Letters** v.14, p.325-334, 2011.
- MEDEIROS, C. R.; HEPP, L. U.; PATRÍCIO, J.; MOLOZZI, J. Tropical estuarine macrobenthic communities are structured by turnover rather than nestedness. **PLoS ONE** v. 11, n. 9, p. 1-14, 2016.
- MOUILLOT, D.; DUMAY, O.; TOMASINI, J. A. Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 71, p. 443-456, 2007.
- MOURA, P. M.; VIEIRA, J. P.; GARCIA, A. M. Fish abundance and species richness across an estuarine-freshwater ecosystem in the Neotropics. **Hydrobiologia** v. 696, p. 107-122, 2012.
- MOURÃO, J. S.; 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.
- NEVES, L. M.; TEXEIRA, T. P.; FRANCO, T. P.; PEREIRA, H. H.; ARAÚJO, F. G. Fish composition and assemblage structure in the estuarine mixing zone of a tropical estuary: comparisons between the main channel and an adjacent lagoon. **Marine Biology Research** v. 9, n. 7, p. 661-675, 2013.
- POFF, N. L. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. **Journal of the North American Benthological Society** v. 16, n. 2, p. 391-409, 1997.
- 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.
- REIS-FILHO, J. A.; SANTOS, A. C. A. Effects of substratum type on fish assemblages in shallow areas of a tropical estuary. **Marine Ecology** p. 1-15, 2014.
- SHEAVES, M.; JOHNSTON, R.; JOHNSON, A.; BAKER, R.; CONNOLLY, R. M. Nursery function drives temporal patterns in fish assemblage structure in four tropical estuaries. **Estuaries and Coasts** v. 36, p. 893-905, 2013.
- SHIMADZU, H.; DORNELAS, M.; HENDERSON, P. A.; MAGURRAN, A. E. Diversity is maintained by seasonal variation in species abundance. **BMC Biology**, v. 11, n. 98, p. 1-9, 2013.
- SHMIDA, A.; WILSON, M. V. Biological determinants of species diversity. **Journal of Biogeography** v. 12, p. 1-20, 1985.

SOININEN, J.; KÖNGÄS, P. Analysis of nestedness in freshwater assemblages-patterns across species and trophic levels. **Freshwater Science** v. 31, n. 4, p. 1145-1155, 2012.

ULRICH, W.; ALMEIDA-NETO, M.; NICHOLAS, J. G. A consumer's guide to nestedness analysis. **Oikos** v. 118, p. 3-17, 2009.

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**, 2015.

VILAR, C. C.; JOYEUX, J. C.; GIARRIZZO, T.; SPACH, H. L.; VIEIRA, J. P.; VESKE-JUNIOR, T. Local and regional ecological drivers of fish assemblages in Brazilian estuaries. **Marine Ecology Progress Series** v. 485, p. 181-197, 2013.

WHITFIELD, A. K.; ELLIOTT, M.; BASSET, A.; BLABER, S. J. M.; WEST, R. J. Paradigms in estuarine ecology – A review of the Remane diagram with a suggested revised model for estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 97, p. 78-90, 2012.

WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. **Ecological Monographs** v. 30, p. 279-338, 1960.

WHITTAKER, R. H. Evolution and Measurement of Species Diversity. **International Association for Plant Taxonomy** v. 21, n.2/3, p. 213-251, 1972.

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, n. 1, p. 109-122, 2012.

## 7. CAPÍTULO 1

*Esse manuscrito será submetido ao periódico Neotropical Ichthyology*

### EFEITOS DE FILTROS AMBIENTAIS SOBRE AS ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM UM ESTUÁRIO DA ZONA SEMIARIDA DO NORDESTE DO BRASIL

Caroline Stefani da Silva Lima<sup>1</sup> e André Luiz Machado Pessanha<sup>2</sup>

#### RESUMO

As assembleias de peixes no estuário do rio Mamanguape foram estudadas ao longo de um *continuum* visando testar se as variáveis são fatores limitantes para a distribuição espaço-temporal das assembleias de peixes dentro do estuário. Assim, as amostragens foram feitas em três zonas do canal principal, com arrastos paralelos a margem utilizando uma rede de arrasto de praia, em conjunto com as medições dos parâmetros ambientais. A captura dos exemplares de peixes ocorreu em um trimestre do período chuvoso (maio, junho e julho de 2015) e em um trimestre do período seco (outubro, novembro de 2015 e janeiro de 2016). Foram capturados no total de 18.084 de peixes representados em 108 espécies. A ictiofauna foi caracterizada pela dominância de Atherinopsidae, Engraulidae, Gerreidae e Tetraodontidae. A variação espaço-temporal demonstrou que houve diferenças entre as zonas quanto à abundância e diversidade de espécies, influenciada pela seleção de habitats e mudanças hidrológicas, com implicações no período de recrutamento de larvas e peixes juvenis. Além disso, a importância dos principais filtros ambientais dos parâmetros de salinidade e produtividade atuou como fatores limitantes na distribuição espacial, em função das preferências espécie-específica por determinada área do estuário.

**Palavras-chaves:** Berçário. Gradiente ambiental. Seleção de habitat. Estrutura de comunidades.

#### INTRODUÇÃO

A dinâmica estuarina depende da interação entre a descarga de água doce e água do mar que é responsável pelo gradiente ambiental neste ecossistema, influenciado pelas flutuações sazonais do regime hidrológico (POTTER *et al.*, 2010; BLABER, 2012;

---

<sup>1</sup> Programa de pós-graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Estadual da Paraíba – UEPB  
E-mail: [carollinnestefani@hotmail.com](mailto:carollinnestefani@hotmail.com).

<sup>2</sup> Programa de pós-graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Estadual da Paraíba – UEPB  
Email: [andrepessanhauepb@gmail.com](mailto:andrepessanhauepb@gmail.com).

ROZAS *et al.*, 2013). A salinidade, temperatura, turbidez e produtividade primária são as principais variáveis que sofrem influências das mudanças do ciclo hidrológico em estuários tropicais e subtropicais (DAVIS *et al.*, 2012; GARCIA *et al.*, 2012; CASTILLO-RIVERA, 2013). Deste modo, a entrada de água doce nos estuários influencia também na composição da ictiofauna, que é formada por espécies de água doce, estuarina e marinha (MOURA *et al.*, 2012).

As flutuações hidrológicas no estuário permitem que diversas espécies de peixes sejam recrutadas, principalmente durante os estágios iniciais do desenvolvimento (OOI; CHING *et al.*, 2011; DAVIS *et al.*, 2012; SHEAVES *et al.*, 2013; DAVIS *et al.*, 2014). O aumento no influxo de água doce para dentro do estuário funciona como um mecanismo que sinaliza para que diversas espécies de peixe realizem deslocamentos dentre habitats, em função das alterações dos variáveis ambientais, e conseqüentemente, resultando em substituição na composição de espécies de peixes. Por outro lado, algumas espécies se deslocam para outros habitats costeiros, buscando condições mais estáveis dos variáveis ambientais (BARLETTA *et al.*, 2003; BARLETTA *et al.*, 2005).

Os estuários apresentam diversos habitats, como manguezais, planícies de maré e bancos de fanerógamas, que oferecem diferentes vantagens para as assembleias de peixes, devido a heterogeneidade e complexidade estrutural destes locais (ABLE *et al.*, 2005; BLABER 2012). A capacidade de redução nas taxas de predação, disponibilidade de alimento e abrigo são umas das vantagens encontradas (BLABER 2012; NEVES *et al.*, 2013). Portanto, a composição das assembleias de peixes varia de acordo com a disponibilidade de habitat adequados governado pelo gradiente encontrado em estuário e entre períodos hidrológicos, devido a disponibilidade de habitats adequados (ARAÚJO *et al.*, 2015; REIS-FILHO *et al.*, 2016).

As variáveis ambientais, atuando como filtros, agem como limites da distribuição das espécies dentro de habitats (CORNWELL, 2006; CARVALHO; TEJERINA-GARRO, 2014). O ambiente é visto como uma força seletiva, capaz de excluir espécies não hábeis em suportar as condições de um dado local (KRAFT *et al.*, 2015). Assim as espécies que obtêm sucesso no mesmo habitat são capazes de tolerar e compartilham condições ambientais similares (WEBB *et al.*, 2002; CORNWELL, 2006; MOUILLOT, 2007; KRAFT *et al.*, 2015). Além disso, a interação por competição para espécies com características similares tem sido considerada como um dos fatores que regulam a abundância de espécies que interagem por nichos semelhantes (WEBB *et al.*,

2002; KRAFT *et al.*, 2015). Portanto, as características dos habitats e interações biológicas também são mecanismos que influenciam fortemente a estrutura de comunidades (WEBB *et al.*, 2002; MOILLOT, 2007).

Estudos focando a estrutura das assembleias de peixes relacionada as variáveis ambientais tem sido realizados em estuários e baías tropicais e subtropicais (BLABER; BLABER, 1980; WHITFIELD; HARRISON, 2003; SIMIER *et al.*, 2004; KANTOUSSAN *et al.*, 2012). Salinidade tem sido considerada a principal variável da composição e distribuição das assembleias de peixes estuarinas quando o gradiente é destacado e com grande influência de água doce (MOURA *et al.*, 2012). No entanto, as variáveis ambientais que determinam a distribuição das assembleias de peixes dependem do tipo de estuário, outras variáveis são encontrados determinando a distribuição das assembleias de peixes. Sales *et al.*, 2016 registraram o tipo substrato como a principal variável ambiental determinante da distribuição das assembleias de peixes em estuário hipersalino. Em estuário tropical com baixa descarga de água doce, onde a salinidade não é significante para a distribuição, a turbidez foi mais importante peixes juvenis que utilizam essas áreas para proteção (BLABER; BLABER, 1980). Além disso, a seleção de habitats pelas assembleias de peixes pode estar relacionada a combinações dessas variáveis, juntamente a salinidade, podem ser importantes preditores para a seleção de habitats pelas assembleias de peixes. No entanto, conhecimentos dos efeitos das variáveis ambientais em estuários, cujos rios são intermitentes, são escassos.

A importância das pesquisas em estruturas de comunidades de peixes estuarinos tem sido ressaltada devido às mudanças ambientais e ao crescente aumento das atividades antrópicas próximos aos estuários que tem impactado negativamente a diversidade e abundância de peixes (BABLER, 2002; BLABER, 2012; REIS-FILHO; SANTOS, 2014). Portanto, trabalhos como este são necessários para a avaliação de possíveis impactos das alterações ambientais sobre as assembleias de peixes estuarina. Em vista disso, este trabalho foca em compreender o efeito dos filtros ambientais na estrutura, composição e abundância das assembleias de peixes ao longo do gradiente ambiental de um estuário localizado na área semiárida do Nordeste do Brasil, influenciada pelo regime hidrológico, direcionada pela seguinte pergunta: Quais variáveis ambientais atuam como filtros na estrutura e composição das assembleias de peixes? Assim, a hipótese testada foi de que salinidade, transparência e substrato é o

principal filtro influenciando a estrutura e composição das assembleias de peixes do estuário e diferem ao longo do estuário devidos mudanças espaço-temporais dos filtros ambientais.

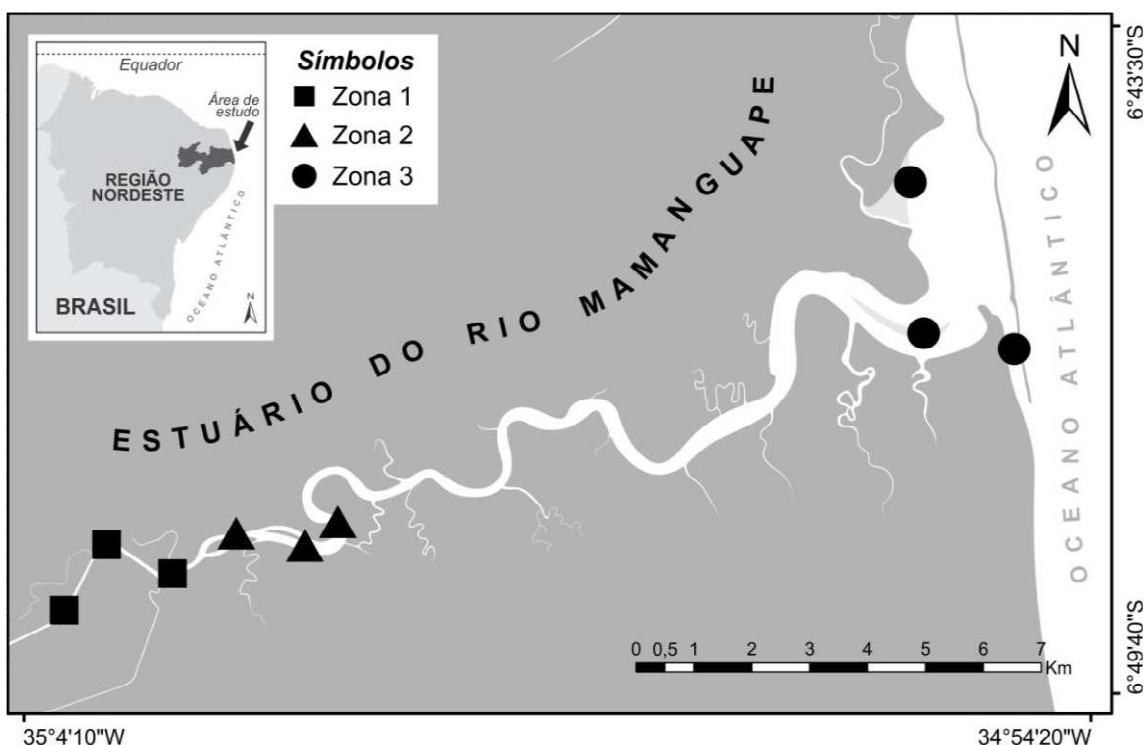
## **MATERIAIS E MÉTODOS**

### **ÁREA DE ESTUDO**

O estuário do Rio Mamanguape está localizado dentro da Área de Proteção Ambiental (APA) da Barra do Rio Mamanguape, com mais de 5.400 hectares de área (cerca de 25 km), abrangendo os municípios de Rio Tinto, Marcação e Baía Traição (MOURÃO; NORDI, 2003). Suas margens são circundadas por extensos manguezais, representados pelas espécies *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Avicennia schaueriana*, *Laguncularia recemosa* e *Conocarpus erectus*. O estuário ainda é composto por camboas, bancos areno-lodosos e apicuns (NASCIMENTO *et al.*, 2011). Na foz do estuário há uma formação de arrecifes do período Quaternário, criando uma baía semifechada com águas calmas. As duas aberturas principais permitem a passagem da água do rio e do mar, além de trânsito para embarcações, peixes e peixes-boi, bem como outros organismos que utilizam o estuário (PALUDO; KLONOWSKI, 1999; Figura 1). O clima predominante da região é do tipo quente úmido (CARVALHO, 1982; ALVARES *et al.*, 2013), marcado por duas estações, chuvoso, de março a agosto e seco, de setembro a fevereiro (PEREIRA; ALVES, 2006). A média pluviométrica para os meses de coleta foi de 209,46 mm no período chuvoso e 35,16 no período seco (AESAs, 2015).



**Figura 1** Estuário do rio Mamanguape, com indicações das áreas de coleta: zona 1, zona 2 e zona 3.



A criação da APA tem como objetivo a proteção do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*), o qual utiliza o estuário como a principal área de reprodução do Nordeste (SILVA *et al.*, 2011); e conservação da área, sem impedir a extração dos recursos naturais (CRUZ; COSTA, 2014), pois muitas famílias sobrevivem de recursos como peixes, crustáceos e mariscos obtidos deste local (ALVES; NISHIDA, 2003; ROCHA *et al.*, 2012). Apesar do estuário está dentro da área de proteção ambiental, impactos antrópicos são recorrentes, devido à expansão do cultivo de cana-de-açúcar, que tem causado o despejo de agrotóxico no estuário, por sua vez, diminuindo a produção pesqueira (ALVES; NISHIDA, 2003). Além disso, a carcinocultura é uma prática que tem provocado a eutrofização das águas, pelo acúmulo de nutrientes da ração para camarão (SILVESTRE *et al.*, 2011). Outro problema ambiental observado é o assoreamento do leito das ilhas e croas, devido ao desmatamento do manguezal (ALVES; NISHIDA, 2003; ALVES *et al.*, 2005).

## DELINEAMENTO AMOSTRAL

O delineamento amostral foi realizado próximo às margens do canal principal no estuário do rio Mamanguape, Paraíba, durante seis excursões divididas de acordo com o período hidrológico, onde três coletas foram realizadas no período chuvoso (maio, junho e julho de 2015) e três no período seco (outubro e novembro de 2015 e janeiro de 2016), durante as marés baixas de sizígia. O estudo foi realizado em três zonas demarcadas no estuário, onde: as zonas 1 e 2 são regiões onde há maior influência da descarga de água doce do rio Mamanguape, cuja diferença entra as duas zonas está no nível de salinidade ( $4,19 \pm 0,55$  e  $11,63 \pm 1,28$ , respectivamente). A Zona 3 ( $33,28 \pm 1,21$ ) está localizada na foz do estuário (Figura 1). Em cada zona, foram realizados três pontos amostrais, cada qual contendo 3 repetições, totalizando 162 amostragens.

Para a captura dos peixes, foi utilizada uma rede “beach seine” ou rede de picaré (comprimento total 11,5m x altura 1,5 m; comprimento do saco 3 m; malha das asas de 5 mm e do saco 25 mm), arrastada paralelamente à margem do canal principal, em uma profundidade máxima de 1,5 metros, visando uma amostragem mais eficiente da ictiofauna, principalmente dos peixes juvenis, na presente área de estudo. Os arrastos tiveram uma duração de 3 minutos para obter o tamanho da área coberta pela rede, utilizando o GPS para medir a distância durante esse tempo. A distância obtida de cada arrasto foi multiplicada pelo comprimento da rede, pelo qual foi obtida a área total arrastada ( $m^2$ ), através da fórmula:

$$A_B = D * W$$

Onde  $D$  é a distância percorrida pela rede de arrasto, dado em metros e  $W$  é o comprimento da rede (m; SPARRE; VENEMA, 1998).

Os peixes capturados foram devidamente fixados em solução de formol a 10%, para em seguida serem levados ao laboratório e identificados até o nível de espécies, utilizando chaves de identificação pertinentes (FIGUEIREDO; MENEZES, 1978, 1980, 2000; MENEZES; FIGUEIREDO, 1980, 1984; BRITSKI *et al.*, 1984; ARAÚJO *et al.*, 2004; MARCENIUK, 2005; MENEZES *et al.*, 2015; ESCHMEYER, 2015). Além disso, para cada indivíduo foram obtidos o comprimento total (mm) e biomassa (g).

Em cada ponto amostral foram medidos os seguintes parâmetros ambientais utilizando uma sonda multiparamétrica: temperatura da água ( $^{\circ}C$ ), salinidade (ppt), pH,

condutividade elétrica ( $\mu\text{S/m}$ ); transparência (cm) e profundidade (cm) foram medidas utilizando o aparato do disco de *Secchi*. Cada variável foi replicada três vezes por ponto amostral. Amostras de substrato também foram coletadas para análise de granulometria, por meio da separação mecânica do tamanho de grão do sedimento através de uma coluna de peneiras com diferentes tamanhos de malha. O sistema de classificação de Brown e McLachland (1990) foi utilizado para determinar a granulometria, sendo: areia muito grossa (AMG)  $> 2.000$  mm; areia grossa (AG)  $> 2.000$  mm -  $< 0,500$  milímetros, areia média (AM)  $> 0.250$  -  $< 0,500$  milímetros, areia fina (AF)  $> 0.125$  -  $< 0,250$  milímetros, silte (S)  $> 0.038$  -  $< 0,125$  milímetros e argila (C)  $< 0,038$  milímetros, e as diferentes frações expresso como uma porcentagem do peso da amostra total. O teor de matéria orgânica do sedimento foi quantificado pela diferença entre o peso do sedimento após secagem em estufa a  $60^\circ\text{C}$  durante 72 h e o peso do sedimento após combustão a  $500^\circ\text{C}$  durante 8 h, e seguido da expressão como uma porcentagem do peso total da amostra. A análise da clorofila *a* foi realizada para quantificação da produção primária no estuário (WETZEL; LIKENS, 1991), através da filtração da água coleta por um sistema de frascos ligados a uma bomba de vácuo, onde colocou um filtro de fibra de vidro poroso para retenção do pigmento. Em seguida, os filtros foram protegidos por papel alumínio e armazenados no freezer, para posteriormente serem macerados com acetona 90%, para a extração do pigmento clorofila *a*, em um ambiente escuro. Os materiais extraídos foram protegidos da luz e armazenados na geladeira para evitar que fossem estimulados. No espectrofotômetro foi possível obter a quantidade de clorofila *a* das amostras por meio da leitura em dois comprimentos de onda (665 e 750nm).

## **ANÁLISE DOS DADOS**

### **VARIÁVEIS AMBIENTAIS**

As medianas e os erros padrões dos dados das variáveis ambientais foram calculados e posteriormente elaborados os gráficos Boxplot (SPSS® Statistics v23) para verificar a variação espaço-temporal. As variáveis foram transformadas em  $\log(x+1)$ , exceto os dados granulométricos, cuja transformação foi em arcoseno e, posteriormente, foram utilizados para construir uma matriz de distância Euclidiana, usada para verificar

diferenças entre as zonas amostradas nos períodos chuvoso e seco pela análise permutacional multivariada de variância (PERMANOVA) com 9999 permutações (ANDERSON, 2001; ANDERSON; BRAAK, 2003). Dois fatores foram selecionados para análise: os fatores espaciais, contendo 3 níveis fixos (Zona 1, 2 e 3) e temporais, com 2 níveis fixo (Chuva e Seca). Para o teste de colinearidade, os dados foram normalizados para realizar o Draftsman Plot, utilizando um nível de corte  $>0,7$  para as variáveis colineares (CLARKE; GORLEY, 2006). Posteriormente, para detectar a distribuição espaço-temporal das variáveis ambientais, os dados ambientais normalizados foram testados pela análise de componentes principais (PCA; CLARKE; GORLEY, 2006).

## **ASSEMBLEIA DE PEIXES**

Para a composição e estrutura das assembleias de peixes em função do espaço e tempo, Frequência de Ocorrência (O%), Percentagem Numérica (N%) e Percentagem de Peso (W%) foram calculadas espacialmente e temporalmente. A densidade (indivíduos/m<sup>2</sup>) das assembleias de peixes foi calculada utilizando a relação do número de indivíduos com a captura por unidade de área arrastada (CPUA), assim como foi utilizada para os dados de biomassa (g/m<sup>2</sup>) e riqueza (espécies/m<sup>2</sup>; SPARRE; VENEMA, 1998). Além disso, para o estudo de diversidade e equitabilidade, os índices de Shannon-Wiener (H') e a Equitabilidade de Pielou (J'), respectivamente (MAGURRAN, 2004), foram obtidos através do pacote estatístico PRIMER v6 + PERMANOVA (CLARKE; GORLEY, 2006; ANDERSON *et al.*, 2008).

Para avaliar a variação espaço-temporal dos dados da ictiofauna também foram elaborados Boxplot (SPSS® Statistics v23). Os dados bióticos foram transformados em raiz quarta, em seguida foi elaborada uma matriz de similaridade de Bray-Curtis, e posteriormente aplicada uma análise permutacional multivariada de variância (PERMANOVA) com 9999 permutações, para verificar se as diferenças espaço-temporais foram significativas (ANDERSON, 2001; ANDERSON; BRAAK, 2003). Dois fatores também foram selecionados: os fatores espaciais, contendo 3 níveis fixos (Zona 1, 2 e 3) e temporais, com 2 níveis fixo (Chuva e Seca).

A distribuição espaço-temporal das assembleias de peixes (densidade e biomassa) foi analisada pela análise de coordenadas principais (PCO) a partir das matrizes de similaridade de Bray-Curtis obtidas para os dados de densidade e biomassa das assembleias de peixes (ANDERSON *et al.*, 2008). Para determinar quais espécies obtiveram uma maior contribuição dentro das zonas, para cada período amostral, foi realizada uma rotina pela SIMPER (CLARKE; GORLEY, 2006).

