

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

TESE

**IMPORTÂNCIA DOS BIÓTOPOS E DA DISPONIBILIDADE DOS RECURSOS
ALIMENTARES NA ESTRUTURA DA METACOMUNIDADE DE PEIXES EM
UM ESTUÁRIO TROPICAL, NORDESTE DO BRASIL**

NATALICE DOS SANTOS SALES

SEROPÉDICA, RJ

2019



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

**IMPORTÂNCIA DOS BIÓTOPOS E DA DISPONIBILIDADE DOS RECURSOS
ALIMENTARES NA ESTRUTURA DA METACOMUNIDADE DE PEIXES EM
UM ESTUÁRIO TROPICAL, NORDESTE DO BRASIL**

NATALICE DOS SANTOS SALES

Sob a orientação do Professor

Francisco Gerson Araújo

e Co-orientação do professor

André Luiz Machado Pessanha

Tese submetida como requisito parcial
para obtenção do grau de Doutor em
Biologia Animal, no Programa de Pós-
Graduação em Biologia Animal, Área de
Concentração em Biodiversidade Animal.

SEROPÉDICA, RJ

2019

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

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

S163i Sales, Natalice dos Santos , 1991-
IMPORTÂNCIA DOS BIÓTOPOS E DA DISPONIBILIDADE DOS
RECURSOS ALIMENTARES NA ESTRUTURA DA METACOMUNIDADE
DE PEIXES EM UM ESTUÁRIO TROPICAL, NORDESTE DO BRASIL
/ Natalice dos Santos Sales. - 2019.
183 f.

Orientador: Francisco Gerson Araújo.
Coorientador: André Luiz Machado Pessanha.
Tese(Doutorado). -- Universidade Federal Rural do
Rio de Janeiro, Pós-Graduação em Biologia Animal, 2019.

1. Ecologia de Peixes. 2. Estuários. 3.
Metacomunidade. 4. Peixes Tropicais. 5. Ecologia
Trófica. I. Araújo, Francisco Gerson, 1954-, orient.
II. Pessanha, André Luiz Machado, 1973-, coorient.
III Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Pós
Graduação em Biologia Animal. IV. Título.

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

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

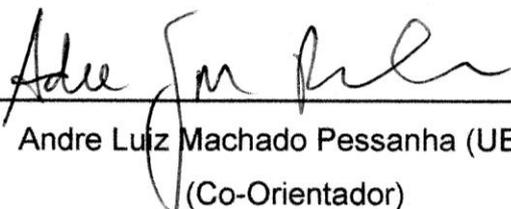
NATALICE DOS SANTOS SALES

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Biologia Animal, no Programa de Pós-graduação em Biologia Animal, Área de concentração em Biodiversidade Animal.

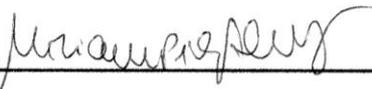
TESE APROVADA EM: 23/10/2019



Dr. Francisco Gerson Araújo (UFRRJ)
(Orientador)



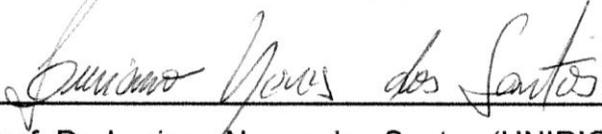
Andre Luiz Machado Pessanha (UEPB)
(Co-Orientador)



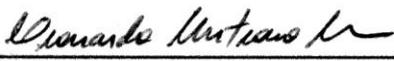
Prof.ª Dr.ª Míriam Pilz Albrecht (UFRJ)



Prof.ª Dr.ª Ana Cristina Petry (NUPEM/UFRJ)



Prof. Dr. Luciano Neves dos Santos (UNIRIO)



Prof. Dr. Leonardo Mitrano Neves (UFRRJ)



Dr.ª Márcia Cristina Costa de Azevedo (UFRRJ)

*À Deus, á minha família, meu esposo,
e todos os meus amigos pelo
amor e companheirismo.*

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus e Nossa Senhora que me fortaleceram durante toda a difícil caminhada seguida durante esses quatro anos.

Obrigada a meus pais, irmã e sobrinha, que sempre me acolhiam com muita felicidade e confiança nos momentos mais difíceis.

A meu esposo pelo apoio e incentivo na realização desse sonho, desde o dia em que o convite de cursar o doutorado, a quilômetros de distância de casa, foi proposto.

A cada anjo que apareceu em minha vida durante minhas idas e vindas da Paraíba-Rio e que me acolheram de braços abertos, sem nenhuma hesitação.

Tenham a certeza, vocês foram a peça chave para que esse vitória fosse alcançada.

Obrigada ao Professor Gerson pela oportunidade oferecida e pela confiança depositada em mim. Levarei lembranças maravilhosas de todos que compõe o LEP/UFRRJ.

Com imenso carinho que agradeço a família LEP/UEPB, que sempre estiveram ao meu lado em todos os momentos de trabalho e distração. Obrigada por toda dedicação e zelo com nosso trabalho, nunca irei esquecer de tamanho esforço para darem o seu melhor.

Agradeço imensamente ao professor André por nunca desistir de mim, por sempre ter a certeza que eu podia vencer qualquer obstáculo. Obrigada por me ensinar a verdadeira essência de uma Pós-graduação, muito obrigada por fazer parte da minha formação acadêmica desde o início.

Agradeço a UFRRJ e a parceria com o Laboratório de Ecologia de Peixes da UEPB, onde desenvolvi minha pesquisa e a CAPES pela bolsa fornecida.

No mais, obrigada a cada um que contribui para a conclusão desse trabalho, essa VITÓRIA É NOSSA!

RESUMO

SALES, Natalice Santos. **Importância dos biótopos e da disponibilidade dos recursos alimentares na estrutura da metacomunidade de peixes em um estuário tropical, Nordeste do Brasil.** 2019. Tese (Doutorado em Biologia Animal). Instituto de Biologia, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2019.

Os ecossistemas estuarinos são reconhecidos como locais importantes para o recrutamento de diversas espécies de peixes devido sua heterogeneidade de biótopos. No entanto, pouco se conhece sobre a importância de cada biótopo no estabelecimento e nas interações desses indivíduos, principalmente no que se refere a biótopos não-vegetados ou de baixa complexidade. Assim, os principais objetivos desse estudo foram: 1) avaliar a dispersão da ictiofauna de acordo com as características específicas de cada biótopo e suas variações espaço-temporal; 2) examinar os modelos da estrutura de metacomunidades através da aplicação da abordagem EEM (Elementos de Estrutura de Metacomunidades), que se baseia no padrão de distribuição das espécies ao longo de um gradiente ambiental; 3) identificar as relações tróficas das espécies de peixes mais abundantes dentro do estuário associada a disponibilidade das presas dentro de cada biótopo. O estudo foi desenvolvido em cinco biótopos (Praia, Fanerógama Marinha, Planície de Maré, Manguezal e Vegetação Marginal) distribuídos ao longo do Estuário do Rio Mamanguape-PB de acordo com o gradiente de salinidade. Os resultados apontaram uma influência direta da salinidade sobre os biótopos, onde as planícies de Maré apresentaram a maior densidade e biomassa de juvenis Marinho Estuarino Dependente (MED) durante a duas estações do ano. Essa relação da salinidade com a distribuição das espécies induziu a fortes respostas na estrutura metacomunitária como a formação de padrões clementsianos, onde um grupo de espécies pode apresentar fisiologia e/ou restrições evolutivas semelhantes, resultando em uma resposta comum ao gradiente ambiental e a preferências por determinados biótopos independentes das diferentes estações do ano. Assim, a salinidade desempenha um papel importante como filtro ambiental nas comunidades o que reduz a dispersão de diversas espécies de

peixes juvenis entre os diversos biótopos, alterando os padrões de metacomunidade. Esse papel de filtro ambiental desempenhado pela salinidade também influenciou na distribuição das presas no ambiente onde o Zooplâncton apresentou maior abundância no estômago das espécies e no ambiente, e os Crustáceos Epibênticos na seleção de presas pelas espécies. A presença marcante desses itens no ambiente, no estômago e na seletividade, responderam diretamente nas guildas tróficas, apresentando os Zooplânctívoros e os Zoobentívoros Epibênticos como as mais representativas. Assim, a associação da análise da metacomunidade com a estrutura e composição das comunidades locais e as relações tróficas permitem ampliar locais de conservação e proteção dentro desses ambientes costeiros, não apenas relacionados as espécies de peixes ou outros organismos de importância econômica, mas também as áreas que favorecem o estabelecimento das principais presas para o desenvolvimento de diversas espécies de peixes juvenis, que reduz a dispersão entre os biótopos, alterando os padrões de metacomunidade.

Palavras-chave: Heterogeneidade; dispersão; teias tróficas; guildas ecológicas.

ABSTRACT

SALES, Natalice Santos. **Importance of biotopes and availability of food resources in the structure of the metacommunity of fish in a tropical estuary, northeast of Brazil.** 2019. Tese (Doutorado em Biologia Animal). Instituto de Biologia, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2019.

The estuarine ecosystems are known as sites of intense recruitment of several species due their heterogeneity of biotopes. However, little is known about the importance of each biotope in establishment and interactions of these individuals, especially regarding non-vegetated or low complexity biotopes. Thus, the main objectives of this study were: 1) evaluate the dispersion of the ichthyofauna according to specific characteristics of each biotope and its spatio-temporal variations; 2) examine the metacommunity structure models through the application of EMS (Elements of Metacommunity Structure) approach, which is based on pattern of distribution of the species along an environmental gradient; 3) identify the trophic relationships of the most abundant fish species within estuary associated with the availability of prey within each biotope. The study was developed in five biotopes (Beach, Seagrass, Mudflat, Mangrove and Marginal Vegetation) distributed along the Mamanguape River Estuary according to the salinity gradient. The results showed a direct influence of salinity on biotopes, where the Mudflats presented the highest density and biomass of juveniles belonging to Marine Estuarine-Dependent guild (MED). This relationship of salinity to species distribution has led to strong responses in the metacommunity structure, such as formation of clementsian patterns, where a group of species may exhibit physiology and / or similar evolutionary constraints, resulting in a common response to the environmental gradient and certain biotopes. Thus, salinity plays an important role as environmental filter in communities which reduces the dispersion of several species of juvenile fish among the various biotopes, changing patterns of metacommunity. This role of environmental filter played by salinity also influenced the distribution of prey in the environment where Zooplankton stood out in the stomachs and in the environment and the Epibenthic Crustaceans in selectivity by species. The

marked presence of these items in environment, in stomach and in selectivity, answer directly in trophic guilds, presenting the Zooplankivores and the Epibenthic Zoobentivores as the most representative. Thus, the association of metacommunity analysis with structure and composition of local communities and the trophic relationships allow to expand conservation and protection sites within these coastal environments, not only related to fish species or other organisms of economic importance, but also areas which favor the establishment of main prey for the development of several species of juvenile fish, which reduces dispersion among the biotopes, changing the patterns of metacommunity.

Keywords: Heterogeneity; dispersal; trophic webs; ecological guilds.

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL

Figura 1- Localização geográfica da área de estudo com indicações dos pontos de coleta nos diferentes biótopos amostrados em toda extensão do Estuário do rio Mamanguape, PB.....24

Figura 2 - Imagens dos cinco biótopos amostrados no Estuário do Rio Mamanguape. a – Praia Arenosa; b – Banco de Fanerógama Marinha; c – Planície de Maré Lamosa; d – Manguezal; e – Vegetação Marginal. Fotos: Natalice Santos © 2015.....26

CAPÍTULO I

Figura 1- Localização geográfica do Estuário do rio Mamanguape, PB com indicações dos diferentes biótopos amostrados.....38

Figura 2 – Figura 2 – Box-plots com mediana como marca central para a variação da densidade (a), riqueza (b) e biomassa (c) nos diferentes biótopos do Estuário do Rio Mamanguape – PB. Cinza claro – chuva; cinza escuro – seca. Me – Biótopo; Es – Estação; * $p < 0.05$; ** $p < 0.001$; *** $p < 0.0001$. Gráficos com as mesmas letras minúsculas e maiúsculas não são significativamente diferentes entre e dentro os biótopos pelo teste pair-wise. Biótopos: PA=praia; FM= Fanerógamas marinhas; PM= Planície de Maré; MA= Mangue, e VM= Vegetação Marginal.....45

Figura 3 – Abundância das classes de tamanho das espécies mais abundantes dentro de cada biótopos do estuário do Rio Mamanguape – PB. Cinza claro; Pequenos Juvenis; Cinza escuro: Juvenis; preto: Adultos. Biótopos: PA=praia; FM= Fanerógamas marinhas; PM= Planície de Maré; MA= Mangue, e VM= Vegetação Marginal.....47

Figura 4 – Análise de Coordenadas Principais (PCO) com as guildas ecológicas que contribuem dentro de cada biótopos (a) e estações (b) no estuário do Rio Mamanguape – PB. ■ – PA; ● – FM; x – PM; ◆ – MA; ▲ – VM; ● – chuva; ○ – seca. Guildas: Marinha Ocasional (MO), Marinho Estuarino Oportunista (MEO), Marinha Estuarina Dependente (MED), Somente Estuarina (SE), Estuarino e Marinho (EM) e Dulcícola Ocasional (DO).....48

Figura 5 – Diagrama da ordenação dbRDA baseado sobre os dados de densidade (a, c, e) e biomassa (b, d, f) com a correlação das variáveis ambientais preditoras para os períodos (a, b) e biótopos (c, d) e as espécies que caracterizam os diferentes biótopos (e, f) do Estuário do Rio Mamanguape – PB. ■ – PA; ● – FM; x – PM; ◆ – MA; ▲ – VM; ● – chuva; ○ – seca. Os vetores ilustram as correlações entre as variáveis ambientais originais e os eixos dbRDA.....51

CAPÍTULO II

Figura 1- Localização geográfica do Estuário do rio Mamanguape, PB com indicações dos diferentes biótopos amostrados.....77

Figura 2 - Esquema hierárquico dos Elementos de Estrutura de Metacomunidade (Elements of Metacommunity Structure - EMS); Hexágono caracterizam as seis estruturas da metacomunidade (retângulo). N.S. = Não Significativo; Neg. = Negativo; Pos. = Positivo; IM = Índice de Morisita. Figura adaptada de Braga et al. (2017).....82

Figura 3 - Análise de Coordenadas Principais (PCO) com as variáveis ambientais que contribuem dentro de cada comunidade local do estuário do Rio Mamanguape – PB. ■ – PA; ○ - FA; x – PM; ◆ – MA; ▲ – VM.....84

Figura 4 – Incidência das espécies x biótopo ao longo do gradiente de salinidade, com os biótopos representados nas linhas e as espécies nas colunas. Quadrados com tons de cinza indicam a ocorrência da espécie no biótopo. A distribuição das espécies está associada com o gradiente de salinidade representado a direita, com cores mais escuras indicando os maiores valores. O número em parêntese representa a quantidade total de espécies analisadas na metacomunidade.....86

Figura 5 – Correlação Linear entre variáveis ambientais e o eixo 1 PCO da metacomunidade (eixo 1PCO). Correlação linear significativa positivamente foi encontrada na salinidade (C) ($r= 0,4529$); correlação significativa negativamente registrada para Transparência (F) e Temperatura ($r= -0,1584$) (E); nenhuma correlação registrada para MO ($r= -0,0452$) (A), TDS ($r= 0,0114$) (D), OD ($r= 0,0004$) (B).....87

CAPÍTULO III

Figura 1- Localização geográfica do Estuário do rio Mamanguape, PB com indicações dos diferentes biótopos amostrados.....105

Figura 2- Heatmap dos padrões de similaridade da dieta das espécies que compõe o biótopo FM (Fanerógama Marinha) no Estuário do rio Mamanguape, PB. Cor verde mais forte representa maior abundância do item. I – chuva; II – seca. Os valores entre parênteses indicam o número de estômagos analisados para cada espécie.....116

Figura 3- Heatmap dos padrões de similaridade da dieta das espécies que compõe o biótopo FM (Fanerógama Marinha) no Estuário do rio Mamanguape, PB. Cor verde mais forte representa maior abundância do item. I – chuva; II – seca. Os valores entre parênteses indicam o número de estômagos analisados para cada espécie.....117

Figura 4- Heatmap dos padrões de similaridade da dieta das espécies que compõe o biótopo PM (Planície de Maré) no Estuário do rio Mamanguape, PB. Cor verde mais forte representa maior abundância do item. I – chuva; II – seca. Os valores entre parênteses indicam o número de estômagos analisados para

cada espécie.....118

Figura 5- Heatmap dos padrões de similaridade da dieta das espécies que compõe o biótopo MA (Mangue) no Estuário do rio Mamanguape, PB. Cor vermelha mais forte representa maior abundância do item. I – chuva; II – seca. Os valores entre parênteses indicam o número de estômagos analisados para cada espécie.....119

Figura 6 - Heatmap dos padrões de similaridade da dieta das espécies que compõe o biótopo VM (Vegetação Marginal) no Estuário do rio Mamanguape, PB. Cor vermelha mais forte representa maior abundância do item. I – chuva; II – seca. Os valores entre parênteses indicam o número de estômagos analisados para cada espécie.....120

Figura 7- Esquema com as ligações existentes entre as espécies e as presas, demonstrado a abundância de cada presa no ambiente, no estômago, a eletividade e as guildas tróficas de cada espécie em suas respectivas classes de tamanho em cada biótopo do Estuário do rio Mamanguape, PB. A – Praia na chuva; B – Praia na seca. Esquema a esquerda referente a abundância das presas no estômago e a direita seletividade das presas.....123

Figura 8- Esquema com as ligações existentes entre as espécies e as presas, demonstrado a abundância de cada presa no ambiente, no estômago, a eletividade e as guildas tróficas de cada espécie em suas respectivas classes de tamanho em cada biótopo do Estuário do rio Mamanguape, PB. A – Fanerógama Marinha na chuva; B – Fanerógama Marinha na seca. Esquema a esquerda referente a abundância das presas no estômago e a direita seletividade das presas.....124

Figura 9- Esquema com as ligações existentes entre as espécies e as presas, demonstrado a abundância de cada presa no ambiente, no estômago, a eletividade e as guildas tróficas de cada espécie em suas respectivas classes de tamanho em cada biótopo do Estuário do rio Mamanguape, PB. A – Planície de Maré na chuva; B – Planície de Maré na seca. Esquema a esquerda referente a abundância das presas no estômago e a direita seletividade das presas.....125

Figura 10- Esquema com as ligações existentes entre as espécies e as presas, demonstrado a abundância de cada presa no ambiente, no estômago, a eletividade e as guildas tróficas de cada espécie em suas respectivas classes de tamanho em cada biótopo do Estuário do rio Mamanguape, PB. A – Manguezal na chuva; B – Manguezal na seca. Esquema a esquerda referente a abundância das presas no estômago e a direita seletividade das presas.....126

Figura 11- Esquema com as ligações existentes entre as espécies e as presas, demonstrado a abundância de cada presa no ambiente, no estômago, a eletividade e as guildas tróficas de cada espécie em suas respectivas classes de tamanho em cada biótopo do Estuário do rio Mamanguape, PB. A –

Vegetação Marginal na chuva; B – Vegetação Marginal na seca. Esquema a esquerda referente a abundância das presas no estômago e a direita seletividade das presas.....127

Figura 12- Rede de interações baseada nos índices de centralidade das espécies e suas presas, em cada biótopo do Estuário do rio Mamanguape, PB. Os nós representam as espécies e as presas disponíveis no ambiente. A – Praia na chuva; B – Praia na seca. DC= Grau de Centralidade; CC= Centralidade de Posição e BC= Centralidade de Intermediação.....130

Figura 13- Rede de interações baseada nos índices de centralidade das espécies e suas presas, em cada biótopo do Estuário do rio Mamanguape, PB. Os nós representam as espécies e as presas disponíveis no ambiente. A – Fanerógama Marinha na chuva; B – Fanerógama Marinha na seca. DC= Grau de Centralidade; CC= Centralidade de Posição e BC= Centralidade de Intermediação..... 131

Figura 14- Rede de interações baseada nos índices de centralidade das espécies e suas presas, em cada biótopo do Estuário do rio Mamanguape, PB. Os nós representam as espécies e as presas disponíveis no ambiente. A – Planície de Maré na chuva; B – Planície de Maré na seca DC= Grau de Centralidade; CC= Centralidade de Posição e BC= Centralidade de Intermediação.....132

Figura 15- Rede de interações baseada nos índices de centralidade das espécies e suas presas, em cada biótopo do Estuário do rio Mamanguape, PB. Os nós representam as espécies e as presas disponíveis no ambiente. A – Manguezal na chuva; B – Manguezal na seca. DC= Grau de Centralidade; CC= Centralidade de Posição e BC= Centralidade de Intermediação.....133

Figura 16- Rede de interações baseada nos índices de centralidade das espécies e suas presas, em cada biótopo do Estuário do rio Mamanguape, PB. Os nós representam as espécies e as presas disponíveis no ambiente. A – Vegetação Marginal na chuva; B – Vegetação Marginal na seca. DC= Grau de Centralidade; CC= Centralidade de Posição e BC= Centralidade de Intermediação.....134

Figura 17 - Box-plots com mediana para a variação do fator de condição (K) para cada classe de tamanho nos diferentes biótopos do Estuário do Rio Mamanguape – PB. A – Praia; B – Fanerógama Marinha; C – Planície de Maré; D – Manguezal; E – Vegetação Marginal.....136

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

Tabela 1 – Valores dos resultados da PERMANOVA (análise univariada) comparando diferenças espaciais e temporais entre as Variáveis Ambientais (químicas e físicas) no Estuário do Rio Mamanguape – PB. df – Grau de Liberdade; Ms – Quadrado Médio. Em negrito valores estatisticamente significativos.....43

Tabela 2 – Resultado do Marginal Test a partir do modelo de distância linear (DISTLM) para as variáveis ambientais que influenciam diretamente a distribuição da ictiofauna nas estações (Chuva e seca) e nos biótopos (PA, FM, PM, MA e VM). Valores significativos de $p < 0,05$ estão em negrito. OD= Oxigênio Dissolvido; MO= matéria orgânica.....50

CAPÍTULO II

Tabela 1 – Descrição das características estruturais, química e físicas dos cinco biótopos presentes no estuário do Rio Mamanguape – PB. PA – Praia; FM – Fanerógama Marinha; PM – Planície de Maré; MA – Manguezal; VM – Vegetação Marginal.....78

Tabela 2 – Valores de Média (Md), Desvio Padrão (DP), valores máximo (Max) e mínimo (Min) e o resultado da PERMANOVA das variáveis ambientais nas comunidades locais no estuário do Rio Mamanguape – PB. PA – Praia; FM – Fanerógama Marinha; PM – Planície de Maré; MA – Manguezal; VM – Vegetação Marginal.....83

Tabela 3 – Resultado da análise dos Elementos Estruturantes da Metacomunidade (EEM) para as comunidades locais e a metacomunidade: Praia (PA), Fanerógama Marinha (FM), Planície de Maré (PM), Manguezal (MA) e Vegetação Marginal (VM). Aus: Ausências embutidas.....85

CAPÍTULO III

Tabela 1 – Resultado dos atributos das teias tróficas presentes nos biótopos em cada período: Praia (PA), Fanerógama Marinha (FM), Planície de Maré (PM), Manguezal (MA) e Vegetação Marginal (VM).....128

Tabela 2 – Tabela 2 – Resultado do fator de condição K das espécies presentes nos cinco biótopos do Estuário do Rio Mamanguape – PB. ATBR – *Atherinella brasiliensis*; CALA – *Caranx latus*; HYUN – *Hyporhamphus unifasciatus*; SPTE – *Sphoeroides testudineus*.....135

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	18
Contextualização teórica	18
Área de estudo.....	23
Referências	27
CAPÍTULO I	32
O PAPEL DOS BIÓTOPOS NA DINÂMICA ESPAÇO-TEMPO DA COMUNIDADE DE PEIXES ESTUARINOS	32
Resumo.....	33
Abstract.....	34
Introdução.....	35
Materiais e Métodos	37
Área de Estudo	37
Amostragem da Ictiofauna e das Variáveis	39
Guildas Ecológicas	40
Estrutura de tamanho.....	41
Análise dos dados	41
Resultados.....	42
Característica ambiental	42
Estrutura espaço-temporal da ictiofauna nos biótopos	44
Classes de Tamanho	46
Guildas Ecológicas	47
Determinantes bióticas e abióticas sobre ictiofauna dos biótopos	49
Referências	56
Apêndice 1	64
Apêndice 2.....	65
Apêndice 3.....	66
CAPÍTULO II	70
ELEMENTOS DA ESTRUTURA DA METACOMUNIDADE DE PEIXES EM UM ESTUÁRIO TROPICAL: EFEITOS DOS BIÓTOPOS E FATORES AMBIENTAIS	70
Resumo.....	71
Abstract.....	72
Introdução.....	73
Materiais e Métodos	76

Área de Estudo	76
Amostragem da Ictiofauna e das Variáveis	79
Análise das variáveis ambientais	80
Análise dos elementos da estrutura da metacomunidade - EEM	80
Resultados.....	83
Estrutura ambiental	83
Elementos da Metacomunidade	84
Correlação dos fatores ambientais com o número de espécies	86
Discussão	88
Referências	92
CAPÍTULO III.....	98
ORGANIZAÇÃO TRÓFICA E INTERAÇÃO PRESA-PREDADOR ENTRE PEIXES ESTUARINOS: IMPORTÂNCIA DAS MUDANÇAS ONTOGENÉTICAS NO CONTEXTO DE UMA METACOMUNIDADE.....	98
Resumo.....	99
Abstract.....	100
Introdução.....	101
Materiais e Métodos.....	104
Área de Estudo	104
Amostragens e procedimento em laboratório	106
Ecologia e organização trófica.....	108
Análises dos dados	110
Atributos das teias tróficas	112
Resultados.....	113
Organização Trófica	113
Teias tróficas e eletividade.....	121
Atributos das teias tróficas	128
Fator de condição	135
Discussão	137
Referências	143
CONSIDERAÇÕES FINAIS	154
Apêndice 1.....	156
Apêndice 2.....	157
Apêndice 3.....	158
Apêndice 4.....	159

Apêndice 5.....	161
Apêndice 6.....	163
Apêndice 7.....	164
Apêndice 8.....	165
Apêndice 9.....	166
Apêndice 10	167
Apêndice 11	168
Apêndice 12	169
Apêndice 13	170
Apêndice 14	172
Apêndice 15	174
Apêndice 16	176
Apêndice 17	177
Apêndice 18	178
Apêndice 19	179
Apêndice 20	180
Apêndice 21	181

INTRODUÇÃO GERAL

Contextualização teórica

O ecossistema estuarino apresenta um mosaico de habitats (Bancos de ostras, Planícies de Maré lamosas, Bancos de Fanerógamas Marinhas, Bancos de Macroalgas, Praias Arenosas, Vegetação Marginal, Recifes areníticos e Manguezais) que favorecem o estabelecimento de diversas espécies de peixes durante diferentes fases ou em todo o ciclo de vida (Bloomfield & Gillanders, 2005; Jennifer, 2013; Whitfield, 2016). A definição dos habitats em níveis hierárquicos espaciais está sendo empregado em diversos estudos, facilitando a compreensão da distribuição dos organismos aquáticos e identificação dos locais prioritários para conservação dentro dos ecossistemas, além de ser um importante componente no estudo da heterogeneidade ambiental (Bult *et al.*, 1998). Uma definição utilizada nos estudos da ictiofauna é o conceito de biótopo. Esse conceito leva em consideração a parte física do habitat, moldada pela atuação das forças hidrológicas e geomorfológicas desses ambientes (Baran *et al.*, 1996; Roque & Trivinho-Strixino, 2001; Kehmeier *et al.*, 2007; Marziali *et al.*, 2009; Worischka *et al.*, 2014; Brambilla *et al.*, 2018) fornecendo um meio de integrar variáveis ecológicas, geomorfológicas e de recursos hídricos para fins de manejo. Além disso, a análise dos biótopos que compõem uma determinada área facilita o estudo da dinâmica do ecossistema com relação a distribuição das espécies e suas variáveis químicas e físicas. Nesse trabalho, optamos pela utilização do termo “biótopo” pelos seguintes aspectos reportados por Olenin & Ducrotoy (2006): esse novo conceito combina o ambiente físico (habitat) e seu conjunto distinto de espécies, podendo aqui ser incorporado as abordagens sobre processos e funções ecossistêmicas.

Embora, diversos estudos evidenciam a importância dos estuários no recrutamento das espécies de peixes (Simier *et al.*, 2004; Camp *et al.*, 2011; Nagelkerken *et al.*, 2015), pouco se conhece sobre a importância de cada biótopo no estabelecimento desses indivíduos (Dorenbosch *et al.*, 2004; Nanjo *et al.*, 2014; Whitfield, 2016), principalmente no que se refere a biótopos não-vegetados ou de baixa complexidade estrutural. As Planícies de Maré Lamosas

(*mudflats*), por exemplo, apesar de serem áreas não-vegetadas, foram identificadas como ambientes importantes para o ciclo de vida de diversas espécies estuarinas, desde invertebrados a peixes, e são consideradas como habitats importantes para a teia alimentar dos estuários devido a alta produtividade primária em comparação com áreas costeiras adjacentes (Tse *et al.*, 2008; França *et al.*, 2008, 2009; Campos *et al.*, 2015; Whitfield, 2016). Alguns estudos também relatam a importância das Praias Arenosas, adjacentes às zonas estuarinas, na disponibilidade de alimento e refúgio contra predadores para diversas espécies que conseguem adaptar-se a estas condições de ação contínua das ondas (Clark, 1997; Niang *et al.*, 2010; Souza-Conceição *et al.*, 2013; Oliveira & Pessanha, 2014). Por outro lado, habitats estuarinos vegetados como manguezais, banco de fanerógamas marinhas (*seagrass*), vegetação marginal têm sido descritos como ambientes mais estruturados com maior quantidade de recursos (habitats ou alimentares) garantindo a intensa dispersão para diversas espécies de peixes juvenis entre esses habitats, à medida que se desenvolvem e modificam sua dieta (Bloomfield & Gillanders 2005; Teixeira-De-Mello *et al.*, 2015; Whitfield, 2016). Assim, esses habitats são considerados essenciais para as espécies de peixes que estão associadas aos estuários, seja em uma determinada fase do ciclo de vida ou durante todo seu desenvolvimento (Beck *et al.*, 2001; Jackson *et al.*, 2001).

Alguns elementos são determinantes para compreender a interação entre essas espécies de peixes que se estabelecem nos biótopos estuarinos, como a distribuição espaço-temporal das espécies, a formação de metacomunidades e a disponibilidade de recursos alimentares que determina a distribuição das guildas e das diferentes classes de desenvolvimento dos juvenis, bem como o fator de condição das espécies.

Os biótopos são conhecidos por abrigar muitas espécies de peixes juvenis devido sua diversidade de microhabitats que fornecem recursos tróficos e proteção contra predadores, influenciando na dispersão, capacidade de suporte do ambiente e/ou riqueza da ictiofauna (Graham & Nash, 2013). Além disso, esses habitats são influenciados pelas mudanças temporais e espaciais nas variáveis físicas, químicas e biológicas, nas quais podemos incluir

temperatura, salinidade e a força das marés que interferem na distribuição e abundância da ictiofauna, exercendo o papel de filtro ambiental sobre os indivíduos (Flores-Verdugo *et al.*, 1990; Kimirei *et al.*, 2011; Pasquaud *et al.*, 2015).

Os fatores como, a disponibilidade de hábitat, as condições ambientais locais e a conectividade espacial, os quais variam no espaço e no tempo, também limitam a distribuição da ictiofauna e são fatores importantes na organização da estrutura das metacomunidades (um conjunto de comunidades locais ligadas pela dispersão de múltiplas espécies potencialmente interativas) (Leibold *et al.*, 2004). A partir desses fatores, três Elementos de Estrutura da Metacomunidade (EEM) definidos como coerência (*coherence*), substituição (*turnover*) e coincidência de limites (*boundary clumping*) são utilizados para definir os diferentes padrões de distribuições de espécies (Aleatória, Tabuleiro de damas, Aninhada (hiperdispersa, aleatória e agrupada), Iguamente Espaçada, Clementsiana e Gleasoniana), onde cada um deles está ligado a uma forma particular de interação e resposta ao gradiente biótico e/ou abiótico entre os biótopos (Leibold & Mikkelsen, 2002; Henriques-Silva *et al.*, 2013).

Além disso, a disponibilidade de recursos como, a diversidade e abundância de presas, aliado ao modo de forrageamento, padrões da dieta e segregação de hábitat são os principais determinantes da formação das guildas tróficas (Hillebrand & Matthiessen, 2009; Sánchez *et al.*, 2017). Se a diversidade de presas diminuir, as espécies simpátricas podem utilizar os mesmos recursos, porém a sobreposição será elevada ou pode ocorrer a exclusão competitiva (Schoener, 1989; Keddy, 2001). Assim, quando há uma limitação de presas, espera-se que os peixes juvenis estejam mais concentrados nos biótopos onde as presas são abundantes (Le Pape & Cognez, 2016; Whitfield, 2016). No entanto, o fator espacial e o tipo de biótopo são os principais fatores que influenciam a estratégia alimentar, determinando as oportunidades de forrageamento das espécies a partir da disponibilidade de recursos e do biótopo que está inserida (Rojas & Ojeda, 2010). As mudanças sazonais observadas em zonas tropicais também influenciam diretamente no funcionamento das teias alimentares, por alterar os padrões do ciclo de vida das presas ou a atividade alimentar dos predadores (Lucena *et al.*, 2000), o

que favorece a formação de distintas guildas tróficas devido presença e/ou ausência de determinados recursos que causam alterações na dieta dos peixes.

A ontogenia também influencia diretamente na ecologia alimentar de diversas espécies de peixes, associada as mudanças morfológicas (ex. tamanho da boca, forma do corpo e nadadeiras) que alteram o hábito alimentar da maioria das espécies (Sardina & Lopez Cazor la, 2005; Davis *et al.*, 2012), resultando em modificações na sobreposição de nicho e particionamento de recursos (Portella *et al.*, 2016; Prado *et al.*, 2016). Essa plasticidade morfológica que ocorre ao longo do desenvolvimento das espécies é frequentemente induzida por fatores relacionados ao hábitat e representa uma resposta adaptativa do indivíduo as condições que variam no espaço e no tempo (Robinson & Parsons, 2002).

Apesar de apresentarem características morfológicas e fisiológicas distintas, os peixes estuarinos apresentam uma maior capacidade de dispersão e tolerância ambiental (Wedderburn *et al.*, 2016). Essas características permitem as espécies dispersarem entre os diferentes biótopos alterando a densidade populacional local e mantendo uma dinâmica espacial dentro do ecossistema (Presley *et al.*, 2011). Toda essa dinâmica pode sofrer modificações pelos impactos ambientais aos quais esses ecossistemas são submetidos, uma vez que grande parte deles estão localizados em áreas de grande adensamento populacional. Nos últimos anos, os estuários também tem sido particularmente suscetíveis as variações do clima, seja pelo aumento da pluviosidade ou por secas atípicas, que resultam em mudanças no fluxo de água doce. Essas mudanças influenciam na dinâmica dos estuários e, conseqüentemente, no processo de recrutamento e distribuição espacial dos peixes juvenis (Whitfield, 1999; Gillanders & Kingsford, 2002; Williams *et al.*, 2017).

O estuário do Rio Mamanguape apresenta um mosaico de biótopos com características bióticas e abióticas distintas. A existência de biótopos com diferentes níveis de estruturação (Vegetados e não-vegetados), provavelmente determina uma diferenciada distribuição da ictiofauna, ditada pela diversidade

espacial, temporal e de recursos disponíveis associadas ao desenvolvimento das espécies. Além disto, uma forte variação na pluviosidade da área determina uma estação seca atípica que pode ter influenciado na distribuição espacial dos peixes juvenis e na estrutura dos biótopos.

Este estudo está estruturado em três capítulos. O capítulo 1 intitulado “O papel dos biótopos na dinâmica espaço-tempo da comunidade de peixes estuarinos” pretende-se analisar: (1) se os biótopos são preditores da estrutura e composição da ictiofauna; (2) se há espécies e/ou classes de tamanho associada aos biótopos e (3) se as características abióticas, como a salinidade, influenciam na distribuição das espécies. Dessa forma, as diferentes características bióticas e abióticas associadas aos biótopos tendem a influenciar na distribuição das espécies dentro do estuário, fornecendo uma diversidade de habitats onde os peixes juvenis podem se estabelecer.

O Capítulo 2 intitulado “Elementos da estrutura da metacomunidade de peixes em um estuário tropical: efeitos dos biótopos e fatores ambientais” traz uma abordagem na qual serão analisadas as seguintes perguntas: 1) a comunidade de peixes de um estuário tropical exibe alguma estrutura de metacomunidade para o conjunto de seus biótopos?; e 2) o padrão encontrado se repete quando analisamos isoladamente cada comunidade local desses biótopos? Portanto nós hipotetizamos que cada biótopo terá um papel sobre a estrutura da metacomunidade de peixes estuarinos. Esperamos que os biótopos mais estruturados, como aqueles biótopos vegetados, apresentem uma estrutura não aninhada em relação àqueles que são biótopos com características mais homogêneas. Assim, o objetivo desse capítulo foi examinar os modelos da estrutura de metacomunidades através da aplicação da abordagem EEM (Elementos de Estrutura de Metacomunidades), que se baseia no padrão de distribuição das espécies ao longo de um gradiente ambiental.

E finalizando a tese, o Capítulo 3 traz como título “Organização trófica e interação presa-predador entre peixes estuarinos: importância das mudanças ontogenéticas no contexto de uma metacomunidade”, cujo objetivo está atrelado em avaliar as relações tróficas das espécies de peixes mais

abundantes dentro do estuário juntamente com a disponibilidade das presas dentro de cada biótopo, baseado na hipótese de que as guildas tróficas, bem como o fator de condição de cada espécie (fitness ecológico) e a complexidade das teias tróficas tendem a apresentar variações de acordo com a abundância e diversidade de presas em cada biótopo.

Área de estudo

O estuário do rio Mamanguape está localizado no litoral norte do estado da Paraíba, entre 6° 43' 02"S e 35° 67' 46" O (Fig.1) é um ambiente mesotidal com amplitude de marés de até 2,5 m no período de sizígia. O estuário apresenta aproximadamente 25 km de extensão com 1 a 5 m de profundidade nas zonas de canais (Nobrega & Nishida, 2003; Silva *et al.*, 2011). Sua foz é parcialmente fechada por recifes de arenito costeiros, com uma extensão de 13 km e por larguras que chegam a ultrapassar 30 metros, que protegem a entrada do estuário da força das ondas. Constituído por uma área de 16.400 hectares de manguezal que está inserido na Área de Proteção Ambiental (APA) de Barra de Mamanguape (CERHPB, 2004), criada pelo Decreto Nº 924, de 10 de setembro de 1993, com o objetivo de proteger os ecossistemas costeiros, bem como o peixe boi marinho *Trichechus manatus* Linnaeus, 1758 (Mourão & Nordi, 2003). O plano de manejo foi aprovado pela Portaria Nº 057, de 22 de maio de 2014 (http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-planos-de-manejo/apa_arie_manguezais_mamanguape2014.pdf). A temperatura e a salinidade média variam 26-27 °C e 0,25-29 no período de chuva, a 28-31° e 5,2-41 no período de seca, respectivamente (Campos *et al.*, 2015). Baseado na classificação de Köppen o clima da região é do tipo AS', quente e úmido (Alvares *et al.*, 2014). A estação chuvosa tem início em fevereiro, prolongando-se até julho, com precipitações máximas em abril, maio e junho; a estação seca ocorre na primavera-verão, com estiagem mais rigorosa nos meses de outubro a dezembro. A precipitação anual normal situa-se entre 1750 e 2000 mm anuais (Alvares *et al.*, 2014).

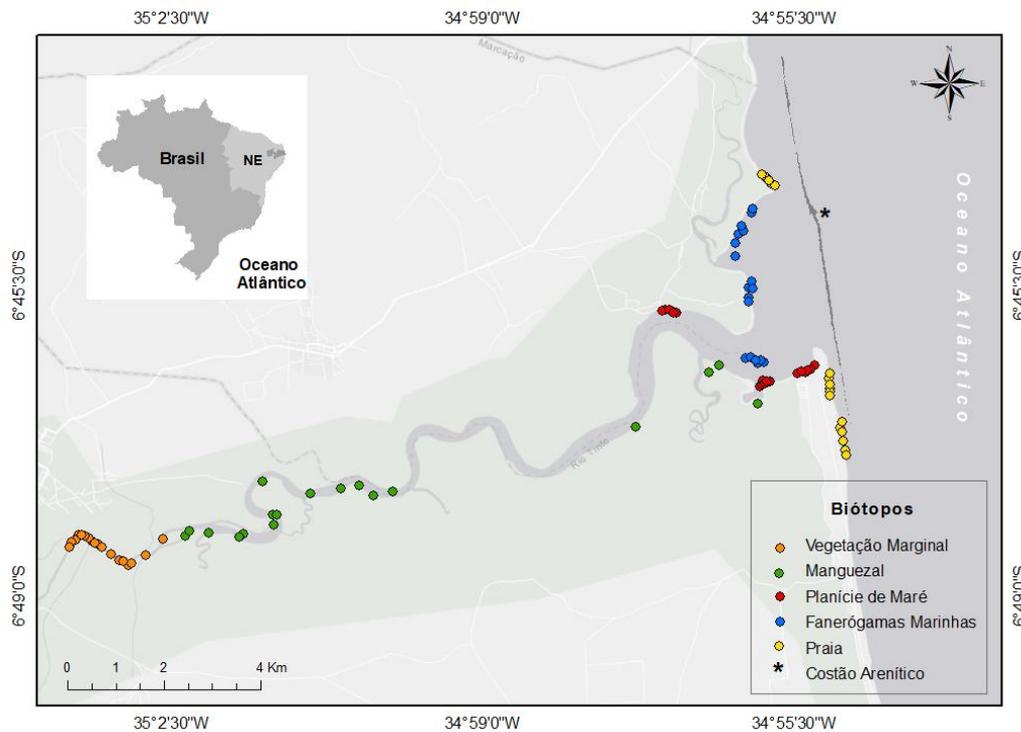


Figura 1- Localização geográfica da área de estudo com indicações dos pontos de coleta nos diferentes biótopos amostrados em toda extensão do Estuário do rio Mamanguape, PB.

O estuário apresenta uma diversidade de biótopos que proporciona uma heterogeneidade espacial ao longo do ecossistema como, as Praias Arenosas adjacentes, os Bancos de Fanerógamas Marinhas (*seagrass*), Planícies de Maré Lamosa (*mudflats*), Manguezal e Vegetações Marginais. As Praias Arenosas são encontradas na parte costeira do estuário, próximas ao costão arenítico que forma uma barreira paralela a costa, o que as caracteriza como praias intermediárias (Oliveira & Pessanha, 2014) (Fig. 2a). Os Bancos de Fanerógamas Marinhas (*seagrass*) também estão presentes na porção inferior do estuário, e se localizam em croas formadas na porção central e lateral do canal principal do leito do rio; os bancos são formados principalmente pelas espécies *Halodule wrightii* Ascherson, 1868 (Xavier *et al.*, 2012) e *Halophila decipiens* Ostensfeld, 1902 e, recentemente foi registrada uma nova espécie nesse estuário, *Halophila baillonis* Ascherson ex Dickie, 1874 (Magalhães *et al.*, 2015). Esses biótopos são caracterizados por uma elevada abundância de *Anomalocardia flexuosa* (Linnaeus, 1767), sendo um local explorado por marisqueiras na extração desses moluscos para a comercialização (Fig. 2b). As Planícies de Maré Lamosa (*mudflats*) também

estão presentes na parte inferior do estuário, onde o sedimento é regularmente exposto e submerso pela ação da maré. Apesar de ser um biótopo não-vegetado, o sedimento fino, característico, favorece o estabelecimento de macroalgas e alguns invertebrados sésseis (Xavier *et al.*, 2012) (Fig. 2c). O Manguezal é o biótopo mais abundante dentro do estuário, representado principalmente por *Rhizophora mangle*, *Avicennia* spp, *Laguncularia racemosa* e *Conocarpus erectus* (Nobrega & Nishida, 2003). Este se desenvolve em diferentes tipos de substratos e suporta uma maior variação de salinidade, estando presente margeando o canal principal e nas camboas (Fig. 2d). A Vegetação Marginal é predominante da parte superior do estuário, onde a salinidade é menor e o substrato é predominantemente arenoso, característico de um ambiente de água doce. Compreende desde árvores a gramíneas que se estabelecem a margem do rio e que fornecem um importante abrigo para a biota nessa área superior do estuário (Fig. 2e).



Figura 2 - Imagens dos cinco biótopos amostrados no Estuário do Rio Mamanguape. a – Praia Arenosa; b – Banco de Fanerógama Marinha; c – Planície de Maré Lamosa; d – Manguezal; e – Vegetação Marginal. Fotos: Natalice Santos © 2015.

Referências

- AIKEN, C. M.; NAVARRETE, S. A. (2014). Coexistence of competitors in marine metacommunities: environmental variability, edge effects, and the dispersal niche. *Ecology* **95**, p. 2289–2302.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHA, P. C.; GONÇALVES, M.; SPAROVEK, G. (2014). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* **22**, p. 711–728.
- BARAN, PHILIPPE *et al.*, (1996). Stochastic models that predict trout population density or biomass on a mesohabitat scale. *Hydrobiologia* **337**, n. 1-3, p. 1-9.
- BECK, M. W.; HECK, K. L.; ABLE, K. W.; CHILDERS, D. L.; EGGLESTON, D. B.; GILLANDERS, B. M.; HALPERN, B.; HAYS, C. G.; HOSHINO, K.; MINELLO, T. J.; ORTH, R. J.; SHERIDAN, P. F. & WEINSTEIN, M. P. (2001). The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *Bio Science* **51**, p. 633–641.
- BLOOMFIELD, A. L.; GILLANDERS, B. M. (2005). Fish and invertebrate assemblages in seagrass, mangrove, saltmarsh, and nonvegetated habitats. *Estuaries* **28**, p. 63–77.
- BRAMBILLA, EDUARDO MENEGUZZI; UIEDA, VIRGINIA SANCHES; NOGUEIRA, MARCOS GOMES. (2019). A sazonalidade e a conectividade da piscina influenciam a ecologia trófica dos peixes em habitats de knickzone ?. *Estudos sobre Fauna Neotropical e Meio Ambiente* **54**, n. 1, p. 22-30.
- BULT, T. P.; HAEDRICH, R. L.; SCHNEIDER, D. C. (1998). New technique describing spatial scaling and habitat selection in riverine habitats. *Regulated Rivers: Research and Management* **14**, p. 107–118.
- CAMP, A. L.; RYER, C. H.; LAUREL, B.; SEALS, K. (2011) Effect of nursery habitat on density-dependent habitat selection in juvenile flatfish. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **404**, p.15–20.
- CAMPOS, D. M. A. R.; SILVA, A. F.; SALES, N. S.; OLIVEIRA, R. E. M. C. C.; PESSANHA, A. L. M. (2015). Trophic relationship among fish assemblages in a mudflat within Brazilian marine protected area. *Brazilian Journal of Oceanography* **63**, p. 135-146.
- CLARK, B. M. (1997). Variation in surf-zone fish community structure across a wave-exposure gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **44**, p. 659-674.
- DAVIS, A. M.; PUSEY, B. J.; PEARSON, R. G. Trophic ecology of terapontid fishes (Pisces : Terapontidae): the role of morphology and ontogeny (2012). *Marine and Freshwater Research* **63**, p. 128-141.
- DORENBOSCH, M.; VAN RIEL, M. C.; NAGELKERKEN, I.; VAN DER VELDE, G. (2004). The relationship of reef fish densities to the proximity of mangrove and seagrass nurseries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **60**, p. 37-48.

- FLORES-VERDUGO, F.; GONZÁLEZ-FARÍAS, F.; RAMÍEZ-FLORES, O. (1990). Mangrove ecology, aquatic primary productivity, and fish community dynamics in the Teacapa'n-Agua Brava Lagoon-estuarine system (Mexican Pacific). *Estuaries* **13**, p. 219–230.
- FRANÇA, S.; PARDAL, M. A.; CABRAL, H. N. Mudflat nekton assemblages in the Tagus estuary (Portugal): distribution and feeding patterns. (2008). *Scientia Marina* **73**, p. 591-602.
- FRANÇA, S.; VINAGRE, C.; PARDAL, M. A.; CABRAL, H.N. (2009). Spatial and temporal patterns of benthic invertebrates in the Tagus estuary, Portugal: comparison between subtidal and an intertidal mudflat. *Scientia Marina* **73**, p. 307-318.
- GILLANDERS, B. M.; KINGSFORD, M. J. (2002). Impact of changes in flow of freshwater on estuarine and open coastal habitats and the associated organisms. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* **40**, p. 233–309.
- GRAHAM, N. A. J.; NASH, K. L. (2013). The importance of structural complexity in coral reef ecosystems. *Coral Reefs* **32**, p. 315–326.
- HENRIQUES-SILVA, R.; LINDO, Z.; PERES-NETO, P. R. (2013). A community of metacommunities: exploring patterns in species distributions across large geographical areas. *Ecology* **94**, p. 627–639.
- HILLEBRAND, H.; MATTHIESSEN, B. (2009). Biodiversity in a complex world: Consolidation and progress in functional biodiversity research. *Ecology Letters* **12**, p. 1405–1419.
- JACKSON, D.A.; PERES-NETO, P.R.; OLDEN, K.D. (2001). What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **58**, p. 157–170.
- JENNIFER, S.; FRANCIS, N. K. E.; HEDERICK, D. R. (2013). Species composition, abundance, and growth of three common fish species of the Volta Estuary, Ghana. *International Journal of Fisheries and Aquaculture Sciences* **3**, p. 79–97.
- KEDDY, P. A. (2001). *Competition*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- KEHMEIER, J. W., VALDEZ, R. A., MEDLEY, C. N., & MYERS, O. B. (2007). Relationship of fish mesohabitat to flow in a sand-bed southwestern river. *North American Journal of Fisheries Management* **27**, n. 3, p. 750-764.
- KIMIREI, I. A.; NAGELKERKEN, I.; GRIFFIOEN, B.; WAGNER, C.; MGAYA, Y. D. (2011). Ontogenetic habitat use by mangrove/seagrass-associated coral reef fishes shows flexibility in time and space. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **92**, p. 47– 58.
- LE PAPE, O.; COGNEZ, N. (2016). The range of juvenile movements of estuarine and coastal nursery dependent flatfishes: estimation from a meta-analytical approach. *Journal of Sea Research* **107**, p. 43-55.

LEIBOLD, M. A.; MIKKELSON, G. M. (2002). Coherence, species turnover, and boundary clumping: Elements of meta-community structure. *Oikos* **97**, p. 237–250.

LEIBOLD, M. A.; HOLYOAK, M.; MOUQUET, N.; AMARASEKARE, P.; CHASE, J. M.; HOOPES, M. F.; HOLT, R. D.; SHURIN, J. B.; LAW, R.; TILMAN, D.; LOREAU, M. 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*, 7(7), 601-613.

LIER, J. R. V.; HARASTI, D.; LAIRD, R.; NOBLE, M. M. & FULTON, C. J. (2017). Importance of soft canopy structure for labrid fish communities in estuarine biótopos. *Marine Biology* **164**, p. 1-11.

LIER, J. R. V., WILSON, S. K., DEPCZYNSKI, M., WENGER, L. N., & FULTON, C. J. (2018). Hábitat connectivity and complexity underpin fish community structure across a seascape of tropical macroalgae meadows. *Landscape Ecology* **33**, p. 1287-1300.

LUCENA, F. M.; VASKA, T. JR.; ELLIS, J. R.; O'BRIEN, C. M. (2000). Seasonal variation in the diets of bluefish, *Pomatomus saltatrix* (Pomatomidae) and striped weakfish, *Cynoscion guatucupa* (Sciaenidae) in southern Brazil: implications of food partitioning. *Environmental Biology of Fishes* **57**, p. 423–434.

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

MARZIALI, L., ARMANINI, D. G., CAZZOLA, M., ERBA, S., TOPPI, E., BUFFAGNI, A., & ROSSARO, B. (2010). Responses of Chironomid larvae (Insecta, Diptera) to ecological quality in Mediterranean river mesohabitats (South Italy). *River Research and Applications* **26**, n. 8, p. 1036-1051.

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

NAGELKERKEN, I.; SHEAVES, M.; BAKER, R.; CONNOLLY, R. M. (2015). The seascape nursery: a novel spatial approach to identify and manage nurseries for coastal marine fauna. *Fish and Fisheries* **16**, p. 362–371.

NANJO, K.; KOHNO, H.; NAKAMURA, Y.; HORINOUCI, M.; SANO, M. (2014). Differences in fish assemblage structure between vegetated and unvegetated microhabitats in relation to food abundance patterns in a mangrove creek. *Fisheries Science* **80**, p. 21–41.

NIANG, T. M. S.; PESSANHA, A. L. M.; ARAÚJO, F. G. (2010). Dieta de juvenis de *Trachinotus carolinus* (Actinopterygii, Carangidae) em praias arenosas na costa do Rio de Janeiro. *Hieringia. Série Zoologia* **100**, p. 35-42.

NOBREGA, R. R. A.; NISHIDA, A. K. (2003). Aspectos socioeconômicos e percepção ambiental dos catadores de caranguejo-uçá *Ucides cordatus*

cordatus (L. 1763) (Decapoda, Brachyura) do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil. *Interciência* **28**, p. 36-43.

OLENIN, S. & DUCROTOY, J. (2006). The concept of biotope in marine ecology and coastal management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **53**, p. 20–29.

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

PASQUAUD, S.; VASCONCELOS, R. P.; FRANÇA, S.; HENRIQUES, S.; COSTA, M. J.; CABRAL, H. (2015). Worldwide patterns of fish biodiversity in estuaries: effect of global vs. local factors. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **154**, p. 122–128.

PORTELLA, T.; LOBÓN-CERVIÁ, J.; MANNA, L. R.; BERGALLO, H. G.; MAZZONI, R. (2016). Eco-morphological attributes and feeding habits in coexisting characins. *Journal of Fish Biology* **90**, p. 129-146.

PRADO, A. V. R.; GOULART, E.; PAGOTTO, J. P. A. (2016). Ecomorphology and use of food resources: inter- and intraspecific relationships of fish fauna associated with macrophyte stands. *Neotropical Ichthyology* **14**, e150140.

PRESLEY, S. J.; WILLIG, M. R.; BLOCH, C. P.; CASTRO-ARELLANO, I.; HIGGINS, C. L.; KLINGBEIL, B. T. (2011). A Complex metacommunity structure for gastropods along an elevational gradient. *Biotropica* **43**, p. 480–488.