## **GUILDAS ECOLÓGICAS**

Os peixes identificados a partir de gêneros foram classificados em 7 guildas de acordo com o padrão de uso dentro do estuário, seguindo a classificação de Potter *et al.* (2013). A guilda marinha ocasional (MO) ocorre quando espécies que desovam no mar, entram no estuário esporadicamente em número relativamente baixo e só alcançam a parte inferior do estuário, onde a salinidade é superior a 35; são frequentemente estenohalinas. Os peixes marinhos estuarinos oportunistas (MEO) regularmente entram no estuário como juvenis, mas usam outros ambientes costeiros marinhos como alternativa de áreas de berçários. Marinha estuarina dependente (MED) é uma guilda em que os peixes juvenis utilizam o estuário como habitat obrigatórios para proteção e não são encontrados em habitats costeiros onde são passam a o resto da sua vida. A guilda somente estuarina (SE) é composta de populações de peixes que são encontradas apenas nos estuários. Estuarinos e marinos (EM) compreende os peixes que apresentam populações dentro do estuário e em outros ambientes marinhos. Os peixes dulcícolas ocasionais (DS) são frequentemente encontrados em baixos números e sua distribuição é limitada a parte superior do estuário, onde ocorrem baixas salinidades. A guilda dulcícola estuarina oportunista (DEO) é encontrada em números moderados em estuário e a distribuição pode-se estender ao setor oligohalino. A densidade relativa de cada guilda ecológica foi então plotada em gráficos, demonstrando a separação espacial e temporal dentro do estuário (POTTER *et al.*, 2013). A classificação das guildas foram levadas em considerados aspectos do ciclo de vida de peixes encontrados em estudos anteriores da biologia reprodutiva ou biologia populacional (WYANSKI; TARGETT, 2000; MIRANDA-MARURE *et al.*, 2003; FÁVARO *et al.*, 2007; OLIVEIRA;

FÁVARO, 2010; SILVA *et al.*, 2012) ou pelas descrições das espécies encontradas no Fishbase ® ([www.fishbase.org](http://www.fishbase.org)).

## **INFLUÊNCIA DOS VARIÁVEIS AMBIENTAIS SOBRE AS ASSEMBLEIAS DE PEIXES**

A influência das variáveis ambientais sobre as espécies de cada zona entre os períodos hidrológicos foi avaliada pela Análise de Correspondência Canônica (CCA), onde, os dados ambientais e das assembleias de peixes foram transformados em  $\log(x+1)$  (TER BRAAK, 1986). As seleções das espécies dominantes foram feitas através frequência de ocorrência  $>7\%$ , no entanto, espécies de água doce, com frequência de ocorrência abaixo do esperado, foram mantidas para caracterização da área de menor salinidade. A significância estatística para cada variável ambiental foi realizada pelo teste permutacional, utilizando 499 permutações das amostras. A CCA foi realizada por meio do software estatístico CANOCO versão 4.5 para Windows.

## **ESTRUTURA EM TAMANHO**

As espécies de peixes para a estrutura de tamanho também foram selecionadas pela dominância em frequência de ocorrência  $>7\%$  das espécies que compuseram as guildas ecológicas mais abundantes dentro do estuário. As classes de tamanho foram definidas pela Regra de Sturges' (TRIOLA, 2005), utilizando a seguinte equação:  $K = 1 + 3,3 \times \log(n)$ , onde  $K$  = número de classes e  $n$  = número de indivíduos. Para algumas espécies, o número de classes foi reduzido pelo baixo número de indivíduo encontrado. A abundância relativa das classes foi visualizada para cada espécie em gráficos levando em consideração os períodos seco e chuvoso. Também, as variações de tamanho de cada espécie por período foram observadas em *boxplots* e as diferenças significativas foram testadas através do teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis, realizados no software Statistica (versão 10).

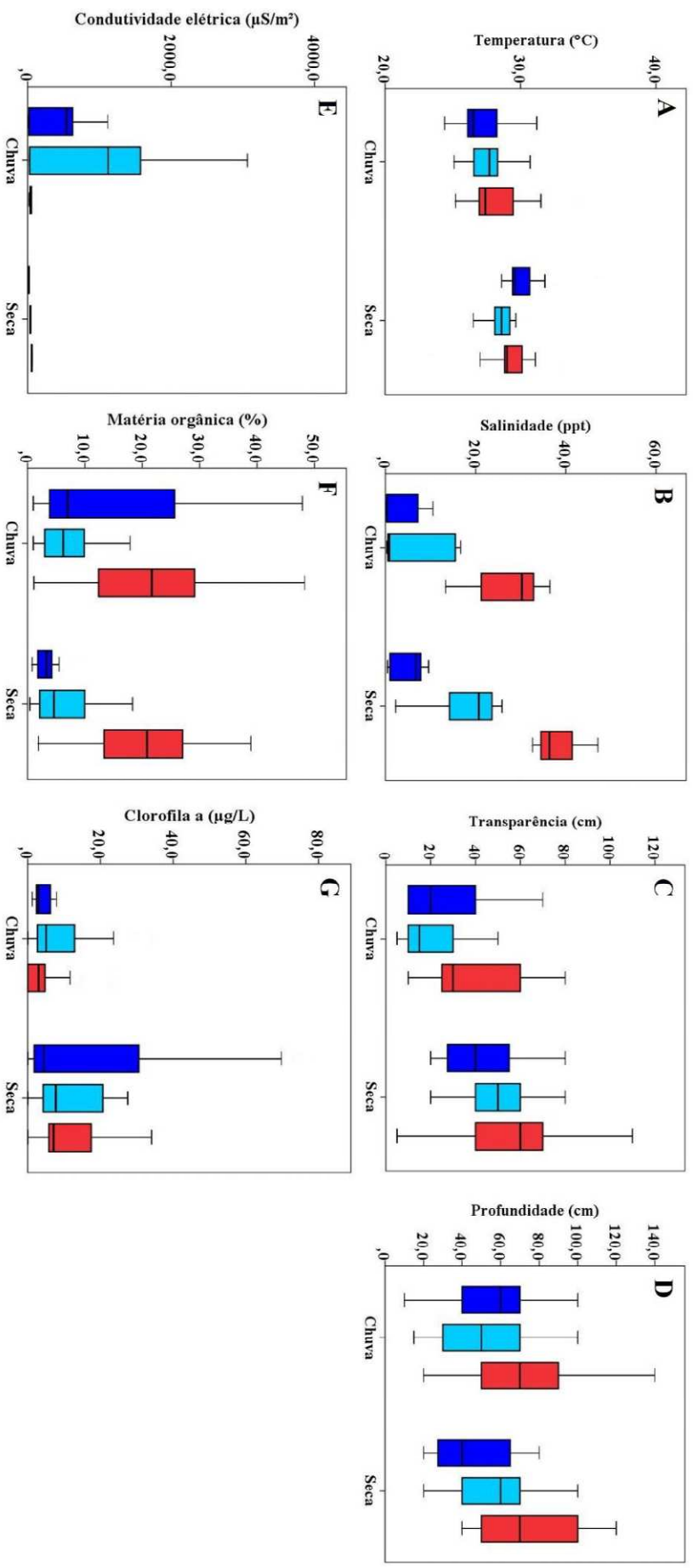
## RESULTADOS

### VARIÁVEIS AMBIENTAIS

Variações temporais e espaciais foram observadas para as variáveis ambientais durante o período de estudo (Tabela 1). Os maiores valores de temperatura ( $29,44 \pm 0,20$ ), salinidade ( $20,62 \pm 1,70$ ), transparência ( $48,20 \pm 2,26$ ) e clorofila ( $28,19 \pm 5,36$ ) foram registrados durante o período de seca, enquanto somente condutividade elétrica ( $503,21 \pm 78,36$ ) e profundidade ( $60,20 \pm 2,99$ ) apresentaram maiores valores durante o período de chuva (Figura 2). Para os parâmetros de temperatura (Pseudo- $F_{1,161} = 38,42$ ;  $p = 0,0001$ ); salinidade (Pseudo- $F_{1,162} = 50,711$ ;  $0,0001$ ), transparência (Pseudo- $F_{1,161} = 44,11$ ;  $p = 0,0001$ ), condutividade elétrica (Pseudo- $F_{1,161} = 18,268$ ;  $p = 0,0001$ ) e clorofila *a* (Pseudo- $F_{1,161} = 22,543$ ;  $p = 0,0001$ ) a PERMANOVA indicou diferenças significativas entre as estações do ciclo hidrológico (Tabela 2).

Espacialmente, as variáveis temperatura ( $28,72 \pm 0,30$ ), salinidade ( $33,28 \pm 1,21$ ), transparência ( $47,96 \pm 3,17$ ) e profundidade ( $71,48 \pm 3,76$ ) tiveram os maiores valores na zona 3 (Figura 2). A proporção de areia muito grossa e areia grossa exibiu maior valor na zona 1, enquanto apenas areia média apresentou proporções alta na zona 2. Os valores de areia fina e matéria orgânica foram as maiores contribuições na zona 3 (Tabela 1).. Diferenças espaciais foram significativas para salinidade (Pseudo- $F_{2,161} = 125,32$ ;  $p = 0,0001$ ), transparência (Pseudo- $F_{2,161} = 7,9432$ ;  $p = 0,0001$ ), profundidade (Pseudo- $F_{2,161} = 8,187$ ;  $p = 0,0007$ ), areia muito grossa (Pseudo- $F_{2,161} = 14,577$ ;  $p = 0,0001$ ), areia grossa (Pseudo- $F_{2,161} = 10,166$ ;  $p = 0,0001$ ), areia média (Pseudo- $F_{2,161} = 5,1164$ ;  $p = 0,0068$ ), areia fina (Pseudo- $F_{2,161} = 0,0068$ ) e matéria orgânica (Pseudo- $F_{2,161} = 22,757$ ;  $p = 0,0001$ ; Tabela 2).

**Figura 2** *Box-plot* da variação espaço-temporal dos parâmetros ambientais aferidos nas diferentes zonas amostradas no estuário do rio Mamanguape-PB, Nordeste do Brasil: Temperatura (A), Salinidade (B), Transparência (C), Profundidade (D), Condutividade elétrica (E), Matéria orgânica (F) e Clorofila a (G). Zona 1 (■), Zona 2 (□), Zona 3 (■). *Box-plot*: mediana, amplitude inter-quartis, valores máximos e mínimos.





**Tabela 1** Média e desvio padrão dos parâmetros ambientais nas zonas amostradas para os períodos chuvoso e seco de 2015 no estuário do rio Mamanguape-PB, Nordeste do Brasil.

Variables	Chuva			Seca		
	Zona 1	Zona 2	Zona 3	Zona 1	Zona 2	Zona 3
Temperatura (°C)	27,41 (±0,36)	27,53 (±0,30)	28,15 (±0,42)	30,28 (±0,30)	28,74 (±0,25)	29,29 (±0,42)
Salinidade (ppt)	3,18 (±0,83)	27,53 (±1,38)	27,42 (±1,39)	5,19 (±0,67)	17,52 (±1,45)	38,19 (±1,18)
Transparência (cm)	27,22 (±3,92)	21,74 (±2,51)	40,74 (±3,80)	42,77 (±3,55)	46,66 (±2,91)	55,18 (±4,67)
Profundidade (cm)	58,51 (±4,85)	52,85 (±4,80)	69,25 (5,53)	46,11 (±4,16)	57,40 (±4,81)	73,70 (±5,08)
Condutividade elétrica (µS/m <sup>2</sup> )	409,03 (±61,01)	1058,22 (±180,58)	42,38 (±2,10)	1421,94 (±556,94)	56,33 (±14,28)	54,39 (±0,68)
Clorofila <sub>a</sub> (µg/L)	3,88 (±0,42)	7,79 (±1,52)	4,11 (±1,01)	26,73 (±9,00)	29,44 (±9,39)	28,41 (±9,44)
Matéria orgânica (%)	15,20 (±2,84)	4,94 (±3,27)	13,31 (±4,15)	3,23 (±0,32)	7,33 (±1,43)	20,81 (±2,43)
Areia muito grossa (%)	5,47 (±0,62)	4,94 (±0,84)	13,31 (±3,25)	5,71 (±0,61)	8,89 (±2,82)	17,16 (±2,16)
Areia grossa (%)	34,17 (±3,02)	31,35 (±3,28)	23,09 (±2,24)	57,51 (±3,06)	46,46 (±3,61)	33,03 (±3,95)
Areia média (%)	33,71 (±2,10)	44,50 (±2,14)	32,61 (±3,26)	28,51 (±2,22)	35,68 (±3,12)	27,94 (±2,97)
Areia fina (%)	46,32 (±4,77)	31,28 (±3,19)	45,61 (±4,37)	13,67 (±1,78)	15,58 (±2,56)	38,75 (±5,57)

A Análise dos Componentes principais (PCA) para os variáveis ambientais apresentou os eixos PC1 e PC2 explicando 47% da variação dos dados. A salinidade, transparência, profundidade, areia muito grossa a clorofila apresentaram autovetores positivos para o eixo PC1, no entanto, autovetores negativos para o eixo PC2. Em contrapartida, a condutividade elétrica e areia média apresentaram autovetores negativos para o eixo PC1 e positivo para o eixo PC2 (Tabela 3).

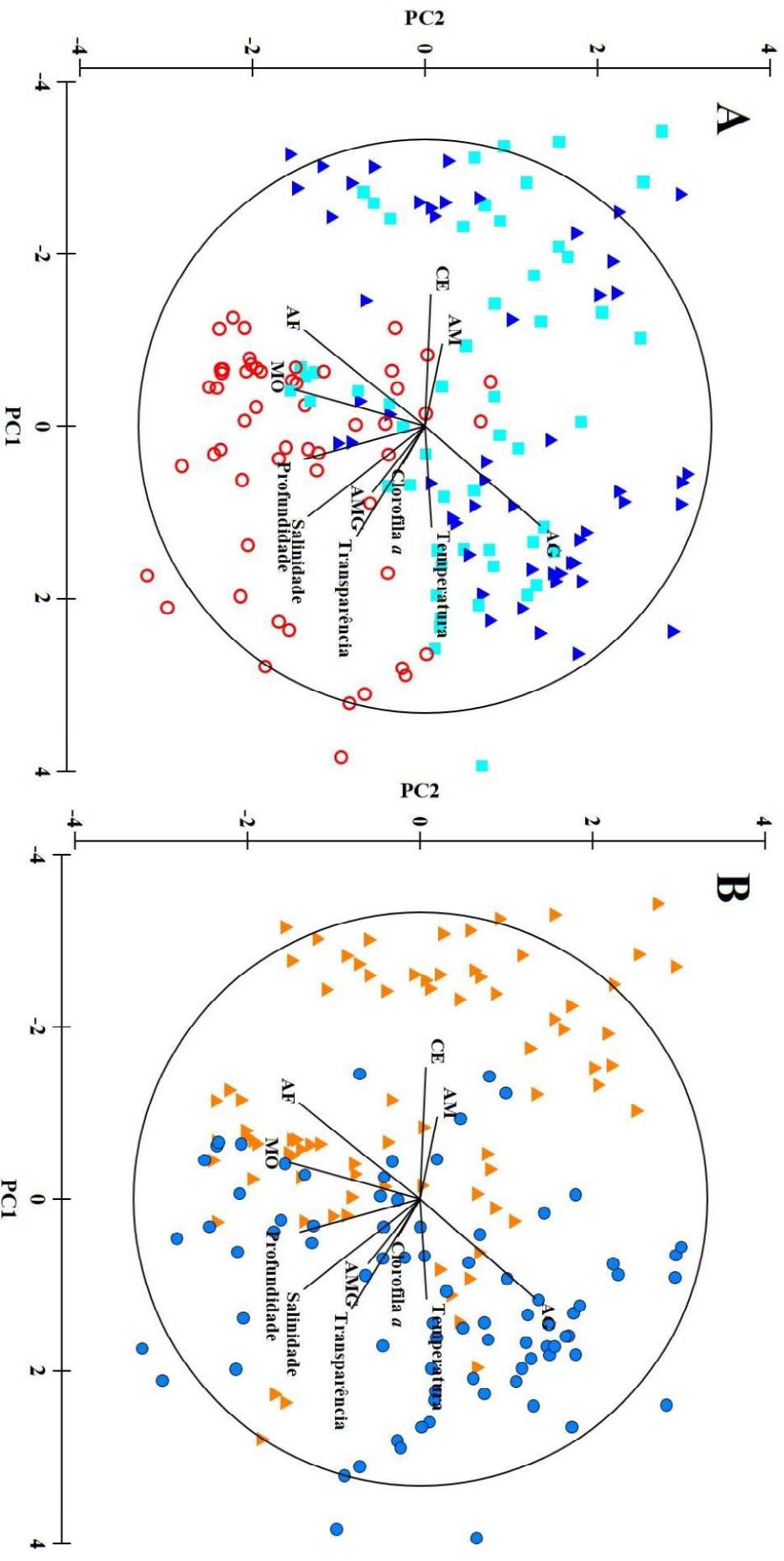
**Tabela 2** Coeficientes de autovalores das componentes principais e parâmetros ambientais amostrados no estuário do rio Mamanguape-PB, Nordeste do Brasil. CE = Condutividade elétrica; OM = Matéria orgânica; AMG = Areia muito grossa; AG = Areia grossa; AM = Areia média; FS = Areia fina.

<b>Coeficiente de autovetores</b>		
<b>Componentes/variáveis</b>	<b>PC1</b>	<b>PC2</b>
Temperatura (°C)	0,363	0,110
Salinidade (ppt)	0,417	-0,333
Transparência (cm)	0,423	-0,156
Profundidade (cm)	0,155	-0,374
CE ( $\mu\text{S}/\text{m}^2$ )	-0,440	0,080
Clorofila $a$ ( $\mu\text{g}/\text{L}$ )	0,206	-0,044
MO (%)	-0,085	-0,473
AMG (%)	0,228	-0,104
AG (%)	0,256	0,473
AM (%)	-0,254	-0,011
AF (%)	-0,256	-0,496
<b>Autovalores</b>	2,9	2,23
<b>%Variação</b>	26,3	20,3

O diagrama de ordenação da PCA indicou que eixo 1 (PC1) separou as amostras das variáveis ambientais de acordo com o ciclo hidrológico, com as amostras do período chuvoso plotadas no quadrante esquerdo sendo observado as maiores correlações com a condutividade elétrica e areia média, enquanto as amostras do período seco foram plotadas no quadrante direito com maiores correlações com a temperatura, salinidade, transparência, clorofila e areia muito grossa (Figura 3).

O eixo PC2 separou as amostras no diagrama de ordenação ao longo do gradiente espaciais, com os pontos referentes a zona 1 e 2 formando grupo plotado no quadrante superior, correlacionando-se apenas com a areia grossa. A profundidade, matéria orgânica e areia fina foram mais correlacionadas com a zona 3, dentro do quadrante inferior. (Figura 3).

**Figura 3** Análise de Componentes Principais (PCA) dos parâmetros ambientais no estuário do rio Mamanguape-PB, codificados para variação espacial (A) e temporal (B). Zona 1 (▲), Zona 2 (■), Zona 3 (○). Chuva (▲), Seca (●).



## ASSEMBLEIA DE PEIXES

### COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA

Das 162 amostragens realizadas no estuário do rio Mamanguape, apenas 157 ocorreram peixes. No total, foram capturados 18.084 exemplares de peixes que totalizaram uma biomassa de 32.388,52 g. Os peixes foram representados por 39 famílias, divididas em 125 *taxa* (mas apenas 108 espécies foram identificadas) registradas. As famílias que contribuíram em termos de números de espécies foram Engraulidae (11), Gobiidae (7), Carangidae (7), Gerreidae (6), Mugilidae (6), Tetraodontidae (5), Achiridae (5), Lutjanidae (5), Paralichthyidae (5). Das espécies amostradas, 45 ocorreram apenas raríssimas vezes ao longo do estuário.

As famílias que contribuíram em termos de densidade no estuário foram Engraulidae, Atherinopsidae, Gerreidae e Lutjanidae. Em relação à biomassa, as famílias mais expressivas foram Atherinopsidae e Tetraodontidae. *Atherinella brasiliensis* e as larvas da família Engraulidae foram mais abundantes, enquanto que *Atherinella brasiliensis* e *Sphoeroides testudineus* obtiveram maiores biomassas.

De modo geral, a família Atherinopsidae dominou em número e biomassa de capturas. As maiores abundâncias registradas durante o período chuvoso na Zona 1 foram pelas famílias Gerreidae, Ariidae, Engraulidae, Atherinopsidae e Hemiramphidae totalizando 81,56% da abundância. Na zona 2 as famílias que contribuíram para as maiores capturas em número foram Engraulidae e Atherinopsidae (78,9%). Na zona 3 a contribuição foi dada pelas famílias Gerreidae, Engraulidae, Atherinopsidae, Carangidae (81,18%). Durante o período seco na zona 1 a família que mais contribuiu em abundância foi Atherinopsidae, Gerreidae e Hemiramphidae (75,69%). Na zona 2 as famílias mais abundantes foram Atherinopsidae e Gerreidae (79,52%). Na zona 3 as famílias que dominaram nas capturas foram Atherinopsidae, Engraulidae, Clupeidae e Gerreidae (75,72%).

Ariidae, Atherinopsidae e Hemiramphidae obtiveram 74,52% da biomassa na zona 1 durante o período chuvoso. Na zona 2, Atherinopsidae, Gerreidae, Achiridae e Tetraodontidae em conjunto representaram os maiores valores de biomassas

encontrados (83,7%). A contribuição da biomassa na zona 3 foi expressa por Atherinopsidae, Carangidae e Tetraodontidae. Durante o período seco Atherinopsidae, Hemiramphidae, Gerreidae e Ehippidae dominaram a biomassa total na zona 1. Atherinopsidae e Gerreidae e Tetraodontidae foram mais representativos na zona 2, enquanto que na zona 3 foram as famílias Engraulidae, Clupeidae, Atherinopsidae e Tetraodontidae

*Sciades herzbergii*, *Atherinella brasiliensis* e *Eucinostomus melanopterus* em conjunto com larvas das famílias Engraulidae e Gerreidae contribuíram com 55,26% da captura em número dentro da zona 1 no período chuvoso. Na zona 2, apenas as larvas da família Engraulidae e *Atherinella brasiliensis* obtiveram expressivo número em captura (75,88%). Já na zona 3, as larvas da família Gerreidae, *Atherinella brasiliensis*, *Anchoa spinifer* e *Caranx latus* dominaram a captura em número (66,1%). No período seco, somente *Atherinella brasiliensis* teve um valor expressivo nas zonas 1, 2 (58,13 e 67,55%, respectivamente) e na zona 3, *Atherinella brasiliensis*, *Rhinosardinia bahiensis*, *Anchoa januaria*, *Harengula clupeola*, *Caranx latus* e *Anchoa hepsetus* em perfizeram 54,45 da captura em número.

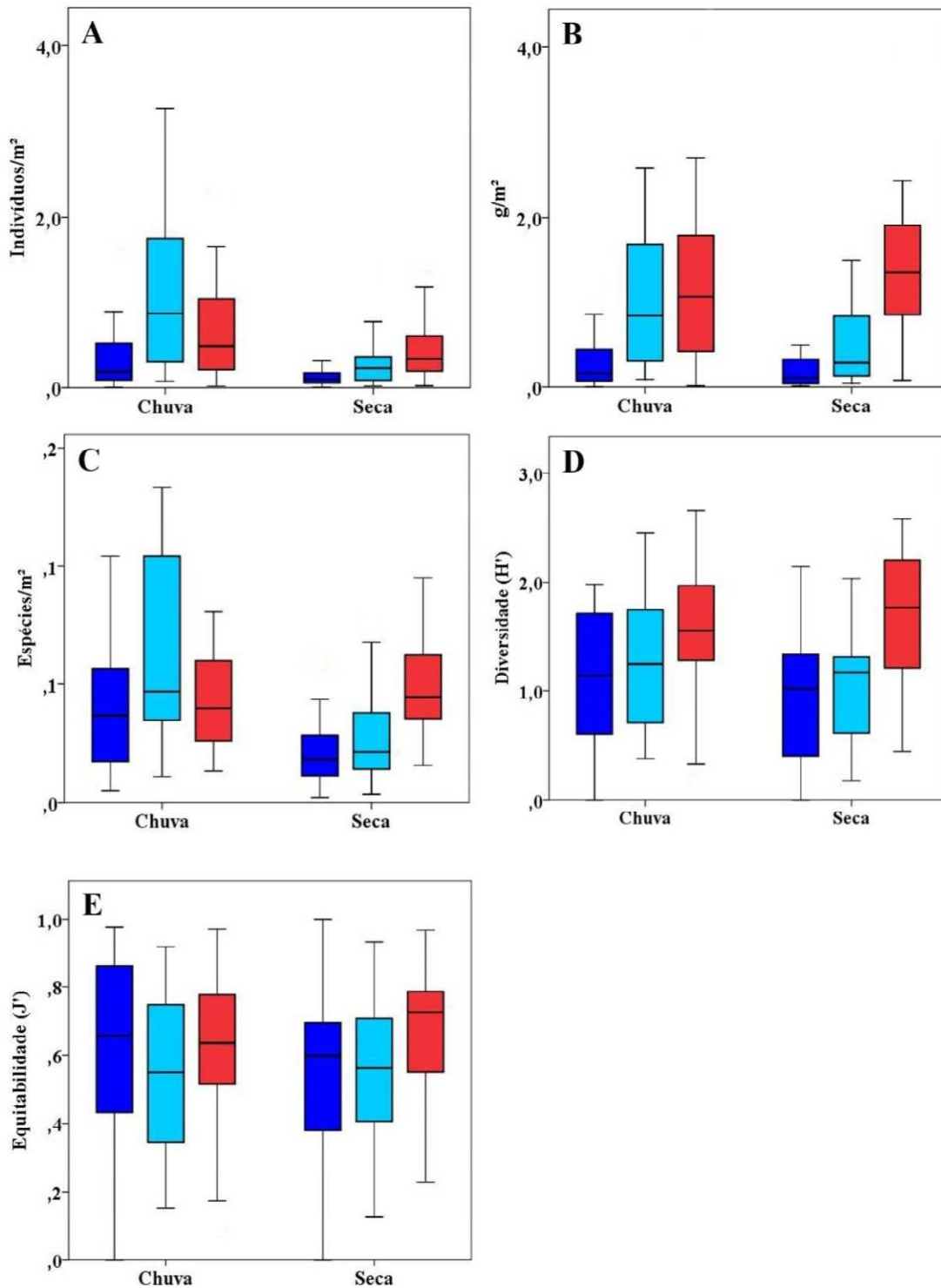
Para a biomassa, apenas *S. herzbergii* e *A. brasiliensis* obtiveram valores superiores (60,05%) na zona 1, durante a chuva. *A. brasiliensis* e *Sphoeroides testudineus* compuseram 65,63% e 65,8%, respectivamente, da biomassa total nas zonas 2 e 3. Durante o período seco, *A. brasiliensis* e *Hyporhamphus unifasciatus* obtiveram valores superiores (57,88%) na zona 1. Na zona 2, apenas *A. brasiliensis* (56,76%), enquanto na zona 3, foram *A. brasiliensis*, *S. testudineus* e *R. bahiensis* (51,15%; APÊNDICE A).

## VARIAÇÃO TEMPORAL E ESPACIAL

Os descritores referentes a estrutura e composição das assembleias de peixes atingiram maiores valores durante o período chuvoso, com o PERMANOVA indicando diferenças significativas para densidade (Pseudo-F<sub>1,156</sub> = 13,215;  $p = 0,0004$ ; Figura 4) e riqueza de espécies (Pseudo-F<sub>1,156</sub> = 16,203;  $p = 0,0003$ ). A densidade relativa e riqueza alcançaram valores superiores na zona 2, biomassa nas zonas 2 e 3, diversidade na zona 3 e a equitabilidade na zona 1. Diferenças significativas espaciais foram

encontradas para a densidade relativa (Pseudo- $F_{2.156} = 13,811$ ;  $p = 0,0001$ ), biomassa (Pseudo- $F_{2.156} = 29,38$ ;  $p = 0,0013$ ), riqueza (Pseudo- $F_{2.156} = 12,093$ ;  $p = 0,0001$ ) e diversidade (Pseudo- $F_{2.156} = 4,4756$ ;  $p = 0,0001$ ; Figura 4).

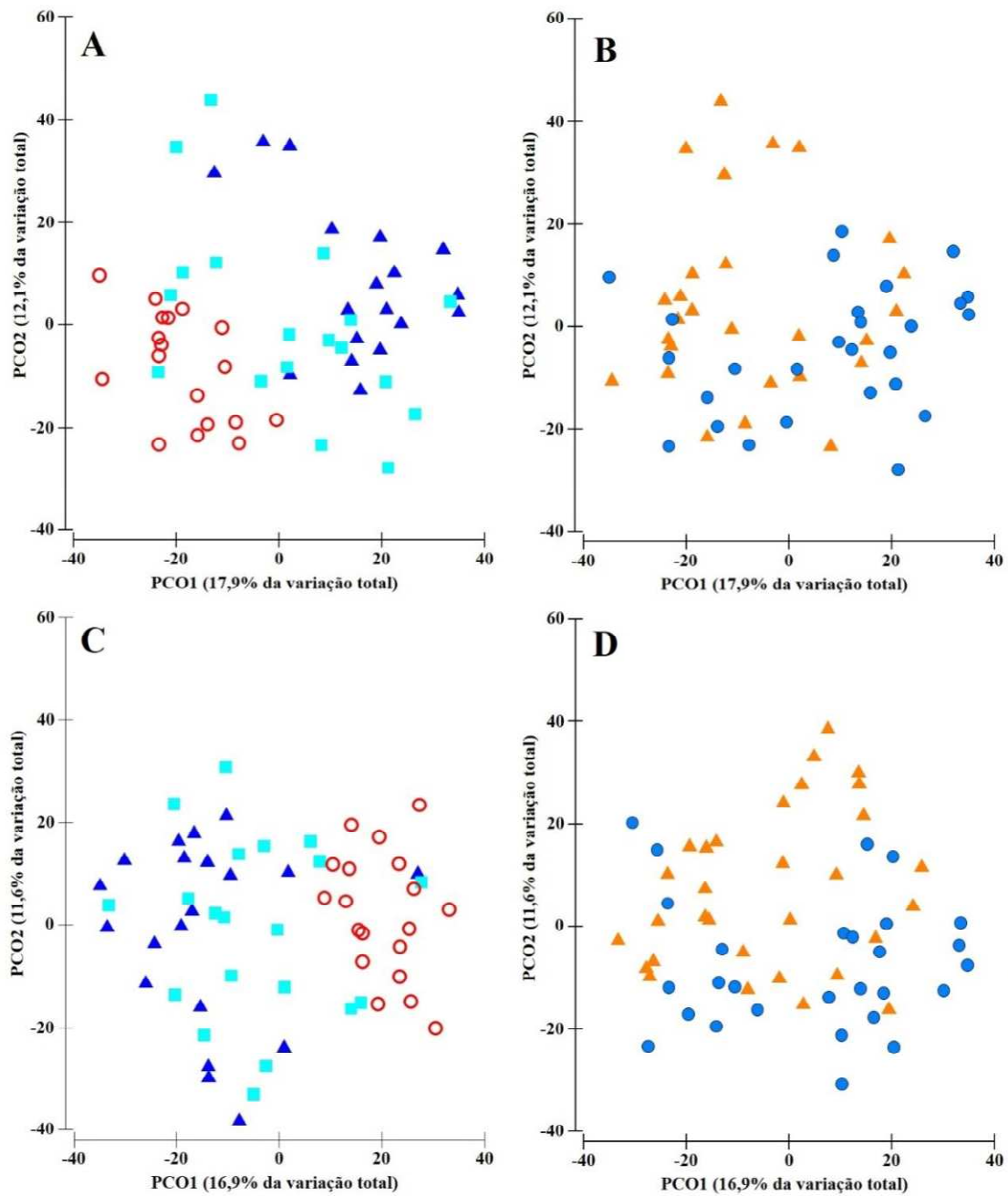
**Figura 4** Box-plot da variação espaço-temporal da densidade relativa (A), biomassa (B), riqueza (C), diversidade (D) e equitabilidade (E) da ictiofauna amostrada durante o período chuvoso e seco de 2015 no estuário do rio Mamanguape-PB, Nordeste do Brasil. Zona 1 (■), Zona 2 (■), Zona 3 (■).Box-plot: mediana, amplitudes inter-quartis, valores máximos e mínimos.





A PCO apresentou valores diferenciados de explicação da variação das assembleias de peixes para densidade (30%) e Biomassa (28,5%). Entretanto, quando observados os diagramas de dispersão, o eixo I indica uma separação temporal e o eixo II uma separação espacial. O diagrama de dispersão da PCO para os dados espaciais das assembleias de peixes indicou uma separação evidente entre as três zonas, tanto para densidade como para biomassa. No diagrama de densidade as amostras das zonas 1 e 2 foram plotadas no lado direito e para biomassa no lado esquerdo; já as amostras da zona 3 sempre foram plotadas em oposição a essas zonas. Temporalmente, as amostras do período chuvoso e seco foram plotadas no quadrante superior e inferior, respectivamente (Figura 5).

**Figura 5** Análise de Coordenadas Principais (PCO) codificados para variação espacial e temporal para os dados de densidade (A e B) e biomassa (C e D) da ictiofauna amostrada durante o período de 2015 no estuário do rio Mamanguape-PB, Nordeste do Brasil. Zona 1 (▲), Zona 2 (■), Zona 3 (○). Chuva (▲), Seca (●).



O número de espécies que contribuíram para a similaridade variou entre os períodos estudados e as áreas amostradas. A SIMPER mostrou que durante o período chuvoso houve uma maior contribuição no número de espécies do que no período seco em todas as áreas. *Atherinella brasiliensis* correspondeu a maior contribuição numérica na Zona 1 no período chuvoso, *Eucinostomus melanopterus* na zona 2, *A. brasiliensis*, larvas da família Gerreidae, *E. melanopterus* e *Caranx latus* na zona 3. Enquanto no período seco *A. brasiliensis*, *Achirus lineatus* e *E. melanopterus* contribuíram para similaridade na zona 1, *A. brasiliensis*, *A. lineatus*, *S. testudineus* na zona 2 e *A. brasiliensis* na zona 3 (Tabela 5).

**Tabela 3** Contribuição (%), a um nível de corte de 70%, das espécies dentro dos dados de densidade das três zonas amostradas no estuário do rio Mamanguape – PB, Nordeste do Brasil durante os períodos chuvoso e seco de 2015, a partir da SIMPER.

Densidade	Chuva			Seca		
	Z1 (29,91)	Z2 (40,68)	Z3 (46,19)	Z1 (44,96)	Z2 (47,48)	Z3 (39,73)
<i>A.brasiliensis</i>	27,81	8,55	10,40	20,21	16,83	11,67
<i>E. melanopterus</i>	13,74	12,71	9,45	11,70	7,44	5,94
<i>C. boleosoma</i>	11,62			8,59		
<i>M. brevisrostris</i>	10,73	7,72	3,22			
<i>H. unifasciatus</i>	6,96		5,84	7,75		6,57
<i>S. testudineus</i>		8,92	6,09		16,60	7,97
<i>C. latus</i>		7,18	9,34			9,06
Gerreidae – larva		5,85	9,88			
Engraulidae – larva		5,21				
<i>Achirus lineatus</i>		4,27		15,01	16,80	
<i>M. curema</i>		4,11				
<i>C. spilopterus</i>		3,72				
<i>A. vulpes</i> – larva Leptocephalus			7,62			
<i>S. greeleyi</i>			6,63			4,16
<i>L. grossidens</i>			4,13			3,84
<i>E. argenteus</i>				7,40	12,66	3,93
<i>O. saurus</i>						4,30
<i>B. soporator</i>						4,06
<i>Anchoa</i> sp.						3,09
<i>A. hepsetus</i>						3,06
<i>P. corvinaeformis</i>						2,92

Em termos de biomassa, *A. brasiliensis*, *E. melanopterus* e *C. boleosoma* contribuíram para a similaridade na zona 1, no período chuvoso, *E. melanopterus*, *S. testudineus* e *A. brasiliensis* na zona 2 e *C. latus*, *A. brasiliensis* e larvas da família Gerreidae na zona 3. Durante o período seco, *A. brasiliensis* e *A. lineatus* obtiveram a maior contribuição na zona 1, na zona 2 foram *A. brasiliensis*, *A. lineatus* e *S. testudineus*. *A. brasiliensis*, *S. testudineus* e *C. latus* tiveram a maior contribuição na zona 3 (Tabela 6).

**Tabela 4** Contribuição (%), a um nível de corte de 70%, das espécies dentro dos dados de biomassa das três zonas amostradas no estuário do rio Mamanguape – PB, Nordeste do Brasil durante os períodos chuvoso e seco de 2015, a partir da SIMPER.

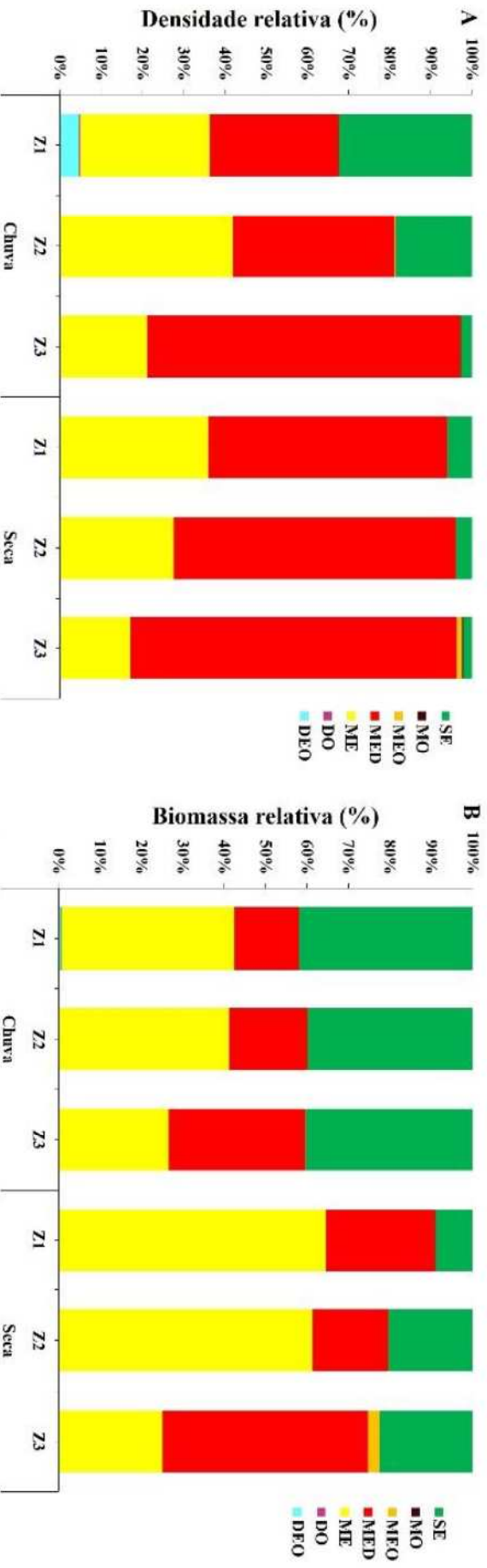
Biomassa	Chuva			Seca		
	Z1 (29,91)	Z2 (40,68)	Z3 (46,19)	Z1 (44,96)	Z2 (47,48)	Z3 (39,73)
<i>A. brasiliensis</i>	23,07	10,69		19,73	18,04	9,40
<i>E. melanopterus</i>	18,47	13,64	9,64	8,17	8,05	5,83
<i>C. boleosoma</i>	11,65			7,81		
<i>S. testudineus</i>	7,49	10,69	8,09	8,85	15,47	8,56
<i>C. macrops</i>	5,87					
Engraulidae – larvae	5,61	6,86				
<i>M. curema</i>		7,60				
<i>E. argenteus</i>		6,29			11,52	4,66
<i>M. brevirostris</i>		4,86	3,02	8,48		
<i>C. latus</i>		8,96	11,12			8,04
Gerreidae – larvae			10,01			
<i>A. vulpes</i> – Leptocephalus larvae			8,03			
<i>S. greeleyi</i>			5,27			3,30
<i>A. lineatus</i>				16,52	16,64	2,19
<i>H. unifasciatus</i>			5,33	7,86	6,07	4,63
<i>L. grossidens</i>						4,84
<i>B. soporator</i>						4,34
<i>U. lefroyi</i>						3,28
<i>O. saurus</i>						3,10
<i>Anchoa hepsetus</i>						2,94
<i>P. corvinaeformis</i>						2,56
<i>A. januaria</i>						2,53

## GUILDAS ECOLÓGICAS

A assembleia de peixes apresentou variações quanto à distribuição das guildas ao longo das zonas amostradas para os períodos hidrológicos. As guildas ecológicas mais abundantes foram a somente estuarino (SE), composta por 21 espécies (17,64%), representada principalmente por *Sphoeroides testudineus*, espécies das famílias Gobiidae e Syngnathidae e estuarino dependente (MED) sendo formada principalmente por espécies das famílias Engraulidae, Lutjanidae e Gerreidae, com 65 espécies (54,62%) e Estuarino & Migrante (EM) representada 11 espécies (9,24%), incluindo *Atherinella brasiliensis* e *Hyporhamphus unifasciatus* como espécies mais representativas, apresentando diferenças espaciais e temporais em densidade relativa e biomassa. Enquanto as guildas estuarina dependente e estuarina e marinha compreenderam uma maior densidade relativa nas zonas 1 e 2 no período chuvoso, a guilda estuarino dependente obteve maior densidade relativa na zona 3, no período chuvoso e nas zonas 1, 2 e 3 no período seco.

Para a biomassa, a guilda somente estuarino e estuarino migrante apresentaram os maiores valores nas zonas 1 e 2 no período chuvoso e na zona 3 a guilda marinho estuarino dependente igualou seu valor com estas guildas. No período seco, a guilda estuarino migrante obteve os maiores valores nas zonas 1 e 2, na zona 3 a guilda marinho estuarino dependente se destacou. As guildas dulcícola ocasional (DO), dulcícola estuarino oportunista (DEO), marinho ocasional (MS) e marinho estuarino oportunista (MEO) obtiveram uma baixa densidade relativa e biomassa ao longo do período de amostragem. Em conjunto, foram representadas por 39 espécies (19,59%; Figura 6).

**Figura 6** Frequência de Contribuição espaço-temporal de densidade (A) e biomassa (B) para as diferentes guildas ecológicas registradas no estuário do rio Mamanguape-PB, Nordeste do Brasil. Guildas: Somente estuarino (SE), Marinho ocasional (MO), Marinho estuarino oportunista (MEO), Marinho estuarino dependente (MED), Estuarino e marinho (EM), Dulcícola ocasional (DO), Dulcícola estuarino oportunista (DEO).



## INFLUÊNCIA DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS NA ASSEMBLEIA PEIXES

O eixo 1 e 2 da Análise de Correspondência Canônica explicaram 66,5 % acumulativa da relação das variáveis ambientais-espécies para os dados de densidade. A análise de Monte Carlo revelou que a clorofila e salinidade contribuíram mais para a explicação da distribuição espaço-temporal da assembleia de peixe (Tabela 7). O eixo 1 foi correlacionado com todas as variáveis ambientais. Para os dados de biomassa, a CCA 70,6% da relação das variáveis ambientais-espécies. A transparência e clorofila apresentaram maior correlação com o eixo 1, enquanto a salinidade e matéria orgânica foram as variáveis com maior correlação com eixo 2.

**Tabela 5** Valores dos principais diagnósticos da análise de correspondência canônica dos dados ambientais relacionados aos dados de densidade e biomassa. Densidade: F-ratio = 11,81, p-value = 0,0020; Biomassa: F-ratio= 4.06, p-value 0.0020.

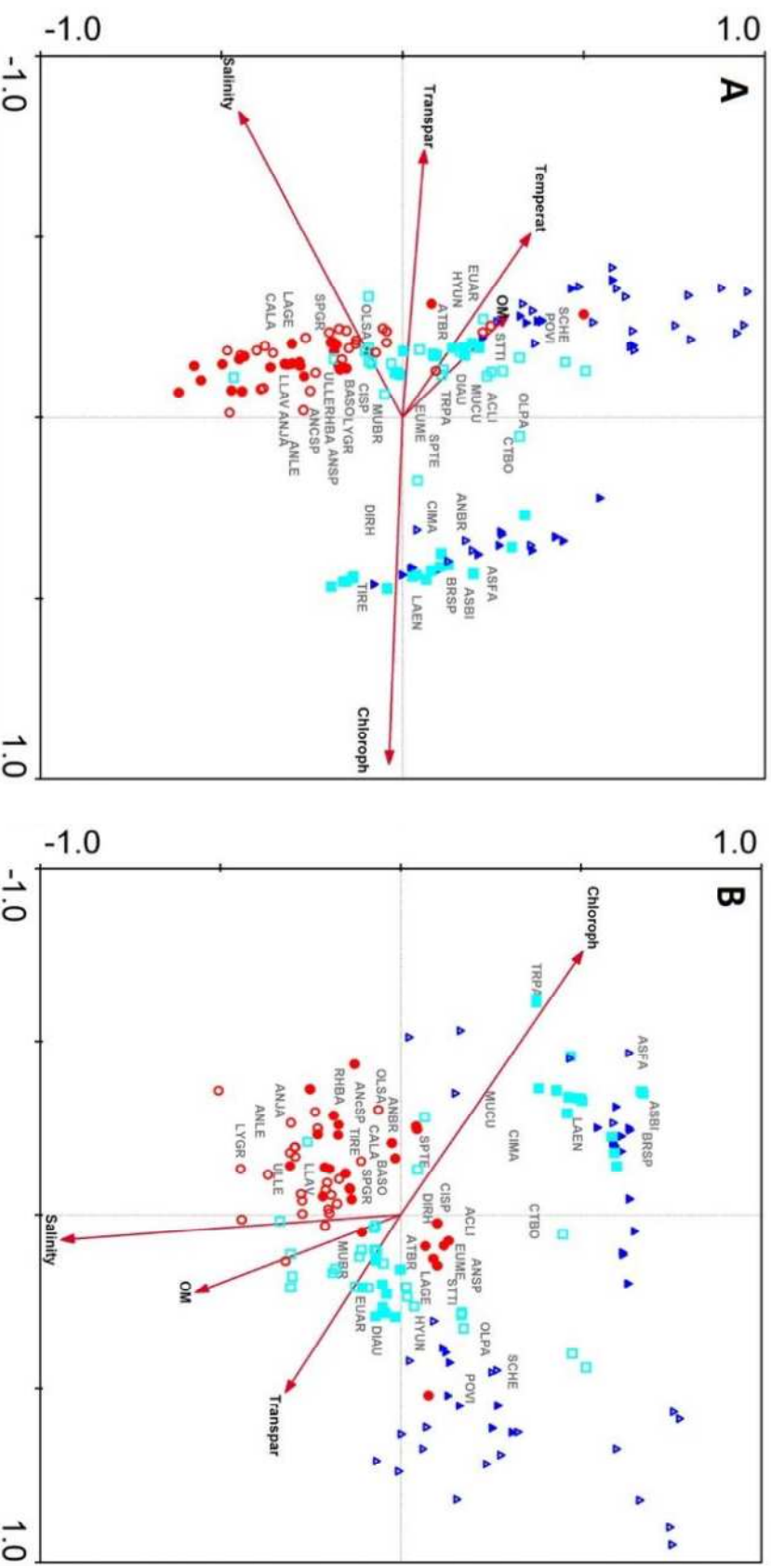
Componentes/variáveis	Coeficiente de autovetores			
	Densidade		Biomassa	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
Temperatura (°C)	-0,443	0,243	-	-
Salinidade (ppt)	-0,735	-0,312	0.047	-0.563
Transparência (cm)	-0,642	0,041	0.335	-0.191
Clorofila $a$ ( $\mu\text{g/L}$ )	0,834	-0,025	-0.498	0.302
MO (%)	-0,247	0,202	0.146	-0.340
<b>Autovalores</b>	0,50	0,22	0.20	0.11
<b>Relação espécies-ambiental (%)</b>	45,9	66,5	44.4	70.6
<b>Inércia total</b>	6,634		6,178	

Os gráficos da CCA mostram uma variação espacial mais evidente do que a temporal. Para os dados de densidade, as espécies das zonas 1 e 2 situaram-se no quadrante superior e foram mais associadas com a temperatura e transparências, mas uma parte obteve correlação com a clorofila. A salinidade foi mais relacionada com as espécies da zona 3 que se localizou dentro do quadrante inferior (Figura 7-A). A

clorofila relacionou-se com parte das espécies das zonas 1 e 2, para os dados de biomassa, agrupando-as no quadrante superior, enquanto, a transparência foi relacionada com outra parte das espécies e as agrupou no quadrante inferior. A matéria orgânica e salinidade foram as variáveis que explicaram a distribuição das espécies na zona 3 (Figura 7-B).