ROBINSON, B. W.; PARSONS, K. J. (2002). Changing times, spaces, and faces: tests and implications of adaptive morphological plasticity in the fishes of northern postglacial lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **59**, p.1819–1833.

ROJAS, J. M.; OJEDA, F. P. (2010). Spatial distribution of intertidal fishes: a pattern dependent on body size and predation risk? *Environmental Biology of Fishes* **87**, p. 175-185.

ROQUE, F. O. & TRIVINHO-STRIXINO, S. (2001). Macroinvertebrados bentônicos em mesohabitats de diferentes dimensões espaciais em um riacho de primeira ordem (São Carlos-SP).

SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ, J.; HEIDI-MARIE, G.; PER-ARNE, A. (2017). Prey diversity as a driver of resource partitioning between river-dwelling fish species. *Ecology and Evolution* **7**, p. 2058–2068.

SARDIÑA, P.; CAZORLA, A. L. (2005). Feeding interrelationships and comparative morphology of two young sciaenids co-occurring in South-western Atlantic waters. *Hydrobiologia* **548**, p. 41-49.

SCHOENER, T. W. (1989). The ecological niche. *Ecological concepts*, p. 79–107.

SILVA, K. G.; PALUDO, D.; OLIVEIRA, E. M. A.; LIMA, R. P.; SOAVINSKI, R. J. (2011). Distribution and occurrence of manatee (*Trichechus manatus*) in the

Mamanguape River estuary, Paraíba, Brazil. *Natural Resources Research* **1**, p. 5-14.

SIMIER, M.; BLANC, L.; ALIAUME, C.; DIOUF, P. S.; ALBARET, J. J. (2004). Spatial and temporal structure of fish assemblages in an “inverse estuary”, the Sine Saloum system (Senegal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **59**, p. 69–86.

SOUZA-CONCEIÇÃO, J. M.; SPACH, H. L.; BORDIN, D.; FRISANCO, D.; COSTA, M. D. P. (2013). The role of estuarine beaches as habitats for fishes in a Brazilian subtropical environment. *Neotropical Biology and Conservation* **8**, p. 121-131.

TEIXEIRA-DE-MELLO, F.; MEERHOFF, M.; GONZÁLEZ-BERGONZONI, I.; KRISTENSEN, E. A.; BAATTRUP-PEDERSEN, A.; JEPPESEN, E. (2015). Influence of riparian forests on fish assemblages in temperate lowland streams. *Environmental Biology of Fishes* **99**, p.133–144.

TSE, P.; NIP, T. H. M.; WONGCK, C. K. (2008). Nursery function of mangrove: A comparison with mudflat in terms of fish species composition and fish diet. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **80**, p. 235-242.

WEDDERBURN, S. D.; BAILEY, C. P.; DELEAN, S.; PATON, D. C. (2016). Population and osmoregulatory responses of a euryhaline fish to extreme salinity fluctuations in coastal lagoons of the Coorong, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **168**, p. 50-57.

WHITFIELD, A. K. (1999). Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a south African case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **9**.

WHITFIELD, A. K. (2016). The role of seagrass meadows, mangrove forests, salt marshes and reed beds as nursery areas and food sources for fishes in estuaries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **27**, p. 75-110.

WILLIAMS, J.; HINDELL, J. S.; JENKINS, G. P.; TRACEY, S.; HARTMANN, K.; SWEARER, S. E. (2017). The influence of freshwater flows on two estuarine resident fish species show differential sensitivity to the impacts of drought, flood and climate change. *Environmental Biology of Fishes* **100**, p. 1121-1137.

WORISCHKA, S.; HELLMANN, C.; BERENDONK, T. U. & WINKELMANN, C. (2014). Fish predation can induce biotope-specific differences in food web structures in small stream ecosystems. *Aquatic Ecology* **48**, p. 367–378.

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



SEROPÉDICA – RJ

2019

Resumo

A heterogeneidade dos biótopos nos estuários tropicais influencia os padrões de riqueza e diversidade de peixes, favorecendo, dentre outros processos, o recrutamento e a partição de nicho, permitindo a coexistência das espécies de peixes nesses ecossistemas. O presente trabalho visa avaliar a dispersão da ictiofauna de acordo com as características específicas de cada biótopo e suas variações espaço-temporal. O estudo foi realizado em um estuário tropical, localizado no nordeste do Brasil, e que apresenta uma característica peculiar devido a forte influência da região semiárida, pois em toda sua extensão superior o rio é intermitente, e por isso há pequeno aporte de água continental chegando ao estuário. Os peixes foram coletados utilizando uma rede do tipo picaré em seis excursões: três no período de chuva (junho, julho e agosto/2015) e três meses no período de seca (outubro e novembro/2015 e janeiro/2016). As amostragens foram realizadas em cinco biótopos presentes ao longo do estuário: Praia Arenosa (PA), Fanerógama Marinha (FM), Planície de Maré Lamosa (PM), Manguezal (MA) e Vegetação Marginal (VM). Os resultados apontaram que as Planícies de Maré apresentaram a maior densidade e biomassa de juvenis entre os biótopos. Salinidade foi o fator ambiental preditor espacial para as assembleias de peixes de PA, FM, PM e MA, enquanto que a VM foi influenciada pela MO, areia grossa, clorofila e transparência. Densidade e biomassa apresentaram maiores valores durante o período chuvoso, indicando a importância desse período para a dinâmica das assembleias de peixes estuarinos. Os representantes da guilda ecológica Marinha Estuarina Dependente (MED) destacaram-se na abundância numérica principalmente, pelos representantes das famílias Gerreidae e Engraulidae. Essa abundância de espécies dependentes do estuário em determinada etapa do desenvolvimento enfatiza a importância deste ecossistema como berçário para diversas espécies de importância econômica e/ou ecológica. Além de identificar os biótopos que desempenham um papel fundamental no recrutamento e estabelecimento dessas espécies de acordo com suas características estruturais e físico-químicas.

Palavras-chave: heterogeneidade; salinidade; guildas ecológicas; planícies de maré.

Abstract

Biotope heterogeneity of the tropical estuaries influences the patterns of fish richness and diversity, favoring, among other processes, recruitment and niche partitioning, allowing the coexistence of fish species in these ecosystems. The present work aims to evaluate the dispersion of the ichthyofauna according to the specific characteristics of each biotope and its spatio-temporal variations. The study was carried out in a tropical estuary, located in the northeast of Brazil, and that presents a peculiar characteristic due to the strong influence of the semi-arid region, because in all its upper extension the river is intermittent, and for that reason there is small contribution from drainage basin arriving to the estuary. Fishes were collected using a beach-seine net during the rainy (June, July and August/2015) and dry (October and November/2015 and January/2016) seasons. Samplings were carried out in five biotope present in the estuary: Beaches (PA), Sea grass beds (FM), Tidal mudflats (PM), Mangroves (MA) and Marginal Vegetation (VM). The results showed that Mudflats showed the greatest density and biomass of juveniles among the biotope. Salinity is the predictor factor influencing the distribution of the fish assemblages of PA, FM, PM and MA, whereas VM was influenced by MO, coarse sand, chlorophyll and transparency. Density and biomass showed highest values during the rainy season, indicating the importance of this period for the dynamics of estuarine fish assemblages in this region of scarce rains. Species in Marine Dependent Estuary (MED) guild showed numerical abundance, mainly by representatives of the families Gerreidae and Engraulidae. This abundance of species dependent on the estuary at a certain stage of development emphasizes the importance of this ecosystem as a nursery for several species of economic and/or ecological importance. In addition to identifying biotopes that play a key role in the recruitment and establishment of these species according to their structural and physico-chemical characteristics.

Keywords: heterogeneity; salinity; ecological guilds; mudflats.

Introdução

Os sistemas estuarinos apresentam uma heterogeneidade de habitats com características ambientais distintas que desempenha um papel fundamental na determinação da diversidade e abundância de peixes em uma escala espaço-temporal (Anderson & Millar 2004; Wilson *et al.*, 2006; Morton & Gladstone 2011; Lier *et al.* 2017). Esse mosaico de habitats, referido muitas das vezes como habitats ecológicos (Rountree & Able 2007), são, portanto, um conjunto de diferentes áreas no ambiente estuarino com condições ambientais específicas e organismos bem característicos, que, associados, fornecem proteção e alimento necessário para o desenvolvimento das espécies no início do ciclo de vida, mas também limitam a dispersão (Selleslagh *et al.*, 2009). Alguns autores definem essas áreas como biótopos, uma vez que apresentam uma área relativamente uniforme na estrutura física e que pode ser identificado por um grupo de espécies dominantes (Nagelkerken *et al.*, 2000).

A heterogeneidade dos biótopos é um mecanismo chave nos padrões de riqueza e diversidade de espécies, favorecendo, dentre outros processos, o recrutamento e a partição de nicho entre as espécies, permitindo a coexistência dessas dentro de uma determinada área (Hortal *et al.*, 2009; Lier *et al.*, 2017). Assim, os biótopos vegetados, a exemplo dos bancos de fanerógamas marinhas e manguezais, apresentam a capacidade de suportar uma maior densidade de peixes, principalmente indivíduos de *Sphoeroides greeleyi*, *Sphoeroides testudineus*, *Bathygobius soporator* (Pereira *et al.*, 2010; Humphries *et al.*, 2011; Xavier *et al.*, 2012). No entanto, biótopos como as praias arenosas e as planícies de maré lamosa, apesar de serem mais homogêneos, são importantes componentes ecológicos dentro do estuário no recrutamento e estabelecimento de diversas espécies de peixes (Ikejima *et al.*, 2003; Lugendo *et al.*, 2006), por exemplo, *Trachinotus goodei*, *Menticirrhus littoralis*, *Rhinosardinia bahiensis*, *Eucinostomus melanopterus* que apresentam maior abundância nesses habitats não vegetados (Oliveira & Pessanha, 2014; Garcia & Pessanha, 2017).

Entretanto, os biótopos são influenciados por mudanças temporais das variáveis bióticas e abióticas que tem reflexos diretamente no processo de

recrutamento e distribuição da ictiofauna (Flores-Verdugo *et al.*, 1990; Kimirei *et al.*, 2011; Pasquaudo *et al.*, 2015). A temperatura e a salinidade, por exemplo, são fatores abióticos que desempenham um papel importante na distribuição temporal e espacial da ictiofauna estuarina (Jaureguizar *et al.*, 2004). Ao mesmo tempo em que, a precipitação influencia, diretamente, na diversidade e abundância das espécies de peixes dentro de estuários tropicais, devido o aumento da produção primária durante a estação chuvosa, e, adicionalmente, influxos de nutrientes alóctones e sedimentos, aumentando os recursos alimentares, crescimento e sobrevivência das larvas de peixes (Robins *et al.*, 2006). Além disso, a amplitude e a força das marés também são fatores chaves que determinam a magnitude e duração de acesso às áreas intermarés e, portanto, exerce efeito sobre a estrutura da ictiofauna e a conectividade entre os biótopos (Igulu *et al.*, 2014).

O estuário do rio Mamanguape possui uma grande diversidade de biótopos, que se estende desde a Vegetação Marginal nos trechos superior, seguido por Manguezais no trecho médio e inferior e Planícies de Maré Lamosa (*mudflats*), Bancos de Fanerógamas Marinhas (*seagrass*) e Praias Arenosas no trecho inferior. Esses biótopos apresentam características bióticas e abióticas distintas que permitem avaliar a dispersão da ictiofauna de acordo com as características específicas de cada biótopo e suas variações espaço-temporal. Assim pretendemos analisar (1) se os biótopos são preditores da estrutura e composição da ictiofauna, (2) se há espécies e/ou classes de tamanho associada aos biótopos e (3) se as características abióticas, como a salinidade, influenciam na distribuição das espécies. Dessa forma, as diferentes características bióticas e abióticas dos biótopos tendem a influenciar na distribuição das espécies dentro do estuário, fornecendo uma diversidade de habitats onde os peixes juvenis podem se estabelecer. Permitindo, assim, a identificação, gestão e conservação de diversos biótopos utilizados como berçário para os peixes juvenis.

Materiais e Métodos

Área de Estudo

O estudo foi realizado no estuário do rio Mamanguape que está inserido na Área de Proteção Ambiental (APA) de Barra de Mamanguape (CERHPB, 2004), localizado no litoral norte do estado da Paraíba, entre 6° 43' 02"S e 35° 67' 46" O (Fig.1). É constituído por uma área de 16.400 hectares de manguezal e apresenta aproximadamente 25 km de extensão, com uma profundidade, nas zonas de canais, entre 1 a 5 m e uma largura máxima de cerca de 2,5 km na desembocadura (Nobrega & Nishida, 2003; Silva *et al.*, 2011). A foz apresenta um costão arenítico, com cerca de 13 km, que protege a entrada do estuário da força das ondas, onde nessa área, forma-se uma pequena baía durante a maré baixa. O clima da região é quente e úmido, com uma estação chuvosa entre os meses de fevereiro a julho e precipitações máximas em abril, maio e junho; a estação seca ocorre na primavera-verão, com estiagem mais rigorosa nos meses de outubro a dezembro. A precipitação anual normal situa-se entre 1750 e 2000 mm anuais (Alvares et al., 2014).

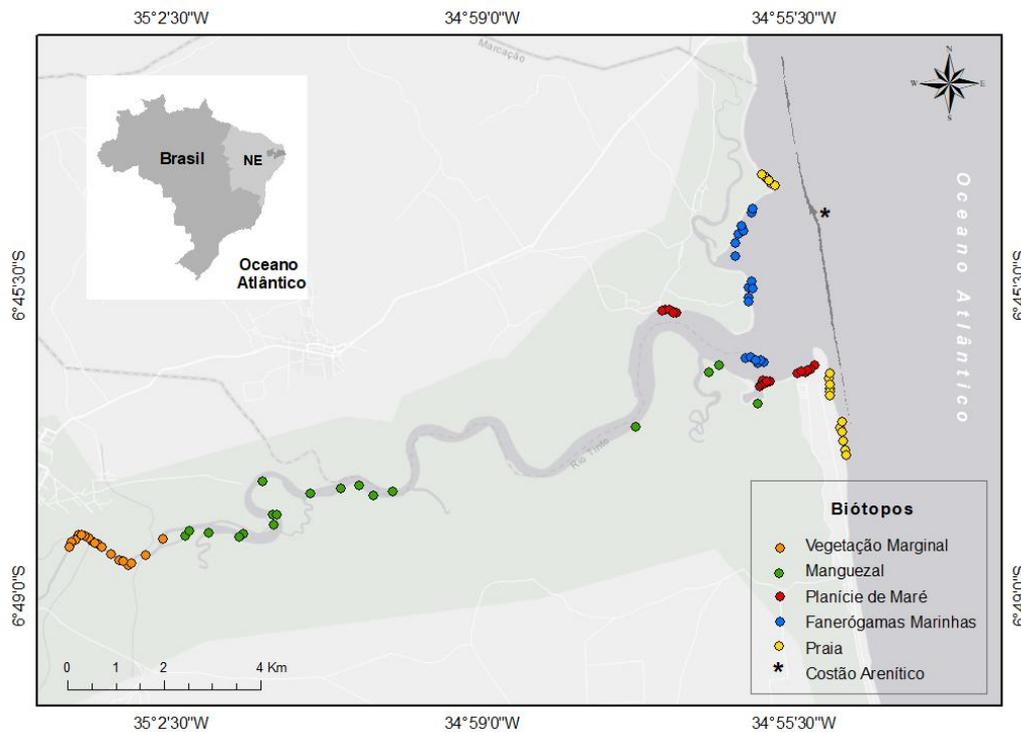


Figura 1- Localização geográfica do Estuário do rio Mamanguape, PB com indicações dos diferentes biótopos amostrados.

Ao longo do estuário há uma heterogeneidade proporcionada pela presença de distintos biótopos como, as Praias Arenosas, os Bancos de Fanerógamas Marinhas (*seagrass*), Planícies de Maré Lamosa (*mudflats*), Manguezais e Vegetações Marginais. Na parte inferior do estuário estão as Praias Arenosas (PA), caracterizadas por apresentarem substrato homogêneo com ausência de vegetação, valores médios de salinidade sempre acima de 30 (Oliveira & Pessanha, 2014), além de estarem próximas ao costão arenítico amortece essa área de uma maior exposição à ação das ondas. Os Bancos de Fanerógamas Marinhas (*seagrass*) (FM) também estão localizados na parte inferior do estuário, crescendo sob banco de areias (chamados popularmente de croas), onde também são registradas uma elevada abundância do bivalve *Anomalocardia flexuosa*, o que o torna um local de intensa atividade de mariscagem. Os bancos de fanerógamas são compostos pelas espécies *Halodule wrightii* (Xavier *et al.*, 2012) e *Halophila decipiens* e *H. baillonis* (Magalhães *et al.*, 2015).

As Planícies de Maré Lamosa (*mudflats*) (PM) estão na parte inferior do estuário, sendo um biótopo que forma grandes extensões durante a baixa mar, expondo assim um sedimento com maior contribuição de matéria orgânica, silte e argila (Oliveira & Pessanha, 2014). Apesar de não ser vegetado, o sedimento com granulometria mais fina, favorece o estabelecimento diversos invertebrados (Xavier et al., 2012). O Manguezal é o biótopo mais abundante dentro do estuário, representado principalmente por *Rhizophora mangle*, *Avicennia spp*, *Laguncularia racemosa* e *Conocarpus erectus* (Nobrega & Nishida, 2003). Este se desenvolve em diferentes tipos de substratos e suporta uma maior variação de salinidade. Na zona superior do estuário, onde a salinidade é menor e o substrato é predominantemente arenoso, encontramos a Vegetação Marginal (VM). Essa compreende desde árvores a gramíneas que se estabelecem a margem do rio e que fornecem um importante abrigo para a biota nesta zona superior do estuário, formando assim uma vegetação ripária.

Amostragem da Ictiofauna e das Variáveis

Um total de 90 pontos foi amostrado em seis excursões durante a baixa-maré de sizígia da lua nova, sendo três meses no período de chuva (junho, julho e agosto) e três meses no período de seca (outubro, novembro e janeiro) de 2015/2016. As amostragens foram realizadas em cinco biótopos, cada um com três locais e três repetições por local, resultado no seguinte desenho amostral: 5 biótopos x 3 locais x 3 repetições x 2 estações. Os seguintes biótopos foram amostrados: Praia Arenosa (PA), Fanerógama Marinha (FM), Planície de Maré Lamosa (PM), Manguezal (MA) e Vegetação Marginal (VM). Para a captura dos peixes foram realizados três arrastos perpendiculares a margem com o uso da rede de picaré (comprimento total 12 m x altura 1,5m; comprimento do saco 3m; malha nas laterais 25mm e no saco 5mm entre nós adjacentes). Cada arrasto teve a duração de três minutos. O cálculo da área varrida pela rede em cada arrasto foi obtido através da distância inicial e final com o auxílio do *Global Positioning System* (GPS), para depois ser utilizado no cálculo da densidade. O comprimento total (TL, mm) e o

peso (g) foram medidos, em laboratório, para cada indivíduo, após a identificação até o nível de espécie, utilizando chaves de identificação pertinentes (Figueiredo; Menezes, 1978, 1980, 1985, 2000; Menezes; Figueiredo, 1980, 1985; Araújo *et al.*, 2004; Menezes *et al.*, 2015). Algumas larvas foram identificadas somente até o nível taxonômico de família.

Em cada local foram mensurados os parâmetros ambientais *in situ* de Temperatura (°C), pH, Salinidade, Sólidos Totais Dissolvidos (TDS, mg/l), Gravidade Específica da Água do Mar (SSG) e Oxigênio Dissolvido (OD, mg/l) com a utilização de sonda multiparamétrica. Os valores de transparência e profundidade foram mensurados com o disco de Secchi. Porém, devido a baixa profundidade dos locais de amostragem, os valores de profundidade foram associados a transparência através do cálculo de razão e proporção (transparência cm × 100 / profundidade cm).

Amostras de sedimento intertidal também foram coletados para determinação da granulometria e matéria orgânica. O teor de matéria orgânica do sedimento foi quantificado pela diferença de peso entre o peso do sedimento após secagem em estufa a 60 ° C durante 72 h, geralmente 3 g, e o peso do sedimento após incineração a 500 ° C durante 8 h. A análise da granulometria foi realizada por separação mecânica através de uma coluna de peneiras com diferentes tamanhos de malha, seguindo Brown e McLachland (1990). Além disso, foi analisada a Clorofila a (µg/l) seguindo a metodologia proposta por Wetzel e Likens (1991).

Guildas Ecológicas

A fim de observar a distribuição e abundância das guildas ecológicas em cada biótopo, nas diferentes estações do ano, as espécies capturadas foram classificadas em seis categorias ecológicas de acordo com a utilização do estuário do Rio Mamanguape, baseado em Potter *et al.* (2015): Marinha Ocasional (MO), Marinho Estuarino Oportunista (MEO), Marinha Estuarina Dependente (MED), Somente Estuarina (SE), Estuarino e Marinho (EM) e Dulcícola Ocasional (DO).

Estrutura de tamanho

As espécies mais abundantes nos biótopos estudados foram classificadas em três classes de tamanho para observar a abundância e distribuição dessas classes entre os biótopos. As classes de tamanho foram estabelecidas de acordo com as definições de Jensen (1997): pequenos juvenis, juvenis e adultos, sendo essa definição atribuída de acordo com o tamanho máximo (LTmax), obtido no site Fishbase (<http://www.fishbase.org/search.php>). Indivíduos com tamanho abaixo de um terço do LTmax foram consideradas pequenos juvenis, aquelas com até dois terços do LTmax foram consideradas juvenis e acima de dois terços do LTmax foram classificadas como adultos.

Análise dos dados

Na utilização das análises multivariadas, com exceção da Análise de Variância Permutativa Multivariada (PERMANOVA), as amostras das matrizes de densidade, biomassa e variáveis ambientais foram reduzidas através de médias realizadas no intervalo de três amostras, pertencentes ao mesmo biótopo e período, de acordo com Sales *et al.*, (2016, 2018).

Para testar a colineariedade (0,7) das variáveis ambientais foi utilizado o Draftsman Plot, onde SSG e Areia Fina foram removidas das demais análises por serem colineares. Para os dados de granulometria, estes foram transformados em arcosseno de acordo com Zar (1996); os demais dados abióticos foram transformados em $\log(x+1)$, sendo posteriormente utilizados para produzir uma matriz de similaridade utilizando a distância euclidiana. Em cada biótopo foi calculado a densidade (n° de indivíduos/área (comprimento da rede x comprimento do arrasto)), riqueza/ m^2 (n° de espécies/área) e biomassa/ m^2 (peso (g) do indivíduo/área). Para a utilização nas análises multivariadas, os dados de densidade e biomassa foram transformados em raiz quarta e os resultados foram utilizados para produzir uma matriz de similaridade utilizando o Índice de similaridade de Bray-Curtis.

A fim de verificar diferenças significativas nas variáveis ambientais, densidade, riqueza, biomassa, classes de tamanho e guildas ecológicas, foram estabelecidos dois fatores: estações (dois níveis: seca e chuva) e os biótopos (cinco níveis: Praias Arenosas, Fanerógamas Marinhas, Planícies de Maré Lamosa, Manguezais e Vegetação Marginal) com a aplicação da PERMANOVA (com 9999 permutações). A posteriori, a fim de identificar os biótopos e as estações que diferiram, foi aplicado o teste *pair-wise* (Anderson *et. al.*, 2008).

Um teste de permutação de modelo linear baseado na distância (DistLM) (McArdle & Anderson, 2001) foi realizado para identificar o conjunto de variáveis ambientais que influenciam a variação da ictiofauna de cada biótopos e de cada estação. O modelo foi baseado no método de seleção "Best", de acordo com o Critério de Informação Akaike (AIC). Em seguida, foi empregada a análise de redundância baseada em distância (dbRDA) (McArdle & Anderson, 2001). A correlação de Spearman (0,4), também foi aplicada para selecionar as espécies mais correlacionadas com os biótopos. A fim de observar as guildas ecológicas que constituem a ictiofauna de cada biótopo foi aplicada a análise de Coordenadas Principais (PCO), associada a correlação de Spearman (0.1). Os procedimentos foram realizados no pacote de software PRIMER 6 versão 6.1.13 & PERMANOVA+ versão 1.0.3.

Resultados

Característica ambiental

As variáveis ambientais apresentaram diferenças significativas entre os biótopos ($F_{4,253}= 13,431$; $p= 0,0001$), estações ($F_{1,253}= 47,235$; $p= 0,0001$) e na interação biótopos \times estações ($F_{4,253}= 4,337$; $p= 0,0001$) dentro do estuário. Salinidade, temperatura, TDS, transparência e MO variaram significativamente entre os biótopos, entre as estações do ano e na interação biótopos \times estações (Tabela 1) (Apêndice 1). Na chuva e seca os maiores valores de salinidade

foram registrados em PA (29,8±0,87 / 41,4±1,58) e os menores em VM (0,3±0,02 / 5,2±0,68), respectivamente. A temperatura apresentou maiores valores em PM (27,7±0,42) e os menores em PA (26,9±0,17), durante a chuva; na seca os maiores valores foram em VM (30,1±0,37) e os menores em FM (28,6±0,22).

O TDS apresentou maiores valores, na chuva, no MA (565,2±119,4) e menores na PM (24,9±1,05); na seca os maiores valores foi na VM (3498,4±781,85) e os menores MA (34,7±15,9). A transparência registrou maiores valores, para chuva, em FM (85,3±4,41) e menores em MA (39,9±4,53); na seca os maiores valores são em VM (94,4±2,56) e os menores em PM (77,2±4,72). Para MO na chuva os maiores valores foram em MA (0,28±0,05) e os menores em PA (0,07±0,01); na seca o PM (0,18±0,03) registrou os maiores valores e a VM (0,03±0,00) os menores valores.

A clorofila variou entre as estações e na interação biótopos x estações (Tabela 1) (Apêndice 1) apresentando maiores valores na seca (24,8±3,20) comparando com a chuva (12,4±0,90). O OD apresentou variações significativas entre os biótopos e as estações (Tabela 1) (Apêndice 1); o maior valor foi registrado em FM (7,3±0,22) para a chuva e em PA (33,8±9,92) para a seca, os menores valores foram observados em MA para chuva (5±0,16) e seca (11±3,14). O pH variou significativamente entre as estações (Tabela 1) (Apêndice 1) com maiores valores na seca (9,6±0,14) em relação a chuva (8,7±0,81).

Tabela 1 – Valores dos resultados da PERMANOVA (análise univariada) comparando diferenças espaciais e temporais entre as Variáveis Ambientais (químicas e físicas) no Estuário do Rio Mamanguape – PB. df – Grau de Liberdade; Ms – Quadrado Médio. Em negrito valores estatisticamente significativos.

	Biótopos				Estações				Biótopos x Estações			
	df	MS	Pseudo-F	p (perm)	df	MS	Pseudo-F	p (perm)	df	MS	Pseudo-F	p (perm)
Salinidade	4	45,26	220,71	0,0001	1	23,10	112,65	0,0001	4	1,67	8,12	0,0001
Temperatura(°C)	4	1,89	3,01	0,0197	1	89,12	142,09	0,0001	4	1,69	2,69	0,0324
pH	4	2,13	2,45	0,0454	1	30,48	34,97	0,0001	4	0,69	0,79	0,5312
OD (mg/l)	4	3,57	4,12	0,0027	1	26,37	30,47	0,0001	4	0,66	0,77	0,5434
Transparência(cm)	4	4,58	7,22	0,0001	1	47,97	75,52	0,0001	4	8,61	13,55	0,0001
TDS (mg/l)	4	22,02	39,45	0,0001	1	10,53	18,86	0,0001	4	5,86	10,50	0,0001
Clorofila (µg/l)	4	0,36	0,37	0,8315	1	4,09	4,28	0,0395	4	3,67	3,85	0,0065
MO (g)	4	173,52	14,95	0,0001	1	414,29	35,69	0,0001	4	37,10	3,20	0,0001

Estrutura espaço-temporal da ictiofauna nos biótopos

Entre os biótopos a riqueza, abundância e biomassa apresentaram os maiores valores na PM (88 sp., 18.528 ind. e 29.720,22 g), FM (76 sp., 10.793 ind. e 21.927,2 g), MA (62 sp., 7.871 ind. e 7.714,46 g), PA (48 sp., 3.017 ind. e 5.055,13 g) e VM (47 sp., 1.938 ind. e 3.250,26 g) (Apêndice 3). Dentre as famílias registradas, quatro apresentam maior riqueza: Engraulidae (11), Carangidae (8), Gerreidae (7), Sciaenidae (7) e Paralichthyidae (7) (Apêndice III). Dentre as espécies, a *Atherinella brasiliensis* (5.942), *Rhinosardinia bahiensis* (4.880), Larva de Engraulidae (5.736) e Larva de Gerreidae (4.425) contribuíram com 49,8% na abundância total das espécies. Com relação a biomassa o *Sphoeroides testudineus* (20.901,12 g), *A. brasiliensis* (10.728,29 g), *R. bahiensis* (6.233,64 g) e *Anchoa hepsetus* (4.902,48) contribuíram com 56% da biomassa total das espécies.

Com relação a distribuição das espécies houve uma substituição entre os biótopos e as estações. Na PA o *Lycengraulis grossidens* (693) foi a espécie mais abundante na estação chuvosa e as Larvas Leptocephala de *Albula vulpes* (206) na seca. Na FM as Larvas de Gerreidae (1870) foram as mais abundantes na estação chuvosa e *Lycengraulis grossidens* (1638) na seca. Na PM a *R. bahiensis* (3963) se destaca na estação chuvosa e *A. hepsetus* (1817) na estação seca. No MA e VM durante a chuva se destaca as Larvas de Engraulidae (MA – 3377 e VM – 350) e na seca a *A. brasiliensis* (MA – 1389 e VM – 567).

A densidade apresentou diferenças significativas entre os biótopos, as estações e na interação biótopos x estações (Apêndice 2) com maiores valores em PM para chuva (1,79 ind./m²) e seca (0,58 ind./m²), e menores valores em VM (0,19 ind./m²), na chuva e PA (0,11 ind./m²), na seca (Fig. 2a). A riqueza variou significativamente entre os biótopos, as estações e na interação biótopos x estações (Apêndice 2) com maiores valores no MA (1,73 esp./m²) e no PM (1,31 esp./m²) para chuva e seca, respectivamente e os menores valores na PA, para chuva (0,78 esp./m²) e seca (0,49 esp./m²) (Fig. 2b). A biomassa também difere entre os biótopos e as estações (Apêndice 2) com

maiores valores em PM para chuva (1,94 g/m²) e seca (1,88 g/m²) e os menores valores em VM para chuva (0,34 g/m²) e seca (0,21 g/m²) (Fig. 2c).

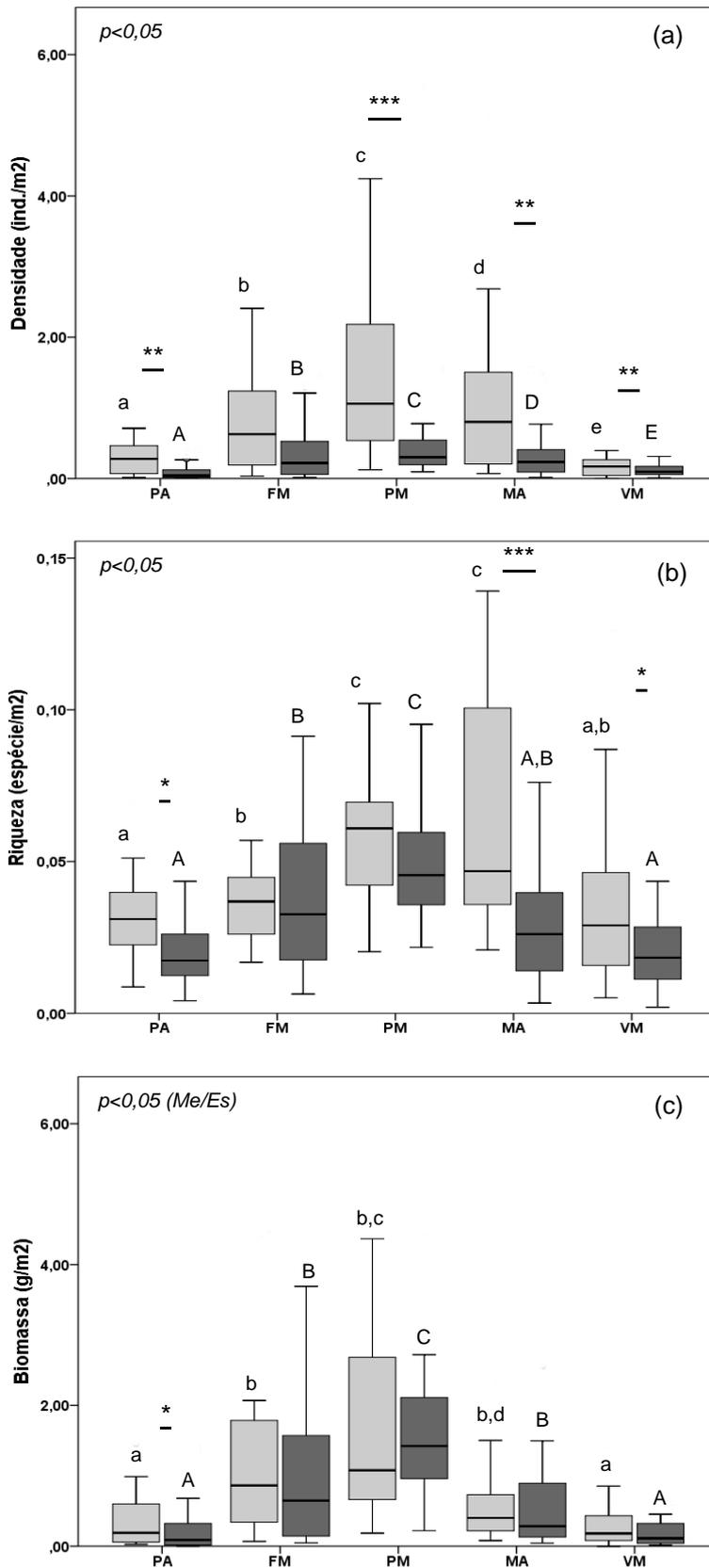


Figura 2 – Box-plots com mediana como marca central para a variação da densidade (a), riqueza (b) e biomassa (c) nos diferentes biótopos do Estuário do Rio Mamanguape – PB. Cinza claro – chuva; cinza escuro – seca. Me – Biótopo; Es – Estação; * p<0.05; ** p<0.001; *** p<0.0001. Gráficos com as mesmas letras minúsculas e maiúsculas não são significativamente diferentes entre e dentro os biótopos pelo teste pair-wise. Biótopos: PA=praia; FM= Fanerógamas marinhas; PM= Planície de Maré; MA= Mangue, e VM= Vegetação Marginal.

Algumas espécies como, *Mugil brevirostris*, *Mugil curema*, *A. brasiliensis*, *Hyporhamphus unifasciatus*, *Caranx latus*, *Oligoplites saurus*, Larva de Gerreidae e *S. testudineus* se distribuem entre todos os biótopos em ambos os períodos. Porém, outras espécies caracterizam um determinado biótopo, independente do período: *Conodon nobilis*, *Trachinotus goodei* e *Dactyloscopus crossotus* (PA); *Acanthurus chirurgus*, *Haemulon parra* e *Ctenogobius stigmaticus* (PM) (Apêndice 3).

Classes de Tamanho

As classes de tamanho diferiram significativamente entre os biótopos (Pseudo- $F_{4,96} = 2,3236$, $p = 0,0424$) com a PA diferindo com a FM (0,01) e PM (0,01). A PM se destacou em relação a abundância dos Pequenos Juvenis de espécies como, *A. brasiliensis*, *E. melanopterus* e *C. latus*. Já *L. grossidens* apresentou maior abundância de Pequenos Juvenis na PA, assim como a *U. lefroyi* na FM e *S. testudineus* e *E. argenteus* no MA. A classe dos Juvenis se destaca nos biótopos de FM, PM e MA, tendo como principais representantes a *A. hepsetus*, *C. boleosoma* e *H. unifasciatus*, respectivamente. Na classe Adulta houve poucos representantes, como a *A. brasiliensis*, *C. boleosoma*, *E. argenteus*, *L. grossidens* e *S. greeleyi*, distribuídos, em sua maioria, no MA, PM e FM (Fig. 3).

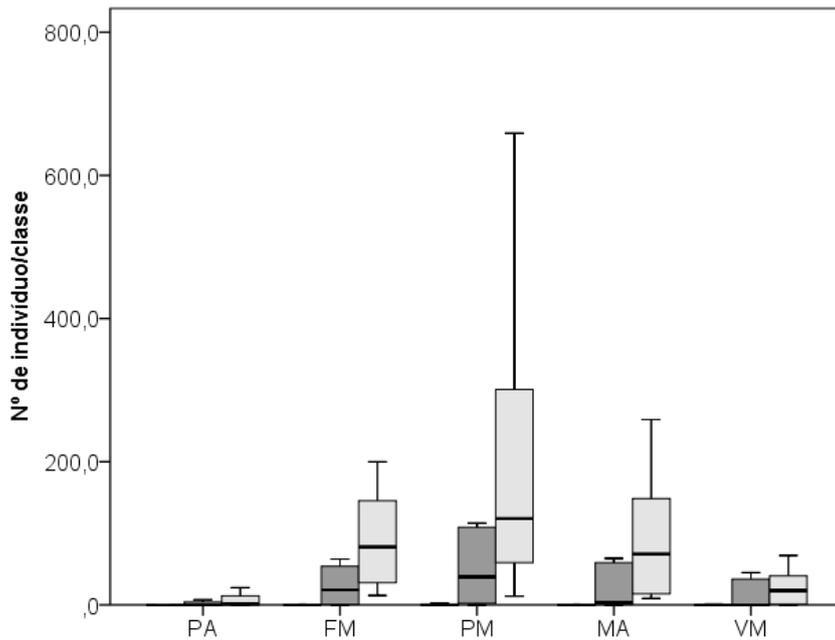


Figura 3 – Abundância das classes de tamanho das espécies mais abundantes dentro de cada biótopos do estuário do Rio Mamanguape – PB. Cinza claro; Pequenos Juvenis; Cinza escuro: Juvenis; preto: Adultos. Biótopos: PA=Praia; FM= Fanerógamas Marinhas; PM= Planície de Maré; MA= Manguezal, e VM= Vegetação Marginal.

Guildas Ecológicas

As guildas ecológicas diferiram significativamente entre os biótopos ($F_{4,87} = 9,1025$; $p = 0,0001$), as estações ($F_{4,87} = 4,4625$; $p = 0,0001$) e na interação biótopos \times estações ($F_{4,87} = 1,8109$; $p = 0,0002$). Com relação ao número de espécies a Marinha Estuarina Dependente (MED) foi a mais abundante nos cinco biótopos na estação de chuva e seca (69 sp.) sendo representada, principalmente, por espécies da família Gerreidae, Engraulidae, Mugilidae e Lutjanidae; já a Estuarino e Marinho (EM) foi a menos abundante (1 sp.), sendo representada pelo *Trinectes paulistanus*.

De acordo com a PCO algumas guildas são exclusivas de determinado biótopos, como a Dulcícola Ocasional (DO) presentes no MA e na VM, sendo representada pela *Astyanax bimaculatus*, *A. fasciatus*, *Poecilia vivipara* e *Coptodon rendalli*. A guilda Sempre Estuarina (SE), Marinha Estuarina Dependente (MED) e Estuarino e Marinho (EM) representadas pela *A.*

brasiliensis, *C. latus* e *Trinectes paulistanus*, respectivamente, estão relacionadas, principalmente, a PM. As guildas que compreendem espécies oportunistas, Marinha Oportunista (MO) e Marinha Estuarino Oportunista (MEO), contribuíram na ictiofauna da PA e das FM, sendo representadas pela *Strongylura timucu* e *Nicholsina usta*, respectivamente (Fig. 4a). Com relação às estações a PCO não demonstra um padrão entre as guildas para uma determinada estação (Fig. 4b).

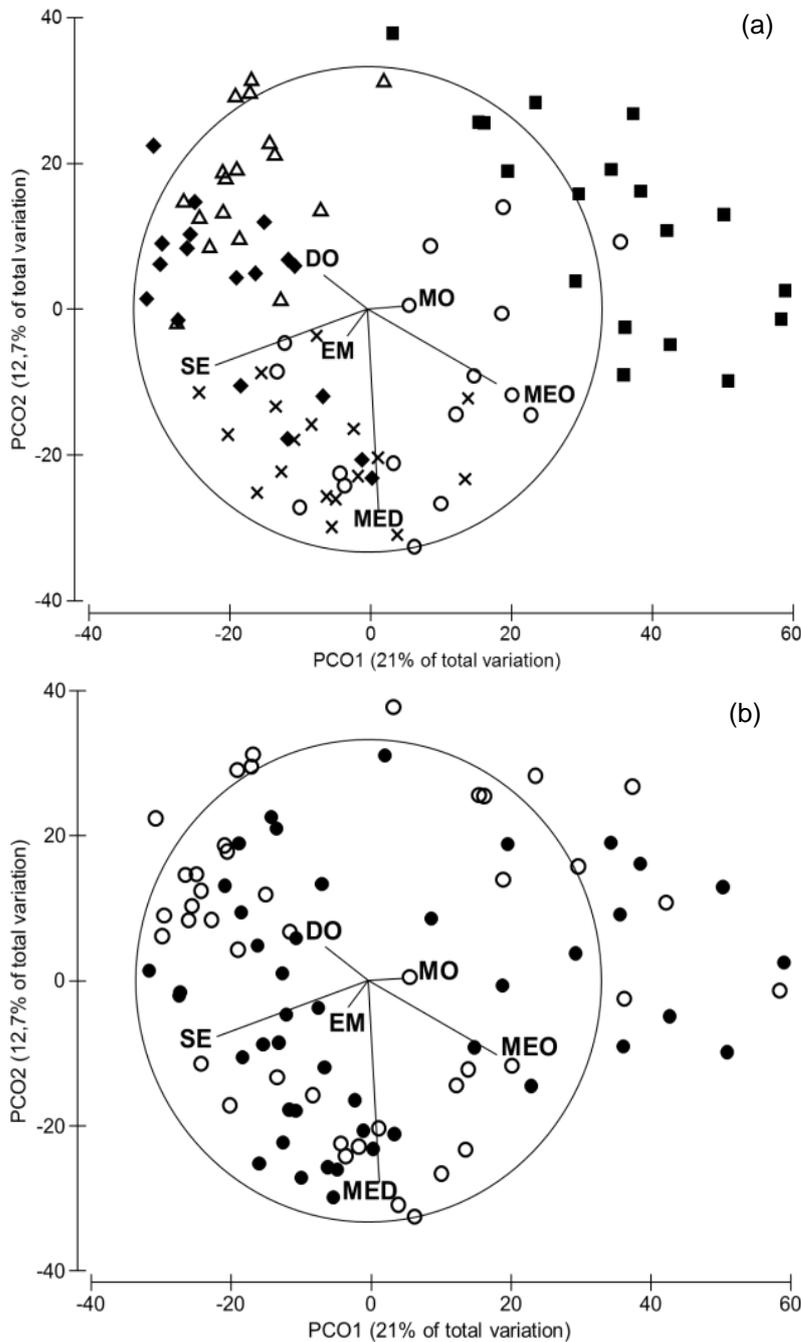


Figura 4 – Análise de Coordenadas Principais (PCO) com as guildas ecológicas que contribuem dentro de cada biótopos (a) e estações (b) no estuário do Rio Mamanguape – PB. ■ – PA; ○ – FM; x – PM; ◆ – MA; ▲ – VM; ● – chuva; ○ – seca. Guildas: Marinha Ocasional (MO), Marinho Estuarino Oportunista (MEO), Marinha Estuarina Dependente (MED), Somente Estuarina (SE), Estuarino e Marinho (EM) e Dulcícola Ocasional (DO).

Determinantes bióticas e abióticas sobre ictiofauna dos biótopos

Na análise de DistLM, para os dados de densidade, a MO caracterizou a estação chuvosa, enquanto que a salinidade foi positivamente relacionada com as duas estações dentro do estuário; no entanto areia grossa, transparência e clorofila foram negativamente relacionadas com as estações (Fig. 5a). Com relação aos biótopos, a salinidade foi preditora da ictiofauna da PA, FM, PM e MA considerados biótopos de maior variação de salinidade. Enquanto que a VM foi influenciado pela MO, areia grossa, clorofila e transparência (Fig 5c). A influência das variáveis favoreceu uma distinta caracterização da ictiofauna entre os biótopos com, PA, FM e PM caracterizados por *Polydactylus virginicus*, *Haemulopsis corvinaeformis*, *Lycengraulis grossidens*, *Anchoa hepsetus*, *Trachinotus goodei* e *Menticirrhus littoralis*. Enquanto que o MA foi caracterizado pela densidade de *Caranx latus* e a VM pela presença da Larva de Engraulidae, *Eucinostomus melanopterus*, *Achirus lineatus*, *Sphoeroides testudineus*, *Ctenogobius boleosoma* e *Anchoa spinifer* (Fig 5e). Os dois eixos da dbRDA apresentaram 14,4% da variação total.

No entanto, quando utilizado na DistLM os dados de biomassa houve substituições das variáveis preditoras das estações: salinidade, OD, Argila, MO e Transparência (Fig. 5b). Para os biótopos a PA, FM e PM são influenciadas diretamente pela salinidade, OD e Argila; o MA pela transparência e MO e VM pela transparência (Fig. 5d) (Tabela 2). Com relação a caracterização da ictiofauna entre os biótopos houve a exclusão do *Trachinotus goodei* e *Menticirrhus littoralis* no PA, FM e PM, do *Caranx latus* no MA e da Larva de Engraulidae, *Ctenogobius boleosoma* e *Anchoa spinifer* na VM (Fig 5f). Os dois eixos da dbRDA apresentou 13,2% da variação total.

Tabela 2 – Resultado do *Marginal Test* a partir do modelo de distância linear (DISTLM) para as variáveis ambientais que influenciam diretamente a distribuição da ictiofauna nas estações (Chuva e seca) e nos biótopos (PA, FM, PM, MA e VM). Valores significativos de $p < 0,05$ estão em negrito. OD= Oxigênio Dissolvido; MO= matéria orgânica.

Variáveis	SS (trace)	Pseudo-F	P
Temperatura	4941,6	1,9509	0,016
pH	4233	1,6657	0,045
OD	4202,2	1,6534	0,057
TDS	6840,9	2,7245	0,001
Salinidade	17189	7,1902	0,001
Transparência	6153,3	2,4428	0,003
Clorofila	3762,1	1,4772	0,103
MO	8375,2	3,3594	0,001
Cascalho	7827,4	3,1316	0,002
Areia Grossa	7809,8	3,1244	0,003
Areia Média	3905,1	1,5344	0,099
Silte	5175,1	2,0453	0,015
Argila	5015,8	1,9809	0,024

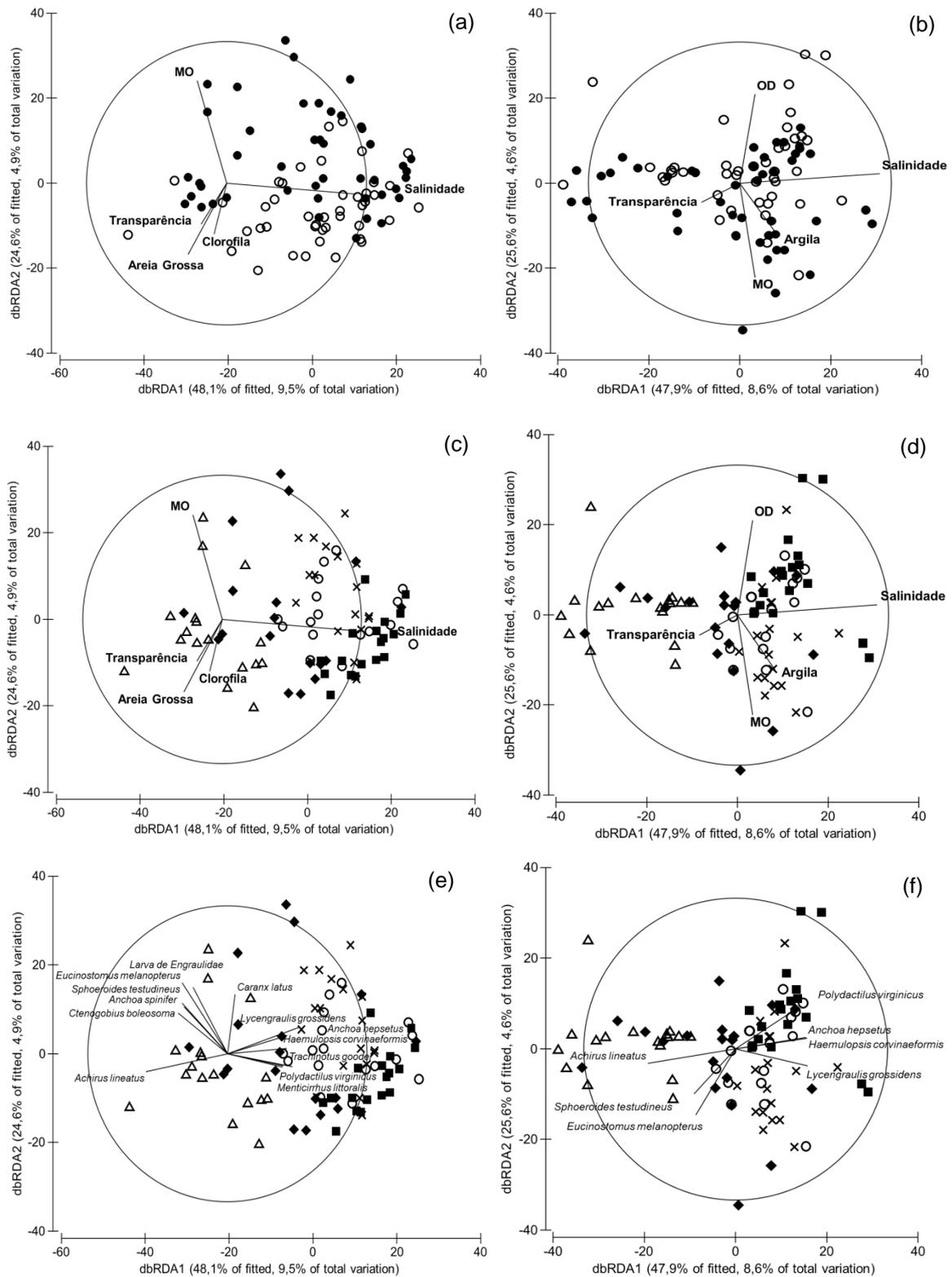


Figura 5 – Diagrama da ordenação dbRDA baseado sobre os dados de densidade (a, c, e) e biomassa (b, d, f) com a correlação das variáveis ambientais predictoras para os períodos (a, b) e biótopos (c, d) e as espécies que caracterizam os diferentes biótopos (e, f) do Estuário do Rio Mamanguape – PB. ■ – PA; ○ – FM; x – PM; ◆ – MA; ▲ – VM; ● – chuva; ○ – seca. Os vetores ilustram as correlações entre as variáveis ambientais originais e os eixos dbRDA.

Discussão

A estrutura e composição da ictiofauna apresentaram diferenças significativas no espaço e no tempo entre os biótopos do estuário do rio Mamanguape. A maior riqueza, densidade e biomassa das espécies foi registrada durante a estação chuvosa, representada principalmente por “*young-of-the-years*” decorrente do recrutamento na área. Esse registro foi acompanhado pelos menores valores da salinidade no período, que favoreceu, portanto, o estabelecimento de larvas e juvenis nos biótopos localizados principalmente na parte inferior do estuário (FM e PM). Esse resultado, segundo alguns estudos, está relacionado com o recrutamento de Gerreidae e Engraulidae durante a estação chuvosa, e outras espécies marinhas, que utilizam o estuário durante o desenvolvimento inicial do ciclo de vida (Araújo *et al.*, 2008; Pichler *et al.*, 2015; Possatto *et al.*, 2016; Sloterdijk *et al.*, 2017; Corrêa & Vianna, 2016).

A zona estuarina, caracterizada pela influencia de diversos fatores ambientais que sofrem variação no tempo e no espaço, tem a salinidade como um parâmetro preditor para explicar a distribuição espacial das assembleias de peixes, assim como o gradiente de riqueza e diversidade (Casemiro & Diniz-Filho, 2010). De acordo com o DistLM, a influência da salinidade restringiu a ocorrência de *C. boleosoma*, *A. lineatus*, *Poecilia vivipara* e *Coptodon rendalli* nas assembleias de peixes nos biótopos PA, FM e PM localizados em áreas mais salinas, enquanto uma elevada densidade de espécies como, *Trachinotus goodei*, *Polydactylus virginicus*, *Menticirrhus littoralis*, *A. hepsetus*, *L. grossidens* e *Haemulopsis corvinaeformis* foi registrada nestes locais. Essas espécies frequentemente tem sido associadas as áreas menos e mais salinas dos estuários, respectivamente, de acordo com Pichler *et al.*, (2017) e Neves *et al.*, (2013). Nesse caso, o stress fisiológico das maiores salinidades causa essa exclusão, uma vez que a capacidade de adaptação depende da fisiologia de cada espécie (Neves *et al.*, 2013; Sales *et al.*, 2018).

No entanto, os peixes dos biótopos MA e VM apresentaram influência de preditores ambientais como MO, transparência, clorofila e o substrato de areia grossa sobre a densidade. Essa influência abiótica permitiu o

estabelecimento de determinadas espécies como *S. testudineus*, *A. spinifer*, *C. boleosoma* e *A. lineatus*. Dentre essas espécies, o *S. testudineus* tem sido registrado com alta abundância em locais de baixa profundidade e de substrato areno-lodoso, característico do MA, pois fornecem condições para o estabelecimento de uma elevada densidade de *Anomalocardia flexuosa*, um dos itens principais da alimentação das espécies de baiacus (Chiaverini, 2008; Barros *et al.*, 2010; Palacios-Sánchez & Vega-Cendejas, 2010). Abordagens sobre a relação dos Pleuronectiformes e o tipo de substrato também tem sido associado com a habilidade dessas espécies se enterrarem de acordo com a granulometria do sedimento (Abookire & Norcross, 1998). Além disso, estudo desenvolvido por Giakoumi & Kokkoris (2013) infere sobre a importância da distribuição do tipo de substrato em estuários na estrutura da comunidade, sendo observada uma menor densidade, riqueza e biomassa em áreas arenosas mais homogêneas em relação aos locais com substrato mais heterogêneo. Em nosso caso as maiores porcentagens de areia foram registradas em PA e VM, onde foram registradas as menores densidades.

Assim como observado nos resultado da densidade, o DistLM também expõe a influência da salinidade nos dados espaciais de biomassa de diferentes espécies. Dentre elas, citamos os indivíduos da família Gerreidae que, quando em estágio larval se estabeleceram na FM (CT entre 9 e 23mm), e posteriormente são registrados como juvenis na PM (*E. melanopterus*) e no MA (*E. argenteus*). Essa dinâmica também foi observada para *L. grossidens*, porém de maneira inversa com o gradiente de salinidade: indivíduos na fase larval (CT entre 10 e 40mm) se estabeleceram nos biótopos de menor salinidade (MA) e posteriormente os juvenis e indivíduos adultos foram registrados em áreas mais salinas, como PA (CT > 29 mm). Esse padrão de movimentação também foi registrado por Pombo *et al.*, (2005) em um estuário português, com as espécies migrando para habitats mais profundos a medida que cresciam, a fim de minimizar a competição por alimento entre as diferentes classes de tamanho, afetando, dessa forma, o padrão de distribuição da biomassa dentro do estuário.

Essa estratégia de se distribuírem em habitats distintos de acordo com a fase de desenvolvimento, provavelmente, a fim de diminuir a competição

interespecífica e/ou intraespecífica, é um fenômeno reconhecido como *shifters* ontogenéticos (Adams *et al.*, 2006). Esses *shifters* ontogenéticos também são utilizados para reconhecer as áreas de berçário nos quais os Pequenos Juvenis se estabelecem como os Bancos de Fanerógamas ou Manguezais, o que favorece o aumento da densidade, crescimento e sobrevivência desses juvenis em comparação com seus habitats de origem, por exemplo, os recifes de corais (Gillanders *et al.*, 2003; Huijbers *et al.*, 2008).

Além dos fatores como a competição, alimentação e outros, o movimento das espécies de peixes entre os biótopos que compõe os estuários deve-se a busca do habitat ideal que favoreça o aumento do seu *fitness* (Furey *et al.*, 2013). Esses habitats ideais fornecem maior disponibilidade de alimento e redução dos riscos de predação e custos metabólicos (Kahler *et al.*, 2001). Porém, o habitat ideal pode variar de acordo com os estágios de desenvolvimento do indivíduo ou com o tempo, tendo em vista que os fatores (predação, alimentação) que influenciam esse *fitness* são dinâmicos, o que pode influenciar a direção do movimento dos indivíduos entre os diferentes biótopos (Bowler & Benton, 2005; Furey *et al.*, 2013)

Dentre os biótopos estudados no rio Mamanguape, as maiores valores de riqueza, densidade e biomassa foram registradas na Planície de Maré (PM). Esse biótopo é caracterizado como não vegetado e com uma baixa variedade de microhabitats (Oliveira *et al.*, 2016), e que, portanto, tem uma tendência de apresentar menor riqueza e densidade da ictiofauna. Essas conclusões também foram evidentes nos estudos de Hindell & Jenkins (2004), Tse *et al.*, (2008) e Nanjo *et al.*, (2014). Entretanto, a PM apresentou grande abundância de Pequenos Juvenis e Adultos em estágio de desova, conforme também foi observado por Clark & Pessanha (2015) para a *R. bahiensis* no mesmo ambiente. O estabelecimento dessas diferentes fases ontogenéticas nesse biótopo está associado a duas importantes características: 1) menor turbulência das águas devido a proteção contra a ação dos ventos e de ondas que favorecem menor gasto de energia com a natação, uma vez que a habilidade de natação dos peixes juvenis é afetada em locais de maior hidrodinâmica (Kimball *et al.*, 2017) e a 2) abundância e diversidade da fauna bentônica e zooplânctônica (holo e meroplâncton) que são importantes fontes

alimentares para peixes juvenis em áreas estuarinas (Laegdsgaard & Johnson, 2001; Chong *et al.*, 2012; Campos *et al.*, 2015). Além disso, a proximidade com habitats já descritos como áreas de berçário, como as FM, pode ter influenciado no estabelecimento desses juvenis na PM, tendo em vista que as PM, geralmente, desempenham um papel de corredor para a migração dos peixes, quando localizado entre biótopos mais complexos, seja durante forrageamento ou deslocamento ontogenético (Nagelkerken *et al.*, 2002; Connolly *et al.*, 2005; Oliveira & Pessanha, 2014; Clark & Pessanha, 2015; Lier *et al.*, 2018).

Apesar da variedade de biótopos no estuário do rio Mamanguape, as espécies apresentam uma preferência por biótopos, de acordo com os recursos disponíveis, tendo em vista que a qualidade dos biótopos é fundamental para sustentar a estrutura e estabilidade da comunidade de peixes (Fahrig, 2013). Essa especificidade permite uma distribuição mais ampla ou restrita dentro do estuário de acordo o seu nicho. Por exemplo, espécies mais generalistas em seu nicho espacial, como *Mugil brevisrostris*, *Mugil curema*, *A. brasiliensis*, *Caranx latus*, *Oligoplites saurus* e *S. testudineus*, apresentaram uma distribuição ampla ao longo dos biótopos e persistiram durante o ano, sendo consideradas espécies chaves desse ambiente estuarino, uma vez que são regionalmente comuns e localmente abundantes (Magurran *et al.*, 2011; Xavier *et al.*, 2012; Campos *et al.*, 2015; Claudino *et al.*, 2015; Araújo *et al.*, 2016; Garcia & Pessanha, 2017). Entretanto, algumas espécies tendem a ocorrer em biótopos exclusivos que podem está relacionado a sua morfologia e /ou fisiologia (Oliveira & Pessanha, 2014), como por exemplo, o *C. nobilis*, *T. goodei* e *D. crossotus* que são espécies restritas ao biótopo PA. Essas espécies são consideradas residentes dessas ambientes mais dinâmicos, e assim nesses habitats de alta energia desenvolvem formas do corpo adaptadas para minimizar os custos de energia provido do efeito das ondas (Wootton, 1992; McLachlan & Brown, 2006). Por outro lado, grandes piscívoros como *Centropomus undecimalis*, *C. paralelus*, *Lutjanus jocu* e *L. synagris* foram registradas nas áreas de mangue, onde a manobridade para nadar entre as raízes escoras permite a essas espécies capturarem as suas presas, conforme apontado por Dolbeth *et al.*, (2016).

As guildas também se distribuíram de acordo com as características dos biótopos que favorecem seu estabelecimento. O grupo de espécies do MED foi a mais abundante nos biótopos de PM e FM, sendo representada, em maior abundância pelos Pequenos Juvenis e Juvenis de Gerreidae e Engraulidae. Esse padrão também foi observado em alguns estudos realizados em ambientes estuarinos tropicais e subtropicais (Pichler *et al.*, 2015; Sales *et al.*, 2018) Esse padrão está ajustado com a abundância de larvas dessas famílias na estação chuvosa, quando é registrado o recrutamento de espécies marinhas que utilizam os estuários durante o seu desenvolvimento inicial do ciclo de vida (Pichler *et al.*, 2015; Possatto *et al.*, 2016). Esta abundância de espécies dependentes do estuário em determinada etapa do desenvolvimento nos biótopos de PM e FM enfatiza a importância destas áreas como berçário para diversas espécies de importância econômica e/ou ecológica.

O estuário do Rio Mamanguape apresentou características que o define como um ecossistema de importância para o recrutamento e estabelecimento de diversas espécies de peixes em determinada fase do seu ciclo de vida, principalmente para espécies MED, as mais abundantes dentro dos diversos biótopos. Essa distribuição das espécies nos diferentes biótopos foi influenciada diretamente pela variação de salinidade que restringiu o deslocamento de algumas espécies de acordo com sua capacidade de osmorregulação. Essa variação de salinidade, associada a diversos outros fatores biótico e abióticos favoreceu a elevada abundância de pequenos juvenis nas Planícies de Maré, que independente de sua baixa heterogeneidade estrutural demonstrou ser uma área de importância para o desenvolvimento de diversas espécies durante o estágio inicial do desenvolvimento. Isso demonstra a importância da inclusão das Planícies de Maré em planos de conservação, juntamente com os Manguezais e Bancos de Fanerógamas Marinhas, já descritas como áreas de berçário.

Referências

ABOOKIRE, A. A. & NORCROSS, B. L. (1998). Depth and substrate as determinants of distribution of juvenile flathead sole (*Hippoglossoides*

elassodon) and rock sole (*Pleuronectes bilineatus*), in Kachemak Bay, Alaska. *Journal of Sea Research* **39**, 113- 123.

ADAMS, A. J.; DAHLGREN, C. P.; KELLISON, G. T.; KENDALL, M. S.; LAYMAN, C. A.; LEY, J. A.; NAGELKERKEN, I. & J.SERAFY. (2006). Nursery function of tropical back-reef systems. *Marine Ecology Progress Series* **318**, 287-301.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. (2014). Köppen's climate classification map of Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* **22**, n. 6, 711-728, 2013.

ANDERSON, M. J. & MILLAR, R. B. (2004) Spatial variation and effects of habitat on temperate reef fish assemblages in northeastern New Zealand. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **305**, 191–221.

ANDERSON, M. J.; GORLEY, R. N. & CLARKE, K. R. (2008). PERMANOVA for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E, Plymouth, UK.

ARAÚJO, M. E.; TEIXEIRA, J. M. C. & OLIVEIRA, A. M. E. (2004). Peixes estuarinos do nordeste brasileiro: Guia Ilustrado. Editora Universitária UFPE e EFC, Recife.

ARAÚJO, F. G.; SILVA, M. A.; AZEVEDO, M. C. C. & SANTOS, J. N.S. (2008). Spawning season, recruitment and early life distribution of *Anchoa tricolor* (Spix and Agassiz, 1829) in a tropical bay in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* **68**, 823-829.

ARAÚJO, P. R. V.; COSTA, S. Y. L.; DUARTE, M. R. N. & PESSANHA, A. L. M. (2016). Feeding and spatial distribution of two estuarine puffer fish in a tropical estuary, north-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **98** (3), 581-588.

BARROS, J. C. N.; ARRUDA-FRANCISCO, J.; VASCONCELOS-FILHO, A. L. & TENORIO, D. O. (2010). Moluscos encontrados no trato digestivo de *Sphoeroides testudineus* (Linnaeus, 1758) (Teleostei: Tetradontida), no canal de Santa Cruz, Itamaracá-Pernambuco, Brasil. *Revista Brasileira Engenharia Pesca* **5**, 70-80.

BOWLER, D. E. & BENTON, T. G. (2005). Causes and consequences of animal dispersal strategies: relating individual behaviour to spatial dynamics. *Biological Reviews* **80**, 205–225.

BROWN, A. C. & MCLACHLAN, A. (1990) *Ecology of sandy shores*. Elsevier, Amsterdam.

CAMPOS, D. M. A. R.; SILVA, A. F.; SALES, N. S.; OLIVEIRA, R. E. M. C. C. & PESSANHA, A. L. M. (2015). Trophic relationship among fish assemblages in a mudflat within Brazilian marine protected area. *Brazilian Journal of Oceanography* **63**, 135-146.

CASSEMIRO, F.A.S. & DINIZ-FILHO, J. A. F. (2010). The cost of assuming the unknown: the debate surrounding the use of the metabolic theory of ecology to explain richness gradients. *Ecology*.

CHIAVERINI A.P. (2008) Ecologia Trófica de *Sphoeroides testudineus* Linnaeus, 1758 e *Sphoeroides greeleyi* Gilbert, 1900 da Gamboa do Perequê, Pontal do Sul, Paraná, Brasil. Master's Thesis. Universidade Federal do Paraná, Paraná, Brazil.

CHONG, V. C.; TEOH, H. W.; OOI, A. L.; JAMIZAN, A. R. & TANAKA, K. (2012). Ingression and feeding habits of fish in Matang coastal mudflats, Malaysia. *JIRCAS Working Report* **75**, 15–24.

CLARK, F. J. K. & PESSANHA, A. L. M. (2015). Diet and ontogenetic shift in hábitat use by *Rhinosardinia bahiensis* in tropical semi-arid estuary, north-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **95**, 175-183.

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

CONNOLLY, R. M.; GORMAN, D.; GUEST, M. A. (2005). Movement of carbono among estuarine hábitats and its assimilation by invertebrates. *Oecologia* **144**, 684–691.

CORRÊA, B. & VIANNA, M. (2016). Spatial and temporal distribution patterns of the silver mojarra *Eucinostomus argenteus* (Perciformes: Gerreidae) in a tropical semi-enclosed bay. *Journal of Fish Biology* **89**, 641–660.

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

FAHRIG, LENORE. Rethinking patch size and isolation effects: the hábitat amount hypothesis (2013). *Journal of Biogeography* **40**, n. 9, p. 1649-1663.

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

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

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

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

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

FLORES-VERDUGO, F.; GONZÁLEZ-FARÍAS, F. & RAMÍEZ-FLORES, O. (1990). Mangrove ecology, aquatic primary productivity, and fish community dynamics in the Teacapa'n-Agua Brava Lagoon-estuarine system (Mexican Pacific). *Estuaries* **13**, 219–230.

FUREY, N. B.; DANCE, M. A. & ROOKER, J; R. (2013). Fine-scale movements and hábitat use of juvenile Southern flounder *Paralichthys lethostigma* in an estuarine seascape. *Journal of Fish Biology* **82**, 1469–1483.

GARCIA, A. F. S. & PESSANHA, A. L. M. (2017). Temporal dynamics of tidal mudflat fish assemblages in north-eastern Brazil: short and medium-term variations. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **98** (7): 1745-1755.

GIAKOUMI, S. & KOKKORIS, G. D. (2013). Effects of hábitat and substrate complexity on shallow sublittoral fish assemblages in the Cyclades Archipelago, North-eastern Mediterranean sea. *Mediterranean Marine Science* **14**, 58-68.

GILLANDERS, B. M.; ABLE, K. W.; BROWN, J. A.; EGGLESTON, D. B. & SHERIDAN, P. F. (2003). Evidence of connectivity between juvenile and adult hábitats for mobile marine fauna: an important component of nurseries. *Marine Ecology Progress Series* **247**, 281- 295.

HINDELL, J. S. & JENKINS, G. P. (2004). Spatial and temporal variability in the assemblage structure of fishes associated with mangroves (*Avicennia marina*) and intertidal mudflats in temperate Australian embayments. *Marine Biology* **144**, 385–395.

HORTAL, J.; TRIANTIS, K. A.; MEIRI, S.; THEBAULT, E. & SFENTHOURAKIS, S. (2009). Island species richness increases with hábitat diversity.

HUIJBERS, C. M.; GROL, M. G. G. & NAGELKERKEN, I. (2008). Shallow patch reefs as alternative hábitats for early juveniles of some mangrove/seagrass-associated fish species in Bermuda. *Revista de Biología Tropical* **56**, 161-169.

HUMPHRIES, A. T.; LA PEYRE, M. K.; KIMBALL, M. E. & ROZAS, L. P. (2011). Testing the effect of hábitat structure and complexity on nekton assemblages using experimental oyster reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **409**, 17279.

IGULU, M. M.; NAGELKERKEN, I.; VAN DER VELDE, G. & MGAYA, Y. D. (2014). Mangrove fish production is largely fuelled by external food sources: a stable isotope analysis of fishes at the individual, species, and community levels from across the globe. *Ecosystems*.

IKEJIMA, K.; TONGNUNUI, P.; MEDEJ, T. & TANIUCHI, T. (2003). Juvenile and small fishes in a mangrove estuary in Trang province, Thailand: seasonal and hábitat differences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **56**, 447–457.

- JAUREGUIZAR, A. J.; MENNI, R.; GUERREIRO, R.; LASTA, C. (2004). Environmental factors structuring fish communities of the Rio de la Plata estuary. *Fisheries Research* **66**, 195-21.
- JENSEN, A. L. (1997). Origin of the relation between K and Linf and synthesis of relations among life history parameters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **54**, 987-989.
- KAHLER, T. H., RONI, P. & QUINN, T. P. (2001). Summer movement and growth of juvenile anadromous salmonids in small western Washington streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **58**, 1947–1956.
- KEHMEIER, J. W.; VALDEZ, R. A.; MEDLEY, C. N. & MYERS, O. B. (2007). Relationship of Fish Biótopo to Flow in a Sand-Bed Southwestern River. *North American Journal of Fisheries Management* **27**, 750–764.
- KIMBALL, M. E.; BOSWELL, K. M.; ROZAS, L. P.; BERWALDT, E. K. & RICHARDS, A. R. (2017). Swimming abilities of juvenile estuarine fishes: implications for passage at water control structures. *Wetlands Ecol Manage.*
- KIMIREI, I. A.; NAGELKERKEN, I.; GRIFFIOEN, B.; WAGNER, C.; MGAYA, Y. D. (2011). Ontogenetic hábitat use by mangrove/seagrass-associated coral reef fishes shows flexibility in time and space. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **92**, 47– 58.
- LAEGDSGAARD, P. & JOHNSON, C. (2001). Why do juvenile fish utilize mangrove hábitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **257**, 229-253.
- LIER, J. R. V.; HARASTI, D.; LAIRD, R.; NOBLE, M. M. & FULTON, C. J. (2017). Importance of soft canopy structure for labrid fish communities in estuarine biótopos. *Marine Biology* **164**, 1-11.
- LIER, J. R. V., WILSON, S. K., DEPCZYNSKI, M., WENGER, L. N., & FULTON, C. J. (2018). Hábitat connectivity and complexity underpin fish community structure across a seascape of tropical macroalgae meadows. *Landscape Ecology* **33**, 1287-1300.
- LUGENDO, B. R.; NAGELKERKEN, I.; VAN DER VELDE, G. & MGAYA, Y. D. (2006). The importance of mangroves, mud and sand flats, and seagrass beds as feeding areas for juvenile fishes in Chwaka Bay, Zanzibar: gut content and stable isotope analyses. *Journal of Fish Biology* **69**, 1639–1661.
- MAGALHÃES, K.M.; BORGES, J.C.G.; PITANGA, M.E. (2015). *Halophila baillonis* Ascherson: first population dynamics data for the Southern Hemisphere. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* **87**, 861-865.
- MAGURRAN, A. E.; KHACHONPISITSAK, S. & AHMAD, A. B. (2011). Biological diversity of fish communities: pattern and process. *Journal of Fish Biology* **79**, 1393–1412.
- MCARDLE, B. H.; ANDERSON, M. J. (2001). Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology* **82**, 290-297.

- MCLACHLAN, A.; BROWN, A. C. (2006). The ecology of sandy shores. Elsevier, Massachusetts.
- MENEZES, N. A. & FIGUEIREDO, J. L. (1980). Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3). Museu de Zoologia/USP, São Paulo.
- MENEZES, N. A. & FIGUEIREDO, J. L. (1985). Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. V. Teleostei (4). Museu de Zoologia/USP, São Paulo.
- MENEZES, N. A.; NIRCHIO, M.; OLIVEIRA, C. & SICCHARAMIREZ, R. (2015). 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* **3918**, 001–038.
- MORTON, J.K., GLADSTONE, W. (2011). Spatial, temporal and ontogenetic variation in the association of fishes (family Labridae) with rocky-reef habitats. *Marine and Freshwater Research* **62**, 870–884.
- NAGELKERKEN, I.; DORENBOSCH, M.; VERBERK, W. C. E. P.; COCHERET DE LA MORINIÈRE, E. & VAN DER VELDE, G. (2000). Importance of shallow water biotopes of a Caribbean bay for juvenile coral reef fishes: pattern in biotope association, community structure and spatial distribution. *Marine Ecology Progress Series* **202**, 175–192.
- NAGELKERKEN, I.; ROBERTS, C. M.; VAN DER VELDE, G.; DORENBOSCH, M.; VAN RIEL, M. C.; COCHERET DE LA MORINIÈRE, E. & NIENHUIS, P. H. (2002). How important are mangroves and seagrass beds for coral-reef fish? The nursery hypothesis tested on an island scale. *Marine Ecology Progress Series* **244**, 299–305.
- NANJO, K.; KOHNO, H.; NAKAMURA, Y.; HORINOUCI, M. & SANO, M. (2014). Differences in fish assemblage structure between vegetated and unvegetated microhabitats in relation to food abundance patterns in a mangrove creek. *Fisheries Science* **80**, 21-41.
- NEVES, L. M.; TEIXEIRA, T. P.; FRANCO, T. P.; PEREIRA, H. H. & ARAÚJO, F. G. (2013). 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* **9**, 661-675.
- NOBREGA, R.R.A.; NISHIDA, A.K. (2003). Aspectos socioeconômicos e percepção ambiental dos catadores de caranguejo-uçá *Ucides cordatus cordatus* (L. 1763) (Decapoda, Brachyura) do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil. *Interciência* **28**, 36-43.
- OLIVEIRA, R. E. M. C. C. & PESSANHA, A. L. M. (2014). Fish assemblages along a morphodynamic continuum on three tropical beaches. *Neotropical Ichthyology* **12**, 165-175.
- OLIVEIRA, R. R. S.; MACIEIRA, R. M. & GIARRIZZO, T. (2016). Ontogenetic shifts in fishes between vegetated and unvegetated tidepools: assessing the effect of physical structure on fish habitat selection. *Journal of Fish Biology* **89**, 959-976.

- PALACIOS-SÁNCHEZ, S. E. & VEGA-CENDEJAS, M. E. (2010). Cambios alimenticios en tres especies de Sphoeroides (Tetraodontiformes: Tetraodontidae) posterior al huracán Isidoro en Bocana de la Carbonera, Sureste del Golfo de México. *Revista de Biología Tropical* **58**, 1223-1235.
- PASQUAUD, S.; VASCONCELOS, R. P.; FRANÇA, S.; HENRIQUES, S.; COSTA, M. J. & CABRAL, H. (2015). Worldwide patterns of fish biodiversity in estuaries: effect of global vs. Local factors. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **154**, 122-128.
- PEREIRA, P. H. C.; FERREIRA, B. P. & REZENDE, S. M. (2010). Community structure of the ichthyofauna associated with seagrass beds (*Halodule wrightii*) in Formoso River estuary – Pernambuco, Brazil. *Annals of the Brazilian Academy of Sciences* **82**, n.3, 617-628.
- PICHLER, H. A., SPACH, H. L., GRAY, C. A., BROADHURST, M. K., JUNIOR, R. S. & NETO, J. F. O. (2015). Environmental influences on resident and transient fishes across shallowestuarine beaches and tidal flats in a Brazilian World Heritage area. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **164**, 482–492.
- PICHLER, H. A.; GRAY, C. A.; BROADHURST, M. K.; SPACHII, H. L. & NAGELKERKEN, I. (2017). Seasonal and environmental influences on recruitment patterns and hábitat usage among resident and transiente fishes in a World Heritage Site subtropical estuary. *Journal of Fish Biology* **90**, 396–416.
- POMBO, L.; ELLIOTT, M. & REBELO, J. E. (2005). Environmental influences on fish assemblage distribution of na estuarine coastal lagoon, Ria de Aveiro (Portugal). *Scientia Marina* **69**, 143-159.
- POSSATTO, F. E.; BROADHURST, M. K.; GRAY, C. A.; SPACH, H. L. & LAMOUR, M. R. (2016). Spatiotemporal variation among demersal ichthyofauna in a subtropical estuary bordering World Heritage Listed and marine protected areas: implications for resource management. *Marine and Freshwater Research* **68**, 703-717.
- POTTER, I. C.; TWEEDLEY, J. R.; ELLIOTT, M. & WHITFIELD, A. K. (2015). The ways in which fish use estuaries: a refinement and expansion of the guild approach. *Fish and Fisheries* **16**, 230–239.
- ROBINS, J.; MAYER, D.; STAUNTON-SMITH, J.; HALLIDAY, I.; SAWYNOK, B. & SELLIN, M. (2006). Variable growth rates of a tropical estuarine fish species (barramundi, *Lates calcarifer*) under different freshwater flow conditions. *Journal of Fish Biology* **69**, 379–391.
- ROUNTREE, R.A., AND K.W. ABLE. (2007). Spatial and temporal hábitat use patterns for salt marsh nekton: Implications for ecological functions. *Aquatic Ecology* **41**, 25–45.
- SALES, N. S. S.; DIAS, T. L. P.; BAETA, A. & PESSANHA, A. L. M. (2016). Dependence of juvenile reef fishes on semi-arid hypersaline estuary microhábitats as nurseries. *Journal of Fish Biology* **89**, 661-679.

- SALES, N. S. S.; BAETA, A. S. B. V.; LIMA, L. G. & PESSANHA, A. L. M. (2018). Do the shallow-water habitats of a hypersaline tropical estuary act as nursery grounds for fishes? *Marine Ecology* **39**, 1-12.
- SELLESLAGH, J.; AMARA, R.; LAFFARGUE, P.; LESOURD, S.; LEPAGE, M. & GIRARDIN, M. (2009). Fish composition and assemblage structure in three Eastern English Channel macrotidal estuaries: a comparison with other French estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **81**, 149–159.
- SILVA, K.G.; PALUDO, D.; OLIVEIRA, E.M.A.; LIMA, R.P.; SOAVINSKI, R.J. (2011). Distribution and occurrence of manatee (*Trichechus manatus*) in the Mamanguape River estuary, Paraíba, Brazil. *Natural Resources Research* **1**, 5-14.
- SLOTEDIJK, H.; BREHMER, P.; SADIO, O.; MÜLLER, H.; DÖRING, J. & EKAU, W. (2017). Composition and structure of the larval fish community related to environmental parameters in a tropical estuary impacted by climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **197**, 10-26.
- TSE, P.; NIP, T. H. M. & WONGCK, C. K. (2008) Nursery function of mangrove: A comparison with mudflat in terms of fish species composition and fish diet. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **80**, 235-242.
- WETZEL, R. G.; LINKENS, G. E. *Limnological analysis*. 2ed. Springer Verlag, New York, 1991.
- WILSON, S. K.; GRAHAM, N. A. J.; PRATCHETT, M. S.; JONES, G. P. & POLUNIN, N. V. C. (2006) Multiple disturbances and the global degradation of coral reefs: Are reef fishes at risk or resilient? *Global Change Biology* **12**, 2220–2234.
- WOOTTON, R. J. (1992). *Fish Ecology*. London, Blackie and Son Limited.
- WORISCHKA, S.; HELLMANN, C.; BERENDONK, T. U. & WINKELMANN, C. (2014). Fish predation can induce biotope-specific differences in food web structures in small stream ecosystems. *Aquatic Ecology* **48**, 367–378.
- 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. (2012). Fish assemblage of the Mamanguape Environmental Protection Area, NE Brazil: abundance, composition and microhabitat availability along the mangrove-reef gradient. *Neotropical Ichthyology* **10**, 109-122.
- ZAR, J. H. (1999). *Biostatistical Analysis*, 4th edn. Englewood Cliffs, NJ: Prentice Hall. 663 pages.
- ZENI, J. O.; SANTOS, A. C. & CARVALHO, F. R. (2015). Contribution of different biótopos to the maintenance of fish richness and diversity in the lower Preto River. *Acta Scientiarum. Biological Sciences Maringá* **37**, 301-308.

Apêndice 1

Teste Pair-Wise da PERMANOVA das variáveis ambientais entre as estações (chuva e seca) e os biótopos: Praia Arenosa (PA), Fanerógama Marinha (FM), Planície de Maré (PM), Manguezal (MA), Vegetação Marginal (VM) do Estuário do Rio Mamanguape, durante 2015 e 2016. Chuva (CH) e Seca (SE). * valores significativos: *P<0.05, **P<0.001, ***P<0.0001.

	Grupo	Salinidade		Temperatura (°C)		pH		OD (mg/l)		Transparência (cm)		TDS (mg/l)		Clorofila (µl)		MO (g)			
		t		t		t		t		t		t		t		t			
Estações	Chuva	FM, MA	5,4929	***	0,5279	-	-	-	6,4815	***	6,5498	***	5,3855	***	-	-	2,6878	**	
		FM, PM	0,3146	-	1,0874	-	-	-	2,1064	*	3,3093	**	0,3040	-	-	-	3,2830	**	
		FM, PA	3,4171	*	1,2650	-	-	-	1,0098	-	4,6267	***	3,1508	**	-	-	2,3158	**	
		FM, VM	57,9730	***	0,6477	-	-	-	4,1450	**	4,6042	***	3,2846	**	-	-	0,4974	-	
		MA, PM	5,5765	***	1,4076	-	-	-	3,9700	***	4,1347	**	5,4350	***	-	-	8,0001	-	
		MA, PA	6,1816	***	0,6136	-	-	-	9,5944	***	3,4250	**	4,8623	***	-	-	3,8153	***	
		MA, VM	5,6036	***	0,1062	-	-	-	3,9764	**	0,5685	-	1,0905	-	-	-	2,0171	*	
		PM, PA	3,0699	*	1,8438	*	-	-	2,7247	*	1,0475	-	3,4505	**	-	-	4,8065	***	
		PM, VM	59,0420	***	1,4723	-	-	-	1,3642	-	2,7311	**	3,3287	**	-	-	2,3202	*	
		PA, VM	97,5840	***	0,5049	-	-	-	7,9426	***	2,1334	*	2,8470	**	-	-	1,9366	*	
Estações	Seca	FM, MA	7,4247	***	0,5220	-	-	-	2,0733	*	0,6711	-	4,0225	***	-	-	3,0187	**	
		FM, PM	0,5770	-	2,3168	*	-	-	1,1572	-	1,2952	-	0,8210	-	-	-	0,7722	-	
		FM, PA	0,7787	-	2,3283	*	-	-	0,5281	-	1,1583	-	0,9919	-	-	-	3,4043	**	
		FM, VM	13,8540	***	3,5296	**	-	-	0,3220	-	2,2705	*	1,5175	-	-	-	5,3848	***	
		MA, PM	7,1970	***	1,8594	-	-	-	1,0761	-	1,7821	-	3,8876	***	-	-	3,6944	**	
		MA, PA	7,2135	***	1,7567	-	-	-	2,4821	**	1,8241	-	4,0025	**	-	-	0,2239	-	
		MA, VM	6,0598	***	2,9768	*	-	-	1,9355	-	1,7019	-	2,3799	*	-	-	2,7700	**	
		PM, PA	1,1458	-	0,3503	-	-	-	1,6444	-	0,3738	-	1,5019	-	-	-	4,0484	**	
		PM, VM	13,6350	***	0,7932	-	-	-	0,9127	-	2,8175	**	1,5448	-	-	-	5,8878	***	
		PA, VM	13,3050	***	1,2687	-	-	-	0,8623	-	3,2991	**	1,4224	-	-	-	4,0191	**	
Biótopos	PA	CH, SE	6,7245	***	7,3638	***	2,9003	*	2,7300	**	3,3972	**	-	-	1,4599	-	2,0037	-	
		FM	CH, SE	9,3117	***	4,8340	***	3,2314	*	2,3245	*	0,1106	-	-	-	1,1014	-	1,2368	-
		PM	CH, SE	8,1586	***	3,4828	**	3,1246	*	1,9808	*	1,4422	-	-	-	3,2736	**	1,6020	-
		MA	CH, SE	3,6350	**	5,1539	***	2,3738	*	1,9223	-	7,1825	***	-	-	1,8057	-	3,7613	**
		VM	CH, SE	8,7583	***	7,3124	***	1,723	-	3,3041	***	5,6503	***	-	-	0,6622	-	3,2368	**

Apêndice 2

Teste Pair-Wise da PERMANOVA da densidade, riqueza e biomassa entre as estações (chuva e seca) e os biótopos: Praia Arenosa (PA), Fanerógama Marinha (FM), Planície de Maré (PM), Manguezal (MA), Vegetação Marginal (VM) do Estuário do Rio Mamanguape, durante 2015 e 2016. Chuva (CH) e Seca (SE). * valores significativos: *P<0.05, **P<0.001, ***P<0.0001.

	Grupo	Densidade (ind./m ²)		Riqueza (espécie./m ²)		Biomassa (g/m ²)		
		t		t		t		
Estações	Chuva	FM, MA	1,7942	**	3,1006	*	1,6932	-
		FM, PM	1,4763	*	4,2973	**	1,6097	-
		FM, PA	1,8411	**	1,9977	*	3,4934	**
		FM, VM	2,0099	***	1,6629	-	3,5435	**
		MA, PM	1,3843	*	0,2888	-	3,6312	**
		MA, PA	2,7457	***	4,2468	***	2,3519	*
		MA, VM	1,5479	**	3,5537	**	2,6879	**
		PM, PA	2,7458	***	5,3592	***	5,1795	***
		PM, VM	2,0999	**	4,1037	***	4,8184	***
	PA, VM	2,6364	***	0,3349	-	0,8424	-	
	Seca	FM, MA	2,6209	**	1,5157	-	0,9556	-
		FM, PM	1,5322	*	2,4374	*	3,2303	*
		FM, PA	2,1040	***	3,3085	**	3,2804	**
		FM, VM	2,6651	**	3,1534	*	3,6792	**
		MA, PM	2,2811	***	4,1630	***	4,8814	***
		MA, PA	3,0200	**	1,7209	-	3,0119	*
		MA, VM	1,3871	*	1,7174	-	3,2241	*
		PM, PA	2,5245	**	6,5235	***	5,8505	***
PM, VM		2,4849	***	5,7706	***	8,0324	***	
PA, VM	2,7796	**	0,2290	-	1,2059	-		
Biótopos	PA	CH, SE	1,7404	**	3,0778	*	1,9656	*
	FM	CH, SE	1,4262	*	0,9666	-	1,4062	-
	PM	CH, SE	1,6743	***	1,8707	-	0,2618	-
	MA	CH, SE	2,2421	**	4,5915	***	1,1266	-
	VM	CH, SE	1,6133	**	2,3795	*	0,9371	-

Continuação.

Família e espécies	GE	CT	Chuva																Seca															
			Abundância					Biomassa (g)					Abundância					Biomassa (g)																
			PA	FM	PM	MA	VM	PA	FM	PM	MA	VM	PA	FM	PM	MA	VM	PA	FM	PM	MA	VM												
<i>Diapterus auratus</i>	MED	20-83	0	0	3	0	3	0	0	9,08	0	10,07	0	4	86	47	12	0	31,61	188,01	106,86	10,86												
<i>Eugerres brasiliensis</i>	MED	20-75	0	0	8	6	0	0	0	15,78	15,39	0	0	0	34	4	0	0	0	58	2,63	0												
Haemulidae																																		
<i>Anisotremus surinamensis</i>	MED	26-121	0	0	6	0	0	0	0	49,78	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0												
<i>Conodon nobilis</i>	MEO	33	1	0	0	0	0	0,58	0	0	0	115	0	0	0	0	0	379,59	0	0	0	0												
<i>Haemulon parra</i>	MED	102	0	0	1	0	0	0	0	14,54	0	0	0	0	37	0	0	0	0	119,98	0	0												
<i>Orthopristes ruber</i>	MED		0	0	0	0	1	0	0	0	0,21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0												
<i>Haemulopsis corvinaeformis</i>	MED	13-152	36	12	3	0	0	308,64	43,91	45,65	0	8	105	47	0	0	0	42,44	401,71	299,48	0	0												
<i>Pomadasy s ramosus</i>	MED	78	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	4,52												
Polynemidae																																		
<i>Polydactylus virginicus</i>	MED	28-129	67	6	0	0	0	122,66	17,62	0	0	11	21	1	0	0	0	13,6	70,17	16,24	0	0												
Sciaenidae																																		
Larva de Sciaenidae	-	10-17	4	0	0	0	0	0,09	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0												
<i>Bairdiella ronchus</i>	MED	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0,02	0	0	0												
<i>Cynoscion leiarchus</i>	MEO	20-87	0	28	0	0	0	0	52,92	0	0	0	7	0	0	0	0	0	7,01	0	0	0												
<i>Menticirrhus americanus</i>	MEO	25	1	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0												
<i>Menticirrhus littoralis</i>	MEO	21-228	11	5	0	0	0	40,83	33,11	0	0	10	4	2	0	0	0	146,66	12,04	149,92	0	0												
<i>Ophioscion punctatissimus</i>	MED	53	0	0	1	0	0	0	0	1,32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0												
<i>Stellifer rastriifer</i>	MED	13-71	1	0	0	6	0	0,06	0	0	3,11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0												
<i>Stellifer stellifer</i>	MED	81	1	0	0	0	0	5,16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0												
Mullidae																																		
<i>Pseudupeneus maculatus</i>	MED	44	0	1	0	0	0	0	0,57	0	0	0	5	1	0	0	0	0	19,29	4,62	0	0												
Cichlidae																																		
<i>Coptodon rendalli</i>	DO	20-26	0	0	0	2	1	0	0	0	0,13	0,13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0												
Scaridae																																		
<i>Nicholsina usta</i>	MEO	15-140	0	0	16	0	0	0	0	64,49	0	0	16,42	95,03	0	0	0	0	16,42	95,03	0	0												
Dactyloscopidae																																		
<i>Dactyloscopus crossotus</i>	MO	25-52	4	0	0	0	0	2,47	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0,19	0	0	0	0												
Eleotridae																																		
<i>Eleotris pisonis</i>	SE	51	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1												
<i>Erotelis smaragdus</i>	SE	50-66	0	1	1	0	0	0	0,62	1,44	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0												
Gobiidae																																		
<i>Bathygobius soporator</i>	SE	18-121	0	8	51	4	2	0	52,44	342,11	31,12	12,68	0	4	32	5	4	0	23,54	227,55	21,36	22,83												
<i>Ctenogobius boleosoma</i>	SE	12-61	0	31	158	76	34	0	5,25	28,83	15,88	7,82	1	131	18	16	48	0,11	14,55	3,54	2,16	6,09												
<i>Gobionellus oceanicus</i>	SE	56-166	0	0	0	4	0	0	0	0	35,63	0	0	1	0	0	0	0	0	15,09	0	0												
<i>Ctenogobius smaragdus</i>	MED	76	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2,42	0	0												
<i>Ctenogobius stigmaticus</i>	SE	27	0	0	1	0	0	0	0	0,31	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0,06	0	0												
<i>Gobionellus stomatus</i>	SE	15-106	0	12	20	3	0	0	0,78	4,1	3,69	0	0	1	0	0	0	0	0	3,16	0	0												
Larva de Gobiidae	-	11-13	0	0	2	0	1	0	0	0,01	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0												
Gobiidae sp.	-	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0,01												
Ephippidae																																		
<i>Chaetodipterus faber</i>	MED	23-81	0	6	3	2	0	0	5,47	7,3	17,01	0	0	35	5	0	0	0	117,82	18,55	0	0												
Acanthuridae																																		
<i>Acanthurus chirurgus</i>	MED	26-40	0	0	3	0	0	0	0	2,1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1,13	0	0												
Sphyraenidae																																		
<i>Sphyraena barracuda</i>	MO		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0,06	0	0	0												
Paralichthyidae																																		
<i>Citharichthys arenaceus</i>	MEO	43-90	0	3	0	1	0	0	10,23	0	0,42	0	2	1	0	2	5	7,65	2,21	0	0,07	23,92												
<i>Citharichthys cornutus</i>	MEO	11-66	0	2	1	1	0	0	2,45	0,04	0,01	0	0	0	1	0	0	0	0	0,12	0	0												
<i>Citharichthys macrops</i>	MED	10-94	1	4	13	41	16	0,05	21,13	9,72	10,06	2,51	0	0	3	5	2	0	0	1,29	1,48	1,56												
<i>Citharichthys spilopterus</i>	MED	16-157	1	4	22	22	1	46,92	21,17	174,03	117,44	0,03	0	2	12	2	4	0	25,27	49,37	22,89	21,55												
<i>Etropus crossotus</i>	SE	15	0	0	1	0	0	0	0	0,02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0												
<i>Syacium micrurum</i>	MEO	44-77	0	1	2	0	0	0	2,1	4,34	0	0	0	1	0	0	0	0	10,24	0	0	0												
<i>Paralichthys brasiliensis</i>	MEO	55	0	0	1	0	0	0	0	1,37	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0												
Larva de Paralichthyidae	-	10	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0												
Achiniidae																																		
<i>Achinus declives</i>	MED	46-91	0	0	0	0	4	0	0	0	0	8,49	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0												
<i>Achinus lineatus</i>	MED	8-95	0	2	6	28	11	0	12,48	11,06	128,14	12,8	0	6	10	78	33	0	2,58	18,05	161,82	50,07												
<i>Gymnachius nudus</i>	MED	12	0	1	0	0	0	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0												
<i>Trinectes paulistanus</i>	EM	18-99	0	0	0	10	0	0	0	0	86,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0												
<i>Trinectes microphthalmus</i>	SE	31-42	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0,56	2,27												
Cynoglossidae																																		
<i>Symphurus tessellatus</i>	MED	16-175	0	6	2	4	2	0	4,15	13,99	27,69	0,35	0	3	2	0	0	0	5,59	52,24	0	0												
Tetraodontidae																																		
<i>Colomesus psittacus</i>	SE	15-82	0	0	1	0	1	0	0	1,09	0	14,02	0	0	1	0	1	0	0	210,64	0	0,1												
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	MEO	171	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0,62	0	67,02	0	0												
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	MED	10-120	0	45	156	10	1	0	410,29	1083,61	46,75	6,41	1	33	217	7	0	2,68	52,35	693,45	8,44	0												
<i>Sphoeroides spengleri</i>	MEO	15-73	0	2	8	0	0	0	1,62	7,98	0	0	0	29	10	0																		



CAPÍTULO II

**ELEMENTOS DA ESTRUTURA DA METACOMUNIDADE
DE PEIXES EM UM ESTUÁRIO TROPICAL: EFEITOS
DOS BIÓTOPOS E FATORES AMBIENTAIS**

SEROPÉDICA – RJ

2019

Resumo

A heterogeneidade de habitats presentes no ecossistema estuarino associada ao gradiente ambiental afeta diretamente na taxa de dispersão e nos processos de recrutamento dos peixes juvenis o que permite alterações na estrutura da comunidade, ou seja, na dinâmica das metacomunidades. Assim, o nosso objetivo foi examinar os modelos da estrutura de metacomunidades através da aplicação da abordagem EEM (Elementos de Estrutura de Metacomunidades), que se baseia no padrão de distribuição das espécies ao longo de um gradiente ambiental. O estudo da metacomunidade foi desenvolvido em cinco biótopos (Praia, Fanerógama Marinha, Planície de Maré, Manguezal e Vegetação Marginal) distribuídos ao longo do Estuário do Rio Mamanguape-PB. Cada biótopo foi considerado uma comunidade local nos quais foram calculadas três métricas que definem a estrutura da metacomunidade: a coerência (*coherence*), a substituição (*turnover*) e a coincidência de limites (*boundary clumping*). Essa metacomunidade foi correlacionada com as variáveis ambientais a fim de detectar seu papel de filtragem na distribuição das espécies. No geral, as comunidades locais descrevem um ambiente heterogêneo que induz a fortes respostas na estrutura metacomunitária como a formação de padrões clementsianos, onde um grupo de espécies pode apresentar fisiologia e/ou restrições evolutivas semelhantes, resultando em uma resposta comum ao gradiente ambiental e a preferências por determinados biótopos. No entanto, a Praia e a Fanerógama Marinha apresentaram uma estrutura aleatória onde a distribuição das espécies não pode ser caracterizada por gradiente ambiental, possivelmente devido a uma diversidade de estratégias de história de vida ou tolerâncias ambientais que permite a cada espécie se dispersar independentemente das variações ambientais. Assim, em determinados biótopos variáveis como a salinidade desempenharam um papel importante como filtro ambiental nas comunidades o que reduz a dispersão de diversas espécies de peixes juvenis entre os diversos biótopos, alterando os padrões de metacomunidade.

Palavras-chave: Clementsiano; Aleatório; Peixes juvenis; Biótopos.

Abstract

The heterogeneity of habitats present in estuarine ecosystem associated with environmental gradient directly affect the dispersion rate and recruitment processes of juvenile fish, which allows changes in community structure, that is, in dynamics of metacommunities. Thus, our objective was examine the metacommunity structure models through application of the Elements of Metacommunity Structure (EMS) approach, which is based on distribution pattern of species along an environmental gradient. The metacommunity study was developed in five biotopes (Beach, Seagrass, Mudflat, Mangrove and Marginal Vegetation) distributed along the Mamanguape River Estuary-PB. Each biotope was considered a local community in which three metrics were calculated that define the structure of metacommunity: coherence, turnover and boundary clumping. This metacommunity was correlated with environmental variables in order to detect its filtering role in distribution of the species. In general, local communities describe a heterogeneous environment that induces strong responses in meta-community structure, such as the formation of clementsian patterns, where a group of species may exhibit physiology and / or similar evolutionary constraints, resulting in a common response to environmental gradient and preferences for certain biotopes. However, beach and seagrass presented a random structure where the distribution of species cannot be characterized by an environmental gradient, possibly due to a diversity of life history strategies or environmental tolerances that allow each species to disperse independently of the variations environmental impacts. In addition, variables such as salinity play an important role as an environmental filter in communities, which reduces the dispersion of several species of juvenile fish among the various biotopes, changing patterns of metacommunity.

Keywords: Clementsian; Random; Juvenile fishes; Biotopes.

Introdução

Entender os mecanismos que determinam a distribuição das espécies em comunidades locais, sua abundância e suas interações com outras espécies é o tema central da ecologia de comunidades (Gascón *et al.*, 2016). Numa escala local, as contribuições dos fatores ambientais e a dispersão das espécies são reconhecidas como responsáveis por boa parte dessa variação composicional ao longo do gradiente ambiental em estuários tropicais (McAbendroth *et al.*, 2005; Weiher *et al.*, 2011). Atualmente, a rápida perda e fragmentação desses ecossistemas marinhos costeiros devido às atividades humanas (pressões por poluição industrial e/ou doméstica, sobre-exploração de recursos pesqueiros, destruição de habitats e a construção de represas) (Bloch & Klingbeil, 2014), aumentaram ainda mais o interesse pela ecologia espacial e fomentou o estudo da dinâmica das metacomunidades nesses ambientes (Davis *et al.*, 2014; Fernandes *et al.*, 2014; Penha *et al.*, 2017).

O conceito de metacomunidade conecta biogeografia e a ecologia de comunidades, tais como aqueles conceitos relacionados com a coocorrência de espécies entre comunidades (Leibold *et al.*, 2010), fazendo ainda uma ligação entre diversidade e a influência dos processos locais e regionais na estruturação das comunidades (Henriques-Silva *et al.*, 2013). Uma metacomunidade é considerada como um conjunto de comunidades ecológicas de diferentes locais ligadas por dispersão (Leibold & Mikkelsen, 2002; Aiken & Navarette, 2014), considerando assim, que cada comunidade pode ser representada por um grupo de espécies de um determinado local. O conceito de metacomunidades, portanto, combina duas características comuns: primeiro, que as espécies interagem de formas complexas e, segundo, que a heterogeneidade espacial e a fragmentação levam a manchas de habitats adequados a múltiplos modelos no espaço e no tempo pelas espécies (Heino *et al.*, 2015). Com isso, a identificação de uma metacomunidade ajuda a entender de que forma as ligações entre capacidade de dispersão, fatores ambientais e interações bióticas afetam na estrutura das comunidades dentro das paisagens (Leibold *et al.*, 2004; Cottenie, 2005).

Os ambientes estuarinos são considerados ecossistemas dinâmicos, e reconhecidos por comportar uma alta heterogeneidade espacial (em geral planícies de marés, manguezais, bancos de fanerógamas e macrolagas), além de uma grande variação na conectividade e extensão espacial dos habitats encontrados nessas áreas (Whitfield, 2016). Igualmente, os estuários tem um papel importante no ciclo de vida dos peixes devido a disponibilidade e qualidade dos recursos utilizados por esses organismos, e que, por conseguinte, tem forte influência nos altos níveis de diversidade biológica registrados nesses ambientes (Johnson *et al.*, 2012). Essa heterogeneidade associada com os gradientes ambientais afetam diretamente na taxa de dispersão e nos processos de recrutamento das espécies (Magoulick & Kobza, 2003), o que permite alterações na estrutura da comunidade, ou seja, na dinâmica das metacomunidades (Magalhães *et al.*, 2007; Falke & Fausch, 2010; Driver & Hoeinghaus, 2016). Os autores Booth *et al.* (2011) sugerem que os estuários, por serem consideradas áreas de transição entre o ambiente marinho e dulcícola, criam barreiras físicas que influenciam a dispersão, alimentação, reprodução e outros parâmetros do ciclo de vida dos peixes estuarinos (McAbendroth *et al.*, 2005, Weiher *et al.*, 2011). Conforme sugerido por Tonkin *et al.*, (2017), o conhecimento do modelo da estrutura das metacomunidades ajudam no entendimento sobre os processos que fazem a relação entre riqueza de espécies e heterogeneidade ambiental, ajudando nos esforços de conservação ao caracterizar como a diversidade é distribuída e como o ambiente a influencia.

Usando exemplos de diferentes organismos, os padrões das estruturas de metacomunidades têm sido reportados para diferentes comunidades, sejam elas terrestres ou aquáticas. Em ambientes terrestres há descrições desses padrões para vegetação (Keith *et al.*, 2011), morcegos (López-González *et al.*, 2012) e gastrópodes (Presley *et al.*, 2011), enquanto que nos ambientes aquáticos, principalmente dulcícolas, os peixes são organismos mais analisados nos diversos estudos (Henriques-Silva *et al.*, 2013; Fernandes *et al.*, 2014; Torres & Higgins, 2016; Eros *et al.*, 2017). No entanto, estudos que relacionem a influência dos filtros ambientais na estrutura e dinâmica das metacomunidades de espécies de peixes nos estuários ainda são escassos

(Sanvicente-Añorve *et al.*, 2011; Moritz *et al.*, 2013; Davis *et al.*, 2014), principalmente quando comparados a estudos realizados com outros organismos (Keith *et al.*, 2011; López-González *et al.*, 2012; Henriques-Silva *et al.*, 2013; Dallas & Drake, 2014; Bloch & Klingbeil, 2014; Gascón *et al.*, 2016; Eros *et al.*, 2017). Assim, estudos que façam a ligação entre fatores ambientais, e seus efeitos sobre a comunidade de peixes e sua importância relativa em diferentes biótopos estuarinos (comunidades locais) são necessários para entender melhor as relações entre a heterogeneidade e a alta densidade encontrada nesses ecossistemas.

O ambiente estuarino devido suas variações nas condições ambientais ditados pelos movimentos das marés e pela contribuição da drenagem continental, constituem uma oportunidade para testar eventuais organizações de metacomunidades. Isso se deve ao fato de que, os ambientes estuarinos possuem um *continuum* de gradientes ambientais que garantem a dispersão entre comunidades não isoladas, influenciando os padrões de diversidade através de múltiplas escalas espaciais e temporais (Heino *et al.*, 2015). Nesse estudo, levantamos as seguintes perguntas: 1) a comunidade de peixes de um estuário tropical exibe alguma estrutura de metacomunidade para o conjunto de seus biótopos? 2) o padrão encontrado se repete quando analisamos isoladamente cada comunidade local desses biótopos? Portanto nós hipotetizamos que cada biótopo terá uma forte influência sobre a estrutura da metacomunidade de peixes estuarinos. Portanto nós esperamos que os biótopos mais estruturados, como aqueles biótopos vegetados, apresentem uma estrutura não aninhada em relação àqueles que são biótopos com características mais homogêneas. Assim, o nosso objetivo foi examinar os modelos da estrutura de metacomunidades através da aplicação da abordagem EEM (Elementos de Estrutura de Metacomunidades) (Leibold *et al.*, 2004), que se baseia no padrão de distribuição das espécies ao longo de um gradiente ambiental. Os resultados baseados nos três elementos da EEM (coerência, turnover e coincidência de limites) terão importantes implicações para nosso entendimento dos modelos espaciais de coocorrências das espécies de peixes em estuários tropicais.

Materiais e Métodos

Área de Estudo

O estuário do rio Mamanguape é constituído por uma área de 16.400 hectares de manguezal que está inserido na Área de Proteção Ambiental (APA) de Barra de Mamanguape (CERHPB, 2004), localizado no litoral norte do estado da Paraíba, entre 6° 43' 02"S e 35° 67' 46" O (Fig.1). Apresenta aproximadamente 25 km de extensão, 1 a 5 m de profundidade nas zonas de canais e uma largura máxima de cerca de 2,5 km na desembocadura (Nobrega & Nishida, 2003; Silva *et al.*, 2011). Uma importante característica desse estuário é ter em sua foz a presença de costão arenítico (com cerca de 13 km metros de extensão), que fecha parcialmente o estuário e o protege da força das ondas. O clima da região é do tipo AS' de Köppen, quente e úmido (Alvares *et al.*, 2014). A estação chuvosa tem início em fevereiro, prolongando-se até julho, com precipitações máximas em abril, maio e junho; a estação seca ocorre na primavera-verão, com estiagem mais rigorosa nos meses de outubro a dezembro. A precipitação anual normal situa-se entre 1750 e 2000 mm anuais (Alvares *et al.*, 2014).

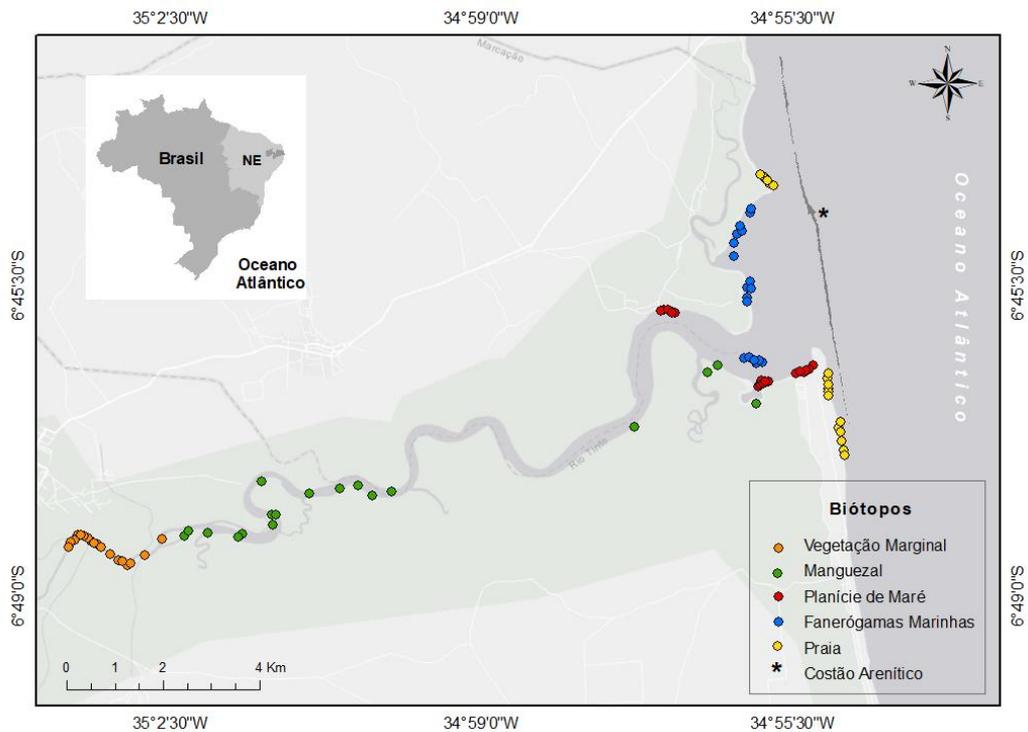


Figura 1- Localização geográfica do Estuário do rio Mamanguape, PB com indicações dos diferentes biótopos amostrados.