**Figura 7** Triplot da ordenação da análise de correspondência canônica (CCA) baseado nos dados de densidade (A) e biomassa (B) da ictiofauna do estuário do rio Mamanguape – PB, Nordeste do Brasil correlacionado aos ambientais pelos vetores. Chuva: Zona 1 (▲), Zona 2 (■), Zona 3 (●). Seca: Zona 1 (△), Zona 2 (□), Zona 3 (○). Espécies codificadas pelas duas primeiras letras do gênero e do epíteto específico (Exemplo: ATBR = *Anchoviella brasiliensis*, ACLI = *Achirus lineatus*, ANSP = *Anchoa* sp., ANJA = *Anchoa januaria*, ANCS = *Anchoviella lepidentostole*, ASBI = *Astyanax bimaculatus*, ASFA = *Astyanax fasciatus*, BASO = *Bathygobius soporator*, BRSP = *Bryconamericus* sp., CALA = *Caranx latus*, CIMA = *Citharichthys macrops*, CISP = *Citharichthys spilopterus*, CTBO = *Ctenogobius boleosoma*, DIAU = *Diapterus auratus*, DIRH = *Diapterus rhombus*, EUAR = *Eucinostomus argenteus*, EUME = *Eucinostomus melanopterus*, HYUN = *Hyporhamphus unifasciatus*, LLAV = Larva Leptocephalus de *Albula vulpes*, LAEN = Larva de Engraulidae, LAGE = Larva de Gerreidae, LYGR = *Lycegraulis grossidens*, MUBR = *Mugil brevisstris*, MUCU = *Mugil curema*, OLPA = *Oligoplites palometa*, OLSA = *Oligoplites saurus*, POVI = *Poecilia vivipara*, RHBA = *Rhinorhynchus bahiensis*, SCHE = *Schades herzbergii*, SPGR = *Sphaeroides greeleyi*, SPTT = *Sphaeroides testudineus*, STTI = *Strongylura timucu*, TIRE = *Tilapia rendalli*, TRPA = *Trinectes paulistanus* e ULLL = *Ulaema lefrovi*)



## ESTRUTURA DE TAMANHO

Foram selecionadas 15 espécies para o estudo da estrutura por tamanho (APÊNDICE B). Apenas a espécie estuarina *A. brasiliensis* e os estuarinos dependentes, *A. januaria*, *A. brevirostris*, *A. lepidentostole*, *E. argenteus*, *E. melanopterus*, *L. grossidens*, *M. brevirostris* e *R. bahiensis*, apresentaram diferenças significativas dos tamanhos entre os períodos chuvoso e seco. Foi observado que indivíduos das menores classes de tamanho (3 primeiras classes) de *A. januaria*, *A. brevirostris*, *A. lepidentostole*, *E. melanopterus*, *M. brevirostris* e *R. bahiensis* foram mais capturados no período chuvoso, enquanto o pico de abundância das menores classes de tamanho de *A. brasiliensis*, *E. argenteus* e *L. grossidens* foi no período seco. Indivíduos de tamanhos maiores somente das espécies *A. januaria*, *A. lepidentostole*, *E. argenteus* e *R. bahiensis* foram abundantes no período seco.

## DISCUSSÃO

As assembleias de peixes no estuário do rio Mamanguape exibiram um padrão espacial mais evidente relacionados com as mudanças nas variáveis ambientais, estando de acordo com o conceito de *continuum*, cujas mudanças na composição e abundância estiveram de acordo com o gradiente estuarino. A salinidade e a concentração de clorofila *a* foram as principais variáveis que atuaram como filtros ambientais das assembleias de peixes, cujos resultados de abundâncias e composições observaram-se crescimento da zona superior para a zona inferior, onde ocorreu maior influência marinha. Interação da água doce com a cunha salina permitiu criar um gradiente ambiental no estuário que, no caso da salinidade apresenta valores baixos próximos a zonas de maior influência da água doce e maiores valores próximos ao mar. Dentre as variáveis ambientais, a salinidade age na seleção de espécies que possuem diferentes capacidades osmorregulatórias (WHITFIELD, 2015), permitindo assim que haja mudanças nas assembleias de peixes que se estabelecem sob diferentes condições dentro do estuário (NEVES *et al.*, 2010), enquanto a clorofila *a*, é um indicativo de áreas mais

produtivas, principalmente como fonte de recursos alimentares (CLAUDINO *et al.*, 2015).

Das espécies registradas durante as amostragens, 30 foram consideradas residentes neste estuário. Entretanto apenas juvenis e adultos de *Atherinella brasiliensis* e *Hyporhamphus unifasciatus* foram abundantes em todas as zonas e durante todo o ciclo, em consequência do tipo de arte de pesca e as amostragens nas áreas rasas do estuário, sendo classificadas como *core species*, cujo valores de abundâncias foram altos espaço-temporalmente em relação as demais espécies. *Cores species* possuem capacidade de tolerar variação das condições ambientais, sendo assim apresentando ampla distribuição e abundância dentro do sistema (HANSKI, 1982; GIBSON *et al.*, 2005; MAGURRAN *et al.*, 2011). Estas por sua vez, não sofrem efeitos das variações dos filtros ambientais na sua distribuição espacial (POFF, 1997).

Algumas espécies não possuem capacidade de persistir sob todas as condições abióticas (KRAFT *et al.*, 2015). Neste caso, estas espécies só surgem no habitat quando encontram condições adequadas para o estabelecimento, podendo considerá-las como *satellite species* ou espécies raras (MAGURRAN, 2003). Assim, 45 espécies raras foram registradas dentro do estuário durante o período de coleta. Estas sofrem maior influência dos filtros ambientais, limitando a distribuição das mesmas em determinada localidade (KRAFT *et al.*, 2015). Assim, filtros ambientais podem conduzir mudanças em abundância em fortes gradientes ambientais (KRAFT *et al.*, 2015). Nesse estudo, avaliação do gradiente ambiental foi realizada pela maior quantidade de pontos amostrais em relação a trabalhos anteriores (XAVIER *et al.*, 2012; OLIVEIRA; PESSANHA, 2014; FIGUEIREDO; PESSANHA, 2015; PESSANHA *et al.*, 2015), que permitiu uma maior área de amostragem, no qual promovem uma melhor estimativa das assembleias de peixes, com ocorrência de novos registros (MAGURRAN *et al.*, 2011; GUILHAUMON *et al.*, 2012).

## **VARIAÇÃO ESPACIAL**

As assembleias de peixes no estuário do rio Mamanguape seguiram o padrão de menor abundância e diversidade relacionado com a maior distância em relação a

proximidade com o oceano, sendo tais valores portanto registrados na zona superior do estuário. Esse gradiente, indicado pelas análises multivariadas, apontam para a salinidade como principal variável ambiental a influenciar nas mudanças da composição das assembleias, principalmente nas áreas superiores, onde seus menores valores ocorrem em virtude da influência da água doce.

Devido a tal característica, poucos grupos de espécies são capazes de se estabelecer sob tais condições. Conforme observado para os resultados das guildas ecológicas, nessa área houve um predomínio na captura de espécies estuarinas, devido a capacidade em suportar as mudanças na salinidade. Em sua revisão sobre a distribuição dos peixes estuarinos, Whitfield (2015) destaca que a menor abundância de peixes na parte superior dos estuários está relacionada com as menores salinidades. Contudo, a zona mais próxima ao oceano pela maior estabilidade da salinidade, os grupos estuarinos marinhos dependentes foram registrados com maior frequência e abundância. Essa contribuição dos peixes marinhos na desembocadura do estuário sugere a presença de grupos estenohalinos, por apresentar condições de salinidade mais estáveis e com valores próximos a da água oceânica (BARLETTA *et al.*, 2005; WHITFIELD *et al.*, 2012, 2015). A distribuição espacial dos peixes está diretamente ligada a capacidade osmorregulatória das espécies que permite se distribuir em diferentes extensões um gradiente de salinidade nos estuários (ARAÚJO; AZEVEDO, 2001).

Diferentes grupos dominantes da ictiofauna foram apontados pelo SIMPER dentro do estuário, relacionado com as especificidades de utilização dos habitats e os seus ciclos de vida. Essa relação foi registrada para *A. brasiliensis*, pois as grandes abundâncias (numérica e biomassa) na zona 2, são fortemente influenciadas pelas extensas planícies arenosas, já que nesse caso, a espécie utiliza tal substrato para fixar seus ovos durante o período desova (NEVES *et al.*, 2006). Para *S. testudineus*, maiores biomassas na zona 3, estão associadas a relação de predação sob as suas principais presas, macroinvertebrados bentônicos, que são abundantes nas croas de substrato fino e lamoso que se formam nessa área (CAMPOS *et al.*, 2015; FIGUEIREDO; PESSANHA, 2015).

No caso dos representantes de Gerreidae a utilização de diferentes áreas do estuário está associada com diferenças na salinidade observada entre as zonas. As larvas dessas espécies foram abundantes principalmente na zona superior, com menor salinidade, enquanto *E. melanopterus* e *E. argenteus* na zona inferior do estuário, sendo

tais resultados corroborados pelos estudos de Castillo-Rivera *et al.* (2005) e Franco *et al.* (2012) em ambientes estuarinos tropicais. Além disso, Araújo *et al.* (2016), já haviam relatado correlações significativas com a salinidade para a distribuição de diferentes espécies dessa família nesse mesmo estuário. Em relação aos representantes de Engraulidae, as maiores densidades de larvas e das espécies *A. spinifer*, *A. januaria* e *A. hepsetus*, foram registradas nas áreas de maior produtividade primária. Essa associação encontra-se relacionada fortemente com a dieta, já que a maior produtividade primária sustenta o crescimento e abundância de zooplâncton, principal item alimentar nesse caso para as espécies filtradoras (SILVA; ARAÚJO, 2000; FIGUEIREDO; PESSANHA, 2015). Os Engraulideos são caracterizados por ser tipicamente formadores de cardume, e que utilizam esse recurso abundante nos estuários para investirem em crescimento (ARAÚJO *et al.*, 2008; BECKER *et al.*, 2011). Além disso, as zonas superiores dos estuários apresentam menores abundâncias de predadores piscívoros ou peixes de grande porte conforme sugerido por Whitfield (2015), o que potencializa a importância dessa zona para o desenvolvimento inicial das larvas dessas famílias.

Os diferentes tipos de habitats e condições ambientais observados no estuário do rio Mamanguape permitiu que as espécies utilizassem uma maior diversidade recursos disponíveis, conforme já havia sido relado por Pessanha *et al.* (2015), garantindo assim o desenvolvimento das espécies de peixes. Esses habitats são preferenciais por peixes juvenis por serem importantes áreas de berçário, devido a maior complexidade estrutural que confere proteção e abrigo para desenvolvimento dos peixes estuarinos (MORIENÈRE *et al.*, 2002). Nesses habitats também há um maior fornecimento de recursos alimentares, como zooplânctons e invertebrados bentônicos, que são importantes itens registrados na dieta de várias espécies de peixes na fase de juvenis, que foram capturados nessa área estuarina (BLABER; BLABER 1980; FIGUEREIDO; PESSANHA, 2015). Portanto, a diversidade dentro do estuário apresentou um gradiente espacial em razão da localização da zona, determinando o grau de influência marinha (BARLETTA *et al.*, 2005), bem como, a diversidade de habitat e sua complexidade estrutural no fornecimento de abrigo e alimento (NAGELKERKEN *et al.*, 2010; HYLKEMA *et al.* 2014, CLAUDINO *et al.*, 2015), o qual agiram como filtros espaciais influenciando o estabelecimentos das assembleias de peixes nessas áreas.

## VARIAÇÃO TEMPORAL

Mudanças temporais principalmente das variáveis ambientais influenciaram o deslocamento das assembleias de peixes no estuário, sendo tal resultado relacionado com o pico de recrutamento de algumas espécies. Maiores abundância e riqueza no período chuvoso podem estar relacionadas a uma grande quantidade de peixes das menores classes de tamanhos de marinhos estuarinos dependentes *A. januarina*, *A. brevirostris*, *A. lepidentostole*, *E. melanopterus*, *M. brevirostris* e larvas das famílias Engraulidae e Gerreidae capturados, sugerindo o período chuvoso como o principal período de recrutamentos desses peixes. Araujo *et al.*, 2016 tem sugerido o padrão de recrutamento de larvas e juvenis de gerreideos durante o período chuvoso é para evitar altas valores de salinidade. Além de permitir que o gasto energético seja minimizado para osmorregulação por peixes juvenis e larvas (RHODY *et al.*, 2010), baixas salinidades afeta a habilidade de seus predadores, agindo como barreira fisiológica (CLARK; PESSANHA, 2015).

Maior turbidez é observada neste período e confere a maior proteção para peixes em estágios iniciais do desenvolvimento, pela diminuição da visibilidade dos predadores (BLABER; BLABER, 1980), uma vez que, esta é a fase do desenvolvimento de maior vulnerabilidade (ARAÚJO *et al.*, 2008). A baixa transparência das águas estuarinas durante esse período de recrutamento influencia na taxa de predação e, portanto sendo uma estratégia de proteção por impedir que os predadores alcancem peixes em estágios iniciais (RHODY *et al.*, 2010). Além disso, no período chuvoso há um aumento da abundância de muitos grupos de zooplâncton, principais presas de muitos peixes juvenis pequenos (FIGUEREIDO; PESSANHA, 2015; SILVA *et al.*, 2016), permite que estas áreas sejam utilizadas para otimizar o crescimento (BECK *et al.*, 2001). Dessa forma, mudanças temporais na salinidade e na transparência observadas coincidiram com o aumento da abundância dos grupos de peixes citados acima, sugerindo que os baixos valores destas variáveis são importantes para o movimento destes peixes no estuário, relacionando-os aos processos de recrutamento e tolerância fisiológica.

A maior influencia da água doce no período chuvoso na zona superior do estuário, permitiu que *Astyanax bimaculatus*, *Astyanax fasciatus*, *Bryconamericus* sp.,

*Poecilia vivipara* e *Tilapia rendalli* fossem capturadas na zona 1 do estuário, onde a salinidade não é alta, indicando um deslocamento dessa pluma de água doce e sedimentos no estuário nesse período. Salinidade, portanto, às vezes funciona como uma barreira para peixes dulcícolas, ou com o aumento da instabilidade nessa área, muitos grupos peixes marinhos estenohalinos deixam estas áreas em busca de salinidade mais estáveis na parte inferior dos estuários (WHITFIELD *et al.*, 2015).

No período seco, houve um aumento da densidade dos representantes marinhos estuarinos dependentes dentro do estuário, nas zonas superiores. Neste período, o aumento da influência oceânica na parte superior do estuário e uma reduzida descarga de água doce, conforme observado por Dolbeth *et al.*, 2016, tornaram a salinidade mais homogênea ao longo desse ecossistema, permitindo assim que peixes marinhos pudessem ampliar o deslocamento para porção superior do estuário. Contudo, este aumento na densidade de grupos marinhos pode ser também indicativos de que alguns grupos peixes apresentam pico de recrutamento durante este período sugerindo segregação temporal para evitar competição interespecíficas por recursos com os recrutados do período chuvoso. Como observado pela análise da estrutura de tamanho, *Eucinostomus argenteus*, *Lycengraulis grossidens*, *Oligoplites saurus*, *Rhinosardinia bahiensis* e *Strongylura timucu* tiveram picos de abundância durante o período seco. Competição por recurso pode aumentar porque espécies utilizam o sistema de modo semelhante (DOLBETH *et al.*, 2016). Variações temporais das condições ambientais facilitam a coexistência, através da redução da sobreposição e, portanto, minimizando a competição entre espécies (FIGUEREIDO; PESSANHA, 2015). Salinidade, desta forma, pode ter agido como um principal determinante temporal das assembleias de peixes, cujas espécies apresentaram diferentes picos de recrutamentos como estratégia para se beneficiar das condições adequadas, assim como para evitar competição por recursos.

## **FILTROS AMBIENTAIS NAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES**

A Análise de Correspondência Canônica indicou a salinidade e a concentração de clorofila-*a* (produtividade primária) como as principais variáveis ambientais a influenciarem as assembleias de peixes, com um padrão espacial de composição da ictiofauna sendo bem estabelecida.

Em relação a distribuição das espécies nas áreas de maior concentração de clorofila-*a*, as espécies de água doce ( ex. *A. bimaculatus*, *A. fasciatus*, *Bryconamericus* sp. *T. rendalli*) as larvas de Engraulidae, *A. brevirostris*, *Citharichthys macrops* e *Diapterus rhombeus* obtiveram correlação com o aumento da produtividade primária. Enquanto as espécies *Oligoplites palometa*, *Mugil curema*, *Trinectes paulistanus*, *Sphoeroides testudineus*, *E. melanopterus* e *Diapterus auratus* foram observados nas áreas de menor concentração de clorofila-*a*. Áreas de maior e menor concentração de clorofila-*a* foram encontradas da parte superior (zonas 1 e 2) para a inferior (zona 3), respectivamente. O padrão de riqueza foi observado ser o inverso dentro do estuário: menor riqueza na parte superior e maior para inferior. A produtividade primária o que determina a produção dos níveis tróficos a cima na cadeia alimentar (LOBRY *et al.*, 2008). A abundância de bentos e zooplâncton está diretamente ligada a esta variável, que são os principais recursos alimentares disponíveis para peixes (FIGUEIREDO; PESSANHA, 2015). Na parte superior do estuário, apesar de haver uma grande concentração de clorofila, houve uma baixa riqueza de espécies, o que pode estar ligado a baixa disponibilidade de presas nesta área, como observado pelo estudo Figueiredo & Pessanha (2015) sobre organização trófica neste estuário. Nesse estudo, estes autores verificaram que a baixa disponibilidade de presas aumenta a pressão de predação na parte superior do estuário e que a maioria dos representantes eram peixes onívoros ou detritívoros (FIGUEIREDO; PESSANHA, 2015). Ao contrário, a baixa produtividade primária foi correlacionada com a maior riqueza de espécies. Neste caso, é possível inferir que há uma interação trófica maior, em que assimilação da produtividade primária esteja ocorrendo indiretamente nos níveis tróficos (CLAUDINO *et al.*, 2015).

Para a salinidade, muitos autores apontam como o principal variável que influencia na distribuição de peixes em ecossistema costeiros (ARAÚJO *et al.*, 2002; JAUREGUIZAR *et al.*, 2004; BARLETTA *et al.*, 2005; SÁNCHEZ-BOTERO *et al.*, 2009; VILAR *et al.*, 2011; WHITFIELD, 1999; WHITFIELD *et al.*, 2015; REIS-FILHO *et al.*, 2010; NEVES *et al.*, 2010; PUSEY *et al.*, 2013). Menores valores de salinidade tem sido observados na parte superior do estuário (zonas 1 e 2) e foram correlacionados com *Sphoeroides greeleyi*, larvas de Gerreidae, *Caranx latus*, enquanto maiores valores foram observados na parte inferior (zona 3), associados a *Mugil brevirostris*, *Citharichthys spilopterus*, *Bathygobius soporator*, *Lycengraulis grossidens*, *Ulaema lefroyi* e *Rhinostomus bahiensis*. Um gradiente bem definido de



salinidade pode ser um limite fisiológico da distribuição espacial para algumas espécies de peixes marinhos (ARAÚJO *et al.*, 2002). A salinidade influenciou principalmente o padrão espacial, restringindo também as espécies de água doce a porção superior do estuário e as de origem marinha na parte inferior em razão de problemas fisiológicos relacionados a osmorregulação que as impedem de alcançar áreas mais inferiores do estuário (BARLETTA; BLABER, 2007; SÁNCHEZ-BOTERO *et al.*, 2009; VILAR *et al.*, 2011; WHITFIELD *et al.*, 2015)

Como conclusão, nossos resultados corroboram a hipótese de que a salinidade age como filtro espacial das assembleias de peixes devido ao do gradiente longitudinal evidenciado no estuário do rio Mamanguape e mudança temporal na descarga de água estruturou a composição e o processo de recrutamento das assembleias de peixes. Além disso, o nível de produtividade primária foi importante para determinar a riqueza das assembleias de peixes através da disponibilidade de recurso alimentar da parte superior para inferior do estuário. Em vista disto, tais resultados foram importantes para observar como as assembleias de peixes se estabelecem e coexistem através da variação desses principais filtros ambientais nesse estuário.

## ABSTRACT

Fish assemblages in the Mamanguape estuary were studied along a *continuum* to test whether variables are limiting factors for the spatial distribution in the estuary. Thus, the samplings were made in three zones of the main channel, with trawls parallel to the margin using a beach seine, in conjunction with environmental parameter measurements. The samplings were collected in one quarter of the rainy season (May, June and July 2015) and one quarter of the dry period (October, November 2015 and January 2016). A total of 18,084 fish were captured in 108 species, been dominated by Atherinopsidae, Engraulidae, Gerreidae and Tetraodontidae. The spatio-temporal variation showed that there were differences between the zones regarding the abundance and diversity of species, influenced by the selection of habitats and hydrological changes, with implications in the period of recruitment of larvae and juvenile fish. In addition, the importance of the main environmental filters (salinity and productivity) acted as limiting factors in the spatial distribution, according to the species-specific preferences for a certain area of the estuary.

**Keywords:** Nursery. Environmental gradient. Habitat selection. Communities structure.

## REFERÊNCIAS

- ABLE, K. W. A re-examination of fish estuarine dependence: Evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 64, p. 5-17, 2005.
- AESA – Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (2016) Climatologia da precipitação anual acumulada (mm) – ano 2016. Disponível em: <http://site2.aesa.pb.gov.br/aesa/jsp/monitoramento/chuvas/climatologias> Graficos.jsp. Acesso 01 junho 2016.
- ALVES, R. R. N.; NISHIDA, A. K. Aspectos socioeconômicos e percepção ambiental dos catadores de caranguejo-uçá *Ucides cordatus cordatus* (L. 1763) (Decapoda, Brachyura) do estuários do rio Mamanguape, Nordeste do Brasil. **Interciênciav.** 28, n. 1, p. 36-43, 2003.
- ALVES, R. R. N.; NISHIDA, A. K.; HERNANDEZ, M. I. M. Environmental perception of gatherers of the crab caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*, Decapoda, Brachyura) affecting their collection attitudes. **Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine** v. 1, p. 1-8, 2005.
- 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, n. 6, p. 711-728, 2013.
- ANDERSON, T. W. Predator responses, prey refuges, and density-dependent mortality of a marine fish. **Ecology**, v. 82 n. 1, p. 245–257, 2001.
- ANDERSON, M.J.; GORLEY, R.N.; CLARKE, K.R. **PERMANOVA for PRIMER: guide to software and statistical methods**. PRIMER–E Ltd., Plymouth, United Kingdom, 2008.
- ANDERSON, M. J.; TER BRAAK, C.J.F. Permutation test for multi-factorial analysis of variance. **Journal of Statistical Computation and Simulation**, v. 73, p. 85-113, 2013.
- ARAÚJO, A. L. F.; DANTAS, R. P. PESSANHA, A. L. M. Feeding ecology of three juvenile mojarras (Gerreidae) in a tropical estuary of northeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology** v. 14, n. 1, p. 1-10, 2016.
- ARAÚJO, F. G.; SANTOS, A. C. A. Distribution and recruitment of mojarras (Perciformes, Gerreidae) in the continental margin of Sepetiba Bay, Brazil. **Bulletin of Marine Science** v. 65, n. 2, p. 431-439, 1999.
- ARAÚJO, F. G.; SILVA, M. A.; SANTOS, J. N. S.; VASCONCELLOS, R. M. Habitat selection by anchovies (Clupeiformes: Engraulidae) in tropical bay at southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology** v. 6, n. 4, p. 583-590, 2008.