Nesse estuário podemos verificar uma heterogeneidade espacial ao longo do ecossistema representado por diferentes biótopos, dispostos ao longo de um gradiente de salinidade. Em nosso estudo foram escolhidos cinco biótopos com base na influência da salinidade, o tipo de substrato e a presença de vegetação sob ou próximo ao hábitat: Praias Arenosas (PA), os Bancos de Fanerógamas Marinhas (*seagrass*) (FM), Planícies de Maré Lamosa (*mudflats*) (PM), Manguezais (MA) e Vegetações Marginais (VM). Na tabela abaixo são apresentadas as principais características que os diferenciam:

Tabela 1 – Descrição das características estruturais, química e físicas dos cinco biótopos presentes no estuário do Rio Mamanguape – PB. PA – Praia; FM – Fanerógama Marinha; PM – Planície de Maré; MA – Manguezal; VM – Vegetação Marginal.

Hábitat	Sedimento	Salinidade	Cobertura vegetal	Outras Características	Referência
PA	Areia grossa e fina; pouca quantidade de matéria orgânica	> 35	Ausente	Praias refletivas próximas ao costão arenítico na foz do estuário.	Oliveira & Pessanha, 2014
FM	Areia fina e areia média; pouca quantidade de matéria orgânica	> 35	<i>Halodule wrightii</i> , <i>Halophila decipiens</i> e <i>H. baillonis</i>	Presença de bivalves sendo uma importante área de mariscagem.	Xavier <i>et al.</i> , 2012; Magalhães <i>et al.</i> , 2015;
PM	Silte	> 35	Ausente	Grandes áreas ficam descobertas durante a baixa mar.	Xavier <i>et al.</i> , 2012; Oliveira & Pessanha, 2014
MA	Silte e argila, e grande quantidade de matéria orgânica	28 < sal > 35	<i>Rhizophora mangle</i> , <i>Avicennia schaweriana</i> e <i>Laguncularia racemosa</i>	Vegetação do manguezal formando uma franja próximo ao local de amostragens.	Xavier <i>et al.</i> , 2012; Oliveira & Pessanha, 2014
VM	Areia grossa	< 20	Vegetação ripária	Vegetação formando uma franja nas margens, junto a mata ciliar.	Xavier <i>et al.</i> , 2012 e esse estudo

Amostragem da Ictiofauna e das Variáveis

Um total de 90 pontos foram amostrados durante seis excursões realizadas na baixa-mar de sizígia da lua nova no estuário do rio Mamanguape. As coletas foram realizadas durante três meses no período de chuva (junho, julho e agosto de 2015) e três meses no período de seca (outubro e novembro de 2015, e janeiro de 2016). Para cada uma das coletas foi estabelecido o seguinte protocolo amostral: 5 biótopos x 3 locais x 3 repetições x 2 estações. No intuito de padronizar as amostragens em cada biótopo, foram realizados três arrastos paralelos para captura dos indivíduos, utilizando uma rede do tipo picaré (12 m de comprimento x 1,5 m de altura; saco 3m; malha nas laterais 25mm e no saco 5mm entre nós adjacentes). Cada arrasto teve a duração de três minutos, com as posições iniciais e finais registradas com GPS (Global Positioning System) para posterior cálculo da área arrastada.

Em cada arrasto foram mensurados os parâmetros ambientais *in situ* de Temperatura (°C), pH, Salinidade, Sólidos Totais Dissolvidos (TDS, mg/l), Gravidade Específica da Água do Mar (SSG) e Oxigênio Dissolvido (OD, mg/l) com a utilização de sonda multiparamétrica. Os valores de transparência e profundidade foram mensurados com o disco de Secchi e profundímetro, respectivamente. Porém, devido a baixa profundidade dos locais de amostragem, os valores de profundidade foram associados a transparência através do cálculo de razão e proporção (transparência cm × 100 / profundidade cm).

Para a determinação da granulometria e matéria orgânica foram coletadas amostras de sedimento subtidal (50 cm profundidade) e intertidal. O teor de matéria orgânica foi quantificado pela diferença entre o peso do sedimento após secagem em estufa a 60°C durante 72 h, geralmente 3 g, e o peso do sedimento após incineração a 500°C durante 8h. A análise da granulometria foi realizada por separação mecânica através de uma coluna de peneiras com diferentes tamanhos de malha, seguindo Brown & McLachland (1990). Além disso, foi analisada a Clorofila a (µg/l) seguindo a metodologia proposta por Wetzel & Likens (1991).

Em laboratório cada indivíduo foi identificado até o nível de espécie, utilizando chaves de identificação (Figueiredo; Menezes, 1978, 1980, 1985, 2000; Menezes; Figueiredo, 1980, 1984; Araújo et al., 2004; Menezes et al., 2015); no caso de algumas larvas, essas foram deixadas no nível de família. Todos os indivíduos capturados tiveram o comprimento total (TL, mm) e o peso (g) medidos.

Análise das variáveis ambientais

Os dados abióticos foram transformados em $\log(x+1)$, sendo posteriormente utilizados para produzir uma matriz de similaridade utilizando a distância euclidiana. A fim de testar a relação das variáveis ambientais com a metacomunidade (fator fixo, cinco níveis: Praias Arenosas, Fanerógamas Marinhas, Planícies de Maré Lamosa, Manguezais e Vegetação Marginal) foi utilizado o teste de PERMANOVA (com 9999 permutações). A fim de observar a influência das variáveis ambientais na ictiofauna de cada biótopo foi aplicada a Análise de Coordenadas Principais (PCO). Além disso, para analisar a relação das variáveis ambientais com a distribuição das espécies foi utilizado os dados do eixo 1 da PCO no teste de Correlação de Pearson. Sendo considerada a existência da correlação entre os fatores quando $p < 0,05$. Para a análise de Correlação foram utilizados apenas as variáveis que apresentaram diferenças significativas entre os biótopos pela análise PERMANOVA, tendo em vista que as demais não demonstrariam influencia direta com as comunidades locais e a metacomunidade. O procedimento foi realizado no pacote de software PRIMER 6 versão 6.1.13 & PERMANOVA+ versão 1.0.3 e o pacote de software Statistica 10.0.

Análise dos elementos da estrutura da metacomunidade - EEM

Os dados de composição da ictiofauna de cada biótopo foram utilizados para análise dos Elementos Estruturantes da Metacomunidade (EEM) seguindo os trabalhos de Leibold & Mikkelsen (2002) e Presley *et al.*, (2010). Esse teste permite identificar os padrões de co-ocorrência de espécies

que representam a distribuição dessas ao longo de gradientes ambientais (Braga *et al.*, 2017). Foram calculadas três métricas que definem a estrutura da metacomunidade: a coerência (*coherence*), a substituição (*turnover*) e a coincidência de limites (*boundary clumping*) (Leibold & Mikkelsen 2002, Presley *et al.*, 2010). Tais métricas foram calculadas para cada biótopo, considerados a comunidade local que compõe a metacomunidade. Para os cálculos dessas métricas, os dados de abundância de cada biótopo foram transformados em uma matriz de incidência (baseada na presença/ausência), e posteriormente submetidos a uma ordenação chamada de Média Recíproca (*Reciprocal averaging*), que também é conhecida como uma análise de correspondência (Presley *et al.*, 2010). Como resultado, essa análise maximiza a proximidade de espécies com distribuições similares, bem como a proximidade de locais com composições de espécies semelhantes, ordenando locais e espécies ao longo de um gradiente ambiental (Presley *et al.*, 2010).

A Coerência é avaliada estatisticamente pela quantificação do número de ausências embutidas (isto é, uma interrupção dentro do grupo de espécies) na matriz de ordenação comparando com o valor da distribuição nula de ausências embutidas. Segundo Braga *et al.*, (2017), a coerência testa se as espécies que compõem a metacomunidade respondem ao mesmo gradiente ambiental. Caso a coerência apresente valores positivos, essa é uma indicação que a presença das espécies nos biótopos não é aleatória, e sim correlacionada a variação ambiental, o que descreve padrões de metacomunidades classificados como Aninhada, Gleasoniana, Clementsiana ou Iguamente espaçadas. Caso a coerência apresente valores negativos, essa é uma indicação de que as espécies ocorrem aleatoriamente nos biótopos, ou seja, sem relação com os fatores ambientais o que indica um padrão de tabuleiro de damas. Porém, se as espécies tiverem independência total dos padrões de distribuições, a metacomunidade apresentará uma estrutura não-coerente, ou seja, Aleatória (Dallas & Drake, 2014; Braga *et al.*, 2017) (Fig. 2).

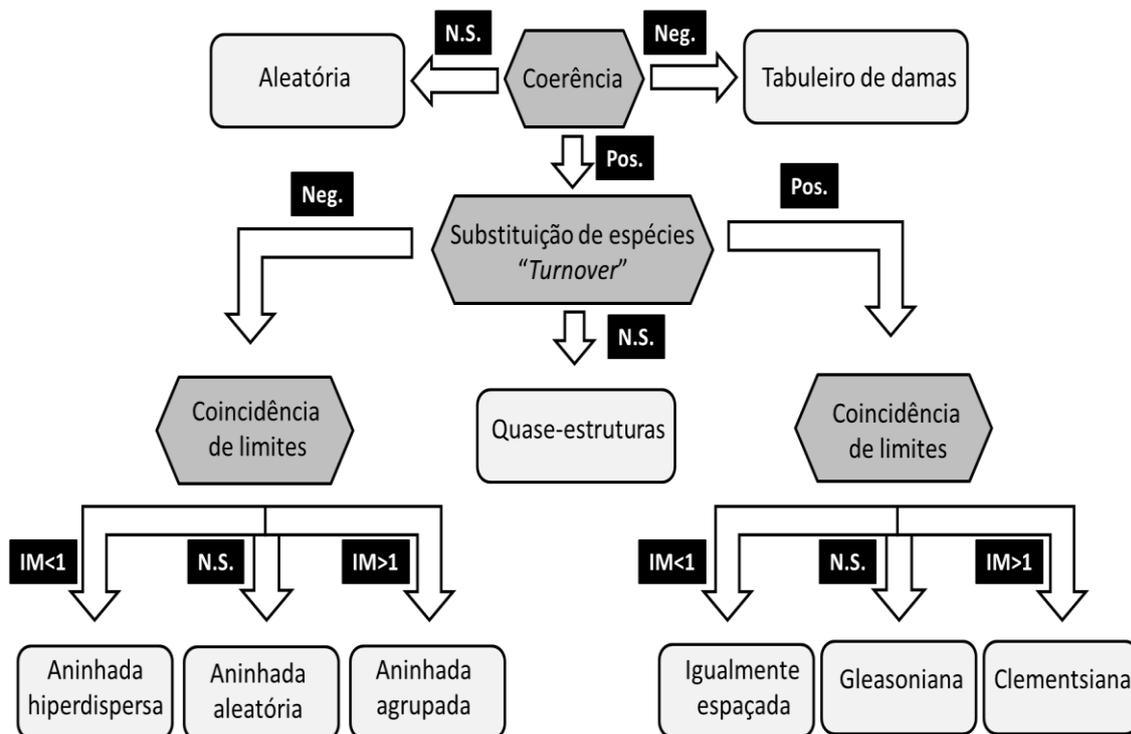


Figura 2 - Esquema hierárquico dos Elementos de Estrutura de Metacomunidade (Elements of Metacommunity Structure - EMS); Hexágono caracterizam as seis estruturas da metacomunidade (retângulo). N.S. = Não Significativo; Neg. = Negativo; Pos. = Positivo; IM = Índice de Morisita. Figura adaptada de Braga et al. (2017).

A Substituição de Espécies, também chamada de “*Turnover*”, é avaliada através de quantificação do número de vezes que houve uma substituição de espécies ao longo do gradiente ambiental ou entre os biótopos em uma comunidade coerente. Assim, quando o número de substituições for positivo, as espécies substituem-se mais frequentemente do que o esperado por acaso, indicando um padrão de metacomunidade igualmente espaçadas, Gleasoniana ou Clementsiana. Porém, quando o número de substituições for negativo, esse resultado indica que a metacomunidade pode ser estruturada como Aninhada (hiperdispersa, aleatória e agrupada) (Leibold & Mikkelsen 2002; Dallas & Drake, 2014). A proposta foi modificada para incluir as quase-estruturas e solucionar o problema da falta de identificação de uma estrutura quando o *Turnover* não for significativo (Presley et al., 2010) (Fig. 2).

A Coincidência de limites é avaliada utilizando o Índice de Morisita (IM). Valores desse índice que são menores que 1 ($IM < 1$) indicam uma metacomunidade com estrutura classificada como Aninhada hiperdispersa ou Igualmente espaçadas; valores desse índices maiores que 1 ($IM > 1$) indicam

uma estrutura Aninhada agrupada ou Clementsiana, enquanto valores não significativos (NS) indicam uma estrutura Aninhada aleatória ou Gleasoniana (Presley *et al.*, 2009) (Fig. 2). As análises de estrutura de metacomunidade acima foram realizadas usando o pacote “Metacom” versão 1.3 (Dallas, 2014) na versão R 3.5.3 (R Development Core Team 2015).

Resultados

Estrutura ambiental

Quando consideramos apenas a variável salinidade observamos uma diminuição significativa de acordo com a distância geográfica dos biótopos em direção a parte superior do estuário, influenciando positivamente biótopos como a PA e a FM que estão localizados próximo a foz. Enquanto isso, variáveis como a MO e a Transparência estão relacionadas com as características estruturais do ambiente, por exemplo, biótopos com substrato mais lodoso como o MA e PM apresentam maiores valores para MO e conseqüentemente menor Transparência, apresentando relações positivas e negativas, respectivamente, com essas variáveis de acordo com a PCO (Tabela 2) (Fig. 3).

Tabela 2 – Valores de Média (Md), Desvio Padrão (DP), valores máximo (Max) e mínimo (Min) e o resultado da PERMANOVA das variáveis ambientais nas comunidades locais no estuário do Rio Mamanguape – PB. PA – Praia; FM – Fanerógama Marinha; PM – Planície de Maré; MA – Manguezal; VM – Vegetação Marginal.

		Salinidade	Temperatura (°C)	pH	OD (mg/l)	Transparência (cm)	TDS (mg/l)	Clorofila (µg/l)	MO (g)
PA	Md ± DP	35,7±1,29	28,1± 0,27	9,3±0,23	21,5±5,64	67,9±3,31	34,3±0,94	14,0±1,76	0,1±0,01
	Max - Min	22,8-53,1	25,3-34,2	6,0-13,6	5,6-164	28,6-125	23,5-46	0,6-52,1	0,01-0,2
FM	Md ± DP	32,4±1,30	27,9±0,18	9,0±0,14	16,8±3,96	84,6±2,80	31,6±1,04	15,3±2,07	0,1±0,01
	Max - Min	16,1-47,1	25,2-31,9	6,7-11,4	2,4-118	44,4-133,3	18,23-41,3	0,6-71	0,01-0,4
PM	Md ± DP	32,3±1,29	28,7±0,33	9,2±0,21	10,8±2,46	71,0±3,32	31,0±1,08	23,0±5,25	0,2±0,02
	Max - Min	13,4-52,4	23,4-37,0	5,5-13,8	3,9-85,3	12,5-100	14,36-46,33	0,6-174,6	0,01-0,8
MA	Md ± DP	14,2±1,41	27,9±0,21	8,9±0,14	7,9±1,61	63,5±4,26	35,7±8,22	22,1±4,89	0,2±0,03

	Max - Min	0,3-26,7	25,1-33,2	7,1-11,9	3,2-57,4	5,6-100	2,82-447,1	0,5-206,7	0,01-0,8
VM	Md ± DP	2,8±0,48	28,6±0,31	9,6±0,18	12,5±2,51	72,7±4,76	21,8±4,43	18,9±3,67	0,1±0,02
	Max - Min	0,1-9,6	24,5-35	7,8-13,8	4,8-76,1	10-100	0,6-99,7	1,5-170,1	0,01-0,64
	df	4	4	4	4	4	4	4	4
	MS	45,26	1,89	2,13	3,57	4,58	22,02	0,36	173,52
	Pseudo-F	220,71	3,01	2,45	4,12	7,22	39,45	0,37	14,95
	p (perm)	0,0001	0,0197	0,0454	0,0027	0,0001	0,0001	0,8315	0,0001

Biótopos localizados na parte superior do estuário, a exemplo de VM, são representados pela elevada temperatura decorrente da baixa profundidade observada nessa área. No entanto, a Clorofila e pH não apresentam influência significativa com as comunidades locais (Tabela 2) (Fig. 3).

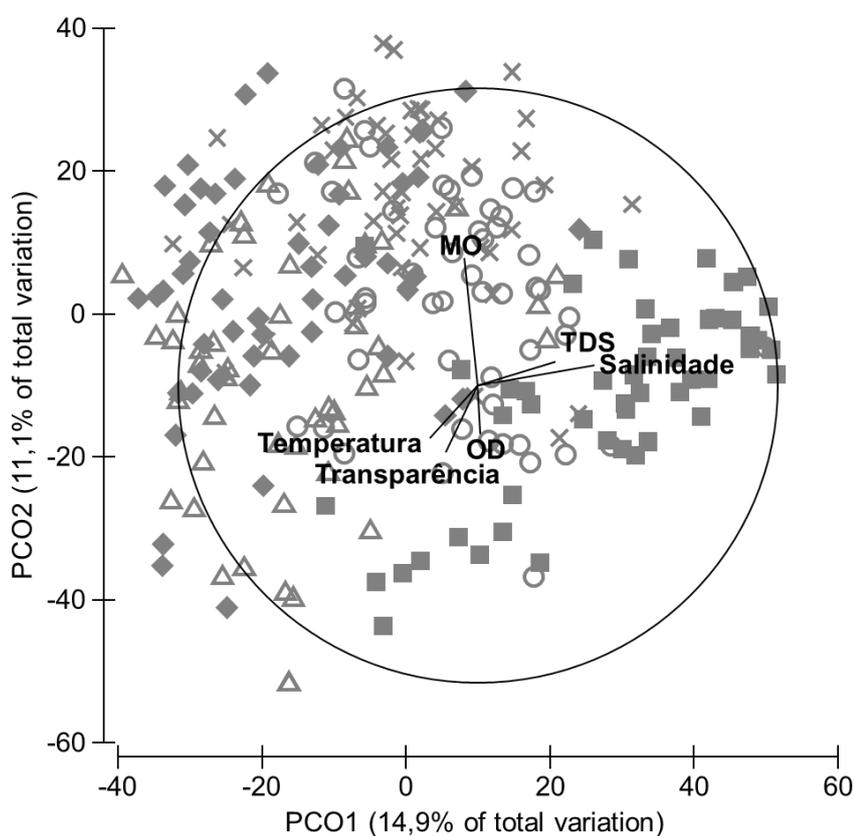


Figura 3 - Análise de Coordenadas Principais (PCO) com as variáveis ambientais que contribuem dentro de cada comunidade local do estuário do Rio Mamanguape – PB. ■ – PA; ○ – FA; x – PM; ◆ – MA; △ – VM.

Elementos da Metacomunidade

A Análise de EEM para todos os biótopos indicou uma metacomunidade com uma estrutura coerente positiva e significativa, seguida

de uma substituição de espécies significativa e positiva e uma coincidência de limites significativa com o Índice de Morisita maior que um (Tabela 3). Esse padrão corresponde a uma estrutura Clementsiana, indicando que a distribuição de um grupo de espécies está relacionada a uma variação ambiental, sendo substituídas ao longo dessas variações (Fig. 4).

Tabela 3 – Resultado da análise dos Elementos Estruturantes da Metacomunidade (EEM) para as comunidades locais e a metacomunidade: Praia (PA), Fanerógama Marinha (FM), Planície de Maré (PM), Manguezal (MA) e Vegetação Marginal (VM). Aus: Ausências embutidas.

Biótopos	Coerência			Substituição			Coincidência de limites		Estrutura
	Aus	Média	p	Aus	Média	p	I	p	
PA+FM+PM+MA+VM	7518	8718,08	0,0004	1239350	645904,64	0,01	6,71	0,01	Clementsiana
PA	281	314,95	0,22	4574	4007,70	0,21	1,28	0,0005	Aleatória
FM	751	775,37	0,60	0,0001	0,0001	0,84	1,20	0,0001	Aleatória
PM	0,001	0,002	0,005	0,0009	0,0006	0,006	1,65	<0,0001	Clementsiana
MA	617	742,94	0,01	0,0002	0,0001	0,007	1,28	0,0006	Clementsiana
VM	774	923,08	0,03	0,0003	0,0002	0,003	1,30	0,008	Clementsiana

Analisando isoladamente, os biótopos alguns apresentaram estruturas distintas da metacomunidade. Nas praias (PA) e no Banco de Fanerógamas (FM) a coerência não foi significativa, ou seja, as variáveis ambientais não são descritores da distribuição dessas espécies, indicando uma estrutura aleatória; já os biótopos Planície de Maré, Manguezal e Vegetação Marginal apresentam todos os elementos positivos e significativos correspondentes a estrutura Clementsiana (Tabela 3).

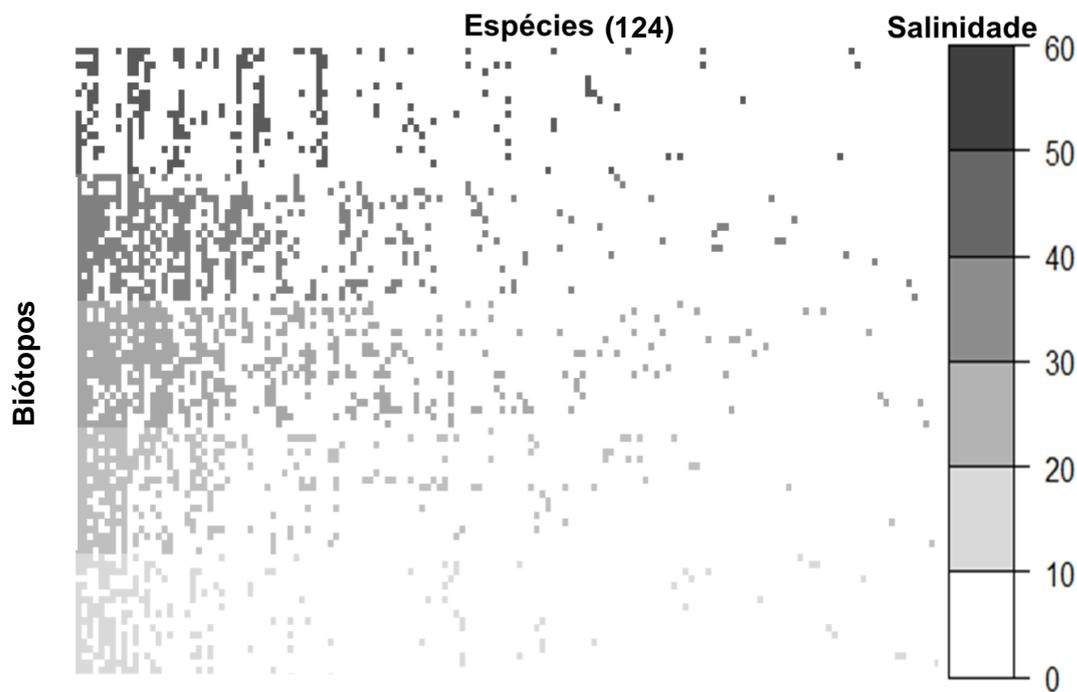


Figura 4 – Incidência das espécies x biótopo ao longo do gradiente de salinidade, com os biótopos representados nas linhas e as espécies nas colunas. Quadrados com tons de cinza indicam a ocorrência da espécie no biótopo. A distribuição das espécies está associada com o gradiente de salinidade representado a direita, com cores mais escuras indicando os maiores valores. O número em parêntese representa a quantidade total de espécies analisadas na metacomunidade.

A estrutura apresentada pela metacomunidade foi significativamente influenciada pela salinidade que apresenta um *continnum* decrescente em direção a montante do estuário (Tabela 2) (Fig. 4). A salinidade, assim como as outras variáveis (Temperatura, OD, Transparência, TDS e MO), descrevem alterações ao longo dos biótopos (Tabela 2) que podem influenciar diretamente o estabelecimento das espécies permitindo a formação de uma estrutura Clementsiana. Ao contrário, espécies mais adaptadas podem se distribuir aleatoriamente a essas variáveis seguindo a estrutura aleatória.

Correlação dos fatores ambientais com o número de espécies

Dentre as variáveis apenas a Salinidade apresentou uma correlação positiva com a metacomunidade, ao contrário da Transparência e Temperatura

que apresentaram correlações negativas. As demais variáveis (MO, OD e TDS) não apresentam correlação significativa (Fig.5).

Assim, as variáveis desempenham o papel de filtro ambiental na metacomunidade, influenciando a distribuição das espécies ao longo do gradiente ambiental, onde elevadas salinidades associada com baixas temperaturas e transparências favorecem maior riqueza de espécies de peixes estuarinos.

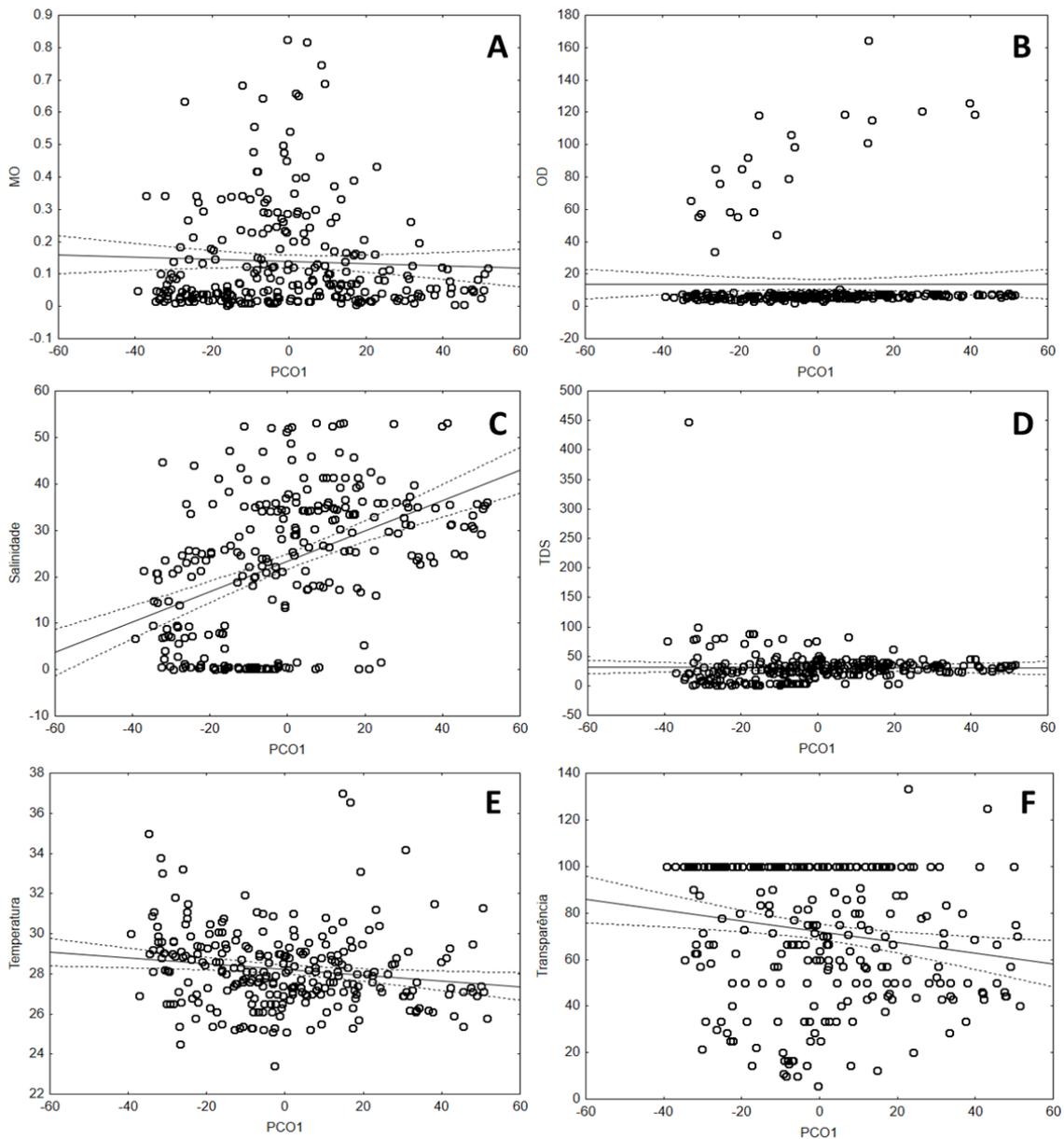


Figura 5 – Correlação Linear entre variáveis ambientais e o eixo 1 PCO da metacomunidade (eixo 1PCO). Correlação linear significativa positivamente foi encontrada na salinidade (C) ($r= 0,4529$); correlação significativa negativamente registrada para Transparência ($r= -0,1759$) (F) e Temperatura ($r= -0,1584$) (E); nenhuma correlação registrada para MO ($r= -0,0452$) (A), TDS ($r= 0,0114$) (D), OD ($r= 0,0004$) (B).

Discussão

A distribuição das espécies de peixes no estuário do rio Mamanguape apresentou uma coerência significativa, indicando que a ocorrência e predominância das espécies nas comunidades locais foram determinadas por respostas ao gradiente ambiental. Resultados de correlação significativa positiva com a salinidade e negativa com temperatura e transparência indicam a importância desses gradientes para a estrutura da metacomunidade no estuário. A análise em conjunto com as subseqüentes análises de turnover e coincidência de limites no EEM indicou uma estrutura Clementisiana para o estuário do rio Mamanguape. Nesse caso foi observada uma formação de grupos discretos ao longo do gradiente ambiental caracterizados por distinta composição de espécies de peixes, e que podem ser classificadas em tipos de comunidades distintas e bem definidas (nesse caso relacionadas a cada biótopo). O modelo Clementisiano consiste em comunidades com forte associação entre espécies, comportando-se como “superorganismos” e apresentando limites discretos da comunidade (Presley *et al.*, 2010).

Toda a heterogeneidade dos biótopos no estuário do rio Mamanguape, combinando as características físicas do ambiente (hábitat) e todo o conjunto de espécies, sugerem os modelos de metacomunidades denominados de Alocação de espécies (*species sorting*) e Efeito de Massa (*Mass effects*). No caso, as concepções desses modelos são construídas com base na premissa que as comunidades são governadas pelos efeitos locais, ou seja, o gradiente ambiental e os efeitos bióticos, que são suficientemente fortes para influenciar na densidade das espécies (Leibold *et al.*, 2004). Esses biótopos servem como refúgio e também como degraus (*stepping stones*) durante a fase de dispersão e migração das larvas e juvenis dos peixes nos estuários, garantindo a coerência da metacomunidade através do sucesso da dispersão entre esses ambientes (Heino *et al.*, 2017). Essa característica também influencia no turnover ao longo do gradiente ambiental em nosso estudo, e, portanto, na estrutura clementisiana global da metacomunidade. Estudos sobre a autoecologia de diferentes populações de peixes nesse estuário tropical indicam a importância desses biótopos garantindo o sucesso na dispersão das espécies durante as diferentes fases do ciclo de vida. Por exemplo, Clark &

Pessanha (2015) em seus estudos sobre *Rhinosardinia bahiensis* apontaram que os adultos desses indivíduos utilizam as áreas de *mudflat* enquanto as larvas ocupam o interior das camboas; Felinto *et al.*, (2016) indicaram que as larvas de Gerreidae também apresentam uma variação espacial da abundância correlacionada com os habitats, com *Eucinostomus melanopterus* associado aos biótopos com substrato arenoso e mais salinos (> 30), enquanto *Diapterus rhombeus* e *Eugerres brasilianus* com ambientes onde foi registrado substrato lamoso e menos salino (< 20). Heino *et al.*, (2015) sugerem que as metacomunidades marinhas são controladas por esses modelos, uma vez que *trade-offs* permitem que as espécies coexistam localmente ou se distribuam em diferentes partes de uma paisagem heterogênea, porque estão adequadamente favorecidas em alguns lugares, embora possam estar em uma desvantagem com outras devido às condições locais.

Nossos resultados indicaram que os peixes foram principalmente estruturados pelos filtros ambientais devido a heterogeneidade ambiental numa escala local, que determinaram comunidades em diferentes biótopos. Por exemplo, os biótopos mais próximos a conexão com o ambiente marinho, e que portanto tem maior influência de águas mais salinas, tem uma composição de espécies bem diferentes daqueles biótopos que tem a influência somente da intrusão salina. Além disso, a PCO indicou que as comunidades locais da parte superior do estuário também foram mais correlacionadas com águas mais transparentes e quentes. As distintas variáveis ambientais foram, portanto importantes na estruturação da metacomunidade, e desempenharam um papel na dispersão de diversas espécies. Moritz *et al.*, (2013) ressaltam que o gradiente ambiental, a distância entre habitats e a conectividade entre eles são responsáveis pela estrutura das comunidades em diferentes escalas espaciais.

A estrutura clementsiana também foi atribuída para as subcomunidades dos biótopos como manguezais, planícies de maré e vegetações marginais, sugerindo que essas associações de espécies estão respondendo ao forte efeito dos filtros ambientais (Gáscon *et al.*, 2016). Entre as características físicas desses filtros, destacamos o hidrodinamismo como um fator ambiental a influenciar os mecanismos de dispersão e conectividade entre os biótopos (Nathan *et al.*, 2011; Brunbjerg *et al.*, 2012). Apesar desse

fator não ter sido apresentado nos resultados desse estudo, uma abordagem que leve em consideração a dinâmica estuarina e a localização de cada um dos biótopos no estuário pode indicar algumas pistas sobre a sua influência na dinâmica das metacomunidades. No caso, esses três biótopos são mais protegidos e, portanto, sofrem menos distúrbios causados pelo hidrodinamismo das marés e ventos, favorecendo o recrutamento e sobrevivência dos peixes nesses ambientes. A ação das marés juntamente com os ventos é responsável pelo transporte de ovos e larvas de peixes de áreas de desova que ocorrem na plataforma para o interior do estuário (Chiappa-Carrara *et al.*, 2003); tais fases do ciclo de vida ficam então retidas nesses biótopos para completarem o seu desenvolvimento. Uma das funções ecológicas amplamente atribuídas aos diferentes biótopos estuarinos é que eles oferecem proteção contra predadores e recursos alimentares abundantes e de qualidade (Whitfield, 2016). Após atingirem certo tamanho essas espécies podem dispersar-se e substituir os conjuntos de espécies entre os biótopos, contribuindo para aumentar as taxas de *turnover*. A amplitude da maré permite que os peixes se movam entre habitats com custo energético mínimo, além de manter condições ambientais mais estáveis, particularmente salinidade e acesso ao habitat para obtenção de recursos alimentares (Sakabe & Lyle, 2010). A dispersão tem um papel importante para garantir a conectividade entre os biótopos e com isso influenciar na dinâmica da metacomunidade, permitindo a colonização de áreas distantes nos estuários por espécies marinhas (Caley *et al.*, 1996; Bode *et al.*, 2006; Guizien *et al.*, 2006). Assim, esses diferentes níveis e formas de dispersão, associados a complexidade do ambiente, pode influenciar diretamente na estrutura da metacomunidade de diversos ecossistemas (Mouquet *et al.* 2006; Moritz *et al.*, 2013; Penha *et al.*, 2017).

Entretanto, os biótopos da Praia Arenosa e as Fanerógamas Marinhas apresentaram uma coerência não-significativa descrevendo uma estrutura de metacomunidade aleatória, onde a distribuição das espécies não pode ser atribuída ao gradiente ambiental, possivelmente devido a uma diversidade de estratégias de história de vida ou tolerâncias ambientais (Bloch *et al.*, 2014). Nesse caso não há um gradiente claro ou padrões distinguíveis nas distribuições das espécies em um conjunto de habitats (Leibold & Mikkelsen

2002). Segundo Henriques-Silva *et al.*, (2013) o padrão aleatório registrado nesses biótopos pode estar ligado as constantes perturbações ambientais, com forte influência sobre a riqueza de espécies nas metacomunidades: no caso das praias relacionadas com distúrbios constantes da dinâmica das ondas, e no caso do banco de fanerógamas devido a exposição desses ambientes durante a baixamar (Henriques-Silva *et al.*, 2013). Assim, essa estrutura de metacomunidade aleatória também pode ser relacionada com a hipótese Auto-Ecológica (Checon *et al.*, 2018). Essa hipótese sugere que a comunidade local é estruturada por respostas independentes de cada espécie ao ambiente físico (isto é, a ocorrência de espécies depende principalmente da capacidade individual de suporte e tolerância a condições estressantes) (Checon *et al.*, 2018). Devido essas características presentes nesses biótopos a estrutura da ictiofauna é composta, em sua maioria, de espécies com morfologia e fisiologia adaptadas a esse stress fisiológico (Hemingson & Bellwood 2018; Checon *et al.*, 2018) , o que reduz a dispersão dessas espécies entre os diversos biótopos, descrevendo uma coerência e uma substituição de espécies não significativas, característica de uma estrutura aleatória da metacomunidade. Em nosso estudo podemos relacionar a presença dos peixes cachimbos (*Cosmocampus elucens*) para o biótopo das fanerógamas, e de *Trachinotus goodei* e *Dactyloscopus crossotus* para os ambientes de praias.

Dessa forma, a estrutura descrita para a metacomunidade estuarina confirma o papel desempenhado pelo gradiente ambiental no recrutamento dos peixes juvenis, limitando sua dispersão e estabelecimento nos biótopos estuarinos. Além disso, as características bióticas e abióticas presentes nas comunidades locais favoreceu a formação de grupos compostos por diferentes espécies de acordo com suas adaptações morfológicas e /ou fisiológicas que lhes permitiu o estabelecimento nesses locais. Assim, a substituição e/ou perda de espécies descrita ao longo dos biótopos, possivelmente, pode ter reduzido a competição inter e intraespecífica dentro das comunidades locais demonstrando a importância do *turnover* para o desenvolvimento das espécies dentro dos estuários.

Referências

- AIKEN, C. M.; NAVARRETE, S. A. (2014). Coexistence of competitors in marine metacommunities: environmental variability, edge effects, and the dispersal niche. *Ecology* **95**, p. 2289–2302.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHA, P. C.; GONÇALVES, M.; SPAROVEK, G. (2014). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* **22**, p. 711–728.
- ARAÚJO, M. E.; TEIXEIRA, J. M. C. & OLIVEIRA, A. M. E. (2004). Peixes estuarinos do nordeste brasileiro: Guia Ilustrado. Editora Universitária UFPE e EFC, Recife.
- BLOCH, CHRISTOPHER P.; KLINGBEIL, BRIAN T. (2014). Anthropogenic factors and hábitat complexity influence biodiversity but wave exposure drives species turnover of a subtropical rocky inter-tidal metacommunity. *Marine ecology* **37**, n. 1, p. 64-76.
- BODE, MICHAEL; BODE, LANCE; ARMSWORTH, PAUL R. (2006). Larval dispersal reveals regional sources and sinks in the Great Barrier Reef. *Marine Ecology Progress Series* **308**, p. 17-25.
- BOOTH, D., BOND, N. & MACREADIE, P. (2011). Detecting range shifts among Australian fishes in response to climate change. *Marine and Freshwater Research* **62**, p. 1027–1042.
- BRAGA, C., DE OLIVEIRA, J. A., & CERQUEIRA, R. (2017). Metacomunidades: uma introdução aos termos e conceitos. *Oecologia Australis* **21**, n. 2.
- BROWN, A. C. & MCLACHLAN, A. (1990) *Ecology of sandy shores*. Elsevier, Amsterdam.
- BRUNBJERG, A. K.; BORCHSENIUS, F.; EISERHARDT, W. L.; EJRNÆS, R. & SVENNING, J. C. (2012). Species sorting dominates plant metacommunity structure in coastal dunes. *Journal of Vegetation Science* **23**, n. 6, p. 1082-1094.
- CALEY, M. J., CARR, M. H., HIXON, M. A., HUGHES, T. P., JONES, G. P., & MENGE, B. A. (1996). Recruitment and the local dynamics of open marine populations. *Annual Review of Ecology and Systematics* **27**, n.1, p. 477-500.
- CHECON, H. H., CORTE, G. N., ESMAEILI, Y. M. S., & AMARAL, A. C. Z. (2018). Nestedness patterns and the role of morphodynamics and spatial distance on sandy beach fauna: ecological hypotheses and conservation strategies. *Scientific reports* **8**, n. 1, 3759.
- CHIAPPA-CARRARA, X., SANVICENTE-AÑORVE, L., MONREAL-GÓMEZ, A., E SALAS DE LEÓN, D. (2003). Distribuição do ictioplâncton como um indicador

das condições hidrodinâmicas de um sistema lagunar no Caribe mexicano. *Journal of plankton Research* **25**, n. 7, p. 687-696.

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

COTTENIE, K. (2005). Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. *Ecology Letters* **8**, p. 1175–1182.

DALLAS, T. (2014). metacom: an R package for the analysis of metacommunity structure. *Ecography* **37**, p. 402–405.

DALLAS, T., & DRAKE, J. M. (2014). Relative importance of environmental, geographic, and spatial variables on zooplankton metacommunities. *Ecosphere* **5**, n. 9, p. 1-13.

DAVIS, B., BAKER, R., & SHEAVES, M. (2014). Seascape and metacommunity processes regulate fish assemblage structure in coastal wetlands. *Marine Ecology Progress Series* **500**, p. 187-202.

DRIVER, L. J., & HOEINGHAUS, D. J. (2016). Fish metacommunity responses to experimental drought are determined by hábitat heterogeneity and connectivity. *Freshwater Biology* **61**, n. 4, p. 533-548.

ERŐS, T., TAKÁCS, P., SPECZIÁR, A., SCHMERA, D., & SÁLY, P. (2017). Effect of landscape context on fish metacommunity structuring in stream networks. *Freshwater Biology* **62**, n. 2, p. 215-228.

FALKE J.A. & FAUSCH K.D. (2010) From metapopulations to metacommunities: linking theory with empirical observations of the spatial population dynamics of stream fishes. *American Fisheries Society Symposium* **73**, p. 207–233.

FELINTO, A. L.; DANTAS, R. P. & PESSANHA, A. L. M. (2016). Feeding ecology of three juvenile mojarras (Gerreidae) in a tropical estuary of northeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology* **14**, n. 1. e150039

FERNANDES, I. M.; HENRIQUES-SILVA, R.; PENHA, J.; ZUANON, J. & PERES-NETO, P. R. (2014). Spatiotemporal dynamics in a seasonal metacommunity structure is predictable: the case of floodplain-fish communities. *Ecography* **37**, n. 5, p. 464-475.

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

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

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

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

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

GASCÓN, S.; ARRANZ, I.; CAÑEDO-ARGÜELLES, M.; NEBRA, A.; RUHÍ, A.; RIERADEVALL, M.; CAIOLA, N.; SALA, J.; IBÀÑEZ, C.; QUINTANA, X. D. & BOIX, D. (2016). Environmental filtering determines metacommunity structure in wetland microcrustaceans. *Oecologia* **181**, n. 1, p. 193-205.

GUIZIEN, K.; BROCHIER, T.; DUCHÊNE, J. C.; KOH, B. S. & MARSALEIX, P. (2006). Dispersal of *Owenia fusiformis* larvae by wind-driven currents: turbulence, swimming behaviour and mortality in a three-dimensional stochastic model. *Marine Ecology Progress Series* **311**, p. 47-66.

HEINO, J.; NOKELA, T.; SOININEN, J.; TOLKKINEN, M.; VIRTANEN, L. & VIRTANEN, R. (2015). Elements of metacommunity structure and community-environment relationships in stream organisms. *Freshwater Biology* **60**, n. 5, p. 973-988.

HEINO, J.; SOININEN, J.; ALAHUHTA, J.; LAPPALAINEN, J. & VIRTANEN, R. (2017). Metacommunity ecology meets biogeography: effects of geographical region, spatial dynamics and environmental filtering on community structure in aquatic organisms. *Oecologia* **183**, n. 1, p. 121-137.

HEMINGSON, C. R. & BELLWOOD, D. R. (2018). Biogeographic patterns in major marine realms: function not taxonomy unites fish assemblages in reef, seagrass and mangrove systems. *Ecography* **41**, n. 1, p. 174-182.

HENRIQUES-SILVA, R.; LINDO, Z. & PERES-NETO, P. R. (2013). A community of metacommunities: exploring patterns in species distributions across large geographical areas. *Ecology* **94**, n. 3, p. 627-639.

JOHNSON, A. F.; VALLS, M.; MORANTA, J.; JENKINS, S. R.; HIDDINK, J. G. & HINZ, H. (2012). Effect of prey abundance and size on the distribution of demersal fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **69**, n. 1, p. 191-200.

- KEITH, S. A.; NEWTON, A. C.; MORECROFT, M. D.; GOLICHER, D. J. & BULLOCK, J. M. (2011). Plant metacommunity structure remains unchanged during biodiversity loss in English woodlands. *Oikos* **120**, n. 2, p. 302-310.
- LEIBOLD, M. A.; MIKKELSON, G. M. (2002). Coherence, species turnover, and boundary clumping: Elements of meta-community structure. *Oikos* **97**, p. 237–250.
- LEIBOLD, M. A.; HOLYOAK, M.; MOUQUET, N.; AMARASEKARE, P.; CHASE, J. M.; HOOPES, M. F.; HOLT, R. D.; SHURIN, J. B.; LAW, R.; TILMAN, D.; LOREAU, M. & GONZALEZ, A. (2004). The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters* **7**, n. 7, p. 601-613.
- LEIBOLD, M. A.; ECONOMO, E. P. & PERES-NETO, P. (2010). Metacommunity phylogenetics: separating the roles of environmental filters and historical biogeography. *Ecology Letters* **13**, n. 10, p. 1290-1299.
- LÓPEZ-GONZÁLEZ, C.; PRESLEY, S. J.; LOZANO, A.; STEVENS, R. D. & HIGGINS, C. L. (2012). Metacommunity analysis of Mexican bats: environmentally mediated structure in an area of high geographic and environmental complexity. *Journal of Biogeography* **39**, n. 1, p. 177-192.
- MAGALHÃES M.F.; BEJA P.; SCHLOSSER I.J. & COLLARES-PEREIRA M.J. (2007) Effects of multi-year droughts on fish assemblages of seasonally drying Mediterranean streams. *Freshwater Biology* **52**, p. 1494–1510.
- MAGALHÃES, K. M.; BORGES, J. C. G.; PITANGA, M. E. (2015). *Halophila baillonis* Ascherson: first population dynamics data for the Southern Hemisphere. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* **87**, p. 861-865.
- MAGOULICK, D. D. & KOBZA, R. M. (2003). The role of refugia for fishes during drought: a review and synthesis. *Freshwater Biology* **48**, n. 7, 1186-1198.
- MCABENDROTH, L.; FOGGO, A.; RUNDLE, S. D.; BILTON, D. T. (2005). Unravelling nestedness and spatial pattern in pond assemblages. *Journal Animal Ecology* **74**, p. 41–49.
- MENEZES, N. A. & FIGUEIREDO, J. L. (1980). Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3). Museu de Zoologia/USP, São Paulo.
- MENEZES, N. A. & FIGUEIREDO, J. L. (1985). Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. V. Teleostei (4). Museu de Zoologia/USP, São Paulo.
- MENEZES, N. A.; NIRCHIO, M.; OLIVEIRA, C. & SICCHARAMIREZ, R. (2015). 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* **3918**, 001–038.

- MORITZ, C.; MEYNARD, C. N.; DEVICTOR, V.; GUIZIEN, K.; LABRUNE, C.; GUARINI, J. M. & MOUQUET, N. (2013). Desembaraçar o papel da conectividade, filtragem ambiental e estrutura espacial na dinâmica da metacomunidade. *Oikos* **122**, n. 10, p. 1401-1410
- MOUQUET, N.; E. MILLER, T.; DAUFRESNE, T. & M. KNEITEL, J. (2006). Consequences of varying regional heterogeneity in source–sink metacommunities. *Oikos*, **113**, n.3, p. 481-488.
- NATHAN, R.; GABRIEL, G. K.; GIL, B.; ANNA, K.; MEREL, B. S.; SALLY, E. T.; ANA, T.; HENRY, S. H. (2011). Mechanistic models of seed dispersal by wind. – *Theor. Ecol.* **4**, p. 113–132.
- NOBREGA, R.R.A.; NISHIDA, A.K. (2003). Aspectos socioeconômicos e percepção ambiental dos catadores de caranguejo-uçá *Ucides cordatus cordatus* (L. 1763) (Decapoda, Brachyura) do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil. *Interciência* **28**, 36-43.
- OLIVEIRA, R. E. M. C. C.; PESSANHA, A. L. M. (2014). Fish assemblages along a morphodynamic continuum on three tropical beaches. *Neotropical Ichthyology* **12**, 165-175.
- PENHA, J.; LANDEIRO, V. L.; ORTEGA, J. C.; MATEUS, L. (2017). Interchange between flooding and drying, and spatial connectivity control the fish metacommunity structure in lakes of the Pantanal wetland. *Hydrobiologia* **797**, n. 1, p. 115-126.
- PRESLEY, S. J.; HIGGINS, C. L.; LÓPEZ-GONZÁLEZ, C.; STEVENS, R. D. (2009). Elements of metacommunity structure of Paraguayan bats: multiple gradients require analysis of multiple ordination axes. *Oecologia* **160**, n. 4, p. 781-793.
- PRESLEY, S. J.; HIGGINS, C. L.; WILLIG, M. R. (2010). A comprehensive framework for the evaluation of metacommunity structure. *Oikos* **119**, n. 6, p. 908-917.
- PRESLEY, S. J.; WILLIG, M. R.; BLOCH, C. P.; CASTRO-ARELLANO, I.; HIGGINS, C. L.; KLINGBEIL, B. T. (2011). A Complex Metacommunity Structure for Gastropods Along an Elevational Gradient. *Biotropica* **43**, p. 480–488.
- SAKABE, R. & LYLE, J. M. (2010). The influence of tidal cycles and freshwater inflow on the distribution and movement of an estuarine resident fish *Acanthopagrus butcheri*. *Journal of Fish Biology* **77**, n. 3, p. 643-660.
- SANVICENTE-AÑORVE, L.; SÁNCHEZ-RAMÍREZ, M.; OCAÑA-LUNA, A.; FLORES-COTO, C. & ORDÓÑEZ-LÓPEZ, U. (2010). Metacommunity structure of estuarine fish larvae: the role of regional and local processes. *Journal of Plankton Research* **33**, n. 1, p. 179-194.

SILVA, K. G.; PALUDO, D.; OLIVEIRA, E. M. A.; LIMA, R. P.; SOAVINSKI, R. J.(2011). Distribution and occurrence of manatee (*Trichechus manatus*) in the Mamanguape River estuary, Paraíba, Brazil. *Natural Resources Research* **1**, p. 5-14.

TONKIN, J. D.; HEINO, J.; ALTERMATT, F. (2018). Metacommunities in river networks: The importance of network structure and connectivity on patterns and processes. *Freshwater Biology* **63**, n. 1, p. 1-5.

TORRES, K. M. M. & HIGGINS, C. L. (2016). Taxonomic and functional organization in metacommunity structure of stream-fish assemblages among and within river basins in Texas. *Aquatic Ecology* **50**, n. 2, p. 247-259.

WEIHER, E.; FREUND, D.; BUNTON, T.; STEFANSKI, A.; LEE, T.; BENTIVENGA, S. (2011). Advances, challenges and a developing synthesis of ecological community assembly theory. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* **366**, p. 2403–2413.

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

WHITFIELD, A. K. (2016). The role of seagrass meadows, mangrove forests, salt marshes and reed beds as nursery areas and food sources for fishes in estuaries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*.

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. (2012). Fish assemblage of the Mamanguape Environmental Protection Area, NE Brazil: abundance, composition and microhábitat availability along the mangrove-reef gradient. *Neotropical Ichthyology* **10**, 109-122.



CAPÍTULO III

**ORGANIZAÇÃO TRÓFICA E INTERAÇÃO PRESA-
PREDADOR ENTRE PEIXES ESTUARINOS:
IMPORTÂNCIA DAS MUDANÇAS ONTOGENÉTICAS NO
CONTEXTO DE UMA METACOMUNIDADE**

SEROPÉDICA – RJ

2019

Resumo

A disponibilidade de presas associada à heterogeneidade ambiental são fatores chave para compreender as relações tróficas das espécies, bem como a relação presa/predador dentro das metacomunidades. Assim, pretendemos analisar as relações tróficas das espécies de peixes mais abundantes dentro do estuário associada a disponibilidade das presas dentro de cada biótopo, e propomos a análise das teias tróficas como ferramentas úteis para entender a dinâmica das metacomunidades. O estudo foi realizado em um estuário tropical com as amostragens sendo realizadas em excursões durante o período de chuva (junho, julho e agosto) e no período de seca (outubro, novembro e janeiro). Cinco comunidades locais (biótopos) foram amostradas durante esse período, com captura dos peixes, zooplâncton e organismos bentônicos. Para o estudo da organização trófica, a dieta de vinte e oito espécies de peixes abundantes foi analisada em função dos fatores espacial, temporal e o ontogenético. Um total de 3.646 estômagos foram verificados, tendo como principais itens alimentares os organismos do Zooplâncton, Crustáceos Epibênticos, Infauna e Decapoda. As guildas tróficas mais representativas em todos os biótopos foram Zooplancívora e os Zoobentívora. A dinâmica da organização trófica indicou maiores valores para os seus atributos, como a conectância, em Fanerógamas Marinhas, Planície de Marés e Mangue, indicando maior complexidade nesses biótopos. Além disso, também foram registrados os maiores valores de centralidade das organizações tróficas nesses locais, o que sugere ampla dispersão das espécies de peixes entre as comunidades locais. O *fitness* ecológico dos peixes também foi maior nessas comunidades, sendo relacionado a maior disponibilidade dos recursos alimentares. Os resultados indicaram que a abordagem sobre organizações tróficas no contexto das metacomunidades são ferramentas importantes para entender o processo de dispersão das espécies e suas presas nos estuários. Esses resultados, portanto ampliam os critérios para escolha dos locais de conservação nos ambientes costeiros com base na qualidade do hábitat, pois evidencia áreas que favorecem o estabelecimento, não apenas dos peixes juvenis, mas de suas presas nas zonas de berçário.

Palavras-Chave: Teias tróficas; Conectância; *Fitness*; Seletividade; Biótopos.

Abstract

The availability of prey associated with environmental heterogeneity are key factors to understand the trophic relationships of species, as well as the patterns of prey / predator distribution within metacommunities. Thus, we aimed to analyze trophic relationships of the most abundant fish species within the estuary associated with availability of prey within each biotope, and we propose that the analysis of trophic webs are useful tools to understand the dynamics of metacommunities. The study was carried out in a tropical estuary, and samplings were carried out during excursions in the rainy season (June, July and August) and the dry season (October, November and January). Five local communities (biotopes) were sampled, with fish catch, zooplankton and benthic organisms. For the study of the trophic organization, the diet of twenty - eight abundant fish species was analyzed according to spatial, temporal and ontogenetic factors. A total of 3.646 stomachs were analyzed, having as main food items the organisms of Zooplankton, Epibenthic Crustaceans, Infauna and Decapoda. The most representative trophic guilds in all biotopes were Zooplanktivora and the Zoobentivora. The dynamics of the trophic organization indicated higher values for its attributes in Seagrasses, Mudflat and Mangrove, indicating greater complexity in these biotopes. In addition, the highest centrality index in trophic organizations were also recorded in these sites, suggesting a wide dispersion of fish species among local communities. The ecological fitness was also higher in these sites, being related to greater availability of food resources. The results indicated that the approach on trophic organizations in the context of metacommunities are important tools to understand the process of dispersal in estuaries. These analyzes widely the criteria for choosing conservation sites in coastal environments based on habitat quality, because evidenced sites that favor the establishment of prey and juvenile fishes in nursery areas.

Keywords: Trophic webs; Connectivity; Fitness; Selectivity; Biotopes.

Introdução

A heterogeneidade de biótopos dentro dos estuários tropicais é fundamental no recrutamento e estabelecimento de diversas espécies de peixes juvenis que dependem diretamente desse ecossistema para o seu desenvolvimento (Seitz *et al.*, 2014). A seleção desses biótopos é provavelmente determinada por uma combinação de fatores bióticos e abióticos agindo sobre diferentes escalas espaciais sobre a estruturação das comunidades: no caso dos fatores ambientais atuam como filtros ambientais, com as espécies filtradas progressivamente a partir do pool de espécies regionais para as comunidades locais (Moranta *et al.*, 1998; Genner *et al.*, 2004), enquanto as interações bióticas como predação (Werner *et al.*, 1983), competição (Werner & Hall, 1979; Hixon & Jones, 2005), bem como características como complexidade do hábitat (Angel & Ojeda, 2001; Almany, 2004) e disponibilidade de presas (Pinnegar *et al.*, 2003; Hinz *et al.*, 2005) atuam a nível local.

Devido a ação desses fatores bióticos e abióticos na utilização dos recursos alimentares pelos peixes juvenis, estes tendem a complementar ou modificar sua dieta em função do espaço e do tempo, particionando os recursos, a fim de minimizar a competição por alimento e possibilitar a coexistência desses juvenis no mesmo biótopo estuarino. Além disso, a interação desses fatores associados, a diversidade e abundância de presas, o modo de forrageamento e a segregação dos habitats para a alimentação são os principais determinantes dessa Partição de Recursos Alimentares (PRA) (Sánchez-Hernández *et al.*, 2011). Assim, o estudo do PRA requer uma estrutura que inclua a complexa interação entre a diversidade de presas, abundância de presas, abundância de peixes e variação da dieta (Sánchez-Hernández *et al.*, 2017), tendo em vista a importância de informações sobre a dinâmica entre predador-presa para a compreensão das relações tróficas nos ambientes estuarinos.

Ambientes dinâmicos, como os estuários, a disponibilidade de recursos pode mudar em períodos de tempo relativamente curtos, meses (sazonalmente), a horas (maré), mas a duração da disponibilidade de recursos

nem sempre é incluída como fator importante, embora a dinâmica de recursos temporais possa limitar os padrões de uso. O tempo não é um recurso em si, mas funciona como um meio de restrição a abundância ou acesso de um determinado organismo (Calle *et al.*, 2018). Por exemplo, uma grande área que está disponível por um curto período e uma pequena área que está disponível por um longo período, ambos podem fornecer quantidades semelhantes de um recurso, mas resultam em diferentes padrões de uso deste recurso (Holdo *et al.*, 2009). Independente da forma de utilização do recurso, de acordo com Johnson (1980), um recurso só está disponível se uma espécie puder acessá-lo. Assim, as espécies selecionarão áreas que apresentem elevada disponibilidade de recursos, quando comparadas com áreas adjacentes de menor quantidade, ocasionando um aumento da densidade de espécies proporcional a quantidade e qualidade do recurso disponível, segundo a teoria da distribuição livre ideal (Johnson *et al.*, 2012).

De acordo com a classe de recursos alimentares que exploram no meio ambiente, as espécies são agrupadas dentro da mesma guilda trófica, apresentando papéis semelhantes na cadeia alimentar (Elliott *et al.*, 2007; Lassalle *et al.*, 2012). Essa organização trófica da ictiofauna, associada às variações ontogenéticas, tem sido amplamente discutida como uma possível estratégia para evitar a competição intraespecífica nas metacomunidades ou para otimizar o uso do recurso disponível no ambiente (Lira *et al.*, 2018). Recentemente, Haegeman & Loreau (2014) analisaram a relação da disponibilidade do recurso com a dispersão do consumidor dentro de uma metacomunidade e identificou uma diminuição da dispersão das espécies de peixes quando os recursos eram escassos. Assim, as teias tróficas dentro de metacomunidade sofrem ação direta do fator espaço/tempo podendo modificar seu grau de complexidade, por exemplo, de acordo com as mudanças nos padrões do ciclo de vida da presa ou a atividade de forrageio dos predadores (Plitzko & Drossel, 2015; Townsend & Gouhier, 2018).

Nos últimos anos houve um interesse crescente na dinâmica de interações entre predadores e presas, particularmente nas mudanças em sua abundância relativa e na maneira a qual diferentes populações de presas são exploradas (Esteves *et al.*, 2000; Deudero & Morales-Nin, 2001; Durant *et al.*,

2007; Johnson *et al.*, 2012; Nunes *et al.*, 2014; Tableau *et al.*, 2015; Hiddink *et al.*, 2016; Rincón & Kenchington, 2016; Adams *et al.*, 2017; Dias *et al.*, 2017; Sánchez-Hernández *et al.*, 2017). Características como o tamanho, a palatabilidade e a facilidade de captura são essenciais para a seleção das presas no ambiente (Deudero & Morales-Nin, 2001), principalmente por indivíduos juvenis que estão na fase inicial do ciclo de vida, onde a taxa de mortalidade é extremamente alta devido a falta de recursos alimentares e a elevada predação (Leggett & Deblois, 1994). No entanto, a disponibilidade de presas preferidas é considerada, na maioria das vezes, um fator chave para elevar o *fitness* da espécie, permitindo sua sobrevivência durante esse estágio inicial (Robert *et al.*, 2009; Murphy *et al.*, 2012; Primo *et al.*, 2017; Wilson *et al.*, 2018).

A disponibilidade de presas, associada a fatores abióticos (como temperatura da água, oxigênio dissolvido), estresse, sexo, estação do ano, parâmetros físico-químicos de qualidade da água e pressões antrópicas são considerados fatores que influenciam diretamente na condição nutricional de diversas espécies de peixes (Amara *et al.*, 2007; Buckley *et al.*, 1999; Fonseca *et al.*, 2006; VanDeValk *et al.*, 2008; Duarte *et al.*, 2018). Associado a esses fatores a heterogeneidade ambiental também exerce esse papel, alterando os padrões de distribuição da presa/predador e aumentando as áreas refúgios. Além de oferecer uma maior diversidade de presas alternativas para os predadores, mantendo sua população menos dependente das flutuações no número de uma espécie de presa específica o que aumenta a estabilidade e complexidade das teias tróficas (Oliver *et al.*, 2010).

No geral, estudar a disponibilidade de presas no ambiente é um fator chave para compreender as demais relações da espécie em seu biótopo, tendo em vista a influência desse fator biótico sobre diversos outros aspectos biológicos da população, comunidade e/ou ecossistema. No estuário do Rio Mamanguape a heterogeneidade de biótopos permite uma ampla distribuição das espécies de peixes e suas presas. Assim, pretendemos analisar as relações tróficas das espécies de peixes mais abundantes dentro do estuário associada a disponibilidade das presas dentro de cada biótopo, baseado na hipótese de que as guildas tróficas, bem como o fator de condição de cada

espécie e a complexidade das teias tróficas tendem a apresentar variações de acordo com a abundância e diversidade de presas em cada biótopo.

Materiais e Métodos

Área de Estudo

O estuário do rio Mamanguape apresenta aproximadamente 25 km de extensão com 1 a 5 m de profundidade nas zonas de canais e uma largura máxima de cerca de 2,5 km na desembocadura (Nobrega & Nishida, 2003; Silva et al., 2011). A foz é parcialmente fechada por um costão arenítico que protege a entrada do estuário da força das ondas. Além disso, é constituído por uma área de 16.400 hectares de manguezal que está inserido na Área de Proteção Ambiental (APA) de Barra de Mamanguape (CERHPB, 2004), localizado no litoral norte do estado da Paraíba, entre 6° 43' 02"S e 35° 67' 46" O (Fig.1). O clima da região é do tipo AS' de Köppen, quente e úmido com uma precipitação entre 1750 e 2000 mm anuais (Alvares et al., 2014). A estação chuvosa se estende de fevereiro a junho com precipitações máximas em abril, maio e junho; a estação seca apresenta estiagem mais rigorosa nos meses de outubro a dezembro.

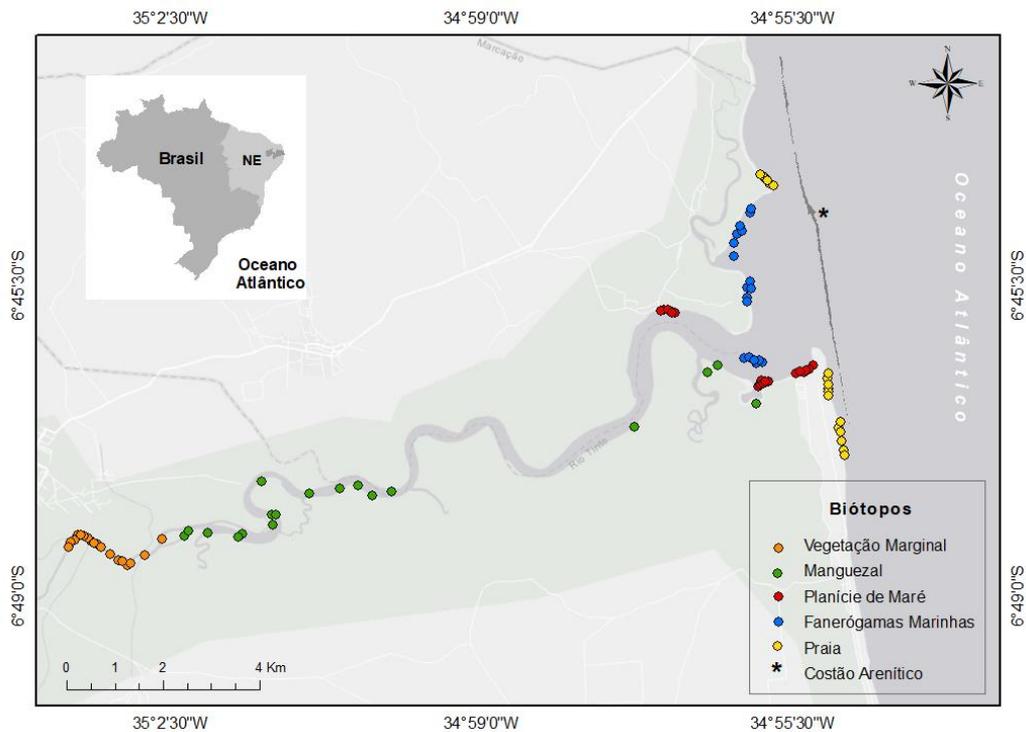


Figura 1- Localização geográfica do Estuário do rio Mamanguape, PB com indicações dos diferentes biótopos amostrados.

Ao longo do estuário há uma diversidade de biótopos que proporciona uma heterogeneidade espacial dentro do ecossistema como as Praias Arenosas, os Bancos de Fanerógamas Marinhas (*seagrass*), Planícies de Maré Lamosa (*mudflats*), Manguezais e Vegetações Marginais. As Praias Arenosas (PA) se encontram a jusante do estuário, adjacente ao costão arenítico, apresenta a maior salinidade (25-50) e um substrato arenoso com ausência de vegetação (Oliveira & Pessanha, 2014). Os Bancos de Fanerógamas Marinhas (*seagrass*) (FM) estão presentes em bancos de areias que se formam na parte inferior do estuário com salinidade semelhante as Praias Arenosas; as principais espécies de fanerógamas marinhas encontradas são *Halodule wrightii* Ascherson, 1868 (Xavier *et al.*, 2012), *Halophila decipiens* Ostenfeld, 1902 e *Halophila baillonis* Ascherson ex Dickie, 1874 (Magalhães *et al.*, 2015). Por apresentar um substrato mais consistente, os bancos, apresentam uma elevada abundância de *Anomalocardia flexuosa*, Gmelin, 1971, sendo uma área de intensa extração desse molusco pelas marisqueiras. As Planícies de Maré Lamosa (*mudflats*) (PM) também estão localizadas na parte inferior do estuário caracterizada por uma extensa área de sedimento lamoso que fica

exposta durante a maré baixa. Apesar de ser uma área sem vegetação, o sedimento fino, favorece o estabelecimento de macroalgas e diversos invertebrados (Xavier *et al.*, 2012). Dentre os biótopos, o manguezal é o mais abundante dentro do estuário, representado principalmente por *Rhizophora mangle*, *Avicennia* spp, *Laguncularia racemosa* e *Conocarpus erectus* (Nobrega & Nishida, 2003). Este suporta uma maior variação de salinidade e se estabelece em diferentes tipos de substratos, estando presente no canal principal e nas camboas. A Vegetação Marginal é predominante a montante do estuário, onde a salinidade é menor e o substrato é predominantemente arenoso, característico de um ambiente de água doce. Compreende desde árvores a gramíneas que se estabelecem a margem do rio e que favorece o estabelecimento de diversas espécies de peixes e invertebrados.

Amostragens e procedimento em laboratório

As amostragens foram realizadas durante seis excursões no estuário do rio Mamanguape, sendo três realizadas no período de chuva (junho, julho e agosto) e três no período de seca (outubro, novembro e janeiro) de 2015/2016, durante as marés de sizígia. Cinco biótopos (Praia Arenosa - PA, Fanerógama Marinha - FM, Planície de Maré Lamosa - PM, Manguezal - MA e Vegetação Marginal - VM) foram amostrados, estando tais ambientes dispostos ao longo de um *continuum* ambiental de salinidade.

Para a coleta dos peixes foi utilizada uma rede de picaré (comprimento total 12 m x altura 1,5m; comprimento do saco 3m; malha nas laterais 25mm e no saco 5mm entre nós adjacentes), que foi arrastada paralelamente em cada um dos biótopos em uma profundidade máxima de 1,5 metros, sempre na baixa mar. Os arrastos tiveram duração de 3 minutos; em cada biótopo foram escolhidos três pontos amostrais, e em cada um deles foram realizadas três repetições. Um total de 90 amostras foi obtida durante o estudo (5 biótopos x 3 locais x 3 repetições x 2 estações do ano= 90). Os indivíduos coletados foram fixados em formol 10%, e posteriormente trazidos ao laboratório, onde foram identificados, medidos no comprimento total (mm) e o peso total (gramas).

Para posterior análise da disponibilidade dos recursos alimentares e a dieta dos peixes em cada um dos biótopos foram realizadas amostragens de zooplâncton e de organismos bentônicos. O Zooplâncton foi coletado com o auxílio de uma rede de plâncton cônico-cilíndrica com 60 cm de abertura de boca, 1,50m de comprimento e 200 micra de abertura de malha. Os arrastos foram de sub-superfície na coluna d'água e realizados durante a maré baixa, padronizados em um tempo de 5 minutos, com velocidade de barco de 1,5 nós, para evitar ao máximo o escape de indivíduos. Um único arrasto do zooplâncton foi realizado em cada ponto amostral, totalizando 15 amostras por campanha (5 biótopos x 3 pontos x 6 excursões= 90 amostras). O material coletado foi conservado em formol a 4%, e posteriormente corados com rosa de bengala para melhor identificação dos exemplares do zooplâncton. Uma alíquota de 10 ml foi retirada da amostra para identificação e contagem dos organismos. A triagem ocorreu com o auxílio do estereomicroscópio e a identificação ocorreu até o nível taxonômico de grandes grupos, utilizando um Guia de Taxonomia e Ecologia de Zooplâncton Marinho (Santos *et al.*, 2016).

A coleta dos invertebrados bentônicos foi realizada na zona intertidal de cada um dos pontos amostrais. Um transect de 20 metros foi estendido paralelamente a linha da água, e ao longo dele três pontos foram sorteados para coleta do sedimento. Em cada ponto sorteado foi disposto um quadrado de 25x25 cm (625cm²) e essa alíquota foi toda retirada. Um total de 270 amostras foram coletadas (5 biótopos x 3 pontos x 3 alíquotas x 6 excursões). As amostras foram fixadas *in situ* com formol 4%. Em laboratório, as amostras foram lavadas individualmente utilizando peneiras de abertura de malha de 1,00 e 0,5 mm, respectivamente, e depois acondicionadas em álcool a 70%. A triagem desses organismos também ocorreu com o auxílio do estereomicroscópio e a identificação ocorreu até o nível de taxonômico de grandes grupos, utilizando para Polychaeta (Amaral & Nonato, 1996), Mollusca (Mikkelsen & Bieler, 2008; Rios, 1985; Tunnell *et al.*, 2010), Diptera (Trivinho-Strixino, 2011) e Crustacea (Mugnai *et al.*, 2010).

Com intuito de padronizar a identificação do zooplâncton e dos organismos bentônicos e facilitar as comparações entre disponibilidade em cada biótopo e estudo da dieta das espécies, as presas tiveram sua

identificação em níveis taxonômicos amplos, conforme sugerido por Buckland *et al.*, (2017). A abundância das diferentes categorias de presas foi calculada por biótopo para o período de seca e chuva, e expressas em porcentagem numérica.

Ecologia e organização trófica

Para o estudo da ecologia e organização trófica foram utilizados dados da dieta de 28 espécies de peixes, escolhidos com base em suas contribuições na abundância durante o estudo. Essas espécies foram responsáveis por 54,4% da abundância numérica. Devido as mudanças que ocorrem na dieta e no tamanho de cada espécie ao longo do seu ciclo de vida, essas foram divididas em seus diferentes estágios de tamanho onde foram tratados como *Trophospecies* na teia alimentar, segundo Huxham *et al.*, (1995).

A análise comparativa da dieta dos peixes, de acordo com o tamanho corporal (comprimento total), foi realizada para determinar a influência das mudanças ontogenéticas sobre o hábito alimentar. As espécies foram classificadas em três classes de acordo com as definições de Jensen (1997): indivíduos com tamanho abaixo de um terço do LT_{max} foram consideradas pequenos juvenis (I), aquelas com até dois terços do LT_{max} foram consideradas juvenis (II) e acima de dois terços do LT_{max} foram classificadas como adultas (III). Os tamanhos foram atribuídos de acordo com o tamanho máximo (LT_{max}), obtido no site Fishbase (<http://www.fishbase.org/search.php>).

Os estômagos foram retirados por meio de uma incisão abdominal e o conteúdo estomacal analisado com auxílio de microscópio estereoscópico. Os itens alimentares foram identificados até o menor nível taxonômico possível, contados e posteriormente agrupados em categorias tróficas: Material Vegetal (detritos vegetais e macroalgas), Zooplâncton (Larva de Decapoda, Calanoida, Cyclopoida, Cyprid, Cladocera, Appendicularia, ovos de peixes e invertebrados), Insetos (somente insetos adultos), Peixe (músculo e escamas), Mollusca (Bivalve, Gastropoda, Scaphopoda), Polychaeta, Decapoda, Crustáceo Epibêntico (Isopoda, Tanaidacea, Ostracoda, Anfípodas,

Harpacticoida e Cirrepedia), Infauna (Nematoda, Sipuncula e Foraminifera), Fitobentos (Diatomaceas) e Outros (aracnídeo e picnogonidae) (Inoue *et al.*, 2004). Essas categorias tróficas possuem um significado ecológico maior do que aquelas baseadas somente em divisões taxonômicas (Barry *et al.*, 1996). Os indivíduos com estômagos vazios e com material digerido foram excluídos das análises.

O método numérico foi escolhido para a análise da dieta dos peixes (Hyslop, 1980) por ser útil na abordagem sobre a preferência e seletividade das presas e assim avaliar a importância dos itens alimentares. Assim a porcentagem numérica das presas (%N) foi bem adaptada para nosso objetivo para descrever as organizações tróficas (Macdonald & Green, 1983), uma vez que a maioria dos indivíduos se alimenta de partículas de tamanho uniforme (como por exemplo, organismos do zooplâncton). O método numérico apresenta a contribuição (%) dos itens de cada grupo de presas presentes nos estômagos e expresso como uma porcentagem do número total de itens alimentares em todos os estômagos dos peixes examinados (Ahlbeck *et al.*, 2012). Para itens que não podem ser contados, um valor de 0,1 foi adotado para representar seu número (% N) quando eles estavam presentes na dieta, para compensar distorções no índice (Campos *et al.*, 2015).

Para fins comparativos e detecção de possíveis padrões relacionados com o uso dos recursos alimentares de maneira similar pelos peixes nos biótopos, adotamos o agrupamento das espécies em guildas tróficas. Essa abordagem teve como objetivo facilitar a comparação entre e dentro os biótopos, uma vez que essa abordagem é útil no estudo comparativo de comunidades (Simberloff & Dyann, 1991). A contribuição da porcentagem numérica de cada uma das categorias tróficas da dieta das espécies para cada biótopo e para cada fase do ciclo sazonal (seca/chuva), e também para cada classe de tamanho foram submetidas a um método de classificação chamado de heatmap. Essa classificação teve como objetivo identificar a formação das guildas tróficas através da representação gráfica do heatmap, que exibe os resultados através de um dendrograma hierárquico bidimensional, com as colunas representando as categorias tróficas e as linhas representando cada uma das classes de tamanho das espécies. Assim, o dendrograma irá reunir as

amostras dos conteúdos estomacais de acordo com a similaridade da utilização das presas, agrupando as espécies e portanto formando as guildas tróficas. Os dendogramas foram construídos usando a distancia Euclidiana através de método ligação completa (Zhao *et al.*, 2014). O dendograma é interpretado através de leitura do espectro de cores: as amostras agrupadas com o espectro de cores mais fortes indicam maior utilização de determinadas presas na dieta (portanto maior similaridade) em detrimento do espectro mais claro, que é um indicativo da menor utilização das presas por aquele grupo de espécies. Como critérios para estabelecimento e alocação das espécies nas guildas tróficas foi considerado o trabalho de Elliott *et al.*, (2007): Insetívora (IN), Piscívora (PI), Zoobentívora-Epibentos (ZB-E), Zoobentívora-Hiperbentos (ZB-H), Zoobentívora-Infrafauna (ZB-I), Zooplancívora (ZP) e Onívora (ON). A análise heatmap foi realizada no pacote RColorBrewer (Neuwirth, 2014) e Wesanderson (Karthik Ram & Hadley Wickham, 2018) na versão R 3.0.1 (R Development Core Team 2015).

Para visualização das relações tróficas, os dados de dieta foram representados usando diagramas tróficos do tipo “sink web”. A ligação entre as classes de tamanho das espécies de peixes e suas presas em cada biótopo foram construídas pela contribuição numérica dos dados da dieta (Hammerschlag *et al.*, 2010), onde os nós correspondem a grupos de espécies e presas. Os diagramas foram construídos para biótopos e para cada período de regime hidrológico.

Análises dos dados

Curvas de acumulação de presas foram construídas para determinar se o tamanho das amostras era suficiente para descrever a dieta das espécies em cada um dos biótopos. As curvas foram construídas através de 999 permutações dos dados usando o software PRIMER v.6.1.5, e quando as mesmas atingissem um ponto em que o aumento do esforço de abertura de novos estômagos não implica em um aumento no número de itens alimentares (assíntota estável), isto significa o número de estômagos analisados foi considerado suficiente para descrever os hábitos alimentares dos peixes.

Para testar a hipótese nula de que não há diferença na composição das guildas entre os biótopos, períodos sazonais e classes de tamanho foi utilizada a Análise Multivariada de Permutação (PERMANOVA - com 9999 permutações) aplicada no seguinte designer de quatro fatores fixos: estações (dois níveis: seca e chuva), biótopos (cinco níveis: Praias Arenosas, Fanerógamas Marinhas, Planícies de Maré Lamosa, Manguezais e Vegetação Marginal), Guildas (IN, ZB-H, ZB-I, ZB-E, ZP, PI e ON) e Tamanhos (I, II e III) (Anderson *et. al.*, 2008). Os dados numéricos das presas sofreram a transformação em raiz quadrada, e posteriormente construída uma matriz de similaridade utilizando o índice de similaridade de Bray-Curtis, para ser realizada a PERMANOVA para àqueles fatores apresentados anteriormente. A PERMANOVA também foi utilizada para verificar diferenças das guildas dentro de cada biótopo, com os fatores fixos estação e tamanho aninhados por guilda. Em todos os casos onde o $P < 0.05$ foi realizado um teste pair-wise a posteriori.

O Índice de Eletividade de Ivlev (Ivlev, 1961) foi aplicado sobre os dados de contribuição numérica para determinar a relação entre a disponibilidade e uso das presas pelas espécies de peixes nos biótopos estuarinos. Esse índice tem como princípio determinar o grau de escolha dos predadores em relação a uma presa em particular (O'Brien & Vinyard, 1974; Strauss, 1979) e é medida da seguinte maneira:

$$E = \frac{r_i - p_i}{r_i + p_i}$$

Onde:

E = eletividade;

r_i = abundância relativa da presa i nos estômagos;

p_i = abundância relativa do presa i no ambiente.

O valor deste índice varia de -1 a +1, com valores negativos indicando rejeição ou inacessibilidade ao item, 0 indicando predação aleatória e valores positivos sugerindo seleção ativa da presa (Ivlev, 1961; Strauss, 1979).

Para avaliar a influência da qualidade do biótopo sobre a condição dos peixes, foi utilizado o fator de condição (*Fulton K*), descrito da seguinte forma:

$$k = 100 * \frac{W}{L^3}$$

Onde:

K= Fator de condição

W= peso do corpo (g)

L= comprimento (cm)

O fator de condição foi calculado para as classes de tamanho de todas as espécies e isoladamente para as espécies registradas durante o todo o período do estudo e em todos os biótopos, sendo um parâmetro utilizado para abordagem sobre o fitness ecológico.

Atributos das teias tróficas

Foram calculadas os seguintes atributos das teias tróficas, baseados nos trabalhos de Winemiller (1990) e Bergamino *et al.* (2013): número de espécies na teia trófica (S), número de interações (ou ligações tróficas, T_L), número de interações por espécie ($T_L S^{-1}$), conectância baixa, definida como $C_{TL} = 2T_L [S(S-1)]^{-1}$, e conectância direta, calculada como $C_D = T_L S^{-2}$.

Para a abordagem ligada a metacomunidade foram calculados os índices de centralidade (Borthagaray *et al.*, 2015). Os índices de centralidade refletem os fluxos individuais através das comunidades locais e, em seguida, através de toda a metacomunidade (Newman, 2010). Nesse contexto metacomunitário, as principais métricas de centralidade são Grau (*Degree*), Proximidade (*Closeness*) e Interdependência (*Betweenness*) (Economio & Keitt, 2010; Estrada & Bodin, 2008). O Grau de Centralidade (DC) é o número de ligações diretas entre uma comunidade e seus vizinhos, ou seja, o número de ligações sobre um nó (Freeman, 1979; Wasserman & Faust, 1994). As centralidades de Proximidade e de Interdependência são baseadas no comprimento do caminho mais curto entre as comunidades (Freeman, 1979; Wasserman & Faust, 1994). Assim, a Centralidade de Proximidade (CC) é o comprimento médio do caminho mais curto entre a comunidade principal e

todos a outras; Ele fornece uma representação de quão perto ou até que ponto uma comunidade é das comunidades restantes na metacomunidade, ou seja, é a soma das distâncias de todas as outras espécies na teia alimentar em relação a espécie ou item central (Opsahl *et al.*, 2010). A Centralidade de Intermediação (BC) descreve com que frequência uma comunidade atua como mediadora no caminho mais curto entre duas outras comunidades, identificando conectores, isto é, o número de caminhos mais curtos que passam pelo nó, servindo de trampolins de fluxo individual para o resto da metacomunidade (Borthagaray *et al.*, 2015).

No geral os maiores valores dos índices de centralidade indicam níveis mais baixos de isolamento da comunidade (Economio & Keitt, 2010). Os índices de centralidade foram calculados utilizando o pacote *Igraph* versão 1.2.4, no Software R versão 3.5.3 (R Development Core Team 2015).

Resultados

Foram analisados 3.646 estômagos (499 vazios; 13,7%), de acordo com a curva de acumulação das espécies, onde foram registrados como principais categorias alimentares da dieta das espécies os representantes do Zooplâncton, Crustáceos epibênticos, Infauna e Decapoda (Apêndice 1 a 10).

Organização Trófica

No geral os dados da dieta das espécies diferiram significativamente entre os biótopos (Pseudo- $F_{21,139}=1,2517$, $p=0.0244$), estações (Pseudo- $F_{4,139}=1,4403$; $p= 0,0483$) e entre os tamanhos (Pseudo- $F_{10,139}=1,4041$; $p= 0,0147$), formando sete guildas distintas (Pseudo- $F_{6,139}=5,116$; $p= 0,0001$). A guilda trófica com maior número de representantes foi a dos zooplanctívoros (ZP= 24 espécies), seguida da Zoobentívora de epibentos (ZB-E= 21 espécies).

A análise separadamente de cada biótopo indicou diferentes formações de guildas tróficas, com algumas espécies predando diferentes presas à medida que crescem, e portanto, ocupando diferentes guildas. No biótopo praia (PA) houve a formação de sete guildas diferentes (Pseudo- $F_{6,15} = 8,0765$; $p = 0,0001$), com destaque para a ZB-E e ZP que tiveram como principais representantes o *H. corvinaeformis* (HACO I e HACO II) e *A. hepsetus* (ACHE I e ACHE II), respectivamente. Entretanto quando analisadas por período e entre as classes de tamanho a PERMANOVA não indicou diferenças. No heatmap evidenciou as guildas ZB-E (grupo A), ZB-H (grupo B), ZB-I e PI (grupo C), e o ZP (grupo D) predominando no período da chuva (Fig.2 I). No período da seca tivemos um maior número de guildas ($n = 6$), porém com espécies quase que únicas para a formação dos grupos; nesse caso as guildas ZB-I, IN e ZB-H (grupo A), ZB-E (grupo B), PI, ZB-E e IN (grupos C, D e E, respectivamente) (Fig.2 II). Dentre as classes de tamanho, *L. grossidens* (LYGR) incluiu itens distintos em sua dieta ao longo do seu desenvolvimento: os pequenos juvenis predaram organismos zooplancônicos, os juvenis organismos da infauna e os adultos, presas como Decapoda (ZB-H).

No biótopo Fanerógamas Marinhas (FM) seis guildas foram registradas (Pseudo- $F_{5,42} = 7,9449$, $p = 0,0001$) com destaque para ZP e ZB-E, representadas, principalmente, por *E. argenteus* e *C. boleosoma*. A PERMANOVA indicou diferenças somente entre as classes de tamanho dentro de cada guilda. No período da chuva foram formadas as seguintes guildas no heatmap: ZP (grupo A), PI (grupo B), e os grupos dos zoobentívoros ZB-H, ZB-E e ZB-I (grupos C, D e E, respectivamente) (Fig.3 I). Para esse mesmo biótopo, durante a seca, tivemos as seguintes guildas: ZB-I (grupo A), PI (grupo B), ZB-E (grupo C), ZB-H (grupo D) e ZP (grupo E) (Fig.3 II).

A Planície de Maré (PM) apresentou seis guildas distintas (Pseudo- $F_{5,49} = 14,248$, $p = 0,0001$) com os predadores de ZP sendo os mais abundantes nesse biótopo em ambos os períodos. A PERMANOVA também indicou diferenças entre período e entre as classes de tamanho. No período da chuva o heatmap agrupou as espécies formando as guildas ZP (grupo A), ZB-E (grupo B), PI (grupo C), ZB-I (grupo D) (Fig.4 I). Durante a seca também ocorreu a

formação de quatro grupos de acordo com o heatmap: ZP e PI (grupo A), IN e ZB-E (grupo B), ZB-H e ZB-E (grupo C e D, respectivamente) (Fig.4 II).

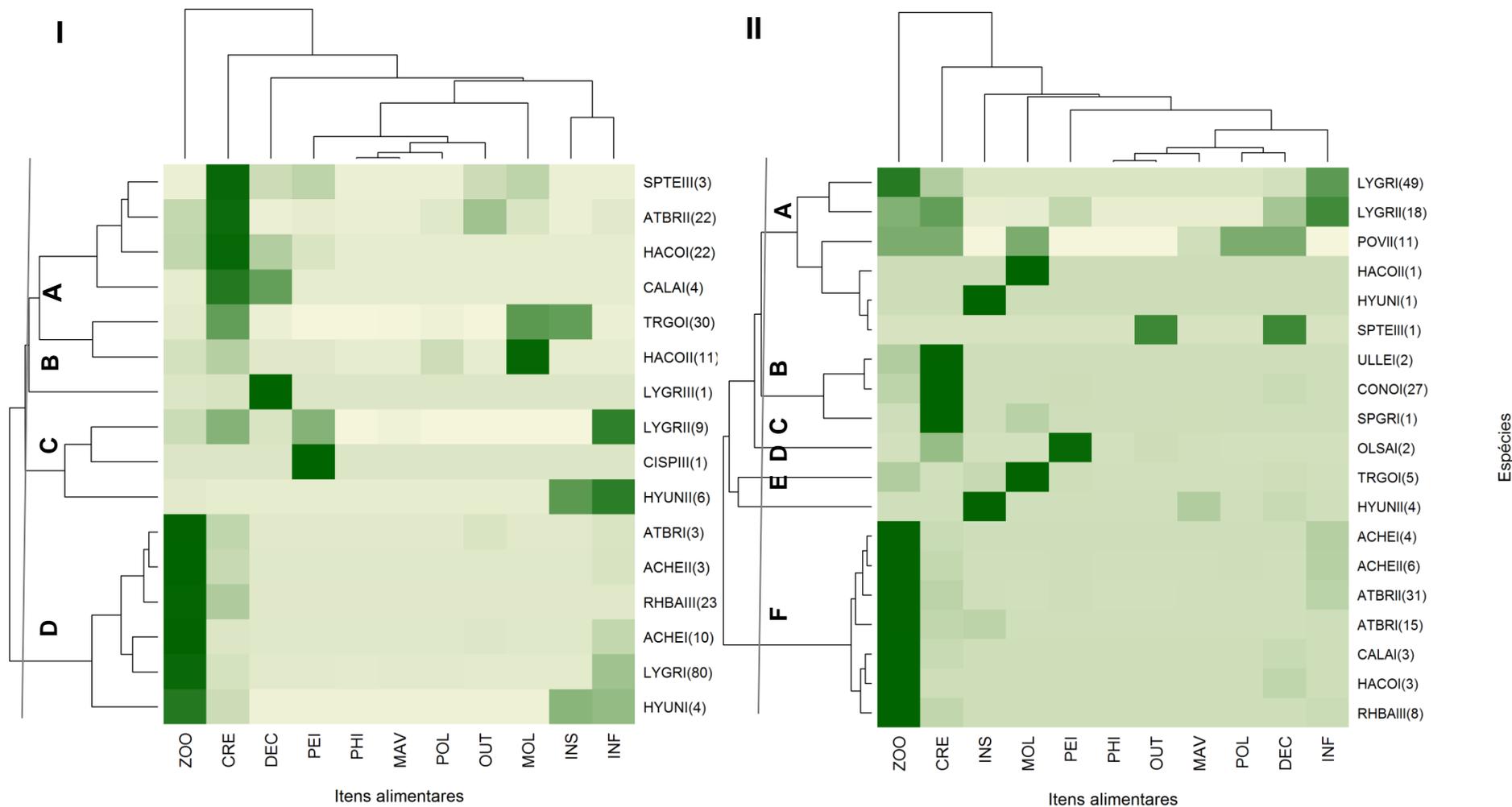


Figura 2- Heatmap dos padrões de similaridade da dieta das espécies que compõe o biótopo PA (Praia Arenosa) no Estuário do rio Mamanguape, PB. Cor verde mais forte representa maior abundância do item. I – chuva; II – seca. Os valores entre parênteses indicam o número de estômagos analisados para cada espécie.

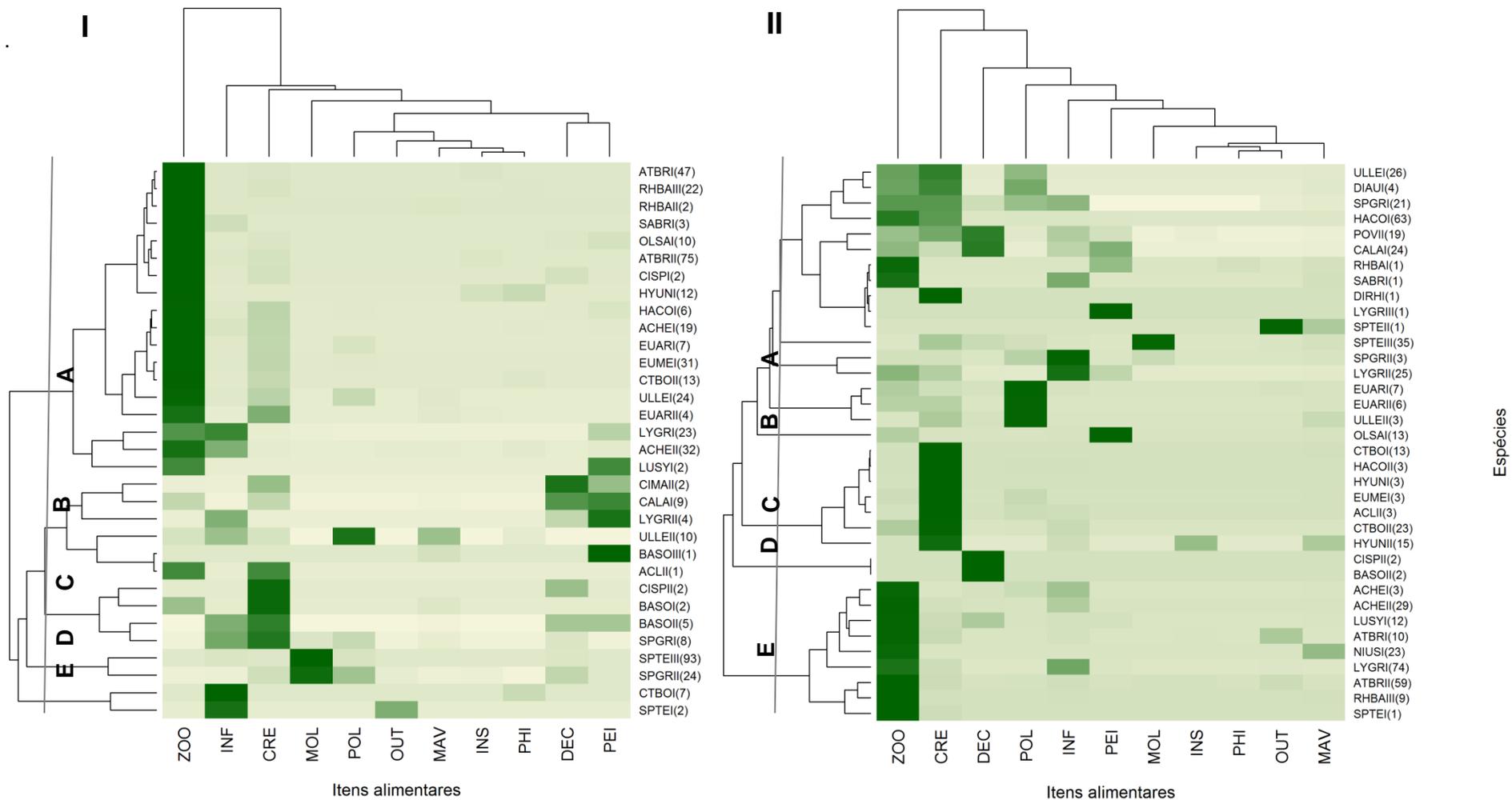


Figura 3- Heatmap dos padrões de similaridade da dieta das espécies que compõe o biótopo FM (Fanerógama Marinha) no Estuário do rio Mamanguape, PB. Cor verde mais forte representa maior abundância do item. I – chuva; II – seca. Os valores entre parênteses indicam o número de estômagos analisados para cada espécie.

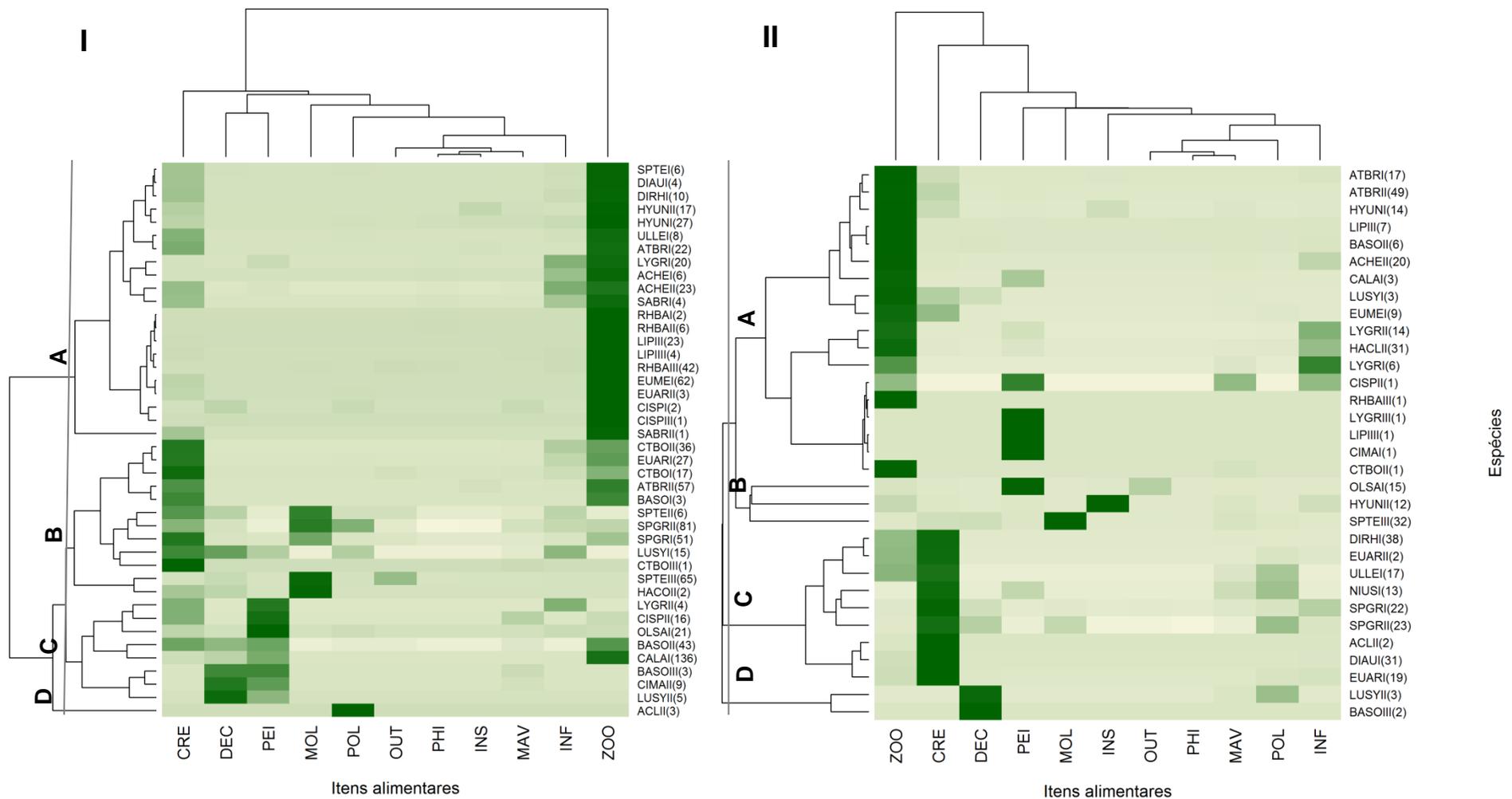


Figura 4- Heatmap dos padrões de similaridade da dieta das espécies que compõe o biótopo PM (Planície de Maré) no Estuário do rio Mamanguape, PB. Cor verde mais forte representa maior abundância do item. I – chuva; II – seca. Os valores entre parênteses indicam o número de estômagos analisados para cada espécie.

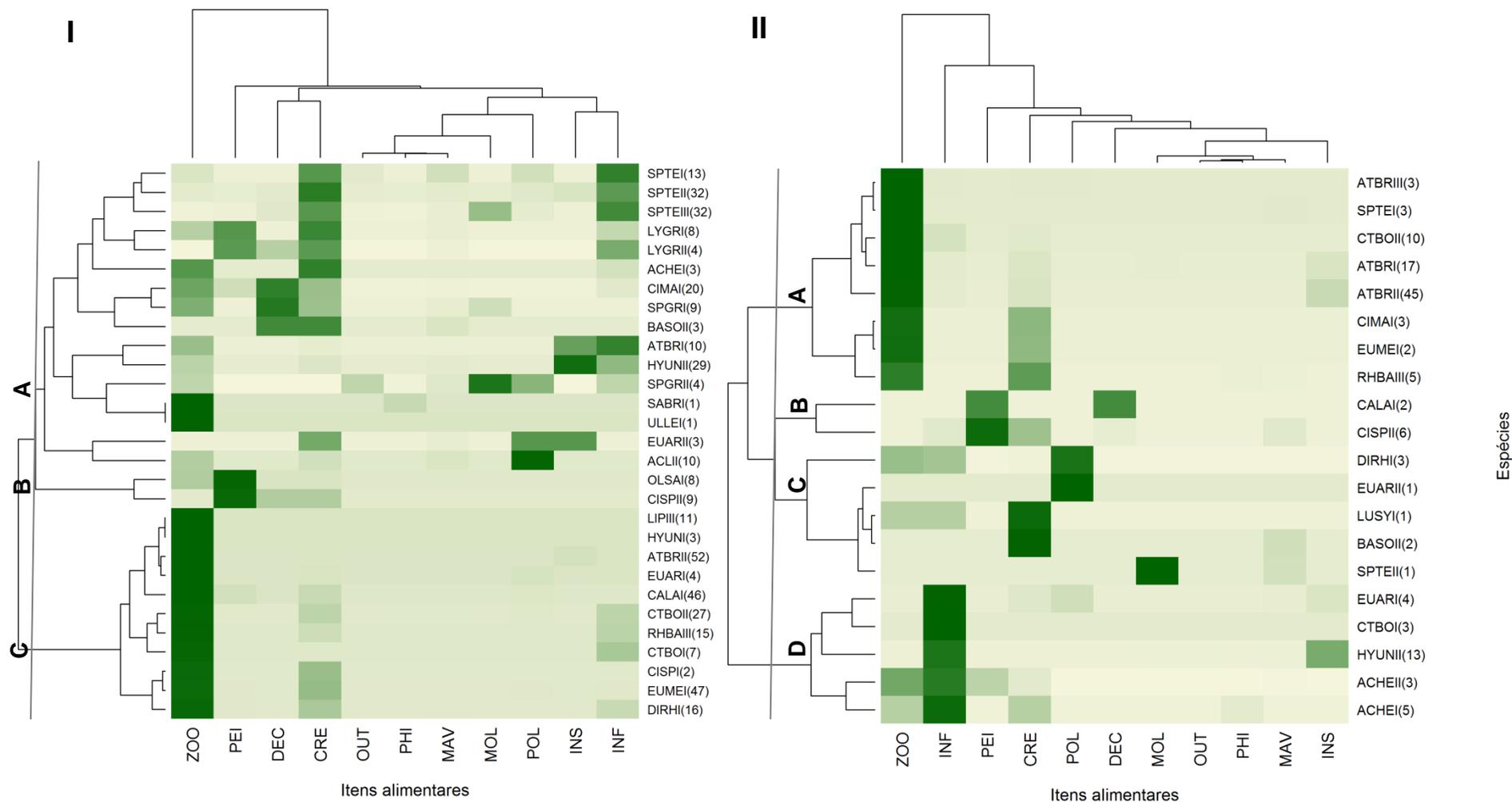


Figura 5- Heatmap dos padrões de similaridade da dieta das espécies que compõe o biótopo MA (Mangue) no Estuário do rio Mamanguape, PB. Cor vermelha mais forte representa maior abundância do item. I – chuvosa; II – seca. Os valores entre parênteses indicam o número de estômagos analisados para cada espécie.

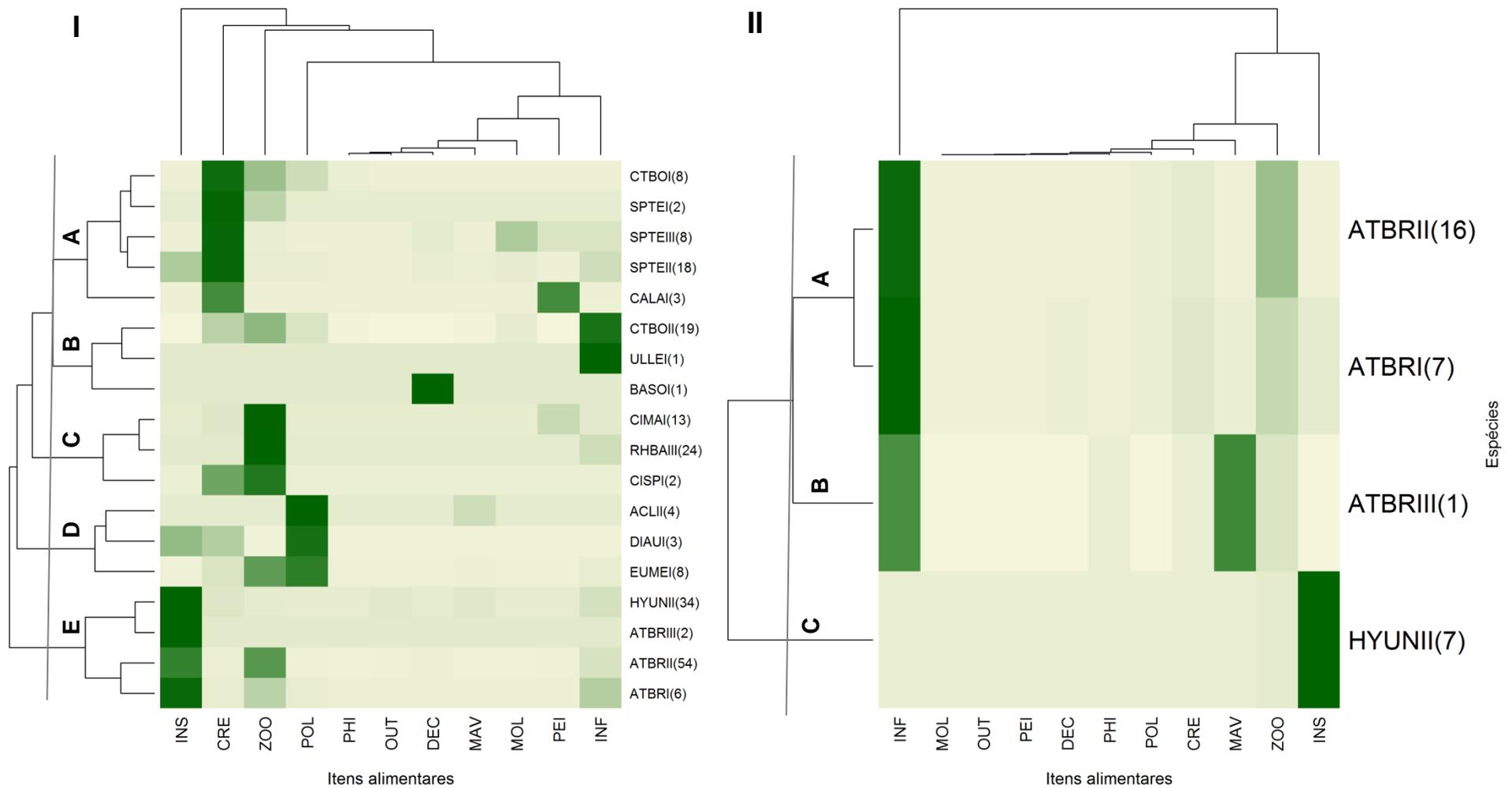


Figura 6 - Heatmap dos padrões de similaridade da dieta das espécies que compõe o biótopo VM (Vegetação Marginal) no Estuário do rio Mamanguape, PB. Cor vermelha mais forte representa maior abundância do item. I – chuva; II – seca. Os valores entre parênteses indicam o número de estômagos analisados para cada espécie.

Para o biótopo Manguezal (MA) as guildas apresentaram diferenças significativas (Pseudo- $F_{5,28} = 5,6935$, $p = 0,0001$) sendo a ZP a mais representativa entre as seis guildas registradas. Entretanto quando analisadas por período e entre as classes de tamanho a PERMANOVA não indicou diferenças para o biótopo do Manguê. De acordo o heatmap no período da chuva houve a formação de três grupos, agrupando as espécies Zoobentívoras (ZB-H, ZB-E e ZB-I) reunidas no grupo A, e as guildas PI e ZP reunidas nos grupos B e C, respectivamente (Fig.5 I). Na seca foram formados quatro grupos com as seguintes guildas: ZP (grupo A), PI (grupo B), ZB-E (grupo C) e ZB-I (grupo D) (Fig.5 II).

O biótopo localizado na parte superior do estuário, a Vegetação Marginal (VM), apresentou a menor quantidade de guildas tróficas, que diferiram significativamente (Pseudo- $F_{5,7} = 3,5045$, $p = 0,0029$). O PERMANOVA não evidenciou diferenças entre períodos e entre as classes de tamanho. Nesse biótopo a guilda dos zoobentívoros de infauna (ZI-I) foi a mais representativa. De acordo com a similaridade, houve a formação de cinco guildas tróficas na chuva: ZB-E (grupo A), ZB-I (grupo B), ZP, ZB-I e IN (representados por C, D e E, respectivamente) (Fig.6 I). Durante a seca formou-se apenas três guildas ZB-I, ON e IN, representados por A, B e C, respectivamente (Fig.6 II).

Teias tróficas e eletividade

Os organismos do Zooplâncton foram as presas mais abundantes, e, portanto disponíveis, na maior parte dos biótopos (Apêndice 11). A exceção ocorreu no biótopo VM, quando os Poliquetas destacaram-se na abundância (Fig. 11 A-B). Essa alta disponibilidade no ambiente dos organismos zooplanctônicos representaram importantes presas para os peixes, configurando como principais itens encontrados nos conteúdos estomacais dos peixes estudados.