- ARAÚJO, F. G.; AZEVEDO, M. C. C. Assemblages of southeast-south brazilian coastal system based on the distribution of fishes. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 52. p. 729-738, 2001.
- ARAÚJO, F. G.; AZEVEDO, M. C. C.; SILVA, M. A.; PESSANHA, A. L. M.; GOMES, I. D.; CRUZ-FIHO, A. G. Envirmental influences on the demersal fish assemblages in the Sepetiba Bay, Brazil. **Estuaries** v. 25, n. 3, p. 441-450, 2002.
- ARAÚJO, F. G.; AZEVEDO, M. G. C.; GUEDES, A. P. P. Inter-decadal changes in fish communities of a tropical bay in southern Brazil. **Regional Studies in Marine Science** v. 3, p. 107-118, 2015.
- ARAÚJO, M. E.; TEXEIRA, J. M. C.; OLIVEIRA, A. M. E. **Peixes estuarinos marinhos do Nordeste Brasileiro** – Fortaleza UFC (e Editora Universitária UFPE, Recife); 260p., 2004.
- BARLETTA, M; BARLETTA-BERGAN, A.; SAINT-PAUL, U.; HUBOLD, G. Seasonal changes in density, biomass and diversity of estuarine fishes in tidal mangrove creeks of the Caeté Estuary (norhtern Brazilian coast, east Amazon). **Marine Ecology Progress Series** v. 256, p. 217-228, 2003.
- BARLETTA, M; BARLETTA-BERGAN, A.; SAINT-PAUL, U.; HUBOLD, G. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. **Journal of Fish Biology** v. 66, p. 45-72, 2005.
- BARLETTA, M.; BLABER, S. J. M. Compariotion of fish assemblage and guilds in tropical habitats of the embley (indo-west pacific) and Caeté (western atlantic) estuaries. **Bulletin of Marine Science** v. 80, n. 3, p. 647-680, 2007.
- 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. **Bio Science** v. 51, p. 633–641, 2001.
- BECKER, A.; WHITFIELD, A. K.; COWLEY, P. D. An assessment of the size structure, distribution and behavior of fish populations within a temporally closed estuary using dual frequency identification sonar (DIDSON). **Journal of Fish Biology** v. 79, p. 761-775, 2011.
- 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. ‘Fish in hot water’: the challenges facinh fish and fisheries research in tropical estuaries. **Journal of Fish Biology** v. 61, p. 1-20, 2002.
- BLABER, S. J. M. Fishes and fisheries in tropical estuaries: The last 10 years. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 135, p. 57-65, 2013.

- BRITSKI, H.A., SATO, Y. AND ROSA, A.B.S. **Manual de identificação de peixes da região de Três Marias: com chave de identificação para os peixes da bacia do São Francisco**. Brasília: Câmara dos Deputados, Codevasf, Divisão de Piscicultura e Pesca, 1984.
- CAMPOS, D. M. A. R.; SILVA, A. F.; SALES, N. S.; OLIVEIRA, R. E. M. C. C.; PESSANHA, A. L. M. Trophic relationship among fish assemblages in a mudflat within Brazilian marine protected area. **Brazilian Journal of Oceanography** v. 63, n. 2, p. 135-146, 2015.
- CARVALHO, R. A.; TEJERINA-GARRO, F. L. Environmental and spatial processes: what control the functional structure of fish assemblage in tropical rivers and headwater streams? **Ecology of Freshwater Fish**, 2014.
- CASTILLO-RIVERA, M.; MONTIEL, M.; AÑORVE, L. S.; ZÁRATE, R. Spatial, seasonal and diel distribution of two species of mojarras (Pisces: Gerreidae) in a Mexican tropical coastal lagoon. **Journal of Applied Ichthyology** v. 21, p. 498, 503, 2005.
- CASTILLO-RIVERA, M. Influence of rainfall pattern is the seasonal variation of fish abundance in a tropical estuary with restricted marine communication. **Journal of Water Resource and Protection** v. 5, p. 315-319, 2013.
- CLARK, F. J. K.; PESSANHA, A. L. M. Diet and ontogenetic shift in habitat use by *Rhinosardinia bahiensis* in 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. 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. 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.
- CORNWELL, W. K.; SCHWILK, D. W. ACKERLY, D. D. A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. **Ecology** v. 87, n. 6, p. 1465-1471, 2006.
- CRUZ, F. T. P.; COSTA, M. M. S. Perspectivas para o desenvolvimento turístico: identificação da oferta turística na comunidade da barra do rio Mamanguape, PB. **Fórum Internacional de Turismo do Iguaçu** p. 1-19, 2014.
- DAVIS, B.; JOHNSTON, R.; BAKER, R.; SHEAVES, M. Fish utilisation of wetland nurseries with complex hydrological connectivity **PloS One** v. 7, n. 11, p. 1-11, 2012.
- DAVIS, B.; BAKER, R.; SHEAVES, M. Seascape and metacommunity processes regulate fish assemblage structure in coastal wetlands. **Marine Ecology Progress Series** v. 500, p. 187-202, 2014.

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

ESCHMEYER, W. N. **Catalog of fishes: genera, species, references. California, California Academy of Sciences.** Online version. Available from:<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp> (accessed March 2015), 2015.

FIGUEREDO, G. G. A. A.; PESSANHA, A. L. M. Comparative study of trophic organization of juveniles fish assemblages of three tidal creeks in a tropical semi-arid estuary. **Journal of Fish Biology** v. 89, 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, Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 1978.

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

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

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

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

FRANCO, T. P.; NEVES, L. M.; TEXEIRA, T. P.; ARAÚJO, F. G. Patterns of spatial distribution of five species of mojarra (Actinopterygii: Gerreidae) in a small tropical estuary in south-eastern Brazil. **Journal of the Marine Association of the United Kingdom** v. 92, n. 5, p. 1217-1225, 2012.

FONTES, J.; CASELLE, J. E.; AFONSO, P.; SANTOS, R. S. Multi-scale recruitment patterns and effects on local population size of a temperate reef fish. **Journal of Fish Biology** v. 75, p. 1271-1286, 2009.

GARCIA, A. M.; VIEIRA, J. P.; WINEMILLER, K. O.; MORAES, L. E.; PAES, E. T. Factoring scales of spatial and temporal variation in fish abundance in a subtropical estuary. **Marine Ecology Progress Series** v. 461, p. 121-136, 2012.

GIBSON, D. J.; MIDDLETON, B. A.; FOSTER, K.; HONU, Y. A. K.; HOYER, E. W.; MATHIS, M. Species frequency dynamics in an oldfield succession: effects of disturbance, fertilization and scale. **Journal of Vegetation Science** v. 16 p. 415–422, 2005.

- GUILHAUMON, F.; BASSET, A.; BARBONE, E.; MOUILLOT, D. Species-area relationships as a tool for the conservation of benthic invertebrates in Italian coastal lagoons. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 114, p. 50–58, 2012.
- HANSKI, I. Dynamics of regional distribution: the core and satellite species hypothesis. **Oikos** v. 38, p. 210–221, 1982.
- HYLKEMA, A.; VOGELAAR, W.; MEESTERS, H. W. G.; NAGELKERKEN, I.; DEBROT, A. O. Fish species utilization of contrasting sub-habitats distributed along an ocean-to-land environmental gradient in a tropical mangrove and seagrass lagoon. **Estuaries and Coasts** v. 38, n. 5, p 1448-1465, 2014.
- JAUREGUIZAR, A. J.; MENNI, R.; GUERRERO, R.; LASTA, C. Environmental factors structuring fish communities of the Río de la Plata. **Fisheries Research** v. 66, p. 195-211, 2004.
- KANTOUSSAN, J.; ECOUTIN, J. M.; SIMIER, M.; MORAIS, L. T.; LAË, R. Effects of salinity on fish assemblage structure: an evaluation based on a taxonomic and functional approaches in the Casamance estuary (Senegal, West Africa). **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 113, p. 1-11, 2012.
- KRAFT, N. J. B.; ADLER, P. B.; GODOY, O.; JAMES, E. C.; FULLER, S.; LEVINE, J. M. Community assembly, coexistence and environmental filtering metaphor. **Functional Ecology** v. 29, p. 592-599, 2015.
- LOBRY, J.; DAVID, V. PASQUAUD, S.; LEPAGE, M.; SAUTOUR, B.; ROCHARD, E. Diversity and stability of an estuarine trophic network. **Marine Ecology Progress Series** v. 358, p. 13-25, 2008.
- MAGURRAN, A. E.; HENDERSON, P. A. Explaining the excess of rare species in natural species abundance distribution. **Nature** v. 422, p-714-716, 2003.
- MAGURRAN, A.E. **Measuring biological diversity**. Blackwell Science, Oxford, 2004.
- MAGURRAN, A. E.; KHACHONPISITSAK, S.; AHAMD, A. B. Biological diversity of fish communities: patterns and process. **Journal of Fish Biology** v. 79, p. 1393-1412. 2011.
- MIRANDA-MARURE, M. E.; MARTINEZ-PEREZ, J. A.; BROWN-PETERSON, N. J. Reproductive biology of the opossum piperfish, *Microphis brachyurus lineatus*, in Tecolutla Estuary, Veracruz, Mexico. **Gulf and Caribbean Research** v. 16, p. 101-108, 2004.
- MARCENIUK, A. P. Chave para identificação das espécies de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) da costa brasileira. **Boletim do Instituto de Pesca** v. 31, n. 2, n. 89-101, 2005.
- MENEZES, N. A.; DE OLIVEIRA, C.; 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, n. 1, p. 1-38, 2015.
- 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.; DE OLIVEIRA, C. 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, n. 1, p. 1-38, 2015.
- MORINIÈRE, E. C.; POLLUX, B. J. A.; NAGELKERKEN, I.; VELDE, G. Post-settlement life cycle migration patterns and habitat preference of coral reef fish that use sea grass and mangrove habitats as nurseries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 55, p. 309-321, 2002.
- MOUILLOT, D.; DUMAY, O.; TOMASINI, J. A. Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 71, p. 443-456, 2007.
- MOURA, P. M.; VIEIRA, J. P.; GARCIA, A. M. Fish abundance and species richness across an estuarine-freshwater ecosystem in the Neotropics. **Hydrobiologia** v. 696, p. 107-122, 2012.
- MOURÃO, J. S.; 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.
- NAGELKERKEN, I.; SCHRYVER, A. M.; VERWEIJ, M. C. DAHDOUH-GUEBAS, F. VELDE, G.; KOEDAM, N. Differences in root architecture influence attraction of fishes to mangroves: A field experiment mimicking roots of different length, orientation, and complexity. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology** v. 396, p. 27-34, 2010.
- NASCIMENTO, D. M.; MOURÃO, J. S.; ALVES, R. R. N. A substituição das técnicas tradicionais de captura do caranguejo-uçá (*Uides cordatus*) pela técnica “redinha” no estuário do rio Mamanguape, Paraíba. **Sítientibus série Ciências Biológicas** v. 11, n. 2, p. 113-119, 2011.
- NEVES, L. M.; PEREIRA, H. H.; COSTA, M. R.; ARÚJO, F. G. Uso do manguezal de Guaratiba, Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, pelo peixe-rei *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Galmard) (Atheriniformes, Atherinopsidae). **Revista Brasileira de Zoologia** v. 23, n. 2, p. 421-428, 2006.
- NEVES, L. M.; TEIXEIRA, T. P.; ARAÚJO, F. G. Structure and dynamics of distinct fish assemblage in three reaches (upper, middle and lower) of open tropical estuary in Brazil. **Marine Ecology** v. 32, p. 115-131, 2010.

NEVES, L. M.; TEIXEIRA, T. P.; FRANCO, T. P.; PEREIRA, H. H.; ARAÚJO, F. G. Fish composition and assemblage structure in the estuarine mixing zone of a tropical estuary: comparisons between the main channel and an adjacent lagoon. **Marine Biology Research** v. 9, n. 7, p. 661-675, 2013.

OLIVEIRA, E. C.; FÁVARO, L. F. Reproduction of the flatfish *Achirus lineatus* (Pleuronectiformes: Achiridae) In Paranauguá Bay, state of Paraná, a subtropical region of Brazil. **Zoologia** v. 27, n. 4, p. 523-532, 2010.

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

OOI, A. I.; CHONG, V. C. Larval fish assemblages in a tropical mangrove estuary and adjacent coastal waters: Offshore-inshore flux of marine and estuarine species. **Continental Shelf Research** v. 31, p. 1590-1610, 2011.

PALUDO, D. KLONOWSKI, V. S. **Barra de Mamanguape–PB: Estudo do impacto do uso de madeira de manguezal pela população extrativista e da possibilidade de reflorestamento e manejo dos recursos madeireiros**. Série recuperação. Caderno 16. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, p.54,1999.

PEREIRA, M. S.; ALVES, R. R. N. Composição florística de um remanescente de Mata Atlântica na Área de Proteção Ambiental Barra do Rio Mamanguape, Paraíba, Brasil. **Revista de Biologia e Ciências da Terra** v. 6, n. 1, p. 375-366, 2006.

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, n. 2, p. 1-12, 2015.

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 ocean and hypersaline. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 87, p. 497-500, 2010.

POTTER, I. C.; TWEEDLEY, J. R.; ELLIOTT, M.; WHIFIELD, A. K. The ways in which fish use estuaries: a refinement and expansion of the guild approach. **Fish and Fisheries** v. 16, p. 230-239, 2013.

PUSEY, B. J.; KENNARD, M. J.; LARSON, H. K.; QUENTIN, A.; HAMMER, M.; BUCKLE, D. J. Estuarine fishes of the south Alligator river, Kakadu National Park, northern Australia. **Marine and Freshwater Research** p. 1-16, 2015.

REIS-FILHO, J. A.; NUNES, J. A. C. C.; FERREIRA, A. Estuarine ichthyofauna of the Paraguaçu river, Todos os Santos Bay, Bahia, Brazil. **Biota Neotropica** v. 10, n. 4, p. 301-312, 2010.

REIS-FILHO, J. A.; SANTOS, A. C. A. Effects of substratum type on fish assemblage in shallow areas of a tropical estuary. **Marine Ecology** v. 35, p. 456-470, 2014.



- REIS-FILHO, J. A.; GIARRIZZO, T.; BARROS, F. Tidal migration and cross-habitat movements of fish assemblage within a mangrove ecotone. **Marine Biology** v. 163, n. 111, p. 2-13, 2016.
- RHODY, N.; NASSIF, N. A.; MAIN, K. L. Effects of salinity on growth and survival of common snook *Centropomus undecimalis* (Bloch, 1792). **Aquaculture Research** v. 41, p. e357-e360, 2010.
- ROCHA, M. S. P.; SANTIAGO, I. M. F. L.; CORTEZ, C. S.; TRINDADE, P. M.; MOURÃO, J. S. Use of fishing resources by women in the Mamanguape river estuary, Paraíba state, Brazil. **Annals of the Brazilian Academy of Sciences** v. 84, n. 4, p. 1189-1199, 2012.
- ROZAS, L. P.; MARTIN, C. W.; VALENTINE, J. F. Effects of reduced hydrological connectivity on the nursery use of shallow estuarine habitats within a river delta. **Marine Ecology Progress Series** v. 492, p. 9-20, 2013.
- SALES, N. S.; DIAS, T. L. P.; BAETA, A.; PESSANHA, A. L. M. Dependence of juveniles reef fishes on a semi-arid hypersaline estuary microhabitats as nurseries. **Journal of Fish Biology** v. 89, n. 1, p. 661-679, 2016.
- SÁNCHEZ-BOTERO, J. I.; GARCEZ, D. S.; CARAMASCHI, E. P.; SAAD, A. M. Indicators of influence of salinity in the resistance and resilience of fish community in a tropical coastal lagoon (southeastern Brazil). **Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras** v. 38, n. 1, p. 171-195, 2009.
- SHEAVES, M.; JOHNSTON, R.; JOHNSTON, A.; BAKER, R.; CONNOLLY, R. M. Nursery function drives temporal patterns in fish assemblage structure in four tropical estuaries. **Estuaries and Coasts** v. 36, p. 893-905, 2013.
- SIMIER, M.; LAURENT, C.; ECOUTIN, J. M.; ALBERT, J. J.; The Gambia river estuary: A reference for estuarine fish assemblages studies in West Africa. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 69, p. 615-628, 2006.
- SILVA, K. G.; PALUDO, D.; OLIVEIRA, E. M. A.; LIMA, R. P.; SOAVINSKI, R. J. Distribuição e ocorrência do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*) no estuário do rio Mamanguape, Paraíba, Brasil. **Natural Resources** v. 1, n. 2, p. 5-14, 2011.
- SILVA, M. A.; ARAÚJO, F. G. Distribution and relative abundance of anchovies (Clupeiformes: Engraulidae) in Sepetiba bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology** v. 43, n. 4, p. 1-7, 2000.
- SILVA, R. S.; CARVALHO, K. D.; PESSANHA, A. L. M. Distribution and feeding ecology of three juvenile mojarras in a hypersaline tropical estuary in Northeastern Brazil. **Marine Ecology** v. 37, p. 1266-1281, 2016.
- SILVESTRE, L. C.; FARIAS, D. L. S.; LOURENÇO, J. D. S.; BARROS, S. C. A.; BRAGA, N. M. P. Diagnóstico dos impactos ambientais advindos de atividades antrópicas nas APA da Barra do rio Mamanguape. v. 7, n. 12, p. 1-11, 2011.

SPARRE, P.; VENEMA, S. C. Introduction to tropical fish stock assessment, Part 1: manual. **FAO Fisheries Technical Papers** v. 306, n. 1 rev. 2, p. 407, 1998.

BRAAK, C. J. F.; Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. **Ecology** v. 67, p. 1167-79, 1986.

TRIOLA, M.F. **Introdução à estatística**. 9ed. LTC, Rio de Janeiro, 2005.

VILAR, C. C.; SPACH, H. L.; JOYEUX, J. C. Spatial and temporal changes in the fish assemblage of a subtropical estuary in Brazil: environmental effects. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom** v. 91, n. 3, p. 635-648, 2011.

WEBB, C. O.; ACKERLY, D. D.; McPEEK, M. A.; NONOGHUE, M. J. Phylogenies and community ecology. **Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics** v. 33, p. 475-505, 2002.

WETZEL, R. G.; LINKENS, G. E. **Limnological analysis** 2ed. Springer Verlag, New York, 1991.

WHITFIELD, A. K. Ichthyofaunal assemblage in estuaries: A south african case study. **Reviews in Fish Biology and Fisheries** v. 9, p 151-186, 1999.

WHITFIELD, A. K.; HARRISON, T. D. River flow and fish abundance in a South African estuary. **Journal of Fish Biology** v. 62, p. 1467-1472, 2003.

WHITFIELD, A. K.; ELLIOT, M.; BASSET, A.; BLABER, S. J. M.; WEST, R. J. Paradigms in estuarine ecology – A review of the remane diagram with a suggested revised model for estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 97, p. 78-90, 2012.

WHITFIELD, A. K. Why are there so few freshwater fish species in most estuaries? **Journal of Fish Biology** v. 86, p. 1227-1250, 2015.

WYSANSKI, D. M.; TARGETT, T. Development of transformation larvae and juveniles of *Ctenogobius boleosoma*, *Ctenogobius shufeldti* and *Gobionelus oceanicus* (Pisces: Gobiidae) from Western North Atlantic estuaries, with notes on early life history. **Bulletin of Marine Science** v. 67, n. 2, p. 709-728, 2000.

XAVIER, J. H. A.; CORDEIRO, C. A. M. M.; TENÓRIO, G. D.; DINIZ, A. F.; PAULO Jr., E. P. N. P.; ROSA, R. S.; ROSA, I. L. Fish assemblage of the Mamanguape Environmental Protection Area, NE Brazil: abundance, composition and microhabitat availability along the mangroves-reef gradient. **Neotropical Ichthyology** v. 10, n. 1, p. 109-122, 2012.

## 8. CAPÍTULO 2

### PADRÃO DE DIVERSIDADE DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES EM UM ESTUÁRIO TROPICAL DO SEMIÁRIDO DO BRASIL

Caroline Stefani da Silva Lima<sup>1</sup>, Carlinda Raily Ferreira Medeiros<sup>2</sup> e André Luiz Machado Pessanha<sup>3</sup>

#### RESUMO

Os estudos em Ecologia têm buscado compreender os padrões de distribuição das espécies ao longo de gradientes ambientais, e a diversidade  $\beta$  tem sido utilizada para verificar tais padrões. O objetivo do presente trabalho foi verificar a diferença da diversidade  $\beta$  nos níveis hierárquicos entre os períodos hidrológicos e se está sendo determinada por *turnover* ou aninhamento ao longo do gradiente ambiental do estuário tropical. As amostragens foram realizadas em três zonas do canal principal, com arrastos paralelos a margem utilizando uma rede de arrasto de praia, durante um trimestre do período chuvoso (maio, junho e julho de 2015) e em um trimestre do período seco (outubro, novembro de 2015 e janeiro de 2016). A análise da partição aditiva da diversidade exibiu uma maior dissimilaridade entre zonas ( $\beta_3$ : chuva = 58,6%; seca = 40,94%), no qual o *turnover* foi o principal mecanismo que determinou a diversidade  $\beta$ , cuja substituição dos táxons foi determinada pela heterogeneidade ambiental.

**Palavras-chave:** Peixes juvenis. Recrutamento. Cunha salina. Escala espacial. Biodiversidade.

---

<sup>1</sup>Programa de pós-graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Estadual da Paraíba – UEPB  
E-mail: [carollinnestefani@hotmail.com](mailto:carollinnestefani@hotmail.com).

<sup>2</sup>Programa de pós-graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Estadual da Paraíba – UEPB  
E-mail: [carlindaraily@gmail.com](mailto:carlindaraily@gmail.com).

<sup>3</sup>Programa de pós-graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Estadual da Paraíba – UEPB  
Email: [andrepessanhaupepb@gmail.com](mailto:andrepessanhaupepb@gmail.com).

## INTRODUÇÃO

Os estudos em Ecologia têm buscado compreender os padrões de distribuição das espécies ao longo de gradientes (WHITTAKER, 1960, 1972), e a heterogeneidade do ambiente influencia em algumas dessas respostas em função da diversidade de recursos e mudanças nas condições ambientais, resultando em diferenças na composição e abundância de espécies (PALMER; DIXON, 1990). Esta variabilidade ambiental aumenta a taxa de substituição das espécies, acarretando um maior número de nichos e, conseqüentemente aumentando a diversidade  $\beta$  (WHITTAKER, 1972; PALMER, DIXON, 1990).

A partição da diversidade tem sido compreendida principalmente através do componente  $\beta$ , o qual é utilizado para quantificar a variação de espécies entre locais (ANDERSON *et al.*, 2011), sendo esse um reflexo de dois fenômenos atuando dentro de uma determinada comunidade: o aninhamento e o *turnover* (HARRISON *et al.*, 1992; BASELGA *et al.*, 2007). O aninhamento ocorre quando a variação da diversidade de um local é derivada de um subconjunto de espécies de outro local (ALMEIDA-NETO *et al.*, 2008), o qual foi definido por processos aleatórios, gerando dissociação de espécies dentro do habitat (extinção, capacidade de dispersão, migração e competição) (ATMAR; PATTERSON, 1993). Enquanto o *turnover* está relacionado à substituição de espécies ao longo de um gradiente espacial ou ambiental (VELLEND, 2001), influenciada principalmente pelas variações ambientais (TERLIZZI *et al.*, 2009). Esclarecer a contribuição desses dois componentes de padrões de diversidade beta é fundamental para compreensão de como a comunidade reagem às mudanças espaciais, ambientais e temporais (CARVALHO *et al.*, 2011). Mudanças na diversidade beta, portanto podem ocorrer em função das mudanças nos variáveis ambientais (TERLIZZI *et al.*, 2009).

Nos ambientes estuarinos, os principais determinantes da composição das assembleias de peixes são as variáveis ambientais (HENRIQUES *et al.*, 2016). Dentre eles, a salinidade está entre os principais responsáveis, devido diferenças na capacidade osmorregulatória apresentadas pelas espécies de peixes no estuário (BLABER, 2002). Variações na transparência da água também influenciam no recrutamento de larvas e juvenis, uma vez que, águas menos transparentes fornecem mais proteção por diminuir a

visibilidade dos predadores, aumentando a taxa de sobrevivência nesse estágio do desenvolvimento (BARLETTA-BERGAN *et al.*, 2002; BECKER *et al.*, 2011). Além disso, os estuários são atrativos para peixes, devido à produtividade destes ecossistemas que oferecem uma ampla disponibilidade recursos alimentares, consequentemente a aumentando a abundância e diversidade (CASTILLO-RIVERA, 2013).

Os estuários ainda apresentam uma grande heterogeneidade ambiental, devido à presença de uma variedade de habitats (BECK *et al.*, 2001; BARLETTA; BLABER, 2007). Nesses ambientes ocorre o deslocamento dos peixes durante o desenvolvimento ontogenético (BARLETTA; BLABER, 2007), principalmente para as espécies que utilizam estes habitats como áreas de berçário (BARLETTA; BLABER, 2007; BECK *et al.*, 2001) ou ainda como corredores migratórios (BARLETTA; BLABER, 2007; FEYRER *et al.*, 2015). A conexão com outros ambientes costeiros vizinhos também é um importante fator que determina os processos de recrutamentos das espécies marinhas nos ambientes estuarinos. Desta forma, a conectividade do sistema, a quantidade de habitats são fatores que também definem os processos recrutamento de peixes (BECK *et al.*, 2001; VASCONCELOS *et al.*, 2015).

Além das características dos estuários que limitam a distribuição, a baixa capacidade natatória que peixes possuem em estágios iniciais podem restringir seu deslocamento. Esta baixa capacidade deve-se ao fato que os peixes ainda não apresentam estruturas, como nadadeiras e a calcificação do esqueleto que permitem um deslocamento mais eficiente na coluna d'água (BLAXTER; STAINES, 1971). Isto faz com que dependam das mudanças das marés, correntes e ventos, carregando-as para dentro do estuário (ROGERS *et al.*, 1984).

Assim, diferentes fatores influenciam a comunidade em distintas escalas espaciais, atuando como filtro na seleção das espécies (BARTON *et al.*, 2013). Os filtros ambientais são restrições que determinam a ocorrência de espécies com dados traços capazes de ocupar certos habitats (CARDOSO *et al.*, 2014). Em estuários, o padrão de diversidade de peixes também é dependente dos filtros que agem dentro das escalas hierárquicas: enquanto os processos de limite de dispersão e filtros ambientais agem na escala regional, os filtros ambientais e interações ecológicas atuam em escalas locais (HENRIQUES *et al.*, 2016). A compreensão dos fatores influenciando a partição diversidade em múltiplas escalas tem importantes implicações para potenciais aplicações na biologia da conservação (XU *et al.*, 2015).

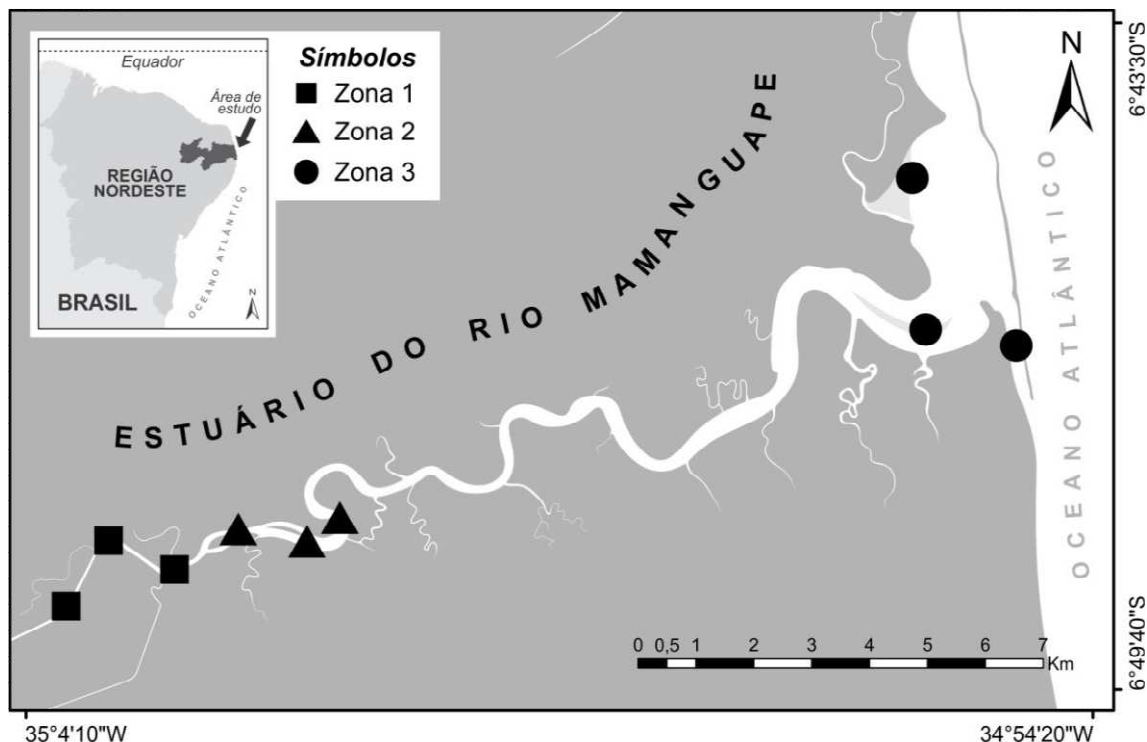
Portanto, objetivo deste trabalho foi verificar a diferença da diversidade  $\beta$  nos níveis hierárquicos entre os períodos hidrológicos e se a diversidade está sendo determinada ou por *turnover* ou aninhamento. Para avaliar tal objetivo, foram testadas as seguintes hipóteses: (I) A diversidade  $\beta$  é maior entre as zonas do estuário do que em outros níveis hierárquico; (II) A diversidade  $\beta_3$  de peixes é maior no período chuvoso, devido aos processos de recrutamentos que são influenciados pelas mudanças hidrológicas e (III) a diversidade  $\beta$  é gerado por *turnover* devido a presença do gradiente de salinidade que agem como filtro limitando a presença de determinadas espécies.

## **MATERIAL E MÉTODO**

### **ÁREA DE ESTUDO**

O estuário do Rio Mamanguape está localizado dentro da Área de Proteção Ambiental (APA) da Barra do Rio Mamanguape, com mais de 5.400 hectares de área (cerca de 25 km), abrangendo os municípios de Rio Tinto, Marcação e Baía Traição (MOURÃO; NORDI, 2003). Suas margens são circundadas por extensos manguezais, representados pelas espécies *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Avicennia schaueriana*, *Laguncularia recemosa* e *Conocarpus erectus*. O estuário ainda é composto por camboas, bancos areno-lodosos e apicuns (NASCIMENTO *et al.*, 2011). Na foz do estuário há uma formação de arrecifes do período Quaternário, criando uma baía semifechada com águas calmas. As duas aberturas principais permitem a passagem da água do rio e do mar, além de trânsito para embarcações, peixes e peixes-boi, bem como outros organismos que utilizam o estuário (PALUDO & KLONOWSKI, 1999; Figura 1). O clima predominante da região é do tipo quente úmido (CARVALHO, 1982; ALVARES *et al.*, 2013), marcado por duas estações, chuvoso, de março a agosto e seco, de setembro a fevereiro (PEREIRA; ALVES, 2006). A média pluviométrica para os meses de coleta foi de 209,46 mm no período chuvoso e 35,16 no período seco (AESA, 2015).

**Figura 8** Estuário do rio Mamanguape, com indicações das áreas de coleta: zona 1, zona 2 e zona 3.



A criação da APA tem como objetivo a proteção do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*), o qual utiliza o estuário como a principal área de reprodução do Nordeste (SILVA *et al.*, 2011); e conservação da área, sem impedir a extração dos recursos naturais (CRUZ; COSTA, 2014), pois muitas famílias sobrevivem de recursos como peixes, crustáceos e mariscos obtidos deste local (ALVES; NISHIDA 2003; ROCHA *et al.*, 2012). Apesar do estuário está dentro da área de proteção ambiental, impactos antrópicos são recorrentes, devido a expansão do cultivo de cana-de-açúcar, que tem causado o despejo de agrotóxico no estuário, por sua vez, diminuindo a produção pesqueira (ALVES; NISHIDA, 2003). Além disso, a carcinicultura é uma prática que tem provocado a eutrofização das águas, pelo acúmulo de nutrientes da ração para camarão (SILVESTRE *et al.*, 2011). Outro problema ambiental observado é o assoreamento do leito das ilhas e croas, devido ao desmatamento do manguezal (ALVES; NISHIDA, 2003; ALVES *et al.*, 2005).

## DELINEAMENTO AMOSTRAL

O delineamento amostral foi realizado próximo as margens do canal principal no estuário do rio Mamanguape, Paraíba, durante seis excursões divididas de acordo com o período hidrológico, onde três coletas foram realizadas no período chuvoso (maio, junho e julho de 2015) e três no período seco (outubro e novembro de 2015 e janeiro de 2016), durante as marés baixas de sizígia. O estudo foi realizado em três zonas demarcadas no estuário, onde: as zonas 1 e 2 são regiões onde há maior influência da descarga de água doce do rio Mamanguape, cuja diferença entre as duas zonas está no nível de salinidade ( $4,19 \pm 0,55$  e  $11,63 \pm 1,28$ , respectivamente). A Zona 3 ( $33,28 \pm 1,21$ ) está localizada na foz do estuário (Figura 1). Em cada zona, foram realizados três pontos amostrais, cada qual contendo 3 repetições, totalizando 162 amostragens.

Para a captura dos peixes, foi utilizada uma rede “beach seine” ou rede de picaré (comprimento total 11,5m x altura 1,5 m; comprimento do saco 3 m; malha das asas de 5 mm e do saco 25 mm), arrastada paralelamente à margem do canal principal, em uma profundidade máxima de 1,5 metros, visando uma amostragem mais eficiente da ictiofauna, principalmente dos peixes juvenis, na presente área de estudo. Os peixes capturados foram então devidamente fixados em solução de formol a 10%, para em seguida serem levados ao laboratório de Ecologia de Peixes (LEP), na Universidade Estadual da Paraíba - UEPB, Campus I, e identificados até o nível de espécie, utilizando chaves de identificação pertinentes (FIGUEIREDO; MENEZES, 1978, 1980, 2000; MENEZES; FIGUEIREDO, 1980, 1984; BRITSKI *et al.*, 1984; ARAÚJO *et al.*, 2004; MARCENIUK, 2005; MENEZES *et al.*, 2015; ESCHMEYER, 2015).

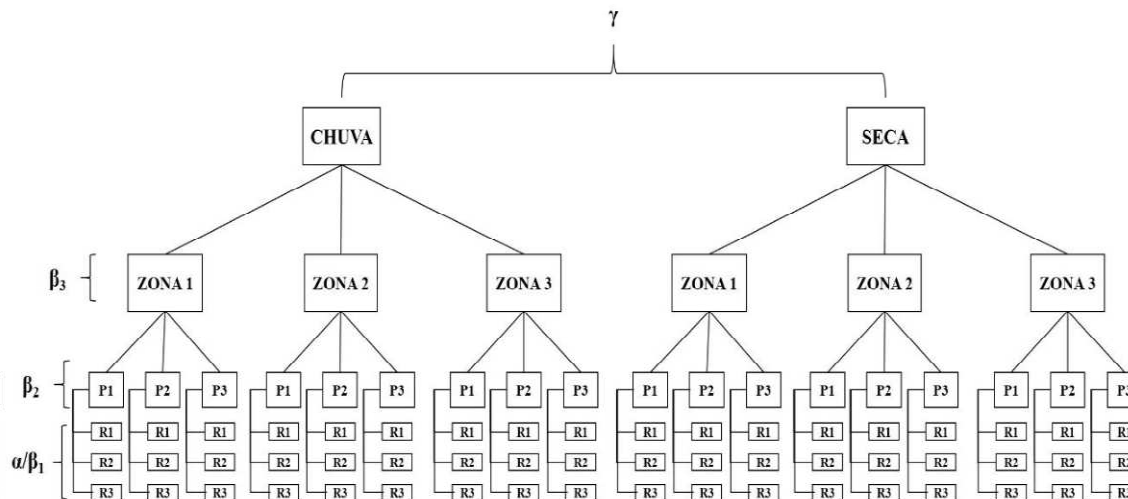
## ANÁLISE DOS DADOS

Para o estudo da partição de diversidade, foi elaborado um esquema hierárquico, cujos componentes  $\alpha_1$  representa a diversidade das unidades amostrais,  $\beta_1$  a diversidade entre as unidades,  $\beta_2$  corresponde a diversidade entre os pontos amostrais e  $\beta_3$  a diversidade entre as zonas (Figura 9). Por fim, a diversidade total de estuário nos



períodos chuvoso e seco foi determinada pela soma dos componentes nos níveis inferiores ( $\gamma = \alpha + \beta_1 + \beta_2 + \beta_3$ ; CRIST *et al.*, 2003).

**Figura 9** Esquema hierárquico para as assembleias de peixes no estuário do rio Mamanguape amostradas nas zonas e pontos amostrais nos períodos chuvoso e seco.



A diversidade total então pode ser interpretada como a contribuição proporcional da diversidade de cada nível no esquema hierárquica da amostragem (CRIST *et al.*, 2003). A diversidade foi quantificada para cada nível hierárquico, onde os valores dos componentes  $\alpha$  e  $\beta$  foram obtidos (CRIST *et al.*, 2003). Um modelo nulo “baseado em indivíduos” foi utilizado para determinar se houve diferença entre os resultados da diversidade dos componentes observados e dos indivíduos distribuídos aleatoriamente, obtidos através de 9999 randomizações (CRIST *et al.*, 2003). O teste avalia se os valores observados forem mais altos ou mais baixos daqueles esperados, as proporções de aleatorizações foram similares ou mais altos do que os valores observados ( $\text{Prop}_{\text{esp}>\text{obs}}$ ) (HEPP; MELO, 2013). Então proporções baixas ( $\text{Prop}_{\text{esp}>\text{obs}} < 0,025$ ) indicam que os valores observados foram maiores do que aqueles esperados ao acaso, ao contrário, as proporções altas indicam que os valores observados foram menores do que esperados ao acaso ( $\text{Prop}_{\text{esp}>\text{obs}} > 0,975$ ) (CRIST *et al.*, 2003). A análise da partição aditiva da diversidade foi realizada através do programa estatístico Partition 3.0 (VEECH; CRIST, 2010). Para análise do padrão de diversidade  $\beta$ , foram obtidos uma matriz de presença e ausência, para obter o índice de dissimilaridade de Sorensen ( $\beta_{\text{sor}}$ ), e então a diversidade  $\beta$  foi particionado entre os componentes de *turnover* ( $\beta_{\text{sim}}$ ) e aninhamento ( $\beta_{\text{nes}}$ ) para verificar se o padrão de diversidade está sendo pela substituição

ou por formação de subconjuntos de riqueza entre áreas (BASELGA, 2010). Esta análise foi realizada através das funções dos pacotes “vegan” (OKSANEN *et al.*, 2010) e “betapart” (BASELGA; ORME, 2012), também através do programa estatístico do R (The R Development Core Team, 2009).

## RESULTADOS

### COMPOSIÇÃO DA ICTIOFAUNA

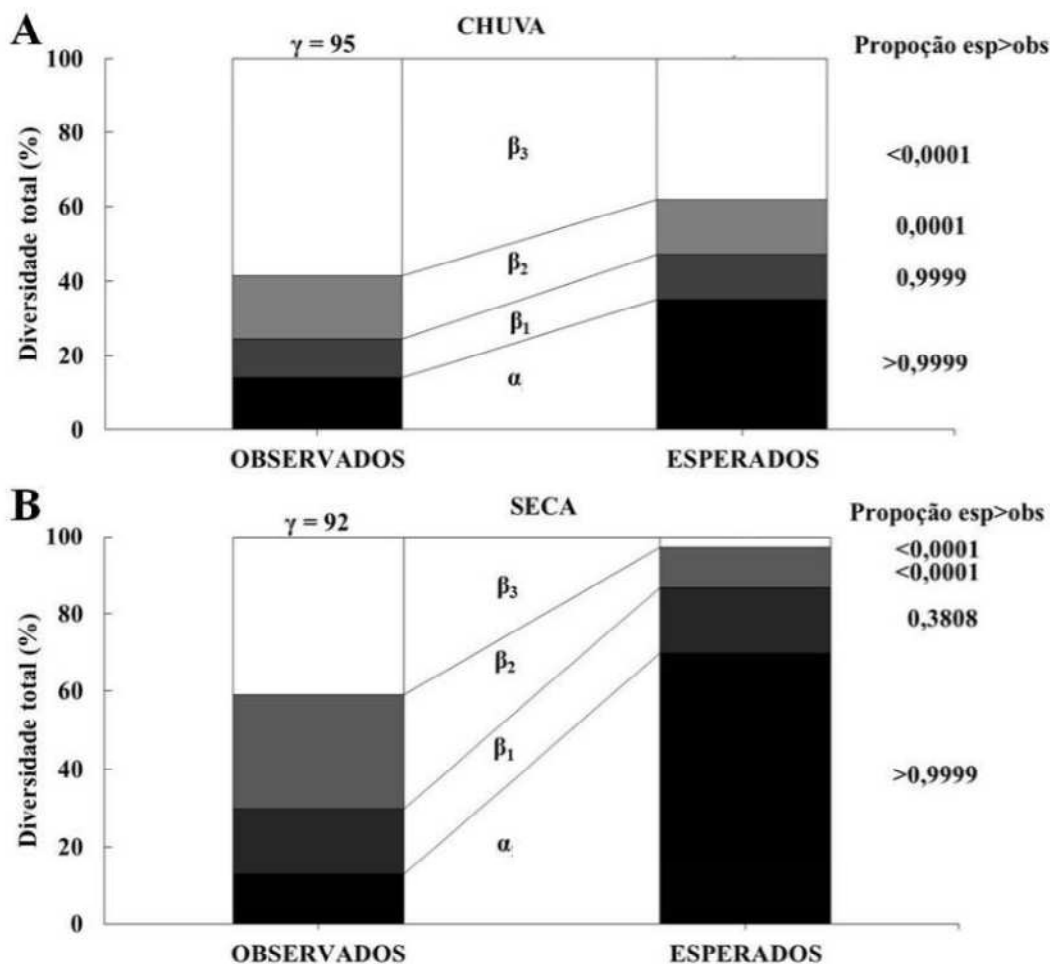
No total, foram capturados 18.084 indivíduos de peixes, representados 125 táxons (sendo 108 espécies identificadas) de 39 famílias. Do total de indivíduos, 12.022 foram obtidos no período chuvoso e 6.062 no período seco. 2942 indivíduos foram capturados na zona 1, 7163 na zona 2 e 7983 na zona 3. Do total de táxons capturados, no período chuvoso 46 ocorreram na zona 1, 56 na zona 2 e 75 na zona 3. Durante o período seco, 34 táxons foram capturados na zona 1, 37 na zona 2 e 125 na zona 3. As famílias que contribuíram em maior porcentagem de *taxa* foram Engraulidae (11,57%), Gobiidae (7,43%), Carangidae (5,78%), Gerreidae (5,78%), Mugilidae (5,78%), Tetraodontidae (4,95%), Achiridae (4,13%), Lutjanidae (4,13%), Paralichthyidae (4,13%) totalizando 49,55% dos táxons amostrados. 45 espécies ocorreram raramente nas amostragens (<1%) ao longo do estuário.

*Sciades herzbergii*, *Atherinella brasiliensis* e *Eucinostomus melanopterus* em conjunto com larvas das famílias Engraulidae e Gerreidae contribuíram com 55,26% da abundância na zona 1 no período chuvoso. Na zona 2, apenas as larvas da família Engraulidae e *Atherinella brasiliensis* obtiveram abundância expressiva (75,88%). Já na zona 3, as larvas da família Gerreidae, *Atherinella brasiliensis*, *Anchoa spinifer* e *Caranx latus* somaram 66,1% da abundância. No período seco, somente *Atherinella brasiliensis* teve um valor expressivo nas zonas 1, 2 (58,13 e 67,55%, respectivamente) e na zona 3, *Atherinella brasiliensis*, *Rhinosardinia bahiensis*, *Anchoa januaria*, *Harengula clupeiola*, *Caranx latus* e *Anchoa hepsetus* em somaram 54,45 % da abundância.

## PARTIÇÃO DA DIVERSIDADE

A média do número de espécies para as unidades amostrais foi similares nos períodos chuvoso e seco (13,36 e 11,87, respectivamente), no entanto, a média da unidade amostral do período chuvoso obteve uma porcentagem maior da diversidade de taxa (14,06%) do que o período seco (12,90%). A riqueza de táxons observada foi menor do que esperado pelo modelo nulo para as unidades amostrais em ambos os períodos hidrológicos ( $\text{Prop}_{\text{esp}>\text{obs}} > 0,9999$ ). A dissimilaridade dos grupos observada foi maior no componente  $\beta_3$  de ambos os períodos, no entanto, maiores valores foram obtidos na chuva (58,6%) do que na seca (40,94%). Os valores intermediários obtidos foram para os componentes  $\beta_2$  (29,14%) e  $\beta_1$  (17,01%) no período seco. Os valores então foram inferiores para os componentes  $\beta_2$  no (16,98%) e  $\beta_1$  (10,34%) no período chuvoso. A riqueza observada no componente  $\beta_3$  foi maior do que o esperado pelo modelo nulo em ambos os períodos ( $\text{Prop}_{\text{esp}>\text{obs}} < 0,0001$ ). O componente  $\beta_2$  foi similar durante o período chuvoso ( $\text{Prop}_{\text{esp}>\text{obs}} = 0,0001$ ), enquanto no período seco a riqueza observa foi maior do que a esperada pelo modelo nulo ( $\text{Prop}_{\text{esp}>\text{obs}} < 0,0001$ ) no período seco. Por fim, para o componente  $\beta_1$ , a riqueza não obteve proporções significativamente diferente entre observada e esperada nos períodos chuvoso ( $\text{Prop}_{\text{esp}>\text{obs}} = 0,9999$ ) e seco ( $\text{Prop}_{\text{esp}>\text{obs}} = 0,3808$ ; Figura 10).