No entanto, apesar de ser mais abundante, o zooplâncton, apresentou uma baixa seleção ativa pelas espécies, conforme evidenciado pelos valores de eletividade. Assim, os organismos representados pelos Crustáceos

Epibênticos foram os itens mais selecionados pelos indivíduos. As exceções para esse caso foram registradas durante o período de seca nos biótopos de Praias (PA) (Fig. 7 B), Mangue (MA) (Fig. 10B) e Vegetação Marginal (VM) (Fig. 11B), quando os principais itens selecionados foram Material vegetal, Zooplâncton e organismos da Infauna, respectivamente (Apêndice 12-16).

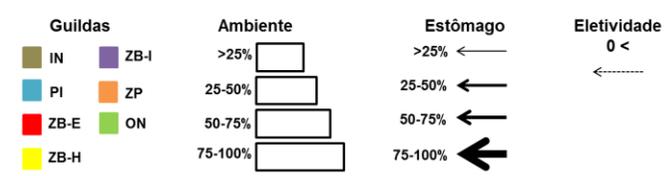
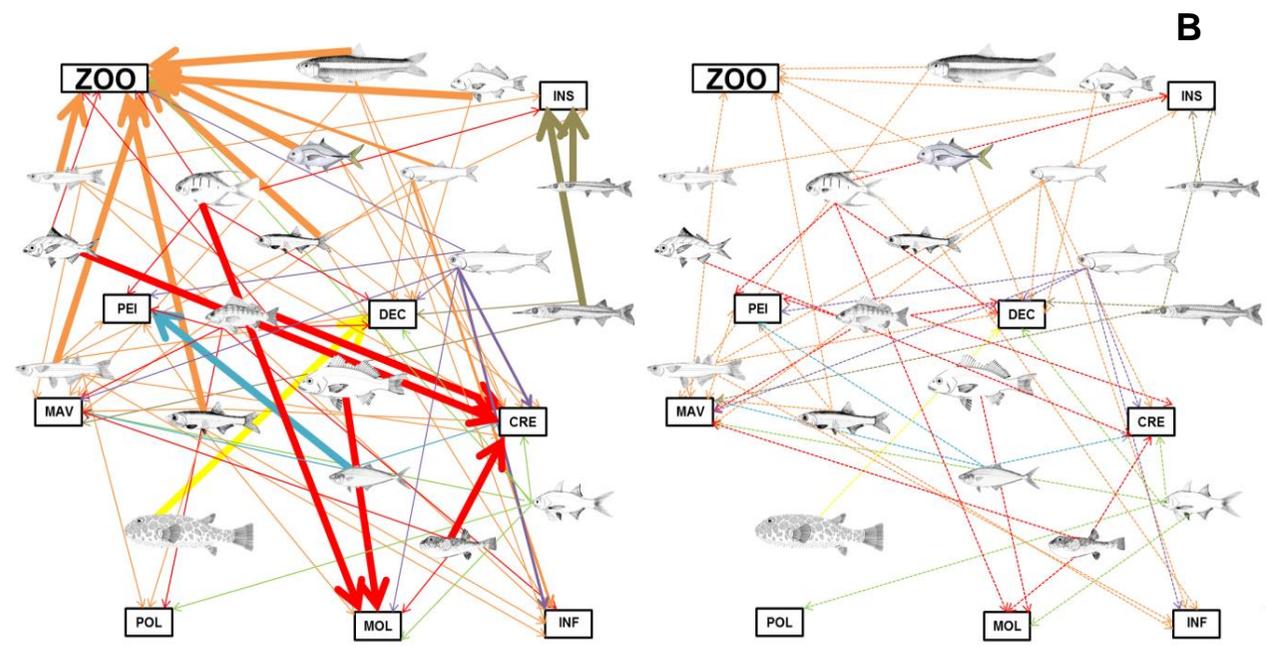
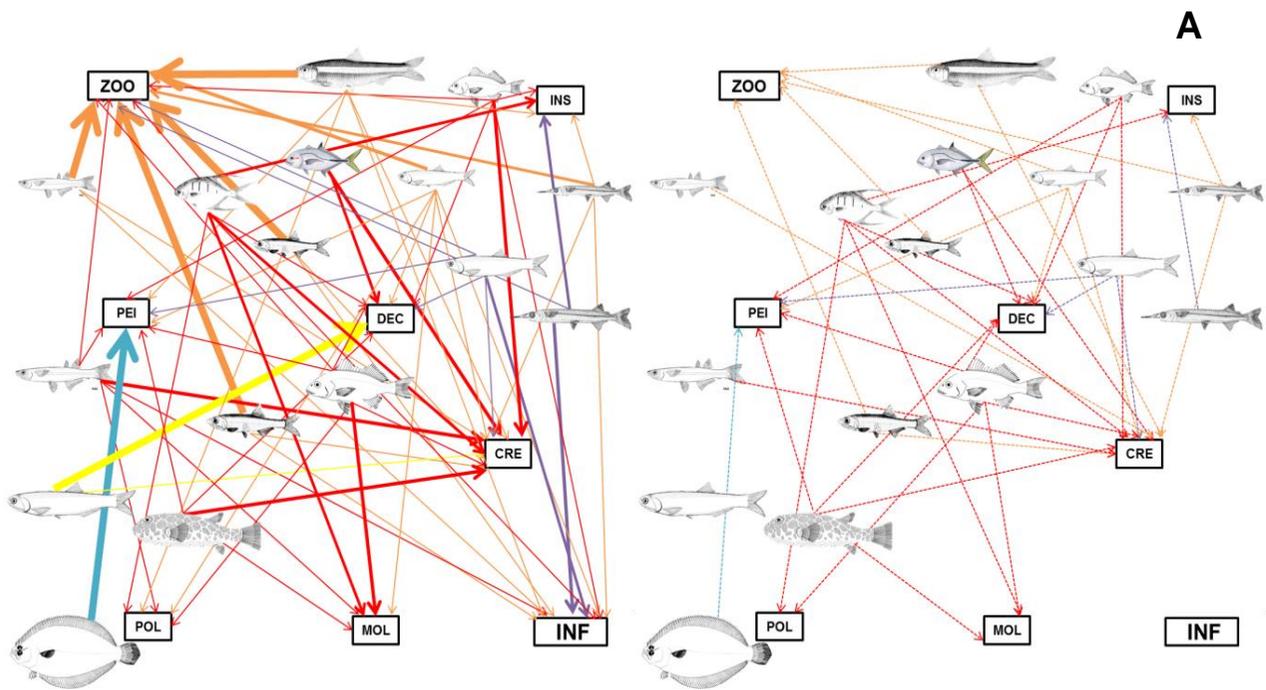
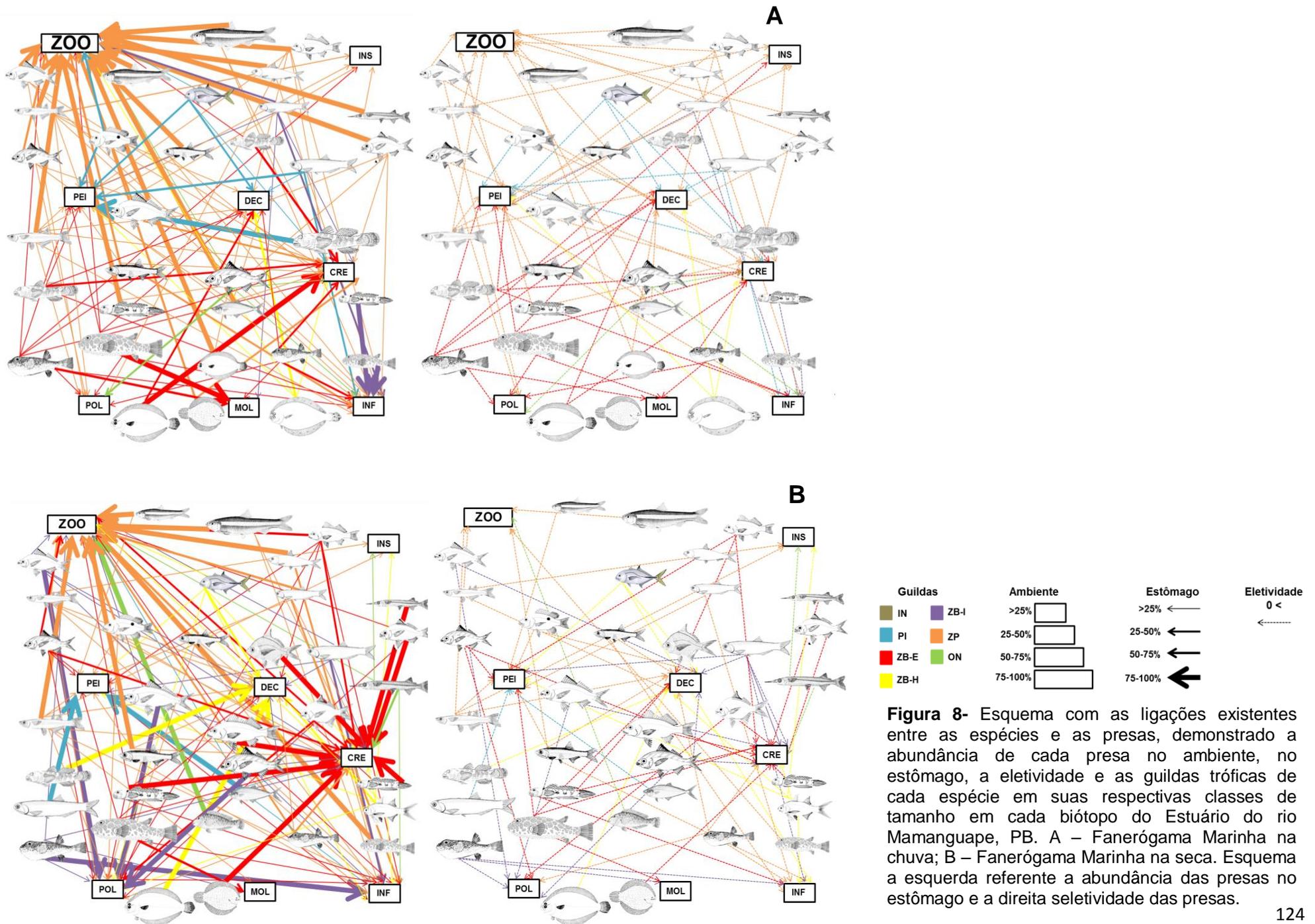
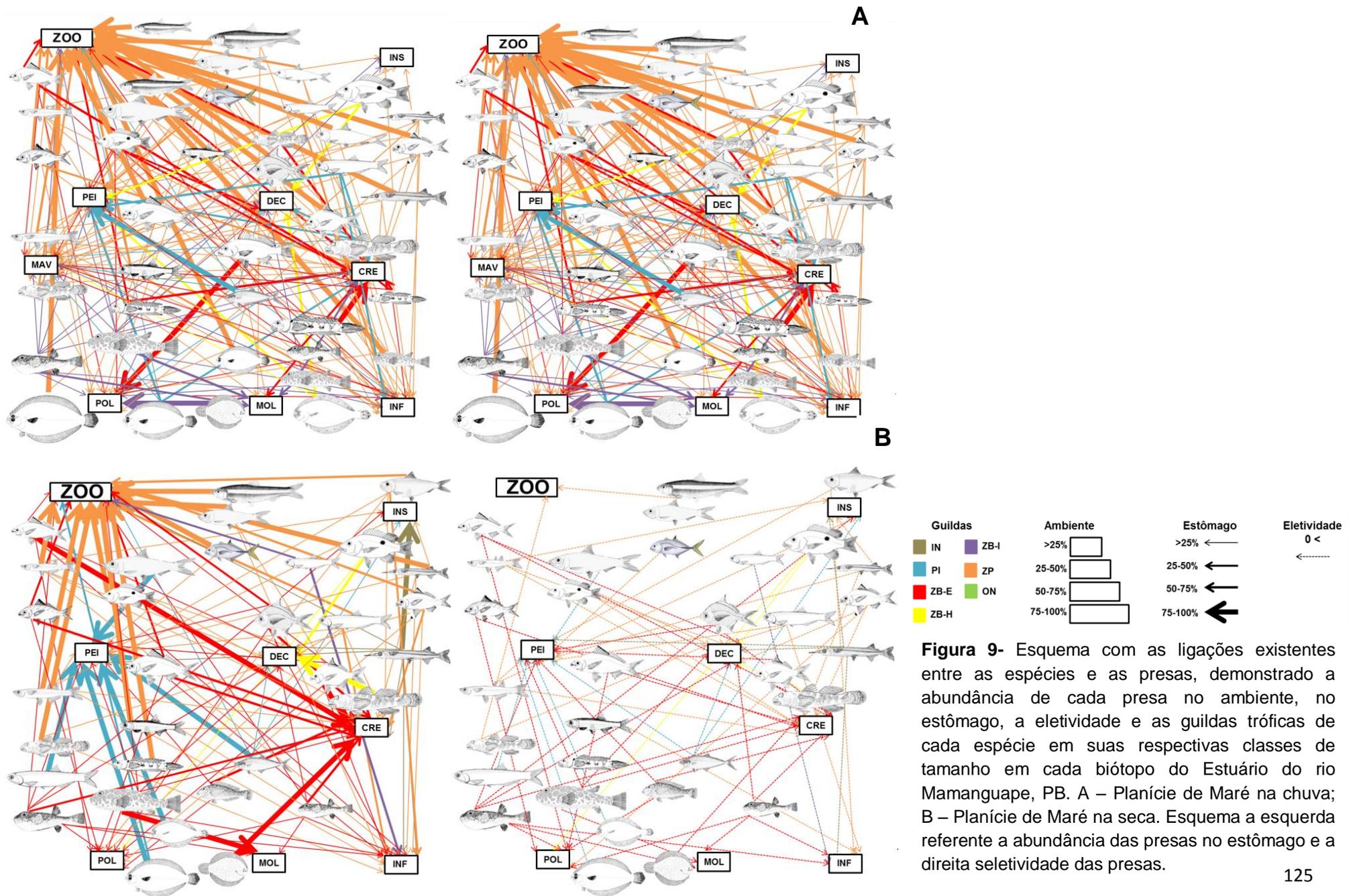
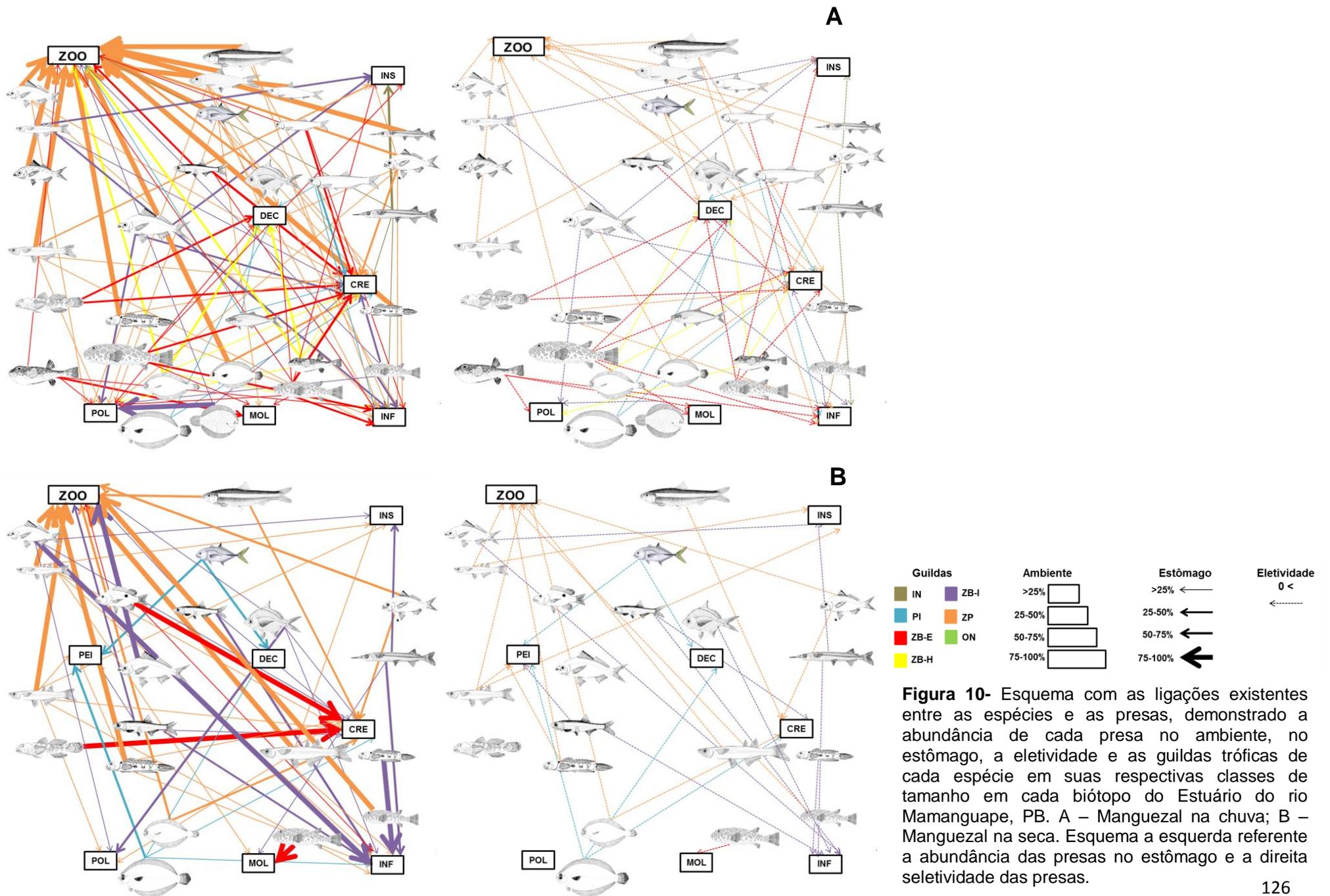


Figura 7- Esquema com as ligações existentes entre as espécies e as presas, demonstrado a abundância de cada presa no ambiente, no estômago, a eletividade e as guildas tróficas de cada espécie em suas respectivas classes de tamanho em cada biótopo do Estuário do rio Mamanguape, PB. A – Praia na chuva; B – Praia na seca. Esquema a esquerda referente a abundância das presas no estômago e a direita seletividade das presas.







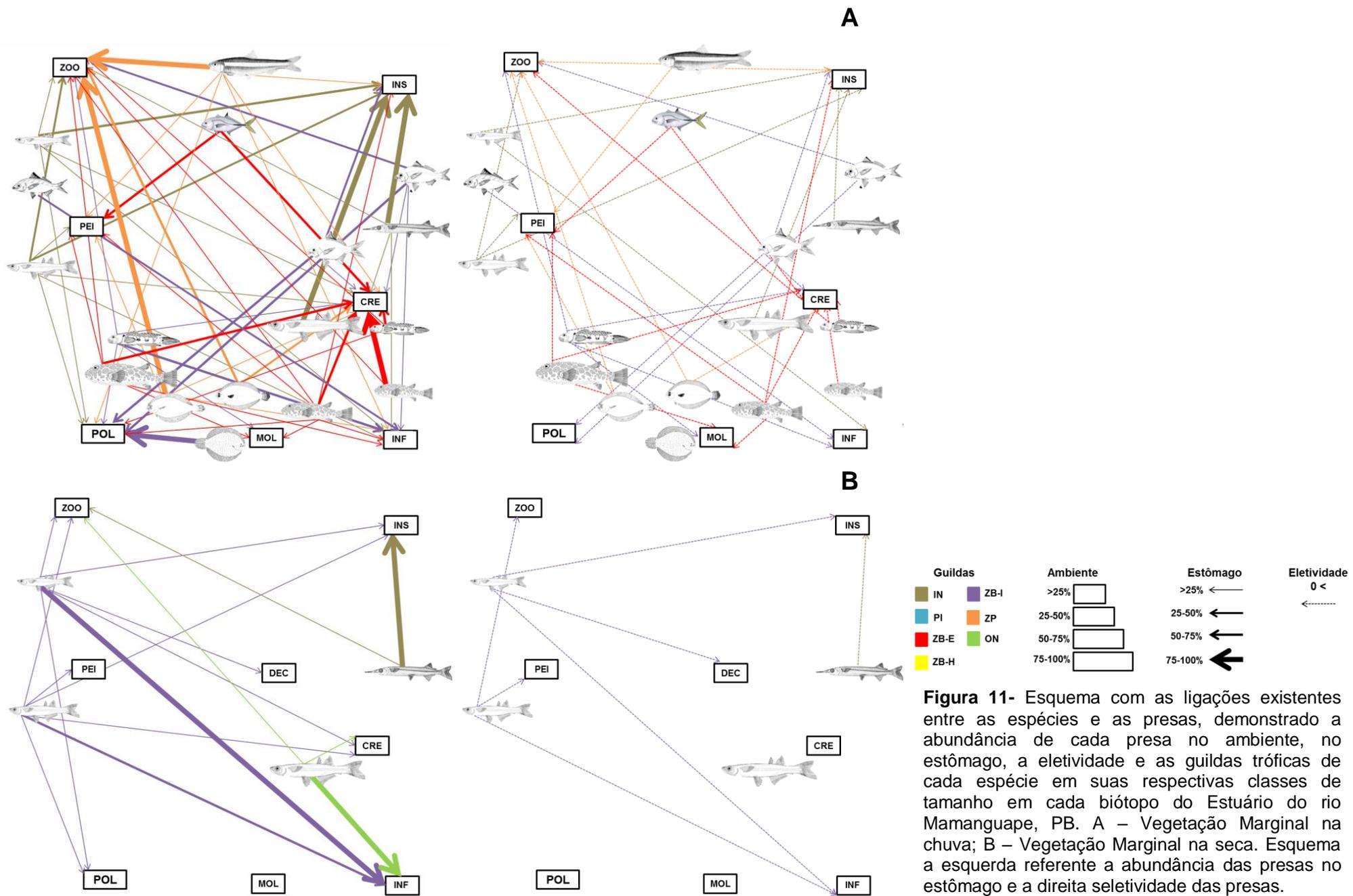


Figura 11- Esquema com as ligações existentes entre as espécies e as presas, demonstrado a abundância de cada presa no ambiente, no estômago, a eletividade e as guildas tróficas de cada espécie em suas respectivas classes de tamanho em cada biótopo do Estuário do rio Mamanguape, PB. A – Vegetação Marginal na chuva; B – Vegetação Marginal na seca. Esquema a esquerda referente a abundância das presas no estômago e a direita seletividade das presas.

As teias tróficas com um maior número de ligações forma registradas na Planície de maré, Fanerógamas marinhas e no Mangue, respectivamente (Fig. 9, 8 e 10). Nesses biótopos também foram registradas as maiores disponibilidades de presas para os peixes (Apêndice 11). Na análise dos biótopos ao longo do gradiente ambiental foi possível observar uma substituição das presas disponíveis no ambiente e as predadas de acordo com a diminuição de salinidade.

Atributos das teias tróficas

De acordo com os valores dos atributos das teias tróficas os maiores valores de ligações foram registrados nos biótopos PM e MA sempre durante o período de chuva, e em FM durante a seca. No entanto com relação a baixa conectância (c_{TL}) e conectância direta (c_D) os biótopos apresentaram valores semelhantes durante todo o período em que o estudo foi realizado (Tabela 1).

Tabela 1 – Resultado dos atributos das teias tróficas presentes nos biótopos em cada período: Praia (PA), Fanerógama Marinha (FM), Planície de Maré (PM), Manguezal (MA) e Vegetação Marginal (VM).

Biótopos	PA		FM		PM		MA		VM	
	Chuva	Seca								
Nº de Espécies (S)	80	63	102	105	118	85	97	71	73	23
Nº de ligações (T_L)	185	161	327	400	462	296	307	151	148	36
Nº de ligações por espécies ($T_L S^{-1}$)	2,31	2,55	3,20	3,81	3,91	3,48	3,16	2,13	2,03	1,56
Conectância baixa (C_{TL})	0,06	0,08	0,06	0,07	0,07	0,08	0,07	0,06	0,06	0,14
Conectância direta (C_D)	0,03	0,04	0,03	0,04	0,03	0,04	0,03	0,03	0,03	0,07

Nas teias tróficas os índices de centralidade também variaram de acordo com o grau de complexidade estrutural dos biótopos. O DC destaca a maior quantidade de relações tróficas na FM, PM e MA o que representa maior compartimentalização sobre um nó. Com relação ao CC, a distância do item ou espécie central entre as demais, a VM se destaca junto com FM, PM e MA que se repetem. No entanto, quando as teias são analisadas com relação ao BC apenas PA, FM e MA demonstram maior quantidade de caminhos curtos que passam no mesmo nó servindo de elos entre as comunidades (Fig. 12-16).

Utilizando os valores dos três índices de centralidade (DC, CC e BC) ordenamos as espécies e os itens que compõe cada teia trófica. Assim, os

primeiros componentes da ordenação representam os que compõem o eixo central das teias. Na maioria dos biótopos analisados os itens ZOO, CRE e MAV compõem o eixo principal dos elos nas teias tróficas durante os períodos de chuva e seca. Entretanto, o biótopo VM é uma exceção, uma vez que as espécies ATBRI e ATBR II assumem o papel de componente principal, sendo esse um reflexo de baixa disponibilidade de presas nesse mesohabitat para compor as teias tróficas (Apêndice 17-21).

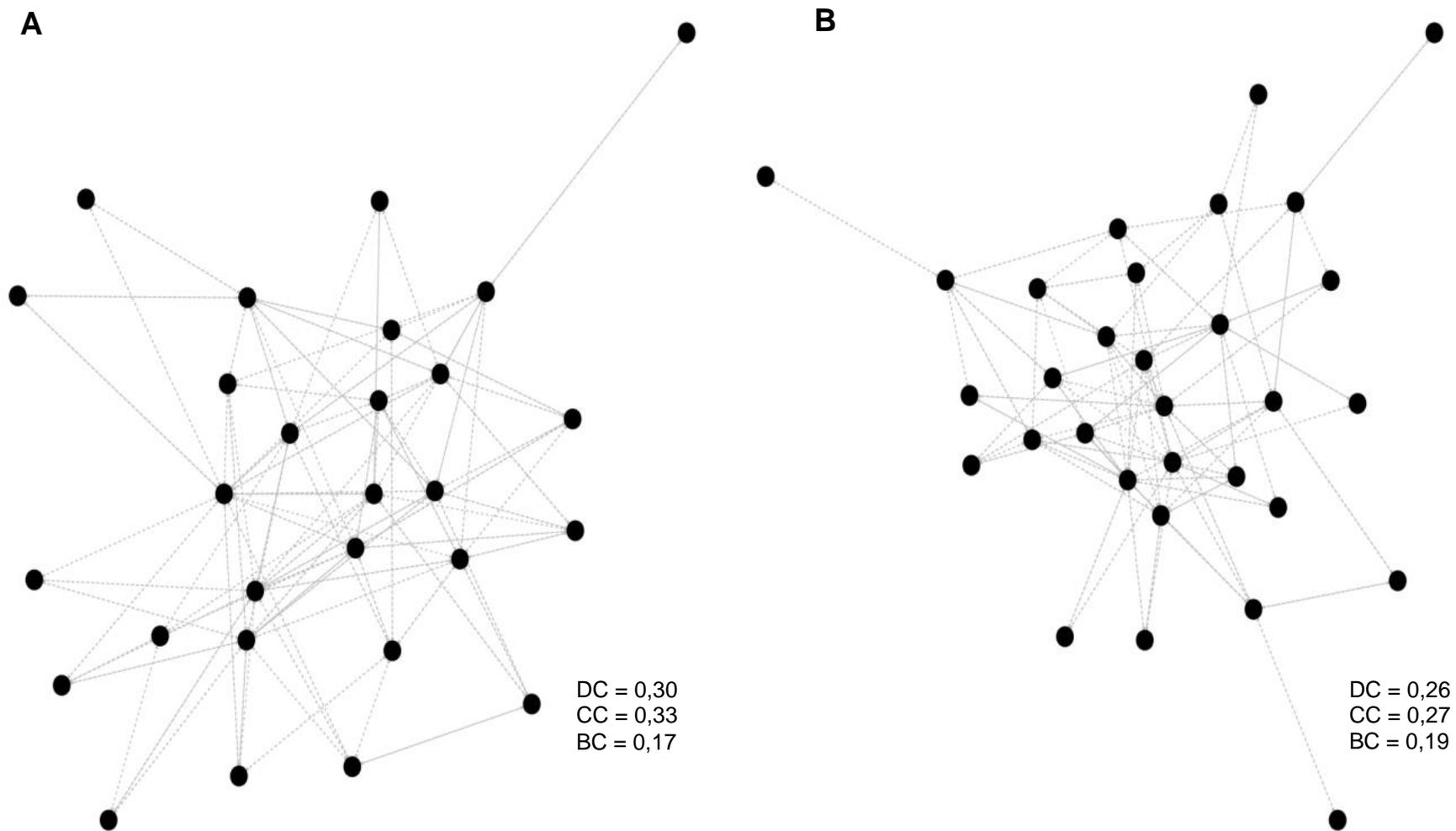


Figura 12- Rede de interações baseada nos índices de centralidade das espécies e suas presas, em cada biótopo do Estuário do rio Mamanguape, PB. Os nós representam as espécies e as presas disponíveis no ambiente. A – Praia na chuva; B – Praia na seca. DC= Grau de Centralidade; CC= Centralidade de Posição e BC= Centralidade de Intermediação.

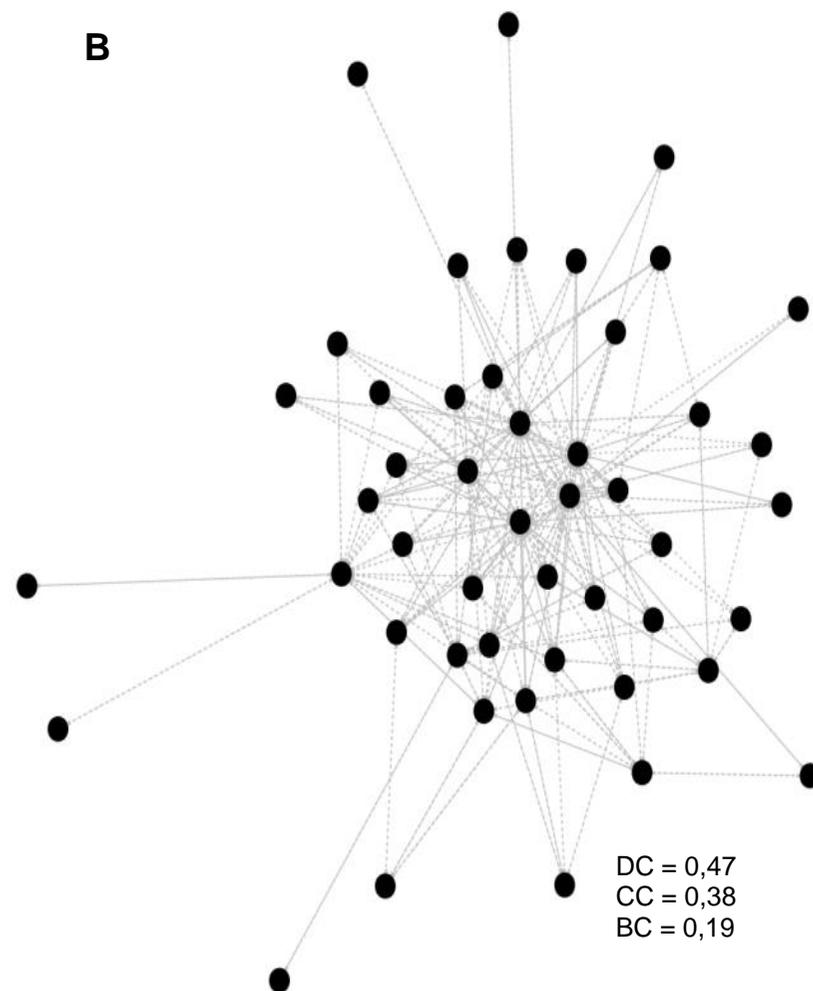
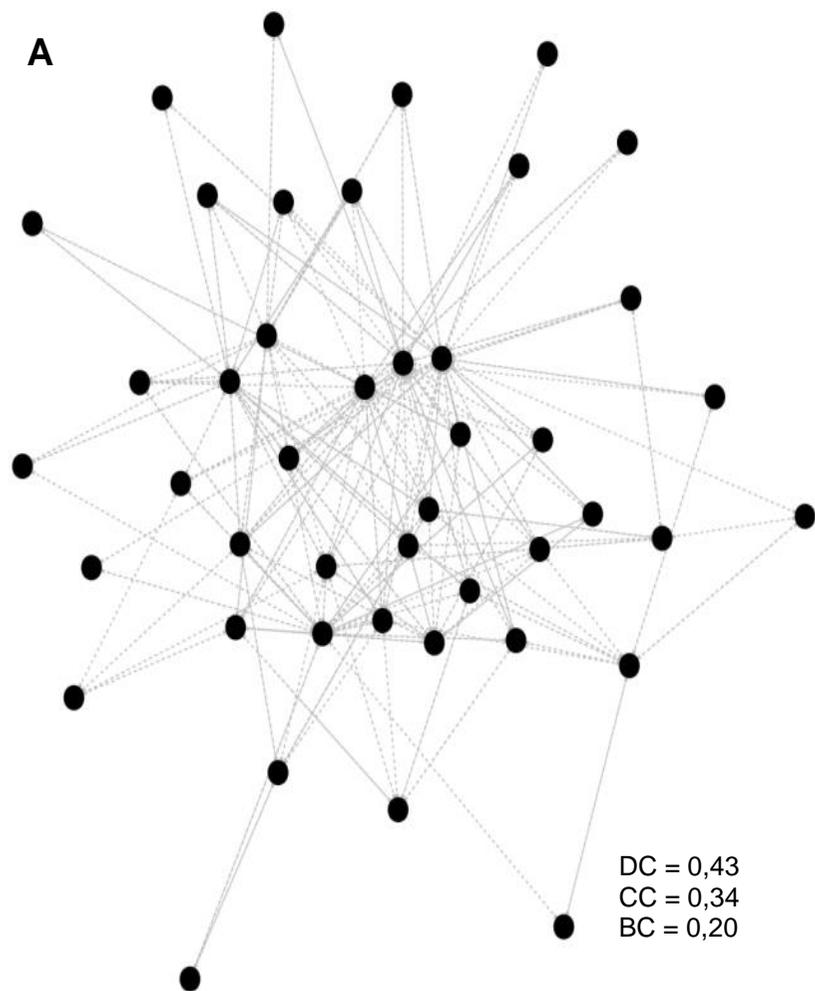


Figura 13- Rede de interações baseada nos índices de centralidade das espécies e suas presas, em cada biótopo do Estuário do rio Mamanguape, PB. Os nós representam as espécies e as presas disponíveis no ambiente. A – Fanerógama Marinha na chuva; B – Fanerógama Marinha na seca. DC= Grau de Centralidade; CC= Centralidade de Posição e BC= Centralidade de Intermediação.

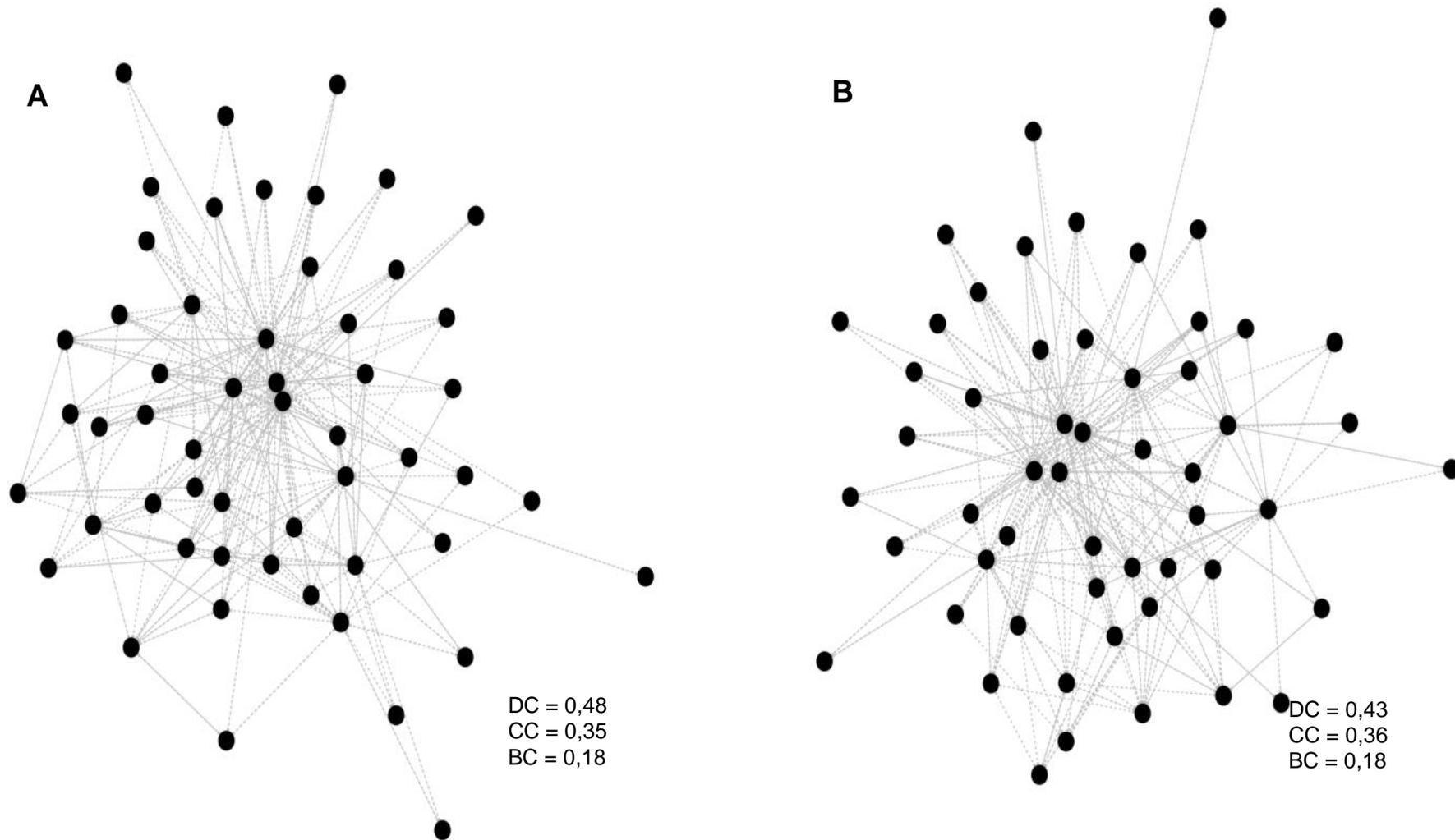


Figura 14- Rede de interações baseada nos índices de centralidade das espécies e suas presas, em cada biótopo do Estuário do rio Mamanguape, PB. Os nós representam as espécies e as presas disponíveis no ambiente. A – Planície de Maré na chuva; B – Planície de Maré na seca DC= Grau de Centralidade; CC= Centralidade de Posição e BC= Centralidade de Intermediação.

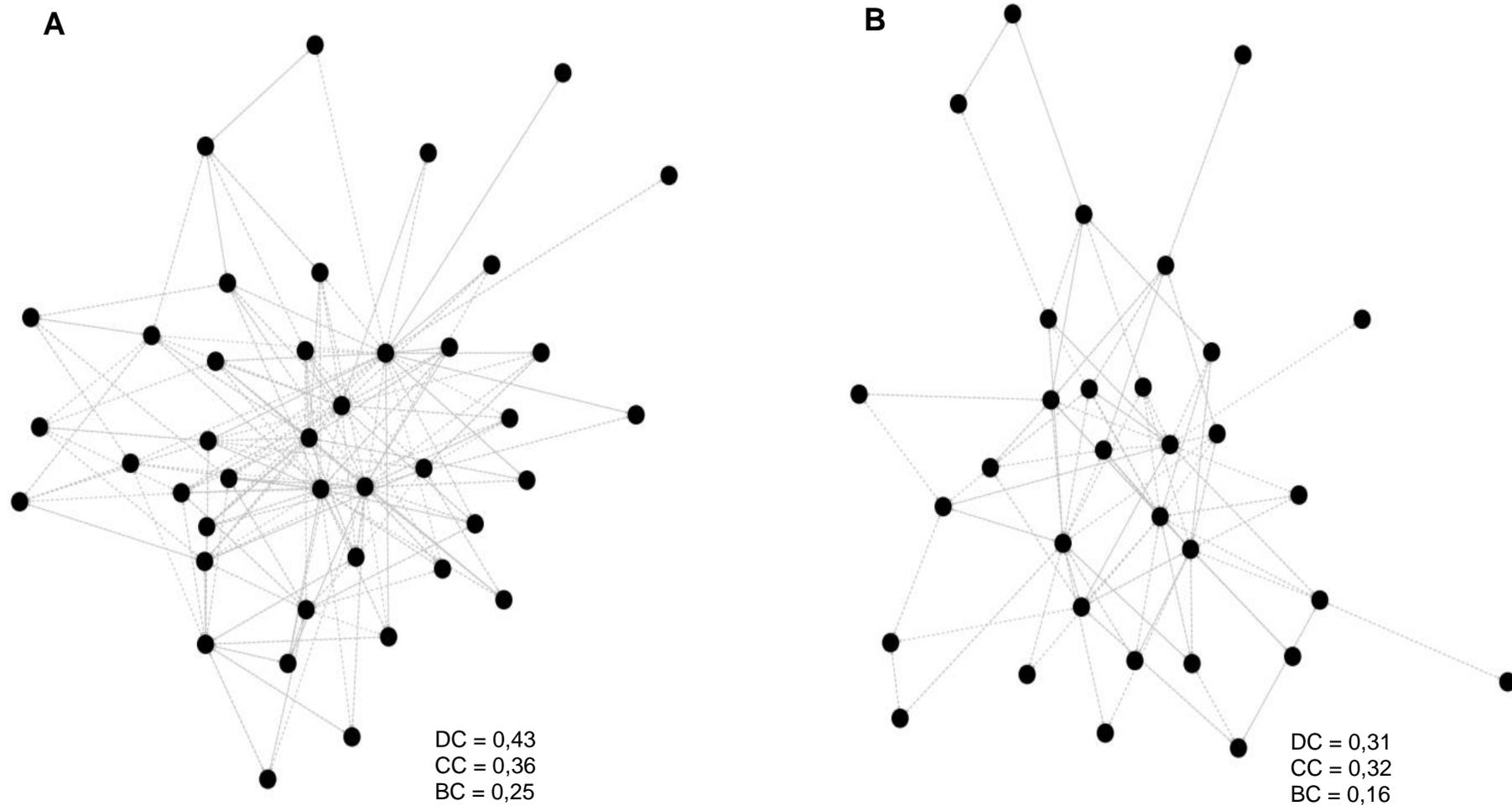


Figura 15- Rede de interações baseada nos índices de centralidade das espécies e suas presas, em cada biótopo do Estuário do rio Mamanguape, PB. Os nós representam as espécies e as presas disponíveis no ambiente. A – Manguezal na chuva; B – Manguezal na seca. DC= Grau de Centralidade; CC= Centralidade de Posição e BC= Centralidade de Intermediação.

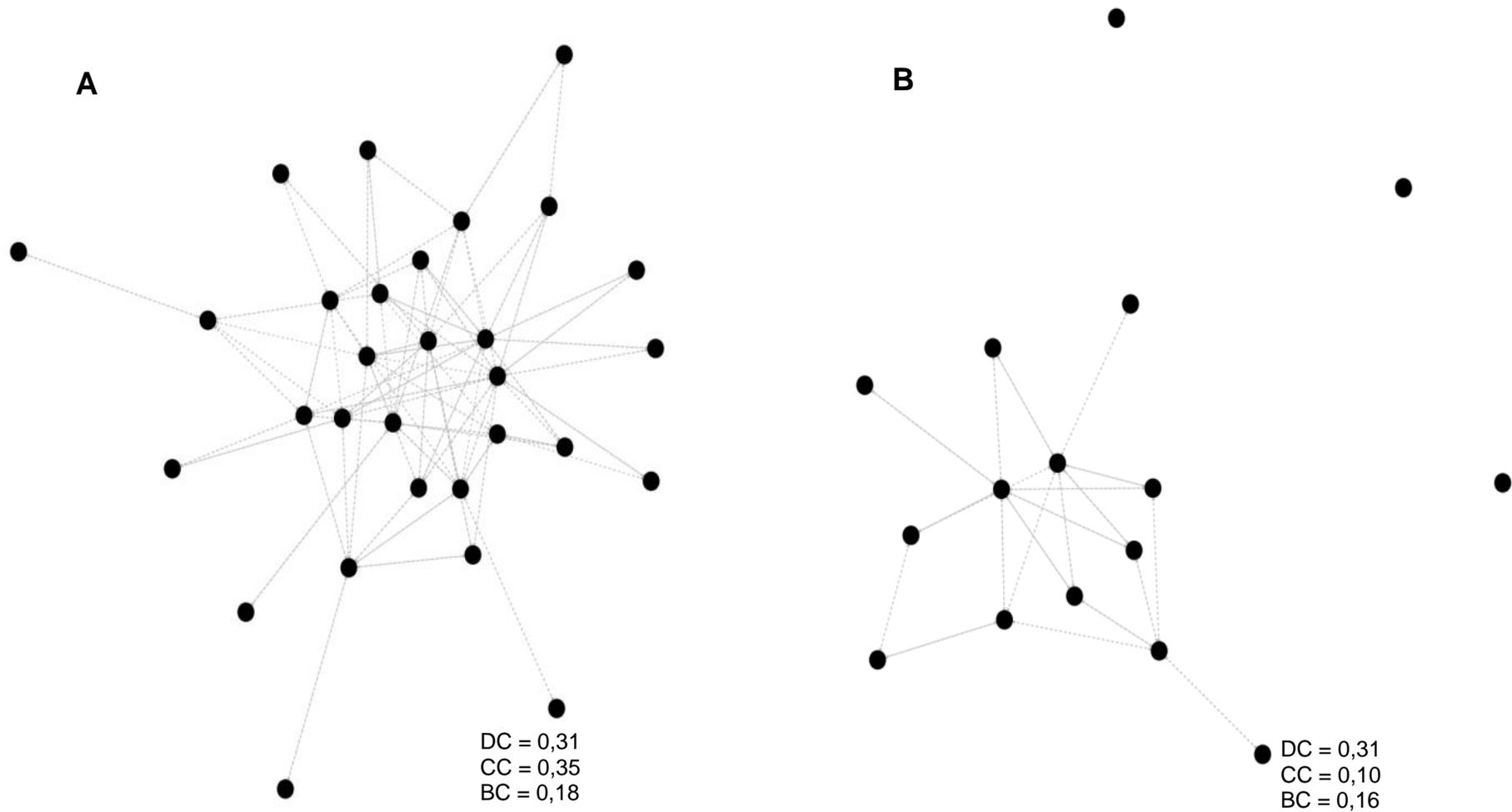


Figura 16- Rede de interações baseada nos índices de centralidade das espécies e suas presas, em cada biótopo do Estuário do rio Mamanguape, PB. Os nós representam as espécies e as presas disponíveis no ambiente. A – Vegetação Marginal na chuva; B – Vegetação Marginal na seca. DC= Grau de Centralidade; CC= Centralidade de Posição e BC= Centralidade de Intermediação.

Fator de condição

No geral entre as classes de tamanho houve um aumento do fator de condição (fitness ecológico) nos indivíduos adultos nos biótopos, com exceção dos indivíduos das praias (Fig. 17).

Apenas quatro espécies ocorrerem em todos os biótopos, portanto tiveram o fator de condição calculado. As espécies foram *A. brasiliensis* (ATBR), *Caranx latus* (CALA), *Hyporhamphus unifasciatus* (HYUN) e *S. testudineus* (SPTE). Os valores de K apresentaram diferentes valores entre biótopos e períodos para cada uma das espécies, com uma tendência de menores valores serem registrados no biótopo VM (Tabela 2). Temporalmente os maiores valores foram registrados durante o período de chuva para a maioria das espécies (Tabela 2).

Tabela 2 – Resultado do fator de condição K das espécies presentes nos cinco biótopos do Estuário do Rio Mamanguape – PB. ATBR – *Atherinella brasiliensis*; CALA – *Caranx latus*; HYUN – *Hyporhamphus unifasciatus*; SPTE – *Sphoeroides testudineus*.

Espécies	PA		FM		PM		MA		VM	
	Chuva	Seca								
ATBR	0,53	0,51	0,55	0,51	0,49	0,52	0,43	0,48	0,40	0,42
CALA	2,43	1,21	0,99	1,07	1,71	1,11	1,45	1,04	1,09	-
HYUN	0,14	0,19	0,15	0,14	0,11	0,16	0,13	0,14	0,14	0,16
SPTE	2,03	2,10	1,87	1,78	1,79	1,78	4,51	1,44	1,89	-

Com relação aos biótopos e as estações, apenas ATBR e o HYUN apresentaram diferenças significativas entre os biótopos (ATBR-Pseudo- $F_{4,612}=19,041$, $p=0,0001$ / HYUN-Pseudo- $F_{4,205}=2,326$, $p=0,0364$) e as estações (ATBR-Pseudo- $F_{1,612}=8,1613$, $p=0,0016$ / HYUN-Pseudo- $F_{1,205}=9,528$, $p=0,0003$). Entretanto, os valores do fator K modificaram entre os períodos, onde a maioria das espécies apresentam os maiores valores na PA durante a seca, com exceção da ATBR que se destaca na PM. Na chuva a ATBR e o HYUN registraram os maiores valores de K na FM, enquanto o SPTE no MA e o CALA na PA (Tabela 2).

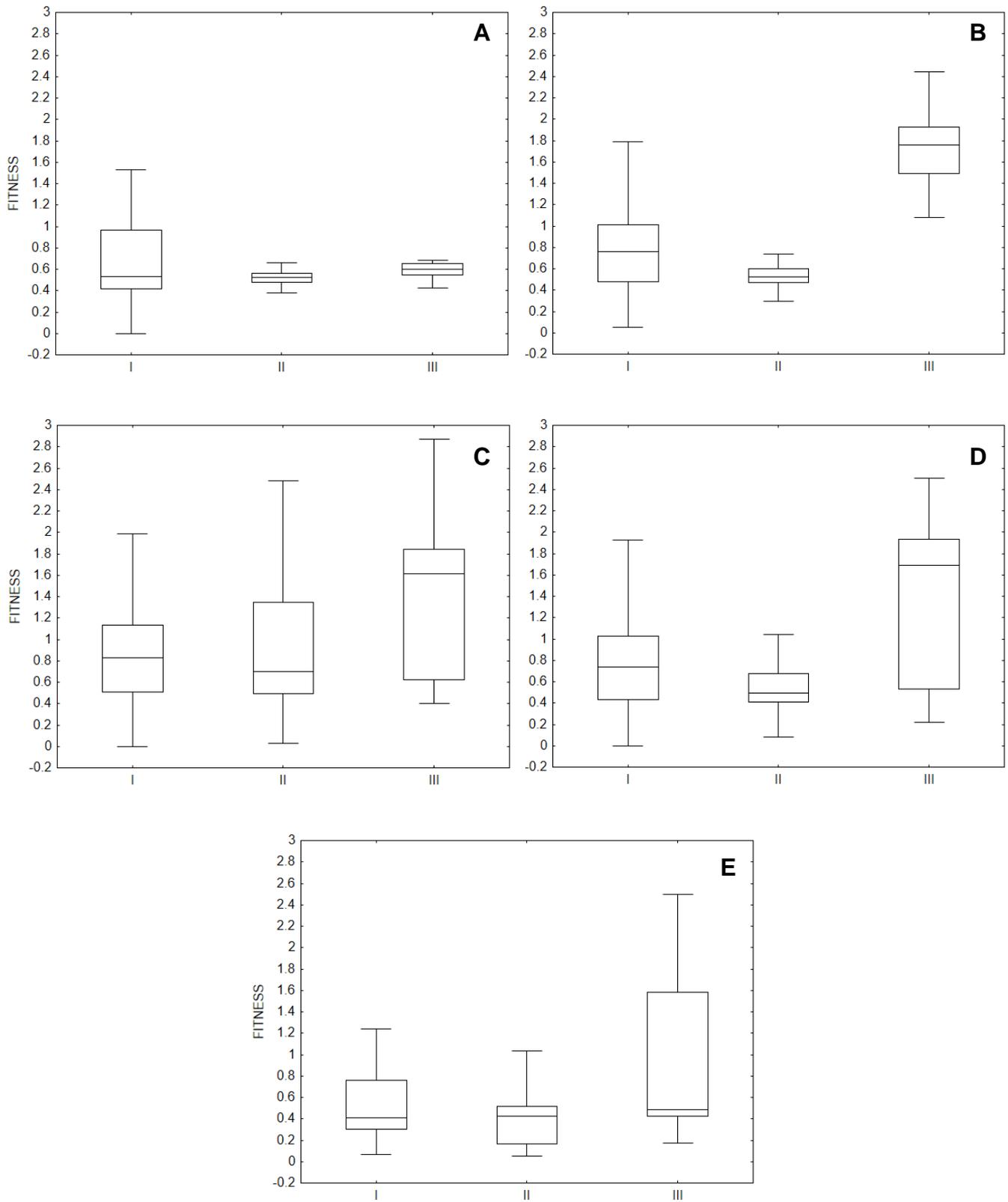


Figura 17 - Box-plots com mediana para a variação do fator de condição (K) para cada classe de tamanho nos diferentes biótopos do Estuário do Rio Mamanguape – PB. A – Praia; B – Phanerógama Marinha; C – Planície de Maré; D – Manguezal; E – Vegetação Marginal.

Discussão

O presente estudo é o primeiro a analisar a organização trófica em cinco biótopos no estuário do rio Mamanguape ao longo de um gradiente ambiental, sendo registradas sete tipos de guildas tróficas nessa importante unidade de conservação. As guildas dominantes em todos os biótopos (Zooplanctívora e Zoobentívora) também são similares em outros estuários localizados na zona tropical e subtropical na costa do Brasil (Barletta *et al.*, 2005; Lira *et al.*, 2018; Possamai *et al.*, 2018; Favero *et al.*, 2019). Além disso, estudos realizados anteriormente por Campos *et al.* (2015), Figueiredo & Pessanha (2016) e Medeiros *et al.* (2017) já haviam destacado a importância de microcrustáceos como Copepoda (Calanoida e Cyclopida), Bivalvia e Decapodas na dieta dos peixes para esse estuário. A formação dessas guildas está diretamente ligada com a abundância e disponibilidade dessas presas para as diferentes classes de tamanho nos biótopos, que as utilizam para manutenção do *fitness* ecológico e assim obterem sucesso no processo de crescimento e desenvolvimento das populações de peixes. Alguns estudos sobre zooplâncton (Moura *et al.*, 2016), macrofauna (Nóbrega-Silva *et al.*, 2016; Van Der Linden *et al.*, 2017) e fitoplâncton (Santana *et al.*, 2018) apontam a grande abundância desses organismos nesse estuário, e destacam a influência do gradiente ambiental, em especial da salinidade, na distribuição dessas presas. A disponibilidade dessas presas, bem como o período de recrutamento das espécies principalmente durante o período de chuva, foram responsáveis pelas mudanças na organização trófica, sendo tais mudanças também refletidas nos valores da estrutura das teias tróficas. A comparação de tais valores demonstraram variações de acordo com a interferência da escala espacial (biótopos) e temporal (ciclo chuva/seca) sugerindo a importância de mecanismos como *turnover* e estabilidade das teias na manutenção dessas interações tróficas no estuário.