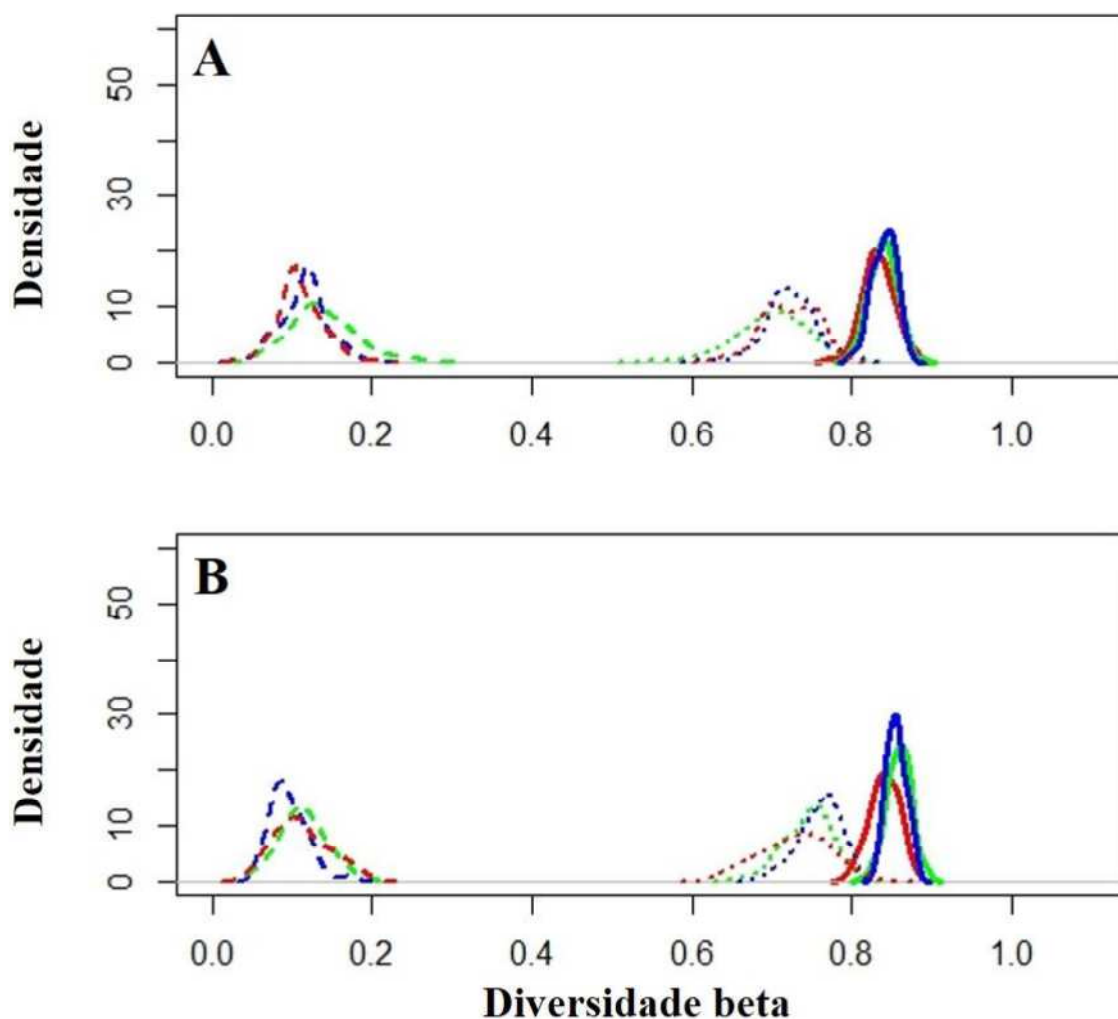
**Figura 10** Diversidade observada e esperada, particionada entre os componentes  $\alpha$  e  $\beta$  como a porcentagem da riqueza total de taxa ( $\gamma$ ) e a proporção entre os valores observados e esperados dos componentes hierárquicos no período chuvoso (A) e seco (B).  $\alpha$  = diversidade dentro das unidades amostrais (arrastos),  $\beta_1$  = diversidade entre as unidades amostrais,  $\beta_2$  = diversidade entre os pontos,  $\beta_3$  = diversidade entre as zonas e  $\gamma$  = diversidade total no estuário em cada período hidrológico.



## TURNOVER E ANINHAMENTO

O *turnover* foi o principal mecanismo que direcionou a beta diversidade dentro do estuário do rio Mamanguape tanto para o período chuvoso, como o período seco. Foi observado na análise que o aninhamento localizou-se mais próximo de 0 e os resultados do *turnover* e da diversidade beta se aproximaram de 1, indicando assim que a dissimilaridade de espécies de peixes é determinado pelo *turnover* (Figura 11).

**Figura 11** Componentes de *turnover* e aninhamento da partição da diversidade beta do estuário do rio Mamanguape nos períodos chuvoso (A) e seco (B). Chuva: Chuva 1 = verde; Chuva 2 = azul e Chuva 3 = vermelho. Seca: Seca 1 = verde; Seca 2 = azul e Seca 3 = vermelho. Linhas contínuas representa a diversidade beta geral, linhas pontilhadas o *turnover* e linhas tracejadas o aninhamento.



## DISCUSSÃO

O padrão de diversidade nas assembleias de peixes no estuário do rio Mamanguape apontou para uma maior dissimilaridade nos níveis hierárquicos superiores ( $\beta_2$  e  $\beta_3$ ), sendo o principal determinante dessa dissimilaridade o *turnover*, em ambos períodos hidrológicos (chuva e seca). Além disso, mudanças temporais significativamente não influenciaram a dissimilaridade de espécies entre as zonas ( $\beta_3$ ), nem a diversidade gama entre os períodos. Padrões de diversidade beta através das escalas hierárquicas espaciais têm sido encontrados para peixes de água doce em rio

tropicais (FREITAS *et al.*, 2013; FLORENTINO; PENHA, 2011) e temperados (ERÖS, 2007) e em recifes de corais (FRANCISCO-RAMOS; ARIAS-GONZÁLEZ, 2013). No entanto, estudos avaliando a influência das escalas hierárquicas na partição de diversidade pelo método aditivo das assembleias de peixes em estuários tropicais não foram encontrados, nem mesmo *turnover* e aninhamento para peixes em qualquer destes ecossistemas aquáticos.

Neste trabalho, a diversidade local observada foi menor do que esperado ao acaso, sugerindo que a distribuição dos táxons a nível de amostragem foi aleatória, ou seja, não teve efeito do gradiente ambiental, uma vez que a nível de replicas o ambiente se mostrou homogêneo. No entanto, a medida que a escala foi aumentada, observou-se que diversidade beta nos níveis 2 e 3 foram maiores do que esperado acaso entre as zonas, indicando que não houve aleatoriedade na distribuição baseada em indivíduos, desta forma a distribuição dependeu do efeito do gradiente. Se valores altos do componente alfa e com alta similaridade entre habitats fossem observados, baixa dissimilaridade seria encontrada nos níveis superiores, visto que a composição de espécies seria repetida e uma maior homogeneização dos habitats seriam observadas, consequentemente, diminuindo a diversidade em escala regional, (ERÖS, 2007). Dessa forma, nossos resultados sustentam a ideia da maior dissimilaridade de espécies nos componentes beta mais superiores ( $\beta_2$  e  $\beta_3$ ) foram importantes para manutenção da diversidade gama, além de ser mantida pela heterogeneidade ambiental. Áreas com maior diversidade beta provavelmente tem uma maior heterogeneidade de habitats (ROBINSON *et al.*, 2011). A heterogeneidade ambiental aumenta a dissimilaridade dos componentes beta, pois grandes variabilidades de habitats apresentam características diferentes, assim, suportando distintas composições da diversidade entre locais (ERÖS, 2007; FLORENTINO; PENHA, 2011). O aumento da dissimilaridade dos componentes beta até os níveis hierárquicos superiores indica uma maior variação na composição de diversidade entre habitats, sugerindo que a *pool* de espécies entre locais se diferenciam em sua composição, o qual favorece o aumento da diversidade de espécies regionais (ERÖS, 2007).

A riqueza total foi semelhante entre os períodos chuvoso e seco nesse estudo, assim como os valores dissimilaridade de táxons entre zonas para ambos os períodos ( $\beta_3$ : Chuva = 58,6%; Seca = 40,94%). A manutenção da riqueza temporalmente no estuário pode ter ocorrido pela substituição de grupos de peixes que não toleram as

mudanças das variáveis ambientais pela entrada de água doce da chuva. Durante este período, muitos habitats dentro do estuário são ocupados por muitos grupos de peixes em estágios iniciais do desenvolvimento (larvas e juvenis), cujo recrutamento dá-se nesta ocasião (BLABER, 1980). Larvas e peixes juvenis utilizam essas áreas neste período devido as mudanças nas variáveis ambientais, causadas pela maior entrada de água doce (GARCIA *et al.*, 2001). Através de pistas olfatórias que as guiam para dentro do estuário (WHITFIELD, 2006). A salinidade diminuiu durante este período, onde muitos juvenis alcançam as áreas com os menores valores a fim de evitar gastos energéticos para osmorregulação e direcionar para o crescimento (RHODY *et al.*, 2010). Poucas espécies suportam a ampla variação de salinidade, sendo estas consideradas eurihalinas e distribuindo até os alcances de baixos níveis de salinidade (WHITFIELD *et al.*, 2012).

No entanto, os grupos que não suportam grandes variações de salinidade se deslocam para as áreas do estuário onde a salinidade é mais estável ou até mesmo para o oceano no período chuvoso (BARLETTA *et al.*, 2005). Dessa forma, a menor influência da água doce no período seco, permitiu que espécies marinhas (estenohalinas) pudessem se deslocar para as áreas mais superiores no estuário (BLABER *et al.*, 1989; BARLETTA *et al.*, 2005), e por sua vez manter a riqueza total de táxons (Chuva = 95; Seca = 92). A salinidade mais estável na parte superior desse estuário e a maior influência marinha é observada, devido ao reduzida entrada de água doce (DOLBETH *et al.*, 2016) que, por sua vez propocionou as espécies marinhas se mover para estas áreas.

O *turnover* foi o principal mecanismo que direcionou a variação da diversidade das assembleias de peixes ao longo do gradiente ambiental do estuário do rio Mamanguape, para ambos os períodos hidrológicos, sugerindo que a substituição de espécies entre zonas é devido à seleção de habitat adequados relacionados as condições adequadas dentro do gradiente ambiental neste estuário. Muitas espécies se adaptam a diferentes condições de zonas estuarinas particulares, portanto mudando as assembleias de acordo com o de condições encontradas (NEVES *et al.*, 2010). Substituição de espécies é causada por diferentes tolerâncias fisiológicas das espécies, as quais são selecionadas ao longo do gradiente ambiental (BASELGA, 2010). Desta forma, a substituição das espécies nas assembleias de peixes entre as zonas foi dada pela

variação em que essas espécies conseguiram suportar as mudanças nas condições ambientais pelas interações da descarga de água doce e oceânicas.

Por fim, este estudo demonstrou que as assembleias de peixes no estuário do rio Mamanguape são mantidas pela heterogeneidade ambiental que provocou a substituição (*turnover*) de táxons ao longo do gradiente, agindo na seleção e deslocamento dos peixes para habitats com condições adequadas para o estabelecimento, em ambos períodos hidrológicos observados (chuvoso e seco). E também a manutenção da dissimilaridade (e riqueza total) de táxons foi influenciada pelo gradiente ambiental que permitiu que a composição das assembleias de peixes variassem nos níveis hierárquicos espaciais superiores no estuário, mas que a riqueza total fosse mantida.

## **ABSTRACT**

Ecology studies seek to understand species distribution patterns along environmental gradients, and the  $\beta$  diversity has been allowed to verify such patterns. The aim of this work was to verify the difference of  $\beta$  diversity on the hierarchical levels between the hydrologic periods and whether it is being determined by turnover or nestedness along the environmental gradient in a tropical estuary. We conducted the sampling in three zones of the main channel, using a beach seine with parallel trawls to the margin, in a set of measurements of the environmental parameters, during a trimester of the rainy season (May, June and July 2015) and another trimester of the dry period (October, November 2015 and January 2016). The analysis of diversity partitioning showed greater dissimilarity in the higher hierarchical levels (rainfall: 58.6%, dry: 40.94%), in which the turnover was the main mechanism that led to dissimilarity in the estuary, whose the replacement of *taxa* was determined by environmental heterogeneity.

**Keywords:** Juvenile fishes. Recruitment. Saline intrusion. Spatial scale. Biodiversity.



## REFERÊNCIA

- AESA – Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (2016) Climatologia da precipitação anual acumulada (mm) – ano 2016. Disponível em: <http://site2.aesa.pb.gov.br/aesa/jsp/monitoramento/chuvas/climatologias> Graficos.jsp. Acesso 01 junho 2016.
- ANDERSON, M. J.; CRIST, T. O.; CHASE, J. M.; VELLEND, M.; INOUYE, B. D.; FREESTONE, A. L.; SANDERS, N. J.; CORNELL, H. V.; COMITA, L. S.; DAVIES, K. F.; HARRISON, S. P.; KRAFT, N. J. B.; STEGEN, J. C.; SWENSON, N. G. Navigating the multiple meanings of  $\beta$  diversity: a roadmap for the practicing ecologist. **Ecology Letters** v. 14, p. 19-28, 2011.
- ATMAR, W.; PATTERSON, B. D. The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. **Oecologia** v. 96, p. 373-382, 1993.
- ALMEIDA-NETO, M.; GUIMARÃES, P.; GUIMARÃES Jr, P. R.; LOYOLA, R. D.; ULRICH, W. A consistente metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. **Oikos** v. 117, p. 1227-1239, 2008.
- ALVES, R. R. N.; NISHIDA, A. K. Aspectos socioeconômicos e percepção ambiental dos catadores de caranguejo-uçá *Ucides cardatus cordatus* (L. 1763)(Decapoda, Brachyura) do estuários do rio Mamanguape, nordeste do Brasil. **Interciência**v. 28, n. 1, p. 36-43, 2003.
- 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, n. 6, p. 711-728, 2013.
- BARLETTA, M; BARLETTA-BERGAN, A.; SAINT-PAUL, U.; HUBOLD, G. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. **Journal of Fish Biology** v. 66, p. 45-72, 2005.
- BARLETTA, M.; BLABER, S. J. M. Comparison of fish assemblage and guilds in tropical habitats of the embley (indo-west pacific) and Caeté (western atlantic) estuaries. **Bulletin of Marine Science** v. 80, n. 3, p. 647-680, 2007.
- BARLETTA-BERGAN, A.; BARLETTA, M.; SAINT-PAUL, U. Community structure and temporal variability of ichthyoplankton in North Brazilian mangrove creeks. **Journal of Fish Biology** v. 61, p. 33-51, 2002.
- BARTON, P. S.; CUNNINGHAM, S. A.; MANNING, A. D.; GIBB, H.; LINDENMAYER, D. B.; DIDHAM, R. K. The spatial scaling of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography** v. 22, p. 639-647, 2013.
- BASELGA, A.; JIMÉNEZ-VALVERDE, A.; NICCOLINI, G. A multiple-site similarity measure independent of richness. **Biology Letters** v. 3, p. 642-645, 2007.

BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography** v. 19, n. 1, p. 134-143, 2010.

BASELGA, A.; ORME, D. Betapart: an R package for the study of beta diversity. **Methods in Ecology and Evolution** v. 3, n. 5, p. 808-812, 2012.

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. **Bio Science** v. 51, p. 633-641, 2001.

BECKER, A.; WHITFIELD, A. K.; COWLEY, P. D. An assessment of the size structure, distribution and behavior of fish populations within a temporally closed estuary using dual frequency identification sonar (DIDSON). **Journal of Fish Biology** v. 79, p. 761-775, 2011.

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.; BREWER, D. T.; SALINI, J. P. Species composition and biomasses of fishes in different habitats of a tropical northern Australian estuary: their occurrence in adjoining sea and estuarine dependence. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 29, p. 509-531, 1989.

BLABER, S. J. M. 'Fish in hot water': the challenges facing fish and fisheries research in tropical estuaries. **Journal of Fish Biology** v. 61, p. 1-20, 2002.

BLAXTER, J. H. S.; STAINES, M. E. Food searching potential in marine fish larvae in: CRISP, D. J. (Eds). **Fourth European marine biological symposium**. Cambridge, England: Cambridge University Press, p. 467-485, 1971.

BRITSKI, H.A., SATO, Y. AND ROSA, A.B.S. **Manual de identificação de peixes da região de Três Marias: com chave de identificação para os peixes da baía do São Francisco**. Brasília: Câmara dos Deputados, Codevasf, Divisão de Piscicultura e Pesca, 1984.

BROWN, A. C.; MCLACHLAN, A. **Ecology of sandy shores**. Amsterdam: Elsevier, p. 328, 1990.

CARDOSO, P.; RIGAL, F.; CARVALHO, J. C.; FORTELIUS, M. BORGES, P. A. V.; PODANI, J.; SCHMERA, D. Partitioning taxon, phylogenetic and functional beta diversity into replacement and richness difference components. **Journal of Biogeography** v. 41, p. 749-761, 2014.

CARVALHO, J. C.; CARDOSO, P.; GOMES, P. Determining the relative roles of species replacement and species richness differences in generating beta-diversity patterns. **Global Ecology and Biogeography** v. 21, p. 760-771, 2012.

- CASTILLO-RIVERA, M. Influence of rainfall pattern in the seasonal variation of fish abundance in a tropical estuary with restricted marine communication. **Journal of Water Resource and Protection** v. 5, p. 315-319, 2013.
- CRIST, T. O.; VEECH, J. A.; GERING, J. C.; SUMMERVILLE, K. S. Partitioning species diversity across landscapes and regions: a hierarchical analysis of  $\alpha$ ,  $\beta$  and  $\gamma$  diversity. **The American Naturalist** v. 162, n. 6, p. 734-743, 2003.
- CRUZ, F. T. P.; COSTA, M. M. S. Perspectivas para o desenvolvimento turístico: identificação da oferta turística na comunidade da barra do rio Mamanguape, PB. **Fórum Internacional de Turismo do Iguassu** p. 1-19, 2014.
- ERÖS, T. Partitioning the diversity of riverine fish: the roles of habitat types and non-native species. **Freshwater Biology** v. 52, p. 1400-1415, 2007.
- ESCHMEYER, W. N. **Catalog of fishes: genera, species, references. California, California Academy of Sciences.** Online version. Available from:<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp> (accessed March 2015), 2015.
- FEYRER, F.; CLOERN, J. E.; BROWN, L. R.; FISH, M. A.; HIEB, K.; BAXTER, R. Estuarine fish communities respond to climate variability over both river and ocean basins. **Global Change Biology** v. 21, p. 3608-3619, 2015.
- FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. A. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil.** II. Teleostei (1). São Paulo, Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 1978.
- FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. A. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil.** III. Teleostei (2). São Paulo, Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 1980.
- FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. A. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil.** IV. Teleostei (3). São Paulo, Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 1980.
- FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. A. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil.** V. Teleostei (4). São Paulo, Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 1985.
- FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. A. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil.** VI. Teleostei (5). São Paulo, Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 2000.
- FLORENTINO, A. C.; PENHA, J. High beta diversity of fishes in vegetated littoral zones of floodplain lakes in the Cuiabá River Basin, northern Pantanal, Brazil. **Hydrobiologia** v. 671, p. 137-146, 2011.

- FRANCISCO-RAMOS, V.; ARIAS-GONZÁLEZ, J. E. Additive partitioning of coral reef fish diversity across hierarchical spatial scales throughout the Caribbean. **PLoS ONE** v. 8, p. 1-14, 2013.
- FREITAS, C. E. C.; SIQUEIRA-SOUZA, F. K.; FLORENTINO, A. C.; HURD, L. E. The importance of spatial scales to analysis of fish diversity in Amazonian floodplain lakes and implications for conservation. **Ecology of Freshwater Fish**, 2013.
- GARCIA, A. M.; VIEIRA, J. P.; WINEMILLER, K. O. Dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil) during cold and warm ENSO episodes. **Journal of Fish Biology** v. 59, p. 1218-1238, 2001.
- HARRISON, S.; ROSS, S. J.; LAWTON, J. H. Beta diversity on geographic gradients in Britain. **Journal of Animal Ecology** v. 61, n. 1, p. 151-158, 1992.
- HENRIQUES, S.; CARDOSO, P.; CARDOSO, I.; LABORDE, M.; CABRAL, H. N.; VASCONCELOS, R. P. Processes underpinning fish species composition patterns in estuarine ecosystems worldwide. **Journal of Biogeography**, 2016.
- HEPP, L. U.; MELO, A. S. Dissimilarity of stream insect assemblages: effects of multiple scales and spatial distances. **Hydrobiologia** v. 703, p. 239-246, 2013.
- LAEDSGAARD, P; JOHNSON, C. Why do juvenile fish utilize mangrove habitats? **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology** v. 257, p. 229-253, 2001.
- MARCENIUK, A. P. Chave para identificação das espécies de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) da costa brasileira. **Boletim do Instituto de Pesca** v. 31, n. 2, p. 89-101, 2005.
- MENEZES, N. A.; DE OLIVEIRA, C.; 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, n. 1, p. 1-38, 2015.
- 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.; DE OLIVEIRA, C. 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, n. 1, p. 1-38, 2015.
- MOURÃO, J. S.; 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.; MOURÃO, J. S.; ALVES, R. R. N. A substituição das técnicas tradicionais de captura do caranguejo-uçá (*Uides cordatus*) pela técnica “redinha” no

estuário do rio Mamanguape, Paraíba. **Sítientibus série Ciências Biológicas** v. 11, n. 2, p. 113-119, 2011.

NEVES, L. M.; TEIXEIRA, T. P.; ARAÚJO, F. G. Structure and dynamics of distinct fish assemblage in three reaches (upper, middle and lower) of open tropical estuary in Brazil. **Marine Ecology** v. 32, p. 115-131, 2010.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; O'HARA, R. G.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H.; WAGNER, H.. **Vegan: Community Ecology Package**. R package version 1.17-0. Disponível em: <<http://CRAN.R-project.org/package=vegan>>, 2012.

PALMER, M. W.; DIXON, P. M. Environmental heterogeneity and the analysis of distributions along gradients. **Journal of Vegetation Science** v. 1, p. 57-65, 1990.

PALUDO, D. KLONOWSKI, V. S. **Barra de Mamanguape–PB: Estudo do impacto do uso de madeira de manguezal pela população extrativista e da possibilidade de reflorestamento e manejo dos recursos madeireiros**. Série recuperação. Caderno 16. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, p.54,1999.

PEREIRA, M. S.; ALVES, R. R. N. Composição florística de um remanescente de Mata Atlântica na Área de Proteção Ambiental Barra do Rio Mamanguape, Paraíba, Brasil. **Revista de Biologia e Ciências da Terra** v. 6, n. 1, p. 375-366, 2006.

RHODY, N.; NASSIF, N. A.; MAIN, K. L. Effects of salinity on growth and survival of common snook *Centropomus undecimalis* (Bloch, 1792). **Aquaculture Research** v. 41, p. e357-e360, 2010.

ROBINSON, C. L. K.; YAKIMISHYN, J.; DEARDEN, P. Habitat heterogeneity in eelgrass fish assemblage diversity and turnover. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems** v. 21, p. 625-635, 2011.

ROCHA, M. S. P.; SANTIAGO, I. M. F. L.; CORTEZ, C. S.; TRINDADE, P. M.; MOURÃO, J. S. Use of fishing resources by women in the Mamanguape river estuary, Paraíba state, Brazil. **Annals of the Brazilian Academy of Sciences** v. 84, n. 4, p. 1189-1199, 2012.

ROGERS, S. G.; TARGETT, T. E.; VAN SANT, S. B. Fish-nursery use in Georgia salt-marsh estuaries: the influence of springtime freshwater conditions. **Transactions of the American Fisheries Society** v. 113, p. 595-606, 1984.

SILVA, K. G.; PALUDO, D.; OLIVEIRA, E. M. A.; LIMA, R. P.; SOAVINSKI, R. J. Distribuição e ocorrência do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*) no estuário do rio Mamanguape, Paraíba, Brasil. **Natural Resources** v. 1, n. 2, p. 5-14, 2011.

SILVESTRE, L. C.; FARIAS, D. L. S.; LOURENÇO, J. D. S.; BARROS, S. C. A.; BRAGA, N. M. P. **Diagnóstico dos impactos ambientais advindos de atividades antrópicas nas APA da Barra do rio Mamanguape**. v. 7, n. 12, p. 1-11, 2011.

The R Development Core Team. **R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing**, Vienna. ISBN 3-900051-07-0, Disponível em : <<http://www.R-project.org>>, 2009.

TERLIZZI, A.; ANDERSON, M. J.; BEVILACQUA, S.; FRASCHETTI, S.; WLODARSKA-KOWALCZUK, M.; ELLINGSEN, K. E. Beta diversity and taxonomic sufficiency: Do higher-level taxa reflect heterogeneity in species composition? **Diversity and Distributions** v. 15, p. 450-458, 2009.

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, p. 1331-1341, 2015.

VEECH, J. A.; CRIST, T. O. **PARTITION: software for hierarchical partitioning of species diversity, version 3.0**. Disponível em:<<http://www.users.muohio.edu/cristto/partition.htm>>, 2009.

VEECH, J. A.; CRIST, T. O. Toward a unified view of diversity partitioning. **Ecology** v. 91, n. 7, p. 1988-1992, 2010.

VELLEND, M. Do commonly used indices of  $\beta$ -diversity measure species turnover? **Journal of Vegetation Science** v.12, p. 545-552, 2001.

WETZEL, R. G.; LINKENS, G. E. **Limnological analysis** 2ed. Springer Verlag, New York, 1991.