A estrutura geral das guildas tróficas nos biótopos são consistentes, independente da disponibilidade das presas, e identificou em geral entre 5 a 6 guildas; a exceção foi no biótopo da vegetação marginal (VM) durante a seca, com 3 guildas. Entretanto houve uma tendência dos biótopos, nos quais os recursos foram mais abundantes, de agrupar um número maior de espécies

dentro de cada guilda. Isso é consistente com a hipótese de que quando a quantidade recursos alimentares em um determinado local é abundante a competição é menor entre as espécies, sugerindo uso partilhado dos recursos disponíveis. Por exemplo a guilda de Zooplancívoros nos biótopos das Fanerógamas Marinhas e da Planície de Maré chegou a agrupar de 18 a 20 espécies, respectivamente; nesses mesmos biótopos, a guilda de Zoobentívoros de epibentos apresentou entre 12 e 7 espécies, respectivamente. Devido a dissimilaridade mínima na dieta dessas espécies a competição interespecífica pode ser minimizada e por isso houve um aumento do número de espécies coexistentes nas guildas tróficas. Essa conclusão tem sido frequentemente observada em outros trabalhos em zonas estuarinas (Egan *et al.*, 2017; Warry *et al.*, 2018), e a análise de padrões de particionamento de recursos sob o paradigma do nicho clássico (diferenciação de nicho competitivo na exploração de recursos limitados), tem sido tradicionalmente usada para entender a estrutura das comunidades com base na abordagem de guildas (Barili *et al.*, 2011). Schoener (1974) em seu trabalho clássico sobre partição de recursos em comunidades sugere que três dimensões de nicho são importantes para a segregação das espécies para minimizar a sobreposição: hábitat, alimento e o tempo que a espécie ocupa um hábitat em seu ciclo de vida, sendo nossos resultados corroborados por tal abordagem.

Outro aspecto importante que contribui para diminuir a magnitude das interações dentro das guildas são as estratégias tróficas utilizadas pelos peixes, com por exemplo a ingestão de um grande número de tipos presas ou diferenças na proporção ingerida de determinado item entre duas espécies. Essas estratégias são descritas como generalismo e o oportunismo que tendem a reduzir a sobreposição entre espécies (Teixeira-De-Mello *et al.*, 2015; Whitfield, 2016). Garrison & Link (2000) apontam que as interações nas espécies intraguildas são mais fortes que aquelas entre membros de guildas diferentes. Embora a importância dessas estratégias não tenham sido consideradas nesse estudo, diversos autores apontam a utilização dessas estratégias pelos peixes em estuário tropicais (Bloomfield & Gillanders, 2005). Essas estratégias permitem que as espécies aproveitem a gama de recursos

alimentares abundantes, porém altamente variáveis, em virtude das mudanças na composição das presas e da localização de cada biótopo no gradiente salino (Hillebrand & Matthiessen, 2009; Nunes *et al.*, 2014; Dias *et al.*, 2017). Por exemplo, esse modelo é observado se compararmos a dieta de espécies congêneres da família Gerreidae e Tetraodontidae para esse estudo, quando tais espécies compartilhavam o mesmo biótopo e utilizavam as mesmas presas em diferentes proporções, como se observa nos dendogramas (heatmaps).

Uma das críticas comuns nos trabalhos de guildas tróficas é a não inclusão da abordagem das mudanças ontogenéticas da dieta dos peixes (Hargreaves *et al.*, 2017), uma vez que as classes de tamanho ou os diferentes estágios de vida dos peixes podem assim ocupar diferentes nichos e consumir de forma diferente os recursos. Diferenças em características morfológicas do aparato alimentar, aliada a mecanismos comportamentais entre as classes de tamanho são tidas como principais caminhos pelos quais espécies estariam explorando recursos alimentares de forma diferenciadas, e assim desempenhando diferentes funções ecológicas, conforme sugerido por Pessanha *et al.*, 2015. Como exemplo de mudanças ontogenéticas da dieta e com consequente mudança de guilda trófica, pode ser verificado para *L. grossidens*, *S. testudineus* e *C. spilopterus*: nos indivíduos menores pertencentes a classe de pequenos juvenis houve o predomínio de itens do zooplâncton, e a medida que crescem há mudanças graduais na captura e ingestão de itens maiores na dieta, como macroinvertebrados bentônicos e peixes. As mudanças de nicho resultam de mudanças no tamanho do corpo e alterações no tamanho ótimo das partículas de recursos nas quais um consumidor forrageia sem mudar de hábitat (Sardiña & Lopez Cazorla, 2005). Isso enfatiza a importância de utilizar e incorporar esse enfoque de “espécies ecológicas” (Muñoz & Ojeda, 1998) ou UTOs (Stoner & Livingston, 1984) nos estudos que usam dados da dieta para modelos de guildas tróficas para avaliação nos trabalhos de comunidade de peixes. Os autores Abdurahiman *et al.*, (2010) destacam que ao negligenciar mudanças ontogenéticas no uso de recursos alimentares pelos peixes há uma probabilidade de aumentar os valores de sobreposição de nicho e assim, inferir maior peso na competição interespecífica, levando a uma interpretação errônea dos resultados.

Fatores bióticos como predação e disponibilidade de presas, embora pouco estudados, influenciam diretamente no crescimento, sobrevivência e distribuição espacial de diversas espécies de juvenis em áreas de berçário como os estuários (Johnson *et al.*, 2012; Tableau *et al.*, 2015). No biótopo PM, por exemplo, a maior concentração de peixes juvenis está diretamente relacionada com a maior abundância de zooplâncton, item fundamental na sua dieta. Esse resultado corresponde com a hipótese da limitação alimentar na qual os peixes juvenis tendem a se concentrar em áreas onde as principais presas de sua dieta são mais abundantes, o que possibilita o aumento de seu *fitness*, assim os peixes juvenis devem ser mais sensíveis à qualidade dos alimentos e selecionar um setor de berçário mais para a composição de sua comunidade de presas do que para a disponibilidade total de alimentos (Le pape & Bonhommeau, 2015; Tableau *et al.*, 2015). Esse padrão também foi observado na Baía de Vilaine, na França, onde os juvenis de algumas espécies de linguados geralmente seguiam a distribuição espacial de suas principais presas dentro do ambiente (Tableau *et al.*, 2015).

Nos ecossistemas que são fortemente afetados pelas variações ambientais, tanto nas características do hábitat como nos fatores químicos e físicos da água, toda essa heterogeneidade ambiental tem amplo reflexo na estrutura das teias alimentares (Schriever, 2015; Thormar *et al.*, 2016; Cornelissen, 2018). Esse padrão, comum nos estuários, explica o aumento no número de ligações nas teias alimentares assim como na quantidade de espécies nas guildas dos biótopos mais complexos (FM, PM e MA) durante o período de chuvas. Durante esse período há um reflexo na estabilidade ambiental favorecendo, não só um aumento na quantidade de presas disponíveis, mas também uma qualidade de hábitat adequado a seu desenvolvimento. Isso tem reflexo direto na condição (*fitness*) das espécies. No estuário do rio Mamanguape, por exemplo, durante o período de chuva as espécies apresentaram um maior fator de condição nos biótopos com maior disponibilidade de presas (FM, MA) durante esse período. No entanto, o *Caranx latus*, em ambos os períodos, e *Sphoeroides testudineus* e *Hyporhamphus unifasciatus*, durante a seca, apresentaram um maior fator de condição na PA, onde a disponibilidade de presas foi baixa. De acordo com

Tableaue *et al.*, (2015) os juvenis podem ser encontrados em altas densidades, mesmo em setores onde a abundância de presas é relativamente baixo, sugerindo que a os recursos alimentares são abundantes e conseqüentemente não é um fator limitante a distribuição dos juvenis.

As representações gráficas das teias tróficas através das ligações tróficas deixam evidente a ampla utilização dos itens disponíveis em cada um dos biótopos pelas diversas espécies de peixes. A ampla predação, associada aos valores positivos do índice de eletividade, indicou que presas que compõem principalmente o zooplâncton e organismos epibênticos do substrato foram importantes para a dieta da maioria das espécies. Apesar desse grau de preferência por tais presas, mecanismos intrínsecos de cada predador como a habilidade natatória, a localização na coluna d'água, dimensão e orientação do aparato alimentar foram importantes características também podem ter facilitado o encontro e a seletividade das presas pelos peixes (Hourston *et al.*, 2004). Por exemplo, as espécies da família Engraulidae e Clupeidae, com suas bocas amplas e hábito pelágico presumivelmente facilitou a ingestão de organismos zooplanctônicos, enquanto as espécies da família Gerreidae e Paralichthyidae, associadas ao hábito bentônico e com maior prostrabilidade ingeriram presas maiores e ligadas ao substrato (Campos *et al.*, 2015; Clark & Pessanha, 2015; Felinto *et al.*, 2016).

A análise das teias tróficas ainda indica que, biótopos estruturalmente mais complexos, como Banco de Fanerógamas, Planícies de maré e os manguezais, apresentaram os maiores valores para os atributos de conectância, ligações tróficas e número de interações/espécie. Esses biótopos fornecem mais nichos e diversos caminhos para explorar os recursos disponíveis, e tais características tem considerável efeito positivo sobre as interações, graças as oportunidades de forrageamento das espécies (Hajisamae *et al.*, 2003). O maior número de ligações tróficas, juntamente com a maior riqueza de espécies nesses três biótopos estuarino, fornece uma importante informação sobre a hipótese da complexidade das teias tróficas (Rooney & McCann 2012). Os autores Mougi & Kondoh (2016) apontam que tais atributos da teia trófica podem ser usados para inferir sobre a complexidade das teias alimentar. Adicionalmente, o valor de conectância é

considerado também um elemento importante sobre a complexidade das teias (Bergamino *et al.*, 2013) uma vez que ele é calculado com os valores de ligações tróficas e a riqueza. Os valores encontrados nesse estudo estiveram entre 0,03 e 0,14, e foi próximo aos encontrados em outros trabalhos realizados em outros ecossistemas marinhos. Trabalhos prévios realizado em áreas de fanerógamas marinhas no Caribe venezuelano (López-Ordaz *et al.*, 2009) e no estuário Yathan (Escócia) (Dunne *et al.*, 2002) também registraram valores entre 0,04-0,05.

Sob a perspectiva da metacomunidade, a heterogeneidade dos biótopos, permite a dispersão dos organismos entre eles, garantindo a estrutura e a dinâmica das organizações tróficas nessas comunidades locais. A dispersão, portanto assume um papel para garantir as múltiplas interações nas comunidades locais, com influência na estabilidade/instabilidade da interação presa-predador e também na escolha de habitats adequados para serem colonizados pelos consumidores (Baiser *et al.*, 2013). O uso dos índices de centralidade (DC, CC e BC) foram usados em nosso trabalho para dar, portanto a ideia de conexão entre tais biótopos, uma vez que os maiores valores desses parâmetros indicam conexões entre as espécies que compõem cada comunidade local. Segundo Borthagary *et al.*, (2015) os índices variam entre 0 até 1, e as comunidades que mantêm conexões com outros fragmentos sempre terão os valores próximo a um (1). Nossos resultados indicaram que os maiores valores principalmente de DC e CC, para os biótopos FA, PM e MA, indicando assim que o fluxo de dispersão de indivíduos através das comunidades locais. Isso não foi tão evidente para PA e VM, sendo, portanto mais isoladas pelos valores dos índices, e como consequência apresentaram organizações tróficas com menores conexões. Esse acoplamento espacial pode ser chave para a dinâmica dessas comunidades locais, gerando, portanto modelos de metacomunidade no estuário do rio Mamanguape do tipo Alocação de espécies (*species sorting*) ou de Efeito de Massa (*mass effect*) (Leibold *et al.*, 2004). Essa classificação da metacomunidade para o estuário é corroborada pelo trabalho de Heino *et al.*, (2015), pois ao realizarem uma revisão da organização das metacomunidades em sistemas aquáticos,

concluíram que nos ambientes marinhos pela maior taxa dispersão seria responsável por tais modelos.

Assim modelo estabelecido para a análise da organização trófica nos estuários representa uma nova abordagem usando a teoria das metacomunidades. A integração da dinâmica das organizações tróficas das comunidades locais juntamente com as abordagens das guildas (habilidade competitiva) e a qualidade de hábitat (cada biótopo) utilizando dados reais, destaca a importância da dispersão das espécies de peixes entre os biótopos para manter a estabilidade do sistema. Estudos sobre o consumo e a disponibilidade de presas, bem como sua mudança através da ontogenia, pode fornecer informações importantes sobre a biologia dos peixes, composição da comunidade dos peixes costeiros e estrutura da teia trófica que não é obtida apenas quantificando os tipos de presas consumidas (Egan *et al.*, 2017). Assim, no Estuário do Rio Mamanguape o levantamento da abundância e diversidade de presas dentro de cada biótopo mostrou a relação direta desse fator com a mudança da diversidade de guildas tróficas, bem como o fator de condição de cada espécie e a complexidade das teias tróficas de diversas espécies de peixes juvenis dentro do estuário. Dessa forma, podemos ampliar locais de conservação e proteção dentro desses ambientes costeiros, não apenas relacionados as espécies de peixes ou outros organismos de importância econômica, mas também as áreas que favorecem o estabelecimento das principais presas para o desenvolvimento dessas espécies de juvenis nas zonas de berçário.

Referências

ABDURAHIMAN, K. P.; NAYAK, T. H.; ZACHARIA, P. U. & MOHAMED, K. S. (2010). Trophic organisation and predator–prey interactions among commercially exploited demersal finfishes in the coastal waters of the southeastern Arabian Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **87**, n. 4, p. 601-610.

ADAMS, J. N.; BRODEUR, R. D.; DALY, E. A. & MILLER, T. W. (2017). Prey availability and feeding ecology of juvenile Chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) and coho (*O. kisutch*) salmon in the northern California Current ecosystem, based on stomach content and stable isotope analyses. *Marine Biology* **164**, n. 5, p. 98.

AHLBECK, I.; HANSSON, S. & HJERNE, O. (2012). Avaliação de métodos de análise de dieta de peixes por modelagem individual. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **69**, n. 7, p. 1184-1201.

ALMANY, G. R. (2004). Differential effects of hábitat complexity, predators and competitors on abundance of juvenile and adult coral reef fishes. *Oecologia*, **141**, n. 1, p. 105-113.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHA, P. C.; GONÇALVES, M.; SPAROVEK, G. (2014). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* **22**, p. 711–728.

AMARA, R.; MEZIANE, T.; GILLIERS, C.; HERMEL, G. & LAFFARGUE, P. (2007). Growth and condition indices in juvenile sole *Solea solea* measured to assess the quality of essential fish hábitat. *Marine Ecology Progress Series* **351**, p. 201–208.

AMARAL, A. C. Z. & NONATO, E. F. (1996). *Annelida Polychaeta: características, glossário e chaves para famílias e gêneros da costa brasileira*. Editora da UNICAMP.

ANDERSON, M. J.; GORLEY, R. N. & CLARKE, K. R. (2008). *PERMANOVA for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. PRIMER-E, Plymouth, UK.

ANGEL, A. & F. P. OJEDA. 2001. Structure and trophic organization of subtidal fish assemblages on the northern Chilean coast: the effect of hábitat complexity. *Marine Ecology Progress Series* **217**, p. 81-91.

BASER, B.; BUCKLEY, H. L.; GOTELLI, N. J. & ELLISON, A. (2013). Predicting food-web structure with metacommunity models. *Oikos* **122**, p. 492-506.

BARILI, E.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. & LATINI, J. D. (2011). The coexistence of fish species in streams: relationships between assemblage attributes and trophic and environmental variables. *Environmental Biology of Fishes* **92**, n. 1, 41.

BARLETTA, M.; BARLETTA-BERGAN, A.; SAINT-PAUL, U. S. G. H. & HUBOLD, G. (2005). The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. *Journal of Fish Biology* **66**, n.1, p. 45-72.

- BARRY, J. M.; YOKLAVICH, M. M.; CAILLIET, G. M.; AMBROSE, D. A. & ANTRIM, B. S. (1996). Trophic ecology of dominant fishes in Elkhorn Slough, California, 1974-1980. *Estuaries* **19**, p. 115-138.
- BERGAMINO, L.; GÓMEZ, J.; BARBOZA, F. R. & LERCARI, D. (2013). Major food web properties of two sandy beaches with contrasting morphodynamics, and effects on the stability. *Aquatic Ecology* **47**, p. 253–261.
- BLOOMFIELD, A. L.; GILLANDERS, B. M. (2005). Fish and invertebrate assemblages in seagrass, mangrove, saltmarsh, and nonvegetated habitats. *Estuaries* **28**, p. 63–77.
- BORTHAGARAY, A. I.; PINELLI, V.; BERAZATEGUI, M.; RODRÍGUEZ-TRICOT, L. & ARIM, M. (2015). Effects of metacommunity networks on local community structures: from theoretical predictions to empirical evaluations. Academic Press.
- BUCKLAND, A.; BAKER, R.; LONERAGAN, N. & SHEAVES, M. (2017). Standardising fish stomach content analysis: The importance of prey condition. *Fisheries Research*, **196**, p. 126-140.
- BUCKLEY, L.; CALDARONE, E. & ONG, T. L. (1999). RNA–DNA ratio and other nucleic acid-based indicators for growth and condition of marine fishes. *Hydrobiologia* **401**, p. 265-277.
- CALLE, L.; VERDE, L.; STRONG, A. & GAWLIK, DE (2018). A disponibilidade de habitat integrada no tempo é um atributo de recurso que informa os padrões de uso em áreas intertidais. *Monografias Ecológicas* **88**, n. 4, p. 600-620.
- CAMPOS, D. M. A. R.; SILVA, A. F.; SALES, N. S.; OLIVEIRA, R. E. M. C. C.; PESSANHA, A. L. M. (2015). Trophic relationship among fish assemblages in a mudflat within Brazilian marine protected area. *Brazilian Journal of Oceanography* **63**, p. 135-146.
- CLARK, F. J. K. & PESSANHA, A. L. M. (2015). 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* **95**, 175-183.
- CORNELISSEN, I. J.; VIJVERBERG, J.; VAN DEN BELD, A. M.; HELMSING, N. R.; VERRETH, J. A. J. & NAGELKERKE, L. A. J. (2018). Heterogeneity in food-web interactions of fish in the Mwanza Gulf, Lake Victoria: a quantitative stable isotope study. *Hydrobiologia* **805**, n.1, p. 113-130.
- DEUDERO, S. & MORALES-NIN, B. (2001). Seletividade de presas em peixes jovens planktivorous associados com objetos flutuantes no Mediterrâneo ocidental. *Aquaculture Research* **32**, n. 6, p. 481-490.

- DIAS, R. M., ORTEGA, J. C. G., GOMES, L. C., & AGOSTINHO, A. A. (2017). Trophic relationships in fish assemblages of Neotropical floodplain lakes: selectivity and feeding overlap mediated by food availability. *Iheringia. Série Zoologia*, **107**.
- DUARTE, I. A., VASCONCELOS, R. P., FRANÇA, S., BATISTA, M. I., TANNER, S., CABRAL, H. N., & FONSECA, V. F. (2018). Short-term variability of fish condition and growth in estuarine and shallow coastal areas. *Marine Environmental Research* **134**, p. 130-137.
- DUNNE, J. A.; WILLIAMS, R. J. & MARTINEZ, N. D. (2002). Estrutura de rede e perda de biodiversidade em redes alimentares: a robustez aumenta com a conectividade. *Ecology Letters* **5**, n. 4, p. 558-567.
- DURANT, J. M., HJERMANN, D. Ø., OTTERSEN, G., & STENSETH, N. C. (2007). Climate and the match or mismatch between predator requirements and resource availability. *Climate Research* **33**, n. 3, p. 271-283.
- ECONOMO, E.P., KEITT, T.H., 2010. Network isolation and local diversity in neutral metacommunities. *Oikos* **119**, p. 1355-1363.
- EGAN, J. P., CHEW, U. S., KUO, C. H., VILLARROEL-DIAZ, V., HUNDT, P. J., IWINSKI, N. G., M. P. HAMMER & SIMONS, A. M. (2017). Diets and trophic guilds of small fishes from coastal marine habitats in western Taiwan. *Journal of Fish Biology* **91**, n.1, p. 331-345.
- ELLIOTT, M.; WHITFIELD, A. K.; POTTER, I. C.; BLABER, S. J. M.; CYRUS, D. P.; NORDLIE, F. G. & HARRISON, T. D. (2007). The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries* **8**, p. 241–268.
- ESTEVES, E.; PINA, T.; CHÍCHARO, M. A. & ANDRADE, J. P. (2000). The distribution of estuarine fish larvae: Nutritional condition and co-occurrence with predators and prey. *Acta Oecologica* **21**, n.3, p. 161-173.
- ESTRADA, E.; BODIN, O. (2008). Using network centrality measures to manage landscape connectivity. *Ecological Applications* **18**, p. 1810-1825.
- FAVERO, F. D. L. T., DA SILVA ARAUJO, I. M., & SEVERI, W. (2019). Structure of the fish assemblage and functional guilds in the estuary of maracaípe, northeast coast of Brazil. *Boletim do Instituto de Pesca* **45**, n.1.
- FELINTO, A. L.; DANTAS, R. P. & PESSANHA, A. L. M. (2016). Feeding ecology of three juvenile mojarras (Gerreidae) in a tropical estuary of northeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology* **14**, n. 1.

- FIGUEIREDO, G. G. A. A., & PESSANHA, A. L. M. (2016). Comparative study of trophic organization of juvenile fish assemblages of three tidal creeks in a tropical semi-arid estuary. *Journal of Fish Biology* **89**, n. 1, p. 680-695.
- FONSECA, V. F., VINAGRE, C., & CABRAL, H. N. (2006). Growth variability of juvenile soles *Solea solea* and *Solea senegalensis*, and comparison with RNA:DNA ratios in the Tagus estuary, Portugal. *Journal of Fish Biology* **68**, n. 5, p. 1551-1562.
- FREEMAN, C., (1979). Centrality in social networks conceptual clarification. *Soc. Networks* **1**, p. 215-239.
- GARRISON, L. P.; LINK, J. S. (2000). Dietary guild structure of the fish community in the Northeast United States continental shelf ecosystem. *Marine Ecology Progress Series* **202**, p. 231-240.
- GENNER, M. J.; SIMS, D. W.; WEARMOUTH, V. J.; SOUTHALL, E. J.; SOUTHWARD, A. J.; HENDERSON, P. A. & HAWKINS, S. J. (2004). Regional climatic warming drives long-term community changes of British marine fish. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, **271**, n. 1539, p. 655-661.
- HAEGEMAN, B., & LOREAU, M. (2014). General relationships between consumer dispersal, resource dispersal and metacommunity diversity. *Ecology Letters* **17**, n. 2, p. 175-184.
- HAJISAMAE, S., CHOU, L. M., & IBRAHIM, S. (2003). Feeding habits and trophic organization of the fish community in shallow waters of an impacted tropical habitat. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **58**, n.1, p. 89-98.
- HAMMERSCHLAG, N., HEITHAUS, M. R. & SERAFY, J. E. (2010). Relative predation risk for fishes along a subtropical mangrove – seagrass ecotone. *Marine Ecology Progress Series* **414**, p. 223-235.
- HARGREAVES, D., BUCKLAND, A., & SHEAVES, M. (2017). Trophic guild concept: factors affecting within-guild consistency for tropical estuarine fish. *Marine Ecology Progress Series* **564**, p. 175-186.
- HEINO, J.; NOKELA, T.; SOININEN, J.; TOLKKINEN, M.; VIRTANEN, L. & VIRTANEN, R. (2015). Elements of metacommunity structure and community-environment relationships in stream organisms. *Freshwater Biology* **60**, n. 5, p. 973-988.
- HIDDINK, J. G.; MORANTA, J.; BALESTRINI, S.; SCIBERRAS, M.; CENDRIER, M.; BOWYER, R.; KAISER, M. J.; SKÖLD, M.; JONSSON, P.; BASTARDIE, F. & HINZ, H. (2016). Bottom trawling affects fish condition

through changes in the ratio of prey availability to density of competitors. *Journal of Applied Ecology* **53**, n. 5, p. 1500-1510.

HILLEBRAND, H.; MATTHIESSEN, B. (2009). Biodiversity in a complex world: Consolidation and progress in functional biodiversity research. *Ecology Letters* **12**, p. 1405–1419.

HINZ, H., KRONCKE, I. & EHRICH, S. (2005). The feeding strategy of dab *Limanda limanda* in the southern North Sea: linking stomach contents to prey availability in the environment. *Journal of Fish Biology* **67**, p. 125–145.

HIXON, M. A., & JONES, G. P. (2005). Competition, predation, and density-dependent mortality in demersal marine fishes. *Ecology* **86**, n. 11, p. 2847-2859.

HOLDO, R. M., R. D. HOLT, & J. M. FRYXELL. (2009). Opposing rainfall and plant nutritional gradients best explain the wildebeest migration in the Serengeti. *American Naturalist* **173**, p. 431–445.

HORSTON, M.; PLATELL, M. E.; VALESINI, F.J.; POTTER, I. C. (2004). Factors influencing diets of four morphologically divergent fish species in nearshore marine waters. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. **84**, p. 805-817

HUXHAM, M., RAFFAELLI, D. & PIKE, A. (1995). Parasites and food web patterns. *Journal of Animal Ecology* **64**, p. 168-176.

HYSLOP, E. J. (1980). Stomach contents analysis—a review of methods and their application. *Journal of fish biology* **17**, n. 4, p. 411-429.

INOUE, T., Y. SUDA & S. MITSUHIKO. (2004). Food habits of fishes in the surf zone of a sandy beach at Sanrimatsubara, Fukuoka Prefecture, Japan. *Ichthyological Research* **52**, p. 9-14.

IVLEV, V. S. (1961). *Experimental ecology of the feeding of fishes*. Yale University Press, New Haven, Connecticut, USA.

JENSEN, A. L. (1997). Origin of the relation between K and Linf and synthesis of relations among life history parameters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **54**, p.987-989.

JOHNSON, D. H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* **61**:65– 71.

JOHNSON, A. F.; VALLS, M.; MORANTA, J.; JENKINS, S. R.; HIDDINK, J. G. & HINZ, H. (2012). Effect of prey abundance and size on the distribution of demersal fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **69**, n. 1, p. 191-200.

- KARTHIK RAM & HADLEY WICKHAM. (2018). R package version 0.3.6.
- LASSALLE, G.; GASCUEL, D.; LE LOC'H F.; LOBRY, J. & OTHERS (2012). An ecosystem approach for the assessment of fisheries impacts on marine top predators: the Bay of Biscay case study. *ICES Journal Marine Science* **69**, p. 925–938
- Le Pape, O. & Bonhommeau, S. (2015). The food limitation hypothesis for juvenile marine fish. *Fish and Fisheries* **16**, p. 373–398.
- LEGGETT, W.C., DEBLOIS, E. (1994). Recruitment in marine fishes is regulated by starvation and predation in the egg and larval stages? *Netherlands Journal of Sea Research* **32**, p. 1-19.
- LEIBOLD, M. A.; HOLYOAK, M.; MOUQUET, N.; AMARASEKARE, P.; CHASE, J. M.; HOOPES, M. F.; HOLT, R. D.; SHURIN, J. B.; LAW, R.; TILMAN, D.; LOREAU, M. & GONZALEZ, A. (2004). The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters* **7**, n. 7, p. 601-613.
- LIRA, A.; ANGELINI, R.; LE LOC'H, F.; MÉNARDD, F.; LACERDA, C.; FRÉDOUA, T.; FRÉDOUA, F. L. (2018). Trophic flow structure of a neotropical estuary in northeastern Brazil and the comparison of ecosystem model indicators of estuaries. *Journal of Marine Systems* **182**, p. 31–45.
- LÓPEZ-ORDAZ, A.; ORTAZ, M. & RODRIGUEZ-QUINTAL, J. G. (2009). Trama trófica de una comunidad de peces en una pradera marina en el Caribe Venezolano. *Revista de Biología Tropical*. **57**, n. 4, p. 963-975.
- MACDONALD, J.S. & GREEN, R. H. (1983). Redundancy of variables used to describe importance of preys species of fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **40**, n. 5, p. 635-637.
- MAGALHÃES, K. M.; BORGES, J. C. G.; PITANGA, M. E. (2015). *Halophila baillonis* Ascherson: first population dynamics data for the Southern Hemisphere. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* **87**, p. 861-865.
- MEDEIROS, A. P. M. D., XAVIER, J. H. D. A., & ROSA, I. M. D. L. (2017). Diet and trophic organization of the fish assemblage from the Mamanguape River Estuary, Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Research* **45**, n. 5, p. 879-890.
- MIKKELSEN, P. M. & BIELER, R. (2008). Conchas do mar de moluscos marinhos Floridaliving do Sul das chaves de Florida e regiões adjacentes. *Bivalves* (N ° C / 594,110975 M5).
- MORANTA, J., STEFANESCU, C., MASSUTÍ, E., MORALES-NIN, B., & LLORIS, D. (1998). Fish community structure and depth-related trends on the

continental slope of the Balearic Islands (Algerian basin, western Mediterranean). *Marine Ecology Progress Series* **171**, p. 247-259.

MOUGI, A & KONDOH, M. (2016). Food-web complexity, meta-community complexity and community stability. *Scientific reports* 6. Article number: 24478

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

MUGNAI, R., NESSIMIAN, J. L., & BAPTISTA, D. F. (2010). Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro: para atividades técnicas, de ensino e treinamento em programas de avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas lóticos. Technical Books Editora.

MUÑOZ, A. A. & OJEDA, F. P. (1998). Guild structure of carnivorous intertidal fishes of the Chilean coast: implications of ontogenetic dietary shifts. *Oecologia* **114**, p. 563-573.

MURPHY, H. M.; JENKINS, G. P.; HAMER, P. A. & SWEARER, S. E. (2012) Interannual variation in larval survival of snapper (*Chrysophrys auratus*, Sparidae) is linked to diet breadth and prey availability. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **69**, p. 1340–1351.

NEUWIRTH, E. (2014). RColorBrewer: paletas ColorBrewer. Versão do pacote R 1.1-2.

NEWMAN, C. M. (2010). *Networks an Introduction*. Oxford University Press, Oxford.

NOBREGA, R. R. A.; NISHIDA, A. K. (2003). Aspectos socioeconômicos e percepção ambiental dos catadores de caranguejo-uçá *Ucides cordatus cordatus* (L. 1763) (Decapoda, Brachyura) do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil. *Interciência* **28**, p. 36-43.

NÓBREGA-SILVA, CLIMÉLIA; MARQUES, JOÃO CARLOS ; OLÍMPIO, MONALISA DOS SANTOS ; FARIAS, JÉSSICA NATYELLE BARROS ; MOLOZZI, JOSELINE . (2016). Is polychaete family-level sufficient to assess impact on tropical estuarine gradients?. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology*.

NUNES, M. V., ROCHA, O. & VERANI, J. R. (2014). Trophic interactions between the fish *Geophagus brasiliensis* (Cichlidae) and the benthic macroinvertebrate community. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, **49**, n.1, p.11-17.

- O'BRIEN, W. J. & G. L. VINYARD. (1974). Comment on the use of Ivlev's electivity index with planktivorous fish. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **31**, p.1427-1429.
- OLIVEIRA, R. E. M. C. C.; PESSANHA, A. L. M. (2014). Fish assemblage along a morphodynamic continuum on three tropical beaches. *Neotropical Ichthyology* **12**, p.165-175.
- OPSAHL, T.; AGNEESSENS, F. & SKVORETZ, J. (2010). Node centrality in weighted networks: Generalizing degree and shortest paths. *Soc. Networks* **32**, p. 245-251.
- PESSANHA, A. L. M., ARAÚJO, F. G., OLIVEIRA, R. E. M., SILVA, A. F. D., & SALES, N. S. (2015). Ecomorphology and resource use by dominant species of tropical estuarine juvenile fishes. *Neotropical Ichthyology* **13**, p. 245-251.
- PINNEGAR, J. K., TRENKEL, V. M., TIDD, A. N., DAWSON, W. A., & DU BUIT, M. H. (2003). Does diet in Celtic Sea fishes reflect prey availability?. *Journal of Fish Biology* **63**, p. 197-212.
- PLITZKO, S. J., & DROSSEL, B. (2015). The effect of dispersal between patches on the stability of large trophic food webs. *Theoretical Ecology* **8**, n. 2, p. 233-244.
- POSSAMAI, B., VIEIRA, J. P., GRIMM, A. M., & GARCIA, A. M. (2018). Temporal variability (1997-2015) of trophic fish guilds and its relationships with El Niño events in a subtropical estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **202**, p. 145-154.
- PRIMO, A. L., CORREIA, C., MARQUES, S. C., MARTINHO, F., LEANDRO, S., & PARDAL, M. (2018). Trophic links and nutritional condition of fish early life stages in a temperate estuary. *Marine Environmental Research* **133**, p. 78-84.
- RINCÓN, B., & KENCHINGTON, E. L. (2016). Influence of benthic macrofauna as spatial structuring agent for juvenile Haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) on the Eastern Scotian Shelf, Atlantic Canada. *PloS one* **11**, n. 9.
- RIOS, E. C. (1985). Seashells of Brazil. In *Seashells of Brazil*. Museu Oceanográfico da Fundação Universidade do Rio Grande.
- ROBERT D, CASTONGUAY M, FORTIER L (2009) Effects of preferred prey density and temperature on feeding success and recent growth in larval mackerel of the southern Gulf of St. Lawrence. *Marine Ecology Progress Series* **377**, p. 227–237.
- ROONEY, N.; MCCANN. (2012). Integrating food web diversity, structure and stability. *Trends in Ecology and Evolution* **27**, n.1, p. 40-46.

- SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ, J., VIEIRA-LANERO, R., SERVIA, M. J., & COBO, F. (2011). Feeding habits of four sympatric fish species in the Iberian Peninsula: Keys to understanding coexistence using prey traits. *Hydrobiologia* **667**, p. 119–132.
- SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ, J.; HEIDI-MARIE, G.; PER-ARNE, A. (2017). Prey diversity as a driver of resource partitioning between river-dwelling fish species. *Ecology and Evolution* **7**, p. 2058–2068.
- SANTANA DA COSTA, R. M., DOLBETH, M., DE LUCENA BARBOSA, J. E., & PATRÍCIO, J. (2018). Narrowing the gap: Phytoplankton functional diversity in two disturbed tropical estuaries. *Ecological Indicators* **86**, p. 81-93.
- SANTOS, A.; QUINTELA, F.; DIAS, I. D. & SOUSA L. F. (2016). Guia técnico de curso de formação taxonomia e ecologia de zooplâncton marinho: métodos e técnicas de amostragem, contagem e identificação.
- SARDIÑA, P.; CAZORLA, A. L. (2005). Feeding interrelationships and comparative morphology of two young sciaenids co-occurring in South-western Atlantic waters. *Hydrobiologia* **548**, p. 41-49.
- SCHOENER, T. W. (1974). Resource partitioning in ecological communities. *Science* **185**, n. 4145, p. 27-39.
- SCHRIEVER, T. A. (2015). Food webs in relation to variation in the environment and species assemblage: a multivariate approach. *PloS One* **10**, n. 4. p.1-17.
- SEITZ, R. D.; WENNHAGE, H.; BERGSTRÖM, U.; LIPCIUS, R. N. & YSEBAERT, T. (2014). Ecological value of coastal habitats for commercially and ecologically important species. *ICES Journal Marine Science* **71**, p. 648–665.
- SILVA, K. G.; PALUDO, D.; OLIVEIRA, E. M. A.; LIMA, R. P.; SOAVINSKI, R. J. (2011). Distribution and occurrence of manatee (*Trichechus manatus*) in the Mamanguape River estuary, Paraíba, Brazil. *Natural Resources Research* **1**, p. 5-14.
- SIMBERLOFF, D. & DAYAN, T. (1991). The guild concept and the structure of ecological communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* **22**, n. 1, p. 115-143.
- STONER, A. W. & R. J. LIVINGSTON. (1984). Ontogenetic patterns in diet and feeding morphology in sympatric sparid fishes from seagrass meadows. *Copeia*: 174-187.
- STRAUSS, R. E. (1979). Reliability estimates for Ivlev's electivity index, the forage ratio, and a proposed linear index of food selection. *Transactions of the American Fisheries Society* **108**, n. 4, p. 344-352.

- TABLEAU, A., BRIND'AMOUR, A., WOILLETZ, M., & LE BRIS, H. (2016). Influence of food availability on the spatial distribution of juvenile fish within soft sediment nursery habitats. *Journal of Sea Research* **111**, p. 76-87.
- TEIXEIRA-DE-MELLO, F.; MEERHOFF, M.; GONZÁLEZ-BERGONZONI, I.; KRISTENSEN, E. A.; BAATTRUP-PEDERSEN, A.; JEPPESEN, E. (2015). Influence of riparian forests on fish assemblages in temperate lowland streams. *Environmental Biology of Fishes* **99**, p.133–144.
- THORMAR, J., HASLER-SHEETAL, H., BADEN, S., BOSTRAM, C., CLAUSEN, KK, KRAUSE-JENSEN, D. & HOLMER, M. (2016). Eelgrass (*Zostera marina*) food web structure in different environmental settings. *PloS One* , **11**, n. 1., p1-27.
- TOWNSEND, D. L. & GOUHIER, T. C. (2018). D Spatial and interspecific differences in recruitment decouple synchrony and stability in trophic metacommunities *Theoretical Ecology*, p. 1-9.
- TRIVINHO-STRIXINO, S (2011). Larvas de Chironomidae: guia de identificação. São Carlos: UFSCar, 1(2).
- TUNNELL, J. W. (2010). Enciclopédia das conchas do Texas: identificação, ecologia, distribuição e história. Texas A & M University Press.
- VAN DER LINDEN, P.; MARCHINI, A.; SMITH, C.; DOLBETH, M.; SIMONE, L. R. L.; MARQUES, J. C.; MOLOZZI, J.; MEDEIROS, C. R.; PATRÍCIO, J. (2017). Functional changes in polychaete and mollusc communities in two tropical estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **187**, p. 62-73.
- VANDEVALK, A. J., FORNEY, J. L.; JACKSON, J. R. (2008). Relationships between relative weight, prey availability, and growth of walleyes in Oneida Lake, New York. *North American Journal of Fisheries Management* **28**, n. 6, p.1868-1875.
- WARRY, F. Y., REICH, P., COOK, P. L. M., MAC NALLY, R.; WOODLAND, R. J. (2018). The role of catchment land use and tidal exchange in structuring estuarine fish assemblages. *Hydrobiologia* **811**, n. 1, 173-191.
- WASSERMAN, S., FAUST, K., (1994). *Social Network Analysis*. Cambridge Univeristy Press.
- WERNER, E. E., E HALL, D. J. (1979). Foraging efficiency and habitat switching in competing sunfishes. *Ecology* **60**, n. 2, p. 256-264.
- WERNER, E. E.; GILLIAM, J. F.; HALL, D. J. & MITTELBAACH, G. G. (1983). An Experimental test of the effects of predation risk on habitat use in fish. *Ecology* **64**, n. 6, p. 1540-1548.

WHITFIELD, A. K. (2016). The role of seagrass meadows, mangrove forests, salt marshes and reed beds as nursery areas and food sources for fishes in estuaries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **27**, 75-110

WILSON, C. J., MURPHY, H. M., BOURNE, C., PEPIN, P., & ROBERT, D. (2018). Feeding ecology of autumn-spawned Atlantic herring (*Clupea harengus*) larvae in Trinity Bay, Newfoundland: Is recruitment linked to main prey availability?. *Journal of Plankton Research* **40**, n. 3, p. 255-268.

WINEMILLER, K. O. 1990. Spatial and temporal variation in tropical fish trophic networks. *Ecological Monographs* **60**, p. 331-367.

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

ZHAO, S., GUO, Y., SHENG, Q., & SHYR, Y. (2014). Advanced heat map and clustering analysis using heatmap3. *BioMed research international*.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estuário do rio Mamanguape possui uma grande diversidade de biótopos, que se estende desde a Vegetação Marginal nos trechos superior, seguido por Manguezais no trecho médio e inferior e Planícies de Maré Lamosa (*mudflats*), Bancos de Fanerógamas Marinhas (*seagrass*) e Praias Arenosas no trecho inferior. Esses biótopos apresentam um *continuum* de gradientes ambientais que garantem a dispersão entre comunidades não isoladas, influenciando os padrões de diversidade através de múltiplas escalas espaciais e temporais permitindo uma ampla distribuição das espécies de peixes e suas presas.

Dessa forma, as diferentes características bióticas e abióticas dos biótopos influenciaram na distribuição das espécies dentro do estuário, fornecendo uma diversidade de habitats onde os peixes juvenis se estabeleceram de acordo com suas características morfológicas e/ou fisiológicas de adaptação, bem como a disponibilidade de suas presas. Assim cada biótopo demonstra uma forte influência sobre a estrutura da

metacomunidade de peixes estuarinos, onde os mais estruturados, como os biótopos vegetados, apresentam uma estrutura coerente onde os indivíduos respondem ao mesmo gradiente ambiental favorecendo uma substituição de espécies ao longo de um determinado gradiente, permitindo implicações para nosso entendimento dos modelos espaciais de coocorrência das espécies de peixes e de suas presas em estuários tropicais. Essa heterogeneidade de habitats também é um fator chave no estudo das relações tróficas favorecendo a substituição (turnover), não só das espécies de peixes juvenis, mas de suas presas no ambiente o que influencia diretamente a complexidade das teias tróficas, bem como o fator de condição de cada espécie.

Os padrões descritos para o estuário do Rio Mamanguape demonstra um ecossistema em constante mudança na composição da ictiofauna e na estrutura trófica influenciada diretamente pela variação de salinidade, que corresponde o principal filtro ambiental, atuando como barreira no deslocamento de algumas espécies de acordo com sua capacidade de osmorregulação. Essas variações nas comunidades locais é decorrente da substituição e/ou perda de espécies descrita ao longo dos biótopos, que possivelmente, pode ter reduzido a competição inter e intraespecífica dentro das comunidades locais demonstrando a importância do *turnover* para o desenvolvimento das espécies dentro dos estuários e suas relações tróficas.

Essa integração do estudo da estrutura e composição da ictiofauna juntamente com as abordagens das guildas (habilidade competitiva) e a qualidade de habitat (cada biótopo), destaca a importância da dispersão das espécies de peixes entre os biótopos para manter a estabilidade do sistema. Assim, a análise da comunidade e suas relações tróficas na metacomunidade estuarina permitiu a identificação de biótopos fundamentais no recrutamento e estabelecimento, não apenas de peixes juvenis, mas de suas presas que desempenham papel fundamental na base das teias tróficas, restringindo ou até mesmo excluindo a presença de algumas espécies em determinados biótopos.

Apêndice 1

Classificação das espécies em guildas tróficas e Percentagem Numérica (PN%) por tamanho dos grupos que compõe a dieta de cada classe de tamanho no biótopo Praia (PA) durante a chuva no Estuário do Rio Mamanguape – PB. CT – Classe de Tamanho.

ESPÉCIE	CÓDIGO	CT	GUILDA	MAV	ZOO	PEI	MOL	POL	DEC	CRE	INF	INS	PHI	OUT
<i>Anchoa hepsetus</i>	ACHE	I	ZP	0,00	86,83	0,00	0,00	0,00	0,00	1,046	11,51	0,00	0,10	0,52
	ACHE	II	ZP	0,00	87,23	0,00	0,00	0,00	0,00	9,57	3,19	0,00	0,00	0,00
<i>Atherinella brasiliensis</i>	ATBR	I	ZP	0,00	81,82	0,00	0,00	0,00	0,00	12,12	3,03	0,00	0,00	3,03
	ATBR	II	ZB-E	0,26	10,19	0,89	4,43	3,10	0,00	58,93	2,21	0,00	0,04	19,94
<i>Caranx latus</i>	CALA	I	ZB-E	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	40,00	60,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Citharichthys spilopterus</i>	CISP	III	PI	0,00	0,00	3,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	HYUN	I	ZB-I	0,00	46,94	0,00	0,00	0,00	0,00	8,16	21,43	23,47	0,00	0,00
	HYUN	II	ZP	0,00	1,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	56,67	42,22	0,00	0,00
<i>Lycengraulis grossidens</i>	LYGR	I	ZB-I	0,13	71,41	0,28	0,09	0,47	0,28	4,68	22,55	0,00	0,10	0,00
	LYGR	II	ZB-H	0,85	8,50	22,66	0,00	0,00	5,66	22,66	39,66	0,00	0,00	0,00
	LYGR	III	ZB-E	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	71,00	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Haemulopsis corvinaeformis</i>	HACO	I	ZB-E	0,18	11,05	3,99	0,00	0,00	15,96	67,83	0,30	0,31	0,00	0,31
	HACO	II	ZP	0,09	5,64	1,88	67,67	7,52	1,88	15,04	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Rhinosardinia brasiliensis</i>	RHBA	III	ZB-E	0,05	81,40	0,06	0,00	0,05	0,00	18,13	0,22	0,05	0,02	0,00
<i>Sphoeroides testudineus</i>	SPTTE	III	ZB-E	0,00	0,00	12,00	12,00	0,00	8,00	60,00	0,00	0,00	0,00	8,00
<i>Trachinotus goodei</i>	TRGO	I	ZP	0,07	3,53	0,00	31,74	0,94	1,88	29,86	1,88	29,86	0,00	0,23

Apêndice 2

Classificação das espécies em guildas tróficas e Percentagem Numérica (PN%) por tamanho dos grupos que compõe a dieta de cada classe de tamanho no biótopo da Praia (PA) durante a seca no Estuário do Rio Mamanguape – PB. CT – Classe de Tamanho.

ESPÉCIE	CÓDIGO	CT	GUILDA	MAV	ZOO	PEI	MOL	POL	DEC	CRE	INF	INS	PHI	OUT
<i>Anchoa hepsetus</i>	ACHEI	I	ZP	0,00	86,49	0,00	0,00	0,00	0,00	2,70	10,81	0,00	0,00	0,00
	ACHEII	II	ZP	0,026	83,31	0,71	0,24	0,48	0,00	4,76	10,47	0,00	0,00	0,00
<i>Atherinella brasiliensis</i>	ATBRI	I	ZP	0,04	85,15	0,00	0,00	0,00	0,00	6,28	0,32	8,05	0,02	0,16
	ATBRII	II	ZP	0,20	81,56	0,66	0,00	0,22	0,44	7,91	8,57	0,44	0,00	0,00
<i>Caranx latus</i>	CALAI	I	ZP	0,00	95,24	0,00	0,00	0,00	2,38	2,38	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Conodon nobilis</i>	CONOI	I	ZB-E	0,02	7,79	1,31	0,00	0,02	2,61	88,16	0,07	0,00	0,00	0,00
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	HYUNI	I	IN	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,00	0,00	0,00
	HYUNII	II	IN	12,90	0,00	0,00	0,00	0,00	3,22	0,00	0,00	83,87	0,00	0,00
<i>Lycengraulis grossidens</i>	LYGRI	I	ZP	0,02	50,90	0,00	0,00	0,00	2,03	11,56	35,49	0,00	0,00	0,00
	LYGRII	II	ZB-I	0,04	20,14	7,15	0,38	0,00	13,18	26,17	32,76	0,00	0,00	0,19
<i>Oligoplites saurus</i>	OLSAI	I	PI	0,20	0,00	75,85	0,00	0,00	0,00	21,96	0,00	0,00	0,00	2,00
<i>Haemulopsis corvinaeformis</i>	HACOI	I	ZP	0,00	93,33	0,00	0,00	0,00	6,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	HACOI	II	ZB-E	0,00	0,00	0,00	10,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Polydactylus virginicus</i>	POVII	I	ON	5,66	18,87	0,00	18,87	18,87	18,87	18,87	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Rhinosardinia bahiensis</i>	RHBAIII	III	ZP	0,11	91,88	0,00	0,00	0,00	0,00	6,16	1,68	0,00	0,11	0,00
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	SPGRI	I	ZB-E	0,10	0,00	0,00	5,00	0,00	0,00	48,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Sphoeroides testudineus</i>	SPTEIII	III	ZB-H	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00
<i>Trachinotus goodei</i>	TRGOI	I	ZB-E	0,00	12,50	1,39	80,55	0,00	1,39	0,00	0,00	4,17	0,00	0,00
<i>Ulaema lefroy</i>	ULLEI	I	ZB-E	0,00	13,04	0,00	0,00	0,00	0,00	86,96	0,00	0,00	0,00	0,00

Apêndice 3

Classificação das espécies em guildas tróficas e Percentagem Numérica (PN%) por tamanho dos grupos que compõe a dieta de cada classe de tamanho no biótopo da Fanerógama Marinha (FM) durante a chuva no Estuário do Rio Mamanguape – PB. CT – Classe de Tamanho.

ESPÉCIE	CÓDIGO	CT	GUILDA	MAV	ZOO	PEI	MOL	POL	DEC	CRE	INF	INS	PHI	OUT
<i>Anchoa hepsetus</i>	ACHEI	I	ZP	0,00	83,21	0,36	0,00	0,00	0,00	12,77	3,48	0,00	0,13	0,00
	ACHEII	II	ZP	0,56	63,5	1,39	0,00	0,00	0,00	0,70	31,36	0,00	1,67	0,70
<i>Achirus lineatus</i>	ACLII	I	ZP	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Atherinella brasiliensis</i>	ATBRI	I	ZP	0,06	96,16	0,04	0,00	0,12	0,12	1,42	0,53	1,46	0,05	0,04
	ATBRII	II	ZP	0,04	92,98	0,04	0,00	0,19	0,08	4,27	0,67	1,47	0,04	0,21
<i>Bathygobius soporator</i>	BASOI	I	ZB-E	2,44	24,39	0,00	0,00	0,00	0,00	73,17	0,00	0,00	0,00	0,00
	BASOII	II	ZB-E	0,83	0,00	16,53	0,00	0,00	16,53	41,32	24,79	0,00	0,00	0,00
	BASOIII	III	PI	0,10	0,00	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Caranx latus</i>	CALAI	I	PI	0,52	10,47	41,88	0,00	0,00	36,65	10,47	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Citharichthys macrops</i>	CIMAI	II	ZB-H	0,00	0,62	22,22	0,00	0,00	55,55	22,22	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Citharichthys spilopterus</i>	CISPI	I	ZP	0,00	90,00	0,00	0,00	0,00	5,00	5,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	CISPII	II	ZB-E	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	25,00	75,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Ctenogobius boleosoma</i>	CTBOI	I	ZB-I	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	90,91	0,00	9,10	0,00
	CTBOII	II	ZP	0,00	87,91	0,00	0,00	0,00	0,00	10,99	0,00	0,00	1,10	0,00
<i>Eucinostomus argenteus</i>	EUARI	I	ZP	0,00	83,28	0,00	0,00	3,92	0,00	12,18	0,62	0,00	0,00	0,00
	EUARII	II	ZP	1,77	65,11	0,00	0,00	0,00	0,00	32,55	0,00	0,57	0,00	0,00
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	EUMEI	I	ZP	0,02	86,43	0,00	0,00	0,27	0,04	12,63	0,61	0,00	0,00	0,00
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	HYUNI	I	ZP	0,00	85,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,00	10,00	0,00
<i>Lutjanus synagris</i>	LUSYI	I	PI	0,00	50,00	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Lycengraulis grossidens</i>	LYGRI	I	ZB-I	0,35	39,02	13,24	0,70	0,00	0,00	1,39	45,30	0,00	0,00	0,00
	LYGRII	II	PI	0,00	0,00	59,26	0,00	0,00	11,11	0,00	29,63	0,00	0,00	0,00
<i>Oligoplites saurus</i>	OLSAI	I	ZP	0,08	93,37	4,10	0,00	0,00	0,82	1,64	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Haemulopsis corvinaeformis</i>	HACOI	I	ZP	0,16	80,19	3,14	0,00	0,79	0,79	13,36	1,57	0,00	0,00	0,00
<i>Rhinocardinia bahiensis</i>	RHBAI	II	ZP	0,86	99,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	RHBAIII	III	ZP	0,24	96,21	0,00	0,00	0,00	0,00	2,82	0,43	0,00	0,26	0,00
<i>Sardinella brasiliensis</i>	SABRI	I	ZP	0,00	93,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,78	0,00	0,00	0,00
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	SPGRI	I	ZB-E	1,95	0,00	0,00	4,88	9,76	4,89	48,78	29,27	0,00	0,00	0,00
	SPGRII	II	ZB-E	1,26	1,09	4,37	50,30	18,04	10,93	7,65	1,64	1,64	0,00	2,73
<i>Sphoeroides testudineus</i>	SPTEI	I	ZB-I	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	66,67	0,00	0,00	33,33
	SPTEIII	III	ZB-E	0,50	0,08	0,08	90,38	3,31	1,85	0,96	2,54	0,00	0,00	0,31
<i>Ulaema lefroyi</i>	ULLEI	I	ZP	1,92	71,56	0,00	0,00	10,22	0,00	14,06	2,24	0,00	0,00	0,00
	ULLEII	II	ON	18,75	6,25	0,00	0,00	46,87	0,00	6,25	18,75	0,00	3,12	0,00

Apêndice 4

Classificação das espécies em guildas tróficas e Percentagem Numérica (PN%) por tamanho dos grupos que compõe a dieta de cada classe de tamanho no biótopo Fanerógama Marinha (FM) durante a seca no Estuário do Rio Mamanguape – PB. CT – Classe de Tamanho.