WHITFIELD, A. K.; TAYLOR, R. H.; FOX, C.; CYRUS, D. P. Fishes and salinities in the St Lucia estuarine system – a review. **Reviews in Fish Biology and Fisheries** v. 16, p. 1-20, 2006.

WHITFIELD, A. K.; ELLIOT, M.; BASSET, A.; BLABER, S. J. M.; WEST, R. J. Paradigms in estuarine ecology – A review of the remane diagram with a suggested revised model for estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 97, p. 78-90, 2012.

WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. **Ecological Monographs** v. 30, p. 279-338, 1960.

WHITTAKER, R. H. Evolution and Measurement of Species Diversity. **International Association for Plant Taxonomy** v. 21, n.2/3, p. 213-251, 1972.

XU, J.; SU, G.; XIONG, Y.; AKASAKA, M.; MOLINOS, J. G.; MATSUZAKI, S. S.; ZHANG, M. Complimentary analysis of metacommunity nestedness and diversity partitioning highlights the need for a holistic conservation strategy for highland lake fish assemblages. **Global Ecology and Conservation** v. 3, p. 288-296, 2015.

## 9. CONCLUSÕES GERAIS

- A composição e estrutura da ictiofauna no estuário do rio Mamanguape apontou resultados de acordo com a hipótese do *continuum*, cuja mudança da ictiofauna seguindo do gradiente estuarino. Neste estudo a salinidade e a clorofila-*a* foram os principais filtros ambientais que limitaram a distribuição espacial das assembleias de peixes.
- Foi observado que a assembleia de peixes encontrada neste estuário teve a dominância de poucas espécies, assim como encontrado para outros estuários. Essas espécies dominantes puderam ser consideradas *corespecies*, os quais são persistentes e abundantes espaço-temporalmente. A exemplo foi a espécie *Atherinella brasiliensis* que foi abundante nas três zonas amostradas (zona 1, 2 e 3) e em ambos períodos hidrológicos (chuva e seca).
- A abundância e diversidade de espécies seguiram um padrão de distribuição crescente da zona 1 para 3, o mesmo relatado para outros estuários. Este padrão está relacionado com a maior estabilidade da salinidade, disponibilidade de habitats e complexidade estrutural na zona 3, que confere a uma maior número de espécies para se estabelecer, principalmente espécies marinhas, que utilizam essas áreas com berçários, alimentação e proteção.
- A análise dos parâmetros de densidade e biomassa indicou uma maior contribuição das famílias Engraulidae, Atherinopsidae, Gerreidae e Tetraodontidae, onde estes valores se diferenciaram para cada família devido as preferências espécie-específica pelos habitats.
- De acordo com uso do habitat, as assembleias de peixes foram representadas principalmente por marinhos estuarinos dependentes e por espécies estuarinas, onde sua abundância numérica e biomassa diferiram espacialmente de acordo com a salinidade, ou seja, espécies marinhas estuarinas dependentes obtiveram uma maior quantidade de indivíduos e foram encontrados na zona 3, onde a salinidade é mais estável. Espécies estuarinos foram representados em biomassa e seus registros foram maiores nas zonas 1 e 2, onde podem suportar as maiores variações de salinidade encontradas nestas zonas.
- A variação temporal das assembleias de peixes sugeriu interação das mudanças das variáveis abióticas, influenciando os processos de recrutamentos. Uma maior

quantidade de larvas e pequenos peixes juvenis foram capturadas no período chuvoso, quando o maior aporte de água doce descarrega no estuário aumenta a turbidez e a disponibilidade de alimentos e confere a estes indivíduos condições adequadas para o desenvolvimento. Enquanto no período seco, a reduzida descarga doce permitiu que a cunha salina alcançasse áreas mais superiores do estuário que, por sua vez, permitiu o deslocamento de espécies marinhas para zonas, principalmente os grupos que era recrutados neste período.

- A salinidade agiu como o filtro ambiental da distribuição espacial da ictiofauna no estuário do rio Mamanguape, separando as espécies de acordo com sua capacidade osmorregulação, onde espécies de água doce tiveram sua distribuição limitada ao alcance superior e muitas espécies marinhas ao alcance inferior. A clorofila-*a* como filtro determinou a disponibilidade de alimento, onde as espécies que ocorreram relacionadas a este se estabeleceram.
- A heterogeneidade ambiental no estuário do rio Mamanguape foi o principal determinante do aumento da dissimilaridade na composição das assembleias de peixes nos níveis hierárquicos superiores ( $\beta_2$  e  $\beta_3$ ).
- As mudanças temporais não refletiram na diferença dos valores de  $\beta_3$ : a maior entrada de água doce no período chuvoso provocou mudanças ambientais que permitiu o recrutamento maior de larvas e peixes juvenis, devido a mudanças de salinidade, turbidez e uma maior disponibilidade de alimento neste período, dessa forma aumentando a dissimilaridade de táxons entre zonas ( $\beta_3$ ). Enquanto que no período seco, a estabilidade ambiental permitiu que muitos grupos marinhos alcançassem o estuário, mantendo assim a riqueza total do estuário.
- O *turnover* foi o principal componente da diversidade beta neste estuário por causa do gradiente ambiental que determinou a substituição dos táxons nas assembleias de peixes em cada zona, pois refletiu em diferentes habitats adequados para diferentes grupos.



## **APÊNDICES**

**APÊNDICE A -** Frequência de Ocorrência (O%), Porcentagem Numérica (N%), Porcentagem da Biomassa (%B) das espécies capturadas nas três zonas do estuário do rio Mamanguape - PB, Nordeste do Brasil. Tabela ordenadas de acordo com Nelson (2006). CT – Variação do comprimento total (Min-Max; mm). Guildas: Somente estuarino (SE), Marinho ocasional (MO), Marinho estuarino oportunista (MEO), Marinho estuarino dependente (MED), Estuarino e marinho (EM), Dulcícola ocasional (DO), Dulcícola estuarino oportunista (DEO).

Familia/Espécie	guilda	CHUVA						SECA						CT Max-min		
		ZONA 1		ZONA 2		ZONA 3		ZONA 1		ZONA 2		ZONA 3				
		O%	N%	O%	N%	O%	N%	O%	N%	O%	N%	O%	N%			
<b>ELOPIDAE</b>																
<i>Elops saurus</i> Linnaeus, 1766	MED															30,8 0,65 1,87 77-157
<i>Elops saurus</i> - Larva	MED	4	0,05	<0,01	8	0,03	<0,01	7,4	0,2	<0,01						3,84 0,06 <0,01 16-32
<b>MEGALOPIDAE</b>																
<i>Megalops atlanticus</i> Larva	MED							7,4	0,18	0,03						3,84 0,09 <0,01 25-33
<b>ALBULIDAE</b>																
<i>Albula vulpes</i> Larva	MED															
<b>MORINGUIDAE</b>																
<i>Moringua edwardsi</i> (Jordan & Bollman, 1889)	MEO				8	0,03	0,06									3,7 0,04 0,04 144-161
<b>OPHICHTHIDAE</b>																
<i>Myrichthys ocellatus</i> (Lesueur, 1825)	SE															3,84 0,03 0,26 390
<b>ENGRAULIDAE</b>																
<i>Anchoa hepsetus</i> (Linnaeus, 1758)	MED				4	0,05	0,01	11,1	0,87	0,38						19,2 4,16 2,25 27-97
<i>Anchoa jamaurita</i> (Steindachner, 1879)	MED	12	0,2	0,08	20	0,52	0,16	3,7	0,02	<0,01						26,9 5,47 1,32 25-68
<i>Anchoa lyolepis</i> (Evermann & Marsh, 1900)	MED				8	0,09	0,01	3,7	0,02	<0,01						3,84 0,03 0,02 27-70

<i>Anchoa marini</i> Hildebrand, 1943	<b>MED</b>	4	0,05	0,07	12	0,17	0,04											7,69	1,08	0,3	25-66						
<i>Anchoa</i> sp.	<b>MED</b>	4	0,05	<0,01	20	0,39	0,04	11,1	17,8	1								3,7	0,63	0,07	30,8	1,21	0,07	39-51			
<i>Anchoa spinifer</i> (Valenciennes, 1848)	<b>MED</b>	8	0,25	0,24	16	0,17	0,08	3,7	0,04	0,02														46-71			
<i>Anchoa tricolor</i> (Spix & Agassiz, 1829)	<b>MED</b>	4	0,05	0,01	8	0,15	0,01	22,2	0,14	0,07								3,84	0,03	<0,01				22-92			
<i>Anchovia clupeioides</i> (Swainson, 1839)	<b>MED</b>																	11,5	0,52	2,28				120-146			
<i>Anchoviella brevirostris</i> (Günther, 1868)	<b>MED</b>	4	1,63	<0,01	16	0,21	0,05	25,9	0,54	0,04								11,5	0,26	0,03				24-54			
<i>Anchoviella lepidentostole</i> (Fowler, 1911)	<b>MED</b>	4	0,1	0,03	20	0,54	0,05	22,2	1,05	0,12								15,4	2,42	0,34				22-56			
<i>Anchoviella</i> sp.	<b>MED</b>	12	0,35	0,08	12	0,29	0,06	18,5	1,17	0,08								15,4	3,08	0,13				21-45			
<i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier, 1829)	<b>MED</b>																	3,84	0,03	0,02				74			
<i>Engraulidae</i> (larva)		36	16,4	0,72	52	59,3	1,55	37	3,66	0,19								3,7	0,1	<0,01	3,7	0,04	<0,01	15,4	0,22	<0,01	10-58
<i>Lycegraulis grossidens</i> (Spix & Agassiz, 1829)	<b>MED</b>				4	0,44	0,11	29,6	0,42	0,43								7,4	0,29	0,07	53,8	5,99	3,27	25-189			
<b>CLUPEIDAE</b>																											
<i>Harengula clupeiola</i> (Cuvier, 1789)	<b>MED</b>																	23,1	4,68	4,5				41-89			
<i>Lile piquitinga</i> (Schreiner & Miranda Ribeiro, 1903)	<b>MED</b>							7,4	0,28	1,16														71-107			
<i>Opishonema oglinum</i> (Lesueur, 1818)	<b>MEO</b>																	7,69	0,09	0,04				71-76			
<i>Rhinosardinia bahiensis</i> (Steindachner, 1879)	<b>MED</b>	12	1,88	5,25	36	0,48	0,05	29,6	1,72	0,4								3,7	0,04	0,01	26,9	9,11	7,87	15-95			
<i>Sardinella brasiliensis</i> (Steindachner, 1879)	<b>MEO</b>							11,1	0,36	1,43														81-105			
<b>CHARACIDAE</b>																											
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	<b>DO</b>	4	0,05	0,05																				45			
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	<b>DO</b>																							56			
<i>Bryconamericus</i> sp.	<b>DO</b>	4	0,05	0,01																				32			

**ARRIDAE**

*Cathorops arenatus* (Valenciennes, 1840) SE 4 0,05 2,36 167

*Sciades herzbbergii* (Bloch, 1794) SE 28 20,4 36,3 4 0,03 0,05 7,4 0,04 0,01 3,7 0,04 0,04

**SYNODONTIIDAE**

*Synodus foetens* (Linnaeus, 1766) MEO 23,1 0,19 0,08 48-83

**BATRACHOIDIDAE**

*Thalassophryne nattereri* Steindachner, 1876 SE 4 0,01 1,73 3,84 0,03 <0,01 20-166

**MUGILIDAE**

*Mugil brevirostris* (Ribeiro, 2015) MED 28 1,27 1,83 40 2,14 1,86 33,3 5 1,3 29,6 6,55 1,36 14,8 1,96 0,67 30,8 1,24 1,99 16-115

*Mugil curema* Valenciennes, 1836 MED 12 1,88 0,68 36 0,39 2,09 25,9 0,75 0,54 3,7 1,63 0,38 18,5 1,96 0,55 7,69 0,16 0,32 18-200

*Mugil curvidens* Valenciennes, 1836 MED 3,7 0,02 1,1 3,7 0,02 <0,01 21

*Mugil incilis* Hancock, 1830 MED 8 0,03 <0,01 3,7 0,02 <0,01 30-92

*Mugil liza* Valenciennes, 1836 MED 12 0,5 0,06 3,7 0,06 0,03 7,4 0,3 0,41 3,7 0,68 0,11 7,69 0,16 0,12 18-72

*Mugil rubrioculus* Harrison, Oliveira & Gaviria, 2007 MED 4 1,27 0,23 8 0,03 0,11 7,4 0,06 0,15 3,7 0,34 0,01 29-72

*Mugil* sp. MED 4 0,03 <0,01 3,7 0,34 0,01 16-32

**ATHERONOPSIDAE**

*Atherinella blackburni* (Schultz, 1949) MEO 3,7 0,02 <0,01 19,2 0,78 0,33 15-78

*Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1825) EM 72 14,7 23,8 80 16,6 38,5 88,9 19,7 21,4 92,6 58,1 45,6 96,3 67,6 56,8 76,9 26,6 24,6 10-131

**HEMIRAMPHIDAE**

*Hyporhamphus roberti* (Valenciennes, 1847) EM 4 0,1 0,15 8 0,23 0,53 14,8 0,4 1,17 3,7 0,04 0,15 81-161

*Hyporhamphus* sp. EM 3,84 0,06 <0,01 30-32

<i>Hyporhamphus unifasciatus</i> (Ranzani, 1841)	EM	24	5,24	12	44	1,09	2,25	51,9	2,12	2,56	29,6	7,26	12,3	48,1	1,91	2,98	50	2,13	0,98	34-191	
<b>BELONIDAE</b>																					
Belontiidae - Larva																					15
<i>Strongylura marina</i> (Walbaum, 1792)	EM				4	0,03	0,21				3,7	0,2	0,53	7,4	0,09	0,28		3,84	0,03	<0,01	143-200
<i>Strongylura</i> sp,	EM																	3,84	0,03	<0,01	35
<i>Strongylura timucu</i> (Walbaum, 1792)	EM	20	0,45	1,23	8	0,03	0,07	11,1	0,06	0,13	18,5	1,12	0,94	18,5	0,34	0,87	23,1	0,22	0,16	41-232	
<b>POECILIIDAE</b>																					
<i>Poecilia vivipara</i> Bloch & Schneider, 1801	DEO	20	4,12	0,7																	20-60
<b>SYNGNATHIDAE</b>																					
<i>Cosmocampus elucens</i> (Roey, 1868)	SE							3,7	0,02	<0,01								3,84	0,06	<0,01	66-100
<i>Pseudophalus mindii</i> (Meek & Hildebrand, 1923)	SE																	3,84	0,03	<0,01	48
<i>Syngnathus pelagicus</i> Linnaeus, 1758	SE							3,7	0,02	<0,01								15,4	0,45	0,01	13-77
<b>FISTULARIIDAE</b>																					
<i>Fistularia tabacaria</i> Linnaeus, 1758	MO																	3,84	0,03	0,02	232
<b>DACTYLOPTERIIDAE</b>																					
<i>Dactylopterus volitans</i> (Linnaeus, 1758)	MED							7,4	0,12	0,46								3,84	0,03	0,02	36-124
<b>CENTROPOMIDAE</b>																					
<i>Centropomus parallelus</i> Poey, 1860	MED	4	0,05	0,21														3,84	0,06	<0,01	65-85
<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792)	MED							3,7	0,1	0,11								15,4	0,52	2,07	69-207
<b>SERRANIDAE</b>																					
<i>Epinephelus marginatus</i> (Lowe, 1834)	MEO				4	0,03	<0,01														20-25

<i>Serranus phaeobe</i> Poey, 1851	<b>MEO</b>																	3,84	0,03	<0,01	18
<b>CARANGIDAE</b>																					
<i>Caranx hippos</i> (Linnaeus, 1766)	<b>MED</b>																	11,5	0,26	0,68	57-111
<i>Caranx latius</i> Agassiz, 1831	<b>MED</b>	16	0,4	1,79	60	0,74	1,56	81,5	7,42	6,73	3,7	0,1	0,2	7,4	0,09	0,19	65,4	4,39	5,7	30-122	
<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	<b>MED</b>							3,7	0,02	<0,01											21
<i>Oligoplites palometa</i> (Cuvier, 1832)	<b>MED</b>	8	0,1	0,17	16	0,09	0,01	7,4	0,04	<0,01	14,8	0,51	0,29	11,1	0,73	0,2					17-82
<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	<b>MED</b>	8	0,1	0,34	8	0,03	0,05	25,9	0,3	0,28	11,1	0,81	0,12	7,4	0,09	0,08	0,68	0,29			20-130
<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)	<b>MEO</b>																19,2	0,16	0,14	43-85	
<i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus, 1758)	<b>MEO</b>							3,7	0,04	0,01							7,69	0,06	0,12	25-92	
<b>LUTJANIDAE</b>																					
<i>Lutjanus analis</i> (Cuvier, 1828)	<b>MED</b>	4	0,05	<0,01				7,4	0,1	0,25							7,69	0,13	0,46	20-130	
<i>Lutjanus cyanopterus</i> (Cuvier, 1828)	<b>MED</b>	8	0,1	0,17				7,4	0,06	<0,01							7,69	0,06	0,01	20-80	
<i>Lutjanus griseus</i> (Linnaeus, 1758)	<b>MED</b>																3,84	0,09	0,01	14-37	
<i>Lutjanus jactu</i> (Bloch & Schneider, 1801)	<b>MED</b>													3,7	0,04	0,34				96	
<i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus, 1758)	<b>MED</b>							11,1	0,1	0,32							15,4	0,49	0,16	12-116	
<b>GERREIDAE</b>																					
<i>Diapterus auratus</i> Ranzani, 1842	<b>MED</b>	12	0,2	0,5	24	0,44	0,78	7,4	0,06	0,03	7,4	1,22	0,66	25,9	2,31	3,09	26,9	0,65	0,26	20-83	
<i>Diapterus rhombus</i> (Cuvier, 1829)	<b>MED</b>	28	0,66	0,89	28	0,66	0,89	3,7	0,02	0,13	3,7	0,1	<0,01	7,4	0,24	0,22	15,4	0,16	0,07	17-82	
<i>Eucinostomus argenteus</i> Baird & Girard, 1855	<b>MED</b>	28	1,73	1,02	48	1,09	5,75	22,2	0,24	0,63	44,4	4,91	13,3	51,9	5,45	8,9	38,5	1,99	1,74	13-143	
<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	<b>MED</b>	56	9,88	2,56	76	3,17	1,09	74,1	5,67	1,54	37	2,96	1,86	40,7	2,8	4,31	38,5	0,58	0,41	11-111	
<i>Eugerres brasiliannus</i> (Cuvier, 1830)	<b>MED</b>	12	0,25	0,1	12	0,25	0,1	3,7	0,04	0,08				11,1	0,19	0,07	3,84	0,03	<0,01	17-75	

Getreide - Larva		12	10,3	0,69	44	1,13	0,05	77,8	21,1	0,25	7,4	0,3	<0,01	14,8	0,49	<0,01	23,1	0,88	0,01	8-36	
<i>Ulaema lefrovi</i> (Goode, 1874)	<b>MED</b>	8	0,03	0,19	14,8	0,7	1,13							11,1	0,49	0,74	34,6	5,63	4,13	15-110	
<b>HAEMULIDAE</b>																					
<i>Orthopristis ruber</i> (Cuvier, 1830)	<b>MED</b>	4	0,05	0,01																135	
<i>Pomadour corvinaeformis</i> (Steindachner, 1868)	<b>MED</b>							3,7	0,04	0,47							23,1	1,76	3,27	13-132	
<i>Pomadour ramosus</i> (Boey, 1860)	<b>MED</b>										3,7	0,1	0,27							78	
<b>POLYNEMIDAE</b>																					
<i>Polydactylus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	<b>MED</b>							7,4	0,04	0,38							3,84	0,03	0,16	47-129	
<b>SCIAENIDAE</b>																					
<i>Bairdiella ronchus</i> (Cuvier, 1830)	<b>MED</b>																3,84	0,03	<0,01	16	
<i>Menticirrhus littoralis</i> (Holbrook, 1847)	<b>MEO</b>																7,69	0,06	1,36	122-228	
<i>Ophioscion punctatissimus</i> Meek & Hildebrand, 1925	<b>MED</b>							3,7	0,02	0,01										53	
<i>Stellifer rastrofjer</i> (Jordan, 1889)	<b>MED</b>				8	0,11	<0,01													13-71	
<b>MULLIDAE</b>																					
<i>Pseudopeneus maculatus</i> (Bloch, 1793)	<b>MED</b>							3,7	0,02	<0,01										44	
<b>CICHLIDAE</b>																					
<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger, 1897)	<b>DO</b>	4	0,05	<0,01	4	0,03	<0,01													20-26	
<b>SCARIDAE</b>																					
<i>Nicholsina usta usta</i> (Valenciennes, 1840)	<b>MO</b>																19,2	0,49	0,02	15-37	
<b>DACTYLOSCOPIDAE</b>																					
<i>Dactyloscopus crossotus</i> Starks, 1913	<b>MO</b>							3,7	0,02	<0,01										25	





<i>Githarichthys macrops</i> Dressel, 1885	<b>MED</b>	24	0,71	0,1	28	0,54	0,09	11,1	0,06	0,15	7,4	0,2	0,09	14,8	0,24	0,04	7,69	0,06	<0,01	10-94	
<i>Githarichthys spilopterus</i> Günther, 1862	<b>MED</b>	4	0,05	<0,01	28	0,15	0,35	37	0,32	1,01	14,8	0,4	1,31	7,4	0,09	0,66	11,5	0,39	0,57	16-140	
<i>Eriopus crossotus</i> Jordan & Gilbert, 1882	<b>SE</b>							3,7	0,04	<0,01										25-28	
<b>ACHIRIDAE</b>																					
<i>Achirus declivis</i> Chabanaud, 1940	<b>SE</b>	4	0,2	0,44	4	0,03	0,2													46-91	
<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	<b>SE</b>	36	0,81	0,83	40	0,54	2,73	7,4	0,08	0,11	48,1	3,37	3,06	70,4	3,83	4,68	23,1	0,22	0,82	11-95	
<i>Gymnuchirus nudus</i> Kaup, 1858	<b>MS</b>							3,7	0,02	<0,01										12	
<i>Trinecles microphthalmus</i> (Chabanaud, 1928)	<b>EM</b>										7,4	0,2	0,11	0,04	0,01					31-42	
<i>Trinecles paulistanus</i> (Miranda Ribeiro, 1915)	<b>SE</b>				20	2,22	4,21				3,7	0,1	0,02							18-99	
<b>CYNOGLOSSIDAE</b>																					
<i>Symphurus tessellatus</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	<b>MED</b>				8	0,09	1,75	7,4	0,06	0,65							3,84	0,13	0,53	38-175	
<b>TETRAODONTIDAE</b>																					
<i>Colomesus psittacus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	<b>SE</b>	4	0,05	0,73							3,7	0,1	<0,01							15-82	
<i>Lagocephalus laevigatus</i> (Linnaeus, 1766)	<b>MEO</b>																3,84	0,03	0,68	171	
<i>Sphaeroides greeleyi</i> Gilbert, 1900	<b>MED</b>	4	0,05	0,33	24	0,6	2,08	63	2,23	3,94				14,8	0,34	0,24	46,2	3,47	2,27	10-114	
<i>Sphaeroides</i> sp.														3,7	0,04	0,08				57	
<i>Sphaeroides spengleri</i> (Bloch, 1785)	<b>MEO</b>							7,4	0,06	0,05							23,1	0,88	0,07	15-73	
<hr/>																					
<i>Sphaeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)	<b>SE</b>	28	0,61	3,81	68	3,33	27,1	66,7	1,58	44,4	22,2	1,94	3,77	81,5	5,35	12,7	57,7	1,21	18,7	11-240	
<hr/>																					
Número de espécies		46			56			75			34			37					77		
Número de indivíduos		1963			5127			4932			977			2034					3051		
<hr/>																					
Biomassa total		1913,69			6091,188			9503,668			1634,561			3452,274					9793,134		

**APÊNDICE B** - Variação de tamanho e abundância nas classes de tamanhos das espécies dominantes de peixes entre os períodos chuvosos e seco de 2015 mais abundantes no estuário do rio Mamanguape – PB, Nordeste do Brasil. Período chuvoso (■) e período seco (□).