ESPÉCIE	CÓDIGO	CT	GUILDA	MAV	ZOO	PEI	MOL	POL	DEC	CRE	INF	INS	PHI	OUT
<i>Anchoa hepsetus</i>	ACHEI	I	ZP	0,18	73,08	0,00	0,00	5,35	1,78	0,00	19,61	0,00	0,00	0,00
	ACHEII	II	ZP	0,12	82,03	0,36	0,00	0,36	0,60	1,81	14,64	0,00	0,00	0,00
<i>Achirus lineatus</i>	ACLI	I	ZB-E	0,00	0,00	0,00	0,00	4,25	0,00	93,62	2,13	0,00	0,00	0,00
<i>Atherinella brasiliensis</i>	ATBRI	I	ZP	0,04	74,44	0,00	0,00	0,21	0,21	6,40	2,17	0,41	0,02	16,00
	ATBRII	II	ZP	0,04	86,83	0,07	1,13	0,28	0,18	4,14	2,29	0,76	<0,01	4,24
<i>Bathygobius soporator</i>	BASOII	II	ZB-H	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Caranx latus</i>	CALAI	I	ZB-H	0,28	19,39	22,16	0,00	0,69	40,86	6,93	9,69	0,00	0,00	0,00
<i>Citharichthys spilopterus</i>	CISPII	II	ZB-H	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Ctenogobius boleosoma</i>	CTBOI	I	ZB-E	0,43	0,62	0,00	0,00	0,00	0,00	98,88	0,00	0,00	0,06	0,00
	CTBOII	II	ZB-E	0,12	14,82	0,00	0,00	0,42	0,21	78,30	6,05	0,00	0,08	0,00
<i>Diapterus auratus</i>	DIAUI	I	ZB-E	1,38	29,82	0,00	0,00	27,52	0,00	41,28	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Diapterus rhombeus</i>	DIRHI	I	ZB-E	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Eucinostomus argenteus</i>	EUARI	I	ZB-I	0,66	14,35	0,00	0,00	78,37	1,10	3,31	1,10	0,00	0,00	1,10
	EUARII	II	ZB-I	0,61	12,17	0,00	0,00	75,05	0,00	12,17	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	EUMEI	I	ZB-E	0,62	3,11	0,00	0,00	6,21	0,00	90,06	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	HYUNI	I	ZB-E	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	HYUNII	II	ON	14,15	3,77	0,00	0,00	0,00	0,00	56,60	5,66	19,81	0,00	0,00
<i>Lutjanus synagris</i>	LUSYI	I	ZP	0,76	72,52	2,54	0,00	1,27	15,27	5,09	2,54	0,00	0,00	0,00
<i>Lycengraulis grossidens</i>	LYGRI	I	ZP	0,13	59,92	0,82	0,00	0,00	0,00	4,76	33,90	0,00	0,03	0,33
	LYGRII	II	ZB-I	0,10	23,48	9,29	0,00	0,00	0,35	12,27	54,50	0,00	0,00	0,00
	LYGRIII	III	PI	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nicholsina usta</i>	NIUSI	I	ON	25,00	75,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Oligoplites saurus</i>	OLSAI	I	PI	0,06	14,03	85,33	0,00	0,00	0,00	0,17	0,17	0,00	0,00	0,00
<i>Haemulopsis corvinae</i>	HACOI	I	ZB-E	0,05	57,43	0,16	0,00	0,70	0,35	40,338	0,93	0,00	0,00	0,00
	HACOII	II	ZB-E	0,06	0,20	0,00	0,00	0,20	0,00	99,11	0,41	0,00	0,00	0,00
<i>Polydactylos virginicus</i>	POVII	I	ZB-H	0,64	16,56	5,52	0,00	2,76	37,72	23,92	11,96	0,92	0,00	0,00
<i>Rhinocardinia bahiensis</i>	RHBAI	I	ZP	0,10	3,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00
	RHBAII	II	ZP	0,15	98,93	0,00	0,00	0,00	0,00	0,38	0,38	0,00	0,11	0,00
<i>Sardinella brasiliensis</i>	SABRI	I	ZP	0,10	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	SPGRI	I	ZP	2,93	27,03	0,00	0,00	15,77	6,76	27,03	18,02	0,00	0,00	2,25
	SPGRII	II	ZB-I	1,16	2,91	0,00	5,81	11,63	0,00	2,91	75,58	0,00	0,00	0,00
<i>Sphoeroides testudineus</i>	SPTEI	I	ZP	0,00	113,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Continuação

ESPÉCIE	CÓDIGO	CT	GUILDA	MAV	ZOO	PEI	MOL	POL	DEC	CRE	INF	INS	PHI	OUT
<i>Ulaema lefroyi</i>	SPTEII	II	ON	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,00
	SPTEIII	III	ZB-E	2,60	0,00	0,13	68,88	3,64	6,12	16,28	0,91	0,00	0,13	1,30
	ULLEI	I	ZB-E	0,47	31,85	0,058	0,00	21,47	0,00	45,91	0,23	0,00	0,00	0,00
	ULLEII	II	ZB-I	6,35	0,00	0,00	0,00	76,19	1,59	15,87	0,00	0,00	0,00	0,00

Apêndice 5

Classificação das espécies em guildas tróficas e Percentagem Numérica (PN%) por tamanho dos grupos que compõe a dieta de cada classe de tamanho no biótopo da Planície de Maré (PM) durante a chuva no Estuário do Rio Mamanguape – PB. CT – Classe de Tamanho.

ESPÉCIE	CÓDIGO	CT	GUILDA	MAV	ZOO	PEI	MOL	POL	DEC	CRE	INF	INS	PHI	OUT
<i>Anchoa hepsetus</i>	ACHEI	I	ZP	0,14	77,37	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	21,90	0,00	0,58	0,00
	ACHEII	II	ZP	0,63	51,95	1,57	0,00	0,00	0,31	19,21	25,82	0,00	0,47	0,00
<i>Achirus lineatus</i>	ACLI	I	ZB-I	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Atherinella brasiliensis</i>	ATBRI	I	ZP	0,03	67,06	0,27	0,00	0,04	0,00	31,52	0,12	0,89	0,03	0,04
	ATBRII	II	ZP	0,02	53,51	0,00	0,01	0,00	0,09	44,48	0,50	1,33	0,02	0,02
<i>Bathygobius soporator</i>	BASOI	I	ZB-E	0,00	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	BASOII	II	ZP	2,65	29,00	24,34	0,00	1,11	17,70	24,34	0,00	0,00	0,00	1,11
	BASOIII	III	PI	4,76	0,00	47,62	0,00	0,00	47,62	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Caranx latus</i>	CALAI	I	ZP	0,10	57,3	28,76	0,07	0,07	8,95	4,15	0,58	0,00	0,00	0,00
<i>Citharichthys macrops</i>	CIMAI	II	ZB-H	1,96	0,00	39,21	0,00	0,00	58,82	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Citharichthys spilopterus</i>	CISPI	I	ZP	4,00	84,00	0,00	0,00	4,00	8,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	CISPII	II	PI	10,53	5,26	57,89	0,00	0,00	0,00	26,31	0,00	0,00	0,00	0,00
	CISPIII	III	ZP	0,00	80,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Ctenogobius boleosoma</i>	CTBOI	I	ZB-E	0,37	27,62	0,00	0,00	0,00	0,00	66,30	3,68	0,00	0,18	1,84
	CTBOII	II	ZB-E	0,12	33,91	0,00	0,00	0,00	0,00	53,77	12,19	0,00	0,00	0,00
	CTBOIII	III	ZB-E	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Diapterus auratus</i>	DIAUI	I	ZP	0,15	79,33	0,00	0,00	0,00	0,00	18,68	1,53	0,00	0,00	0,00
<i>Diapterus rhombeus</i>	DIRHI	I	ZP	0,17	76,14	0,00	0,00	0,00	0,00	19,88	3,81	0,00	0,00	0,00
<i>Eucinostomus argenteus</i>	EUARI	I	ZB-E	0,05	37,19	0,00	0,00	0,24	0,00	54,82	7,69	0,00	0,00	0,00
	EUARII	II	ZP	0,07	91,72	0,00	0,00	1,03	0,00	7,19	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	EUMEI	I	ZP	0,01	91,58	0,01	0,00	0,01	0,00	8,29	0,10	0,00	0,01	0,00
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	HYUNI	I	ZP	1,38	83,41	0,00	0,00	0,23	0,00	8,99	3,69	1,84	0,46	0,00
	HYUNII	II	ZP	0,97	80,58	0,00	0,00	0,00	0,00	11,65	0,32	6,47	0,00	0,00
<i>Lile piquitinga</i>	LIPIII	II	ZP	0,17	98,03	0,00	0,00	0,02	0,00	1,39	0,28	0,00	0,11	0,00
	LIPIIII	III	ZP	0,41	95,85	0,00	0,00	0,00	0,00	1,66	2,07	0,00	0,00	0,00
<i>Lutjanus synagris</i>	LUSYI	I	ZB-E	1,82	0,00	10,91	0,00	10,91	25,45	32,73	18,18	0,00	0,00	0,00
	LUSYII	II	ZB-H	0,00	0,00	26,67	0,00	0,00	73,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Lycengraulis grossidens</i>	LYGRI	I	ZP	0,23	66,28	4,57	0,00	0,00	0,00	1,14	27,43	0,00	0,34	0,00
	LYGRII	II	PI	0,00	0,00	50,00	0,00	0,00	0,00	25,00	25,00	0,00	0,00	0,00
<i>Oligoplites saurus</i>	OLSAI	I	PI	0,34	2,30	82,32	0,00	2,30	0,57	8,06	4,03	0,00	0,06	0,00
<i>Haemulopsis corvinaeformis</i>	HACOII	II	ZB-E	0,00	0,00	0,00	75,00	0,00	8,33	16,67	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Rhinosardinia bahiensis</i>	RHBAI	I	ZP	0,00	99,74	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,26	0,00
	RHBAII	II	ZP	0,27	98,90	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,82	0,00

Continuação

ESPÉCIE	CÓDIGO	CT	GUILDA	MAV	ZOO	PEI	MOL	POL	DEC	CRE	INF	INS	PHI	OUT
	RHBAlII	III	ZP	0,14	93,92	0,00	0,48	0,00	0,00	0,00	1,91	0,00	1,00	2,39
<i>Sardinella brasiliensis</i>	SABRI	I	ZP	0,00	62,74	0,00	0,00	0,00	0,00	19,61	15,69	0,00	1,18	0,39
	SABRII	II	ZP	0,10	148,00	0,00	0,00	0,00	0,00	34,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	SPGRI	I	ZB-E	0,52	15,40	1,64	27,53	2,13	2,62	46,37	1,97	0,00	0,03	1,64
	SPGRII	II	ZB-I	5,29	8,64	1,48	32,46	18,56	5,06	17,40	7,65	0,37	0	2,97
<i>Sphoeroides testudineus</i>	SPTEI	I	ZP	0,00	77,54	0,00	0,00	0,72	0,72	18,84	2,17	0,00	0,00	0,00
	SPTEII	II	ZB-I	1,10	0,00	0,00	39,56	4,39	9,89	31,87	8,79	0,00	0,00	4,39
	SPTEIII	III	ZB-I	0,18	0,62	0,37	69,93	0,74	4,74	0,86	0,55	0,18	0,00	21,81
<i>Ulaema lefroyi</i>	ULLEI	I	ZP	0,00	69,78	0,00	0,00	0,16	0,00	28,71	1,33	0,00	0,00	0,00

Apêndice 6

Classificação das espécies em guildas tróficas e Percentagem Numérica (PN%) por tamanho dos grupos que compõe a dieta de cada classe de tamanho no biótopo Planície de Maré (PM) durante a seca no Estuário do Rio Mamanguape – PB. CT – Classe de Tamanho.

ESPÉCIE	CÓDIGO	CT	GUILDA	MAV	ZOO	PEI	MOL	POL	DEC	CRE	INF	INS	PHI	OUT
<i>Anchoa hepsetus</i>	ACHEII	II	ZP	0,15	87,34	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	11,66	0,00	0,05	0,00
<i>Achirus lineatus</i>	ACLI	I	ZB-E	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Atherinella brasiliensis</i>	ATBRI	I	ZP	0,11	90,09	0,00	0,00	0,00	0,07	7,50	2,08	0,15	0,00	0,00
	ATBRII	II	ZP	0,11	86,86	0,33	0,00	0,00	0,00	12,45	0,13	0,07	0,01	0,03
<i>Bathygobius soporator</i>	BASOII	II	ZP	0,07	97,65	0,00	0,00	0,00	1,51	0,00	0,76	0,00	0,00	0,00
	BASOIII	III	ZB-H	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Caranx latus</i>	CALAI	I	ZP	0,00	80,00	20,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Citharichthys macrops</i>	CIMAI	I	PI	0,00	0,00	3,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Citharichthys spilopterus</i>	CISPII	II	PI	1,00	1,00	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00
<i>Ctenogobius boleosoma</i>	CTBOII	II	ZP	0,10	4,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Diapterus auratus</i>	DIAUI	I	ZB-E	0,07	5,32	0,11	0,00	0,04	0,00	94,15	0,29	0,00	<0,01	0,00
<i>Diapterus rhombeus</i>	DIRHI	I	ZB-E	0,58	26,69	0,04	0,00	0,23	0,00	72,23	0,23	0,00	0,00	0,00
<i>Eucinostomus argenteus</i>	EUARI	I	ZB-E	0,17	6,85	0,00	0,00	2,67	0,43	86,35	3,53	0,00	0,00	0,00
	EUARII	II	ZB-E	0,31	26,48	0,00	0,00	3,11	0,00	68,53	1,56	0,00	0,00	0,00
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	EUMEI	I	ZP	0,08	71,77	0,00	0,00	1,19	0,41	26,17	0,40	0,00	0,00	0,00
<i>Harengula clupeiola</i>	HACLI	II	ZP	0,34	70,47	2,43	0,00	0,73	0,00	0,97	25,03	0,00	0,02	0,00
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	HYUNI	I	ZP	0,98	83,99	0,49	0,00	0,00	0,00	8,13	0,49	5,91	0,00	0,00
	HYUNII	II	IN	2,05	9,74	1,02	0,00	0,00	0,51	1,02	5,64	80,00	0,00	0,00
<i>Lile piquitinga</i>	LIPIII	II	ZP	0,23	99,43	0,00	0,00	0,00	0,00	0,23	0,05	0,00	0,05	0,00
	LIPIII	III	PI	0,00	0,00	4,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Lutjanus synagris</i>	LUSYI	I	ZP	0,64	77,00	0,00	0,00	0,00	6,41	16,02	0,00	0,00	0,00	0,00
	LUSYII	II	ZB-H	2,44	0,00	0,00	0,00	24,39	73,17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Lycengraulis grossidens</i>	LYGRI	I	ZB-I	2,65	44,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	53,10	0,00	0,00	0,00
	LYGRII	II	ZP	0,19	61,81	5,87	0,00	0,39	1,17	1,17	29,34	0,00	0,04	0,00
	LYGRIII	III	PI	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nicholsina usta</i>	NIUSI	I	ZB-E	7,22	0,00	10,31	0,00	20,62	0,00	61,85	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Oligoplites saurus</i>	OLSAI	I	PI	0,11	3,19	79,70	0,00	0,00	0,35	0,71	0,00	0,71	0,00	15,23
<i>Rhinosardinia bahiensis</i>	RHBAIII	III	ZP	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	SPGRI	I	ZB-E	2,03	2,03	0,00	1,35	4,06	6,09	69,01	14,21	0,00	0,00	0,68
	SPGRII	II	ZB-E	2,01	4,16	2,08	9,71	18,10	12,48	44,38	5,55	0,69	0,00	0,69
<i>Sphoeroides testudineus</i>	SPTIII	III	ZB-E	3,31	0,55	1,29	81,03	0,92	6,44	5,52	0,37	0,00	0,00	0,37
<i>Ulaema lefroyi</i>	ULLEI	I	ZB-E	3,73	25,00	0,00	0,00	17,16	0,00	54,10	0,00	0,00	0,00	0,00

Apêndice 7

Classificação das espécies em guildas tróficas e Percentagem Numérica (PN%) por tamanho dos grupos que compõe a dieta de cada classe de tamanho no biótopo do Mangue (MA) durante a chuva no Estuário do Rio Mamanguape – PB. CT – Classe de Tamanho.

ESPÉCIE	CÓDIGO	CT	GUILDA	MAV	ZOO	PEI	MOL	POL	DEC	CRE	INF	INS	PHI	OUT
<i>Anchoa hepsetus</i>	ACHEI	I	ZB-E	0,00	42,11	0,00	0,00	0,00	0,00	52,63	5,26	0,00	0,00	0,00
<i>Achirus lineatus</i>	ACLI	I	ZB-I	2,17	16,3	0,00	0,00	76,09	0,00	5,15	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Atherinella brasiliensis</i>	ATBRI	I	ZB-I	0,00	20,62	0,00	0,00	0,00	0,00	1,23	46,01	33,13	0,00	0,00
	ATBRII	II	ZP	0,11	95,45	0,19	0,00	0,10	0,00	0,48	0,58	3,09	0,01	0,00
<i>Bathygobius soporator</i>	BASOII	II	ZB-E	3,22	0,00	0,00	0,00	0,00	48,39	48,39	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Caranx latus</i>	CALAI	I	ZP	0,04	85,58	4,47	0,06	0,18	0,98	8,51	0,12	0,00	0,00	0,06
<i>Citharichthys macrops</i>	CIMAI	I	ZB-H	0,17	28,73	7,18	0,00	0,00	42,25	18,59	2,96	0,00	0,00	0,00
<i>Citharichthys spilopterus</i>	CISPI	I	ZP	0,00	75,00	0,00	0,00	0,00	0,00	25,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	CISPII	II	PI	0,00	0,00	68,42	0,00	0,00	15,79	15,79	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Ctenogobius boleosoma</i>	CTBOI	I	ZP	0,00	80,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	20,00	0,00	0,00	0,00
	CTBOII	II	ZP	0,10	75,27	0,00	0,00	0,52	0,00	12,02	12,02	0,00	0,05	0,00
<i>Diapterus rhombeus</i>	DIRHI	I	ZP	0,29	72,49	0,57	0,00	0,00	0,00	18,34	8,31	0,00	0,00	0,00
<i>Eucinostomus argenteus</i>	EUARI	I	ZP	0,04	96,12	0,00	0,00	2,26	0,00	1,13	0,45	0,00	0,00	0,00
	EUARII	II	ZB-I	1,41	0,00	0,00	0,00	35,21	0,00	28,17	0,00	35,21	0,00	0,00
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	EUMEI	I	ZP	0,02	72,77	0,42	0,00	0,30	0,14	25,85	0,37	0,12	0,00	0,00
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	HYUNI	I	ZP	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	HYUNII	II	IN	0,72	12,27	0,00	0,00	0,00	0,00	2,89	24,19	59,93	0,00	0,00
<i>Lile piquitinga</i>	LIPIII	II	ZP	0,10	99,61	0,00	0,00	0,03	0,05	0,16	0,10	0,00	0,00	0,00
<i>Lycengraulis grossidens</i>	LYGRI	I	ZB-E	0,96	12,78	35,14	0,00	0,00	0,00	41,53	9,58	0,00	0,00	0,00
	LYGRII	II	PI	1,23	0,00	30,86	0,00	0,00	12,34	30,86	24,69	0,00	0,00	0,00
<i>Oligoplites saurus</i>	OLSAI	I	PI	0,28	16,62	77,56	0,00	0,00	2,77	2,77	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Rhinosardinia bahiensis</i>	RHBAIII	III	ZP	0,04	79,84	0,00	0,00	0,00	0,00	6,90	12,95	0,00	0,17	0,00
<i>Sardinella brasiliensis</i>	SABRI	I	ZP	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,1	0,00
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	SPGRI	I	ZB-H	1,17	25,70	0,00	7,01	0,00	46,73	18,69	0,00	0,00	0,00	0,00
	SPGRII	II	ZB-E	4,12	10,31	0,00	41,24	20,62	0,00	0,00	10,31	0,00	1,03	10,31
<i>Sphoeroides testudineus</i>	SPTI	I	ZB-I	6,67	4,44	0,00	0,00	6,67	0,00	35,55	44,44	0,00	0,00	2,22
	SPTII	II	ZB-E	0,84	0,92	0,00	0,42	2,18	1,00	52,26	38,36	3,85	0,00	0,17
	SPTIII	III	ZB-E	1,55	0,00	0,44	19,25	2,21	3,54	33,85	38,49	0,44	0,00	0,22
<i>Ulaema lefroyi</i>	ULLEI	I	ZP	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Apêndice 8

Classificação das espécies em guildas tróficas e Percentagem Numérica (PN%) por tamanho dos grupos que compõe a dieta de cada classe de tamanho no biótopo do Mangue (MA) durante a seca no Estuário do Rio Mamanguape – PB. CT – Classe de Tamanho.

ESPÉCIE	CÓDIGO	CT	GUILDA	MAV	ZOO	PEI	MOL	POL	DEC	CRE	INF	INS	PHI	OUT
<i>Anchoa hepsetus</i>	ACHEI	I	ZB-I	0,00	15,87	0,00	0,00	0,00	0,00	15,87	63,49	0,00	3,17	0,00
	ACHEII	II	ZB-I	0,45	31,67	13,57	0,00	0,00	0,00	4,52	49,77	0,00	0,00	0,00
<i>Atherinella brasiliensis</i>	ATBRI	I	ZP	0,02	88,49	0,00	0,08	0,00	0,00	4,54	1,04	5,78	0,01	0,00
	ATBRII	II	ZP	0,02	80,23	0,04	0,00	0,06	0,00	5,99	1,58	11,95	0,00	0,11
	ATBRIII	III	ZP	0,02	98,35	0,00	0,00	0,65	0,00	0,49	0,33	0,16	0,00	0,00
<i>Bathygobius soporator</i>	BASOII	II	ZB-E	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Caranx latus</i>	CALAI	I	PI	0,00	0,00	50,00	0,00	0,00	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Citharichthys macrops</i>	CIMAI	I	ZP	0,00	69,39	0,00	0,00	0,00	0,00	30,61	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Citharichthys spilopterus</i>	CISPII	II	PI	3,92	0,00	66,67	0,00	0,00	1,96	23,53	3,92	0,00	0,00	0,00
<i>Ctenogobius boleosoma</i>	CTBOI	I	ZB-I	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00
	CTBOII	II	ZP	0,00	90,82	0,19	0,00	0,00	0,00	2,29	6,69	0,00	0,00	0,00
<i>Diapterus rhombeus</i>	DIRHI	I	ZB-I	0,02	23,27	0,00	0,00	55,99	0,00	0,51	20,20	0,00	0,00	0,00
<i>Eucinostomus argenteus</i>	EUARI	I	ZB-I	0,39	0,00	0,00	0,00	9,17	0,00	3,93	81,26	5,24	0,00	0,00
	EUARII	II	ZB-I	0,00	0,00	0,00	0,00	11,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	EUMEI	I	ZP	0,07	70,50	0,00	0,00	0,00	0,00	29,43	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	HYUNII	II	ZB-I	0,13	0,00	0,00	0,13	0,00	0,00	0,00	63,74	35,86	0,00	0,13
<i>Lutjanus synagris</i>	LUSYI	I	ZB-E	0,00	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,00	1,00	0,00	0,00	0,00
<i>Rhinosardinia bahiensis</i>	RHBAIII	III	ZP	0,47	56,34	0,00	0,00	0,00	0,00	42,25	0,00	0,00	0,94	0,00
<i>Sphoeroides testudineus</i>	SPTEI	I	ZP	1,47	98,53	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	SPTEII	II	ZB-E	1,00	0,00	0,00	12,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Apêndice 9

Classificação das espécies em guildas tróficas e Percentagem Numérica (PN%) por tamanho dos grupos que compõe a dieta de cada classe de tamanho no biótopo da Vegetação Marginal (VM) durante a chuva no Estuário do Rio Mamanguape – PB. CT – Classe de Tamanho.

ESPÉCIE	CÓDIGO	CT	GUILDA	MAV	ZOO	PEI	MOL	POL	DEC	CRE	INF	INS	PHI	OUT
<i>Achirus lineatus</i>	ACLII	I	ZB-I	9,09	0,00	0,00	0,00	90,91	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Atherinella brasiliensis</i>	ATBRI	I	IN	0,00	14,75	0,00	0,00	1,64	0,00	1,64	16,39	65,57	0,00	0,00
	ATBRII	II	IN	0,07	40,21	0,35	0,00	0,35	0,52	1,22	6,96	49,96	0,00	0,35
	ATBRIII	III	IN	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00
<i>Bathygobius soporator</i>	BASOI	I	ZB-H	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Caranx latus</i>	CALAI	I	ZB-E	0,00	0,00	50,00	0,00	0,00	0,00	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Citharichthys macrops</i>	CIMAI	I	ZP	0,00	84,11	11,11	0,00	0,00	0,00	3,17	1,59	0,00	0,00	0,00
<i>Citharichthys spilopterus</i>	CISPI	I	ZP	0,00	61,51	0,00	0,00	0,00	0,00	38,46	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Ctenogobius boleosoma</i>	CTBOI	I	ZB-E	0,00	23,70	0,00	0,00	9,48	0,00	66,35	0,00	0,00	0,47	0,00
	CTBOII	II	ZB-I	0,68	23,81	0,00	3,40	6,80	0,00	13,60	51,02	0,00	0,68	0,00
<i>Diapterus auratus</i>	DIAUI	I	ZB-I	0,00	0,00	0,00	0,00	58,33	0,00	16,67	0,00	25,00	0,00	0,00
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	EUMEI	I	ZB-I	0,39	39,06	0,00	0,00	52,73	0,00	5,86	1,95	0,00	0,00	0,00
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	HYUNII	II	IN	2,23	0,89	0,00	0,00	0,00	0,45	3,57	7,14	83,93	0,00	1,78
<i>Rhinosardinia bahiensis</i>	RHBAIII	III	ZP	0,02	89,63	0,14	0,00	0,10	0,00	0,87	8,79	0,43	0,00	0,00
<i>Sphoeroides testudineus</i>	SPTEI	I	ZB-E	0,00	15,38	0,00	0,00	0,00	0,00	84,61	0,00	0,00	0,00	0,00
	SPTEII	II	ZB-E	0,57	1,43	0,14	1,86	1,58	1,29	66,47	8,59	18,05	0,00	0,00
	SPTEIII	III	ZB-E	0,00	1,15	5,75	18,39	0,00	2,30	66,67	5,75	0,00	0,00	0,00
<i>Ulaema lefroyi</i>	ULLEI	I	ZB-I	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	40,00	0,00	0,00	0,00

Apêndice 10

Classificação das espécies em guildas tróficas e Percentagem Numérica (PN%) por tamanho dos grupos que compõe a dieta de cada classe de tamanho no biótopo da Vegetação Marginal (VM) durante a seca no Estuário do Rio Mamanguape – PB. CT – Classe de Tamanho.

ESPÉCIE	CÓDIGO	CT	GUILDA	MAV	ZOO	PEI	MOL	POL	DEC	CRE	INF	INS	PHI	OUT
<i>Atherinella brasiliensis</i>	ATBRI	I	ZB-I	0,05	12,33	0,00	0,00	0,52	0,26	4,98	79,75	2,10	0,00	0,00
	ATBRII	II	ZB-I	0,04	24,90	0,23	0,00	2,15	0,00	2,94	69,50	0,23	0,00	0,00
	ATBRIII	III	ON	14,00	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	13,00	0,00	1,00	0,00
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	HYUNII	II	IN	0,00	1,85	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	98,15	0,00	0,00

Apêndice 11

Percentagem numérica (PN%) das presas disponíveis no ambiente durante o período de chuva e seca nos biótopos do Estuário do Rio Mamanguape – PB.

ITENS	CHUVA					SECA				
	PA	FM	PM	MA	VM	PA	FM	PM	MA	VM
Material Vegetal	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
Zooplâncton	28,22	79,75	70,31	61,12	22,66	82,11	73,73	90,63	63,15	19,03
Peixe	0,04	0,01	0,01	0,00	0,07	0,05	0,01	0,01	0,03	0,02
Molusco	8,18	9,42	8,62	3,40	0,02	1,92	3,96	1,29	2,88	0,23
Poliqueta	0,88	1,63	5,30	17,93	48,79	1,99	6,40	1,17	17,80	37,58
Decapoda	0,01	0,01	0,08	0,06	0,00	0,01	0,01	0,01	0,10	0,01
Crustaceo Epibentico	3,87	5,38	8,84	6,39	10,60	9,02	9,87	3,21	7,72	15,78
Infauna	57,96	3,66	6,73	9,72	15,14	4,52	5,86	3,59	7,77	24,87
Inseto	0,62	0,10	0,07	0,83	0,42	0,06	0,02	<0,01	0,23	0,99
Outros	0,22	0,04	0,03	0,56	2,28	0,29	0,14	0,07	0,31	1,48

Apêndice 12

Índice de Eletividade de Ivlev para as espécies do Biotopo PA durante o período de chuva e seca no Estuário do Rio Mamanguape – PB.

ESPÉCIE	CHUVA									SECA								
	MAV	ZOO	PEI	MOL	POL	DEC	CRE	INF	INS	MAV	ZOO	PEI	MOL	POL	DEC	CRE	INF	INS
ACHEI	-	0,51	-1	-1	-1	-1	-0,57	-0,67	-1	-	-1	0,02	-1	-1	-1	-1	-0,54	0,41
ACHEII	-	0,51	-1	-1	-1	-1	0,42	-0,89	-1	-	0,40	0,01	0,87	-0,78	-0,61	-1	-0,31	0,40
ATBRI	-	0,49	-1	-1	-1	-1	0,52	-0,90	-1	-	0,52	0,02	-1	-1	-1	-1	-0,18	-0,87
ATBRII	-	-0,47	0,90	-0,30	0,56	-1	0,88	-0,93	-1	-	0,90	<-0,01	0,86	-1	-0,80	0,95	-0,06	0,31
CALAI	-	-1	-1	-1	-1	0,99	0,88	-1	-1	-	-1	0,07	-1	-1	-1	0,99	-0,58	-1
CONOI	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,37	-0,83	0,92	-1	-0,97	0,99	0,81	-0,97
CISPIII	-	-1	0,97	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
HYUNI	-	0,25	-1	-1	-1	-1	0,36	-0,46	0,95	-	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
HYUNII	-	-0,92	-1	-1	-1	-1	-1	-0,01	0,97	-	0,99	-1	-1	-1	-1	0,99	-1	-1
LYGRI	-	0,43	0,73	-0,98	-0,30	0,94	0,09	-0,44	-1	-	0,33	-0,23	-1	-1	-1	0,99	0,12	0,77
LYGRII	-	-0,54	0,99	-1	-1	0,99	0,71	-0,19	-1	-	0,57	-0,61	0,98	-0,67	-1	0,99	0,49	0,76
LYGRIII	-	-1	-1	-1	-1	0,99	-0,32	-1	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
OLSAI	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,90	-1	0,99	-1	-1	-1	0,42	-1
POCOI	-	-0,44	0,98	-1	-1	0,99	0,89	-0,99	-0,33	-	-1	0,06	-1	-1	-1	0,99	-1	-1
POCOII	-	-0,67	0,95	0,78	0,79	0,99	0,59	-1	-1	-	-1	-1	-1	0,68	-1	-1	-1	-1
POVII	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,99	-0,63	-1	0,81	0,81	0,99	0,35	-1
RHBAIII	-	0,48	0,11	-1	-0,88	-1	0,65	-0,99	-0,83	-	0,83	0,06	-1	-1	-1	-1	-0,19	-0,46
SPGRI	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,81	-1	-1	0,44	-1	-1	0,68	-1
SPTIII	-	-1	0,99	0,19	-1	0,99	0,88	-1	-1	-	-1	-1	-1	-1	-1	0,98	-1	-1
TRGOI	-	-0,78	-1	0,59	0,03	0,99	0,77	-0,94	0,96	-	-1	-0,74	0,93	0,95	-1	0,98	-1	-1
ULLEI	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-1	-0,73	-1	-1	-1	-1	0,81	-1

Apêndice 13

Índice de Eletividade de Ivlev para as espécies do Biotopo FM durante o período de chuva e seca no Estuário do Rio Mamanguape – PB

ESPÉCIE	CHUVA									SECA								
	MAV	ZOO	PEI	MOL	POL	DEC	CRE	INF	INS	MAV	ZOO	PEI	MOL	POL	DEC	CRE	INF	INS
ACHEI	-	0,02	0,94	-1	-1	-1	0,41	-0,03	-1	-	<-0,01	-1	-1	-0,09	0,99	-1	0,54	-1
ACHEII	-	-0,11	0,98	-1	-1	-1	-0,77	0,79	-1	-	0,05	0,97	-1	-0,89	0,96	-0,69	0,43	-1
ACLII	-	-0,97	-1	-1	-1	-1	-0,69	-1	-1	-	-1	-1	-1	-0,20	-1	0,81	-0,47	-1
ATBRI	-	0,09	0,56	-1	-0,86	0,91	-0,58	-0,75	0,88	-	<0,01	-1	-1	-0,94	0,88	-0,21	-0,46	0,91
ATBRII	-	0,08	0,54	-1	-0,79	0,86	-0,11	-0,69	0,88	-	0,08	0,84	-0,56	-0,91	0,87	-0,41	-0,44	0,95
BASOI	-	-0,53	-1	-1	-1	-1	0,86	-1	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
BASOII	-	-1	0,99	-1	-1	0,99	0,77	0,74	-1	-	-1	-1	-1	-1	0,99	-1	-1	-1
BASOIII	-	-1	0,99	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CALAI	-	-0,77	0,99	-1	-1	0,99	0,32	-1	-1	-	-0,58	0,99	-1	-0,80	0,99	-0,17	0,25	-1
CIMAI	-	-0,98	0,99	-1	-1	0,99	0,61	-1	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CISPI	-	0,06	-1	-1	-1	0,99	-0,04	-1	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CISPII	-	-1	-1	-1	-1	0,99	0,87	-1	-1	-	-1	-1	-1	-1	0,99	-1	-1	-1
CTBOI	-	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0,92	-1	-	-0,98	-1	-1	-1	-1	0,82	-1	-1
CTBOII	-	0,05	-1	-1	-1	-1	0,34	-1	-1	-	-0,66	-1	-1	-0,88	0,89	0,78	0,01	-1
DIAUI	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,42	-1	-1	0,62	-1	0,61	-1	-1
DIRHI	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-1	-1	-1	-1	-1	-0,66	-1	-1
EUARI	-	0,02	-1	-1	0,41	-1	0,39	-0,71	-1	-	-0,67	-1	-1	0,85	0,98	-0,50	-0,68	-1
EUARII	-	-0,10	-1	-1	-1	-1	0,72	-1	0,71	-	-0,72	-1	-1	0,84	-1	0,10	-1	-1
EUMEI	-	0,04	-1	-1	-0,72	0,74	0,40	-0,71	-1	-	-0,92	-1	-1	-0,01	-1	0,80	-1	-1
HYUNI	-	0,03	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0,96	-	-1	-1	-1	-1	-1	0,82	-1	-1
HYUNII	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,90	-1	-1	-1	-1	0,70	-0,02	0,99
LUSYI	-	-0,23	0,99	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-	-0,01	0,99	-1	-0,67	0,99	-0,32	-0,39	-1
LYGRI	-	-0,34	0,99	-0,86	-1	-1	-0,59	0,85	-1	-	-0,10	0,98	-1	-1	-1	-0,35	0,70	-1
LYGRII	-	-1	0,99	-1	-1	0,99	-1	0,78	-1	-	-0,52	0,99	-1	-1	0,93	0,114	0,80	-1
LYGRIII	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-1	0,99	-1	-1	-1	-1	-1	-1
NIUSI	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
OLSAI	-	0,08	0,99	-1	-1	0,99	-0,53	-1	-1	-	-0,68	0,99	-1	-1	-1	-0,97	-0,94	-1
POCOI	-	<0,01	0,99	-1	-0,35	0,98	0,42	-0,39	-1	-	-0,12	0,93	-1	-0,80	0,93	0,61	-0,73	-1
POCOII	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,99	-1	-1	-0,94	-1	0,82	-0,87	-1

Continuação

ESPÉCIE	CHUVA									SECA								
	MAV	ZOO	PEI	MOL	POL	DEC	CRE	INF	INS	MAV	ZOO	PEI	MOL	POL	DEC	CRE	INF	INS
POVII	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,63	0,99	-1	-0,40	0,99	0,41	0,34	0,96
RHBAI	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,92	0,99	-1	-1	-1	-1	-1	-1
RHBAIL	-	0,11	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
RHBAILL	-	0,09	-1	-1	-1	-1	-0,31	-0,79	-1	-	0,14	-1	-1	-1	-1	-0,92	-0,88	-1
SABRI	-	0,08	-1	-1	-1	-1	-1	0,30	-1	-	-0,95	-1	-1	-1	-1	-1	-0,71	-1
SPGRI	-	-1	-1	-0,32	0,71	0,99	0,80	0,78	-1	-	-0,46	-1	-1	0,42	0,99	0,46	0,51	-1
SPGRIL	-	-0,97	0,99	0,68	0,83	0,99	0,17	-0,38	0,89	-	-0,92	-1	0,19	0,29	-1	-0,54	0,86	-1
SPTIL	-	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0,90	-1	-	0,21	-1	-1	-1	-1	-0,53	-1	-1
SPTILL	-	-0,99	0,74	0,81	0,34	0,99	-0,70	-0,18	-1	-	-1	0,91	0,89	-0,27	0,99	0,24	-0,73	-1
ULLEI	-	-0,05	-1	-1	0,72	-1	0,45	-0,24	-1	-	-0,40	0,80	-1	0,54	-1	0,65	-0,92	-1
ULLEIL	-	-0,85	-1	-1	0,93	-1	0,07	0,67	-1	-	-1	-1	-1	0,84	0,98	0,23	-1	-1

Apêndice 14

Índice de Eletividade de Ivlev para as espécies do Biotopo PM durante o período de chuva e seca no Estuário do Rio Mamanguape – PB.

ESPÉCIE	CHUVA									SECA								
	MAV	ZOO	PEI	MOL	POL	DEC	CRE	INF	INS	MAV	ZOO	PEI	MOL	POL	DEC	CRE	INF	INS
ACHEI	0,91	0,05	-1	-1	-1	-1	-1	0,53	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ACHEII	0,98	-0,15	0,99	-1	-1	0,59	0,37	0,59	-1	-	-0,02	-1	-1	-1	-1	-0,86	0,53	-1
ACLII	-1	-1	-1	-1	0,90	-1	-1	-1	-1	-	-1	-1	-1	-1	-1	0,94	-1	-1
ATBRI	0,67	-0,02	0,95	-1	-0,99	-1	0,56	-0,97	0,84	-	<0,01	-1	-1	-1	0,65	0,40	-0,27	0,95
ATBRII	0,51	-0,13	-1	-0,99	-1	0,07	0,67	-0,86	0,89	-	-0,02	0,93	-1	-1	-1	0,59	-0,93	0,89
BASOI	-1	-0,17	-1	-1	-1	-1	0,70	-1	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
BASOII	0,99	-0,42	0,99	-1	-0,65	0,99	0,47	-1	-1	-	0,04	-1	-1	-1	0,98	-1	-0,65	-1
BASOIII	0,99	-1	0,99	-1	-1	0,99	-1	-1	-1	-	-1	-1	-1	-1	0,99	-1	-1	-1
CALAI	0,87	-0,10	0,99	-0,98	-0,97	0,98	-0,36	-0,84	-1	-	-0,06	0,99	-1	-1	-1	-1	-1	-1
CIMAI	0,99	-1	0,99	-1	-1	0,99	-1	-1	-1	-	-1	0,99	-1	-1	-1	-1	-1	-1
CISPI	0,99	0,09	-1	-1	-0,14	0,98	-1	-1	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CISPII	0,99	-0,86	0,99	-1	-1	-1	0,50	-1	-1	-	-0,98	0,99	-1	-1	-1	-1	-0,56	-1
CISPIII	-1	0,06	-1	-1	-1	0,85	-1	-1	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CTBOI	0,96	-0,43	-1	-1	-1	-1	0,76	-0,29	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CTBOII	0,89	-0,35	-1	-1	-1	-1	0,72	0,29	-1	-	-0,91	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
CTBOIII	0,87	-1	-1	-1	-1	-1	-0,38	-1	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DIAUI	0,91	0,06	-1	-1	-1	-1	0,36	-0,63	-1	-	-0,89	0,81	-1	-0,93	-1	0,93	-0,85	-1
DIRHI	0,92	0,04	-1	-1	-1	-1	0,38	-0,28	-1	-	-0,54	0,52	-1	-0,67	-1	0,91	-0,88	-1
EUARI	0,75	-0,31	-1	-1	-0,91	-1	0,72	0,07	-1	-	-0,86	-1	-1	0,39	0,93	0,93	-0,01	-1
EUARII	0,82	0,13	-1	-1	-0,67	-1	-0,10	-1	-1	-	-0,55	-1	-1	0,45	-1	0,91	-0,39	-1
EUMEI	0,12	0,13	0,23	-1	-0,99	-1	-0,03	-0,97	-1	-	-0,12	-1	-1	0,01	0,92	0,78	-0,80	-1
HACLI	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,12	0,99	-1	-0,23	-1	-0,53	0,75	-1
HYUNI	0,99	0,08	-1	-1	-0,92	-1	0,01	-0,29	0,92	-	-0,04	0,95	-1	-1	-1	0,43	-0,76	0,99
HYUNII	0,99	0,07	-1	-1	-1	-1	0,14	-0,91	0,98	-	-0,80	0,98	-1	-1	0,94	-0,52	0,22	0,99
LIPIII	0,92	0,16	-1	-1	-0,99	-1	-0,73	-0,92	-1	-	0,05	-1	-1	-1	-1	-0,86	-0,97	-1
LIPIIII	0,97	0,15	-1	-1	-1	-1	-0,68	-0,53	-1	-	-1	0,99	-1	-1	-1	-1	-1	-1
LUSYI	0,99	-1	0,99	-1	0,35	0,99	0,57	0,46	-1	-	-0,08	-1	-1	-1	0,99	0,66	-1	-1
LUSYII	-1	-1	0,99	-1	-1	0,99	-1	-1	-1	-	-1	-1	-1	0,91	0,99	-1	-1	-1
LYGRI	0,94	-0,03	0,99	-1	-1	-1	-0,77	0,61	-1	-	-0,34	-1	-1	-1	-1	-1	0,87	-1

Continuação

ESPÉCIE	CHUVA									SECA								
	MAV	ZOO	PEI	MOL	POL	DEC	CRE	INF	INS	MAV	ZOO	PEI	MOL	POL	DEC	CRE	INF	INS
LYGR II	-	-1	-1	0,99	-1	-1	-1	0,48	0,57	-	-0,19	0,99	-1	-0,51	0,97	-0,46	0,78	-1
LYGR III	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-1	0,98	-1	-1	-1	-1	-1	-1
NIUS I	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-1	0,99	-1	0,89	-1	0,90	-1	-1
OLSA I	-	0,96	-0,94	0,99	-1	-0,39	0,75	-0,05	-0,25	-	-0,93	0,99	-1	-1	0,91	-0,64	-1	0,98
POCO II	-	-1	-1	-1	0,79	-1	0,98	0,31	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
RHBA I	-	-1	0,17	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
RHBA II	-	0,95	0,17	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
RHBA III	-	0,91	0,14	-1	-0,89	-1	-1	-1	-0,56	-	8	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
SABRI	-	-1	-0,06	-1	-1	-1	-1	0,38	0,40	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SABRII	-	0,87	0,35	-1	-1	-1	-1	0,59	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SPGRI	-	0,97	-0,64	0,99	0,52	-0,43	0,94	0,68	-0,55	-	-0,96	-1	0,02	0,55	0,99	0,91	0,59	-1
SPGRII	-	0,99	-0,78	0,99	0,58	0,56	0,97	0,33	0,06	-	-0,91	0,99	0,76	0,88	0,99	0,86	0,21	0,99
SPTEI	-	-1	0,05	-1	-1	-0,76	0,80	0,36	-0,51	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SPTEII	-	0,99	-1	-1	0,64	-0,09	0,98	0,56	0,13	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SPTEIII	-	0,93	-0,98	0,96	0,78	-0,75	0,97	-0,82	-0,85	-	-0,99	0,98	0,97	-0,12	0,99	0,26	-0,82	-1
ULLEI	-	-1	<-0,01	-1	-1	-0,94	-1	0,53	-0,67	-	-0,57	-1	-1	0,87	-1	0,89	-1	-1

Apêndice 15

Índice de Eletividade de Ivlev para as espécies do Biotopo MA durante o período de chuva e seca no Estuário do Rio Mamanguape – PB.

ESPÉCIE	CHUVA									SECA								
	MAV	ZOO	PEI	MOL	POL	DEC	CRE	INF	INS	MAV	ZOO	PEI	MOL	POL	DEC	CRE	INF	INS
ACHEI	-	-0,18	-	-1	-1	-1	0,78	-0,30	-1	-	-0,59	-1	-1	-1	-1	0,34	0,78	-1
ACHEII	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,33	0,99	-1	-1	-1	-0,26	0,73	-1
ACLII	-	-0,58	-	-1	0,62	-1	-0,11	-1	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ATBRI	-	-0,49	-	-1	-1	-1	-0,68	0,65	0,95	-	0,17	-1	-0,94	-1	-1	-0,26	-0,76	0,92
ATBRII	-	0,22	-	-1	-0,99	-1	-0,86	-0,89	0,58	-	0,12	0,17	-1	-0,99	-1	-0,12	-0,66	0,96
ATBRIII	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,22	-1	-1	-0,93	-1	-0,88	-0,92	-0,18
BASOII	-	-1	-	-1	-1	0,99	0,77	-1	-1	-	-1	-1	-1	-1	-1	-0,77	-1	-1
CALAI	-	0,17	-	-0,96	-0,98	0,88	0,14	-0,97	-1	-	-1	0,99	-1	-1	0,99	-1	-1	-1
CIMAI	-	-0,36	-	-1	-1	0,99	0,49	-0,53	-1	-	0,05	-1	-1	-1	-1	0,60	-1	-1
CISPI	-	0,10	-	-1	-1	-1	0,59	-1	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CISPII	-	-1	-	-1	-1	0,99	0,42	-1	-1	-	-1	0,99	-1	-1	0,90	0,50	-0,33	-1
CTBOI	-	0,13	-	-1	-1	-1	-1	0,34	-1	-	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0,85	-1
CTBOII	-	0,10	-	-1	-0,94	-1	0,30	0,10	-1	-	0,18	0,72	-1	-1	-1	-0,54	-0,07	-1
DIRHI	-	0,08	-	-1	-1	-1	0,48	-0,08	-1	-	-0,46	-1	-1	0,52	-1	-0,87	0,44	-1
EUARI	-	0,22	-	-1	-0,78	-1	-0,69	-0,91	-1	-	-1	-1	-1	-0,32	-1	-0,32	0,82	0,91
EUARII	-	-1	-	-1	0,32	-1	0,63	-1	0,95	-	-1	-1	-1	-0,24	-1	-1	-1	-1
EUMEI	-	0,09	-	-1	-0,97	0,40	0,60	-0,92	-0,74	-	0,05	-1	-1	-1	-1	0,58	-1	-1
HYUNI	-	0,24	-	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
HYUNII	-	-0,66	-	-1	-1	-1	-0,38	0,43	0,97	-	-1	-1	-0,91	-1	-1	-1	0,78	0,99
LIPIII	-	0,24	-	-1	-0,99	-0,11	-0,95	-0,98	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LUSYI	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,97	-1	-1	-1	-1	-0,32	-0,77	-1
LYGRI	-	-0,65	-	-1	-1	-1	0,73	-0,01	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LYGRII	-	-1	-	-1	-1	0,99	0,66	0,43	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
OLSAI	-	-0,57	-	-1	-1	0,96	-0,39	-1	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
RHBAIII	-	0,13	-	-1	-1	-1	0,04	0,14	-1	-	-0,06	-1	-1	-1	-1	0,69	-1	-1
SABRI	-	-0,97	-	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SPGRI	-	-0,41	-	0,35	-1	0,99	0,49	-1	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SPGRII	-	-0,71	-	0,85	0,07	-1	-1	0,03	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SPTI	-	-0,86	-	-1	-0,46	-1	0,69	0,64	-1	-	0,22	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1

Continuação

ESPÉCIE	CHUVA									SECA								
	MAV	ZOO	PEI	MOL	POL	DEC	CRE	INF	INS	MAV	ZOO	PEI	MOL	POL	DEC	CRE	INF	INS
SPTEII	-	-0,97	-	-0,78	-0,78	0,89	0,78	0,60	0,65	-	-1	-1	0,61	-1	-1	-1	-1	-1
SPTEIII	-	-1	-	0,70	-0,78	0,97	0,68	0,60	-0,30	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ULLEI	-	-0,97	-	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Apêndice 16

Índice de Eletividade de Ivlev para as espécies do Biotopo VM durante o período de chuva e seca no Estuário do Rio Mamanguape – PB.

ESPÉCIE	CHUVA									SECA								
	MAV	ZOO	PEI	MOL	POL	DEC	CRE	INF	INS	MAV	ZOO	PEI	MOL	POL	DEC	CRE	INF	INS
ACLII	-	-1	-1	-1	0,30	-	-1	-1	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ATBRI	-	-0,21	-1	-1	-0,93	-	-0,73	0,04	0,99	-	-0,21	-1	-1	-0,97	0,94	-0,52	0,52	0,35
ATBRII	-	0,28	0,68	-1	-0,98	-	-0,79	-0,37	0,98	-	0,13	0,86	-1	-0,89	-1	-0,68	0,47	-0,63
ATBRIII	-	-1	-1	-1	-1	-	-1	-1	0,99	-	-0,82	-1	-1	-1	-1	-0,88	-0,31	-1
BASOI	-	-1	-1	-1	-1	-	-1	-1	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CALAI	-	-1	0,99	-1	-1	-	0,65	-1	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CIMAI	-	0,57	0,99	-1	-1	-	-0,54	-0,81	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CISPI	-	0,46	-1	-1	-1	-	0,57	-1	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CTBOI	-	0,02	-1	-1	-0,67	-	0,72	-1	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CTBOII	-	0,02	-1	0,99	-0,75	-	0,12	0,54	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DIAUI	-	-1	-1	-1	0,09	-	0,22	-1	0,97	-	-	-	-	-	-	-	-	-
EUMEI	-	0,26	-1	-1	0,04	-	-0,29	-0,77	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
HYUNII	-	-0,92	-1	-1	-1	-	-0,50	-0,36	0,99	-	-0,82	-1	-1	-1	-1	-1	-1	0,98
RHBAIII	-	0,60	0,37	-1	-0,99	-	-0,85	-0,26	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SPTEI	-	-0,19	-1	-1	-1	-	0,78	-1	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SPTEII	-	-0,88	0,36	0,98	-0,94	-	0,72	-0,27	0,95	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SPTEIII	-	-0,90	0,98	0,99	-1	-	0,72	-0,45	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ULLEI	-	-1	-1	-1	-1	-	-1	0,45	-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Apêndice 17

Classificação das espécies e dos itens alimentares de acordo com os os índices de centralidade dentro da teia trófica disponível na PA durante o período de chuva e seca no Estuário do Rio Mamanguape – PB. DC= Grau de Centralidade; CC= Centralidade de Posição e BC= Centralidade de Intermediação.

	CHUVA				SECA		
	DC	CC	BC		DC	CC	BC
ZOO	2	2	2	ZOO	1	1	1
MAV	12	13	15	MAV	3	3	3
CRE	1	1	1	CRE	2	2	2
INF	3	7	4	INF	7	12	13
POL	18	20	19	POL	19	26	23
DEC	11	12	10	DEC	4	11	4
PEI	10	11	3	PEI	13	17	17
MOL	17	19	18	MOL	14	18	7
PHI	22	23	22	PHI	28	28	26
INS	19	21	16	INS	17	19	10
OUT	14	16	13	OUT	20	23	16
ACHEI	15	14	17	ACHEI	21	22	25
ACHEII	23	22	24	ACHEII	8	7	11
ATBRI	20	17	21	ATBRI	9	6	6
ATBRII	4	3	8	ATBRII	5	4	9
CALAI	25	24	25	CALAI	22	15	22
CISPIII	27	27	27	CONOI	10	8	15
HYUNI	21	18	20	HYUNI	29	29	29
HYUNII	24	26	23	HYUNII	23	20	20
LYGRI	5	4	7	LYGRI	15	13	19
LYGRII	13	10	12	LYGRII	6	5	8
LYGRIII	26	25	26	OLSAI	18	16	18
POCOI	6	5	5	POCOI	25	24	27
POCOII	9	8	11	POCOII	30	30	30
RHBAlII	7	6	6	POVII	11	9	14
SPTeIII	16	15	14	RHBAlII	12	14	5
TRGOI	8	9	9	SPGRI	24	21	21
				SPTeIII	26	27	24
				TRGOI	16	10	12
				ULLEI	27	25	28

Apêndice 18

Classificação das espécies e dos itens alimentares de acordo com os três índices de centralidade dentro da teia trófica disponível na FM durante o período de chuva e seca no Estuário do Rio Mamanguape – PB. DC= Grau de Centralidade; CC= Centralidade de Posição e BC= Centralidade de Intermediação.

	CHUVA				SECA		
	DC	CC	BC		DC	CC	BC
ZOO	1	1	1	ZOO	3	3	3
MAV	3	7	4	MAV	1	1	2
CRE	2	2	2	CRE	2	2	1
INF	4	8	3	INF	4	5	5
POL	10	30	16	POL	5	11	6
DEC	6	20	7	DEC	6	20	4
PEI	5	18	5	PEI	7	32	7
MOL	30	41	33	MOL	39	44	38
PHI	12	34	12	PHI	15	38	23
INS	26	39	22	INS	36	43	36
OUT	21	37	19	OUT	21	40	24
ACHEI	16	11	14	ACHEI	27	26	29
ACHEII	13	9	11	ACHEII	11	7	13
ACLII	36	31	44	ACLII	37	36	39
ATBRI	8	4	8	ATBRI	9	8	10
ATBRII	9	5	9	ATBRII	8	4	8
BASOI	31	26	35	BASOII	43	45	43
BASOII	22	19	24	CALAI	16	12	18
BASOIII	37	40	43	CISPII	44	46	44
CALAI	23	21	26	CTBOI	30	28	32
CIMAI	27	24	30	CTBOII	17	15	20
CISPI	32	27	34	DIAUI	31	29	33
CISPII	38	38	42	DIRHI	45	41	45
CTBOI	39	42	38	EUARI	18	16	16
CTBOII	33	28	31	EUARII	32	30	34
EUARI	28	22	28	EUMEI	33	31	35
EUARII	29	25	25	HYUNI	46	42	46
EUMEI	17	12	21	HYUNII	28	27	26
HYUNI	34	35	20	LUSYI	19	13	19
LUSYI	40	32	40	LYGRI	20	18	15
LYGRI	18	13	15	LYGRII	22	17	22
LYGRII	35	36	32	LYGRIII	47	47	47
OLSAI	24	23	27	NIUSI	40	37	42
POCOI	14	10	18	OLSAI	29	21	28
RHBAIL	41	33	41	POCOI	12	9	14
RHBAILI	19	14	17	POCOII	23	22	25
SABRI	42	29	37	POVII	13	10	11
SPGRI	15	16	13	RHBAI	34	33	30
SPGRII	7	3	6	RHBAILI	24	23	21
SPTEI	43	43	39	SABRI	38	34	40
SPTEI	11	6	10	SPGRI	14	14	12
ULLEI	25	17	23	SPGRII	25	24	17
ULLEII	20	15	20	SPTEI	41	35	41
				SPTEII	42	39	37
				SPTEIII	10	6	9
				ULLEI	26	19	27
				ULLEII	35	25	31

Apêndice 19

Classificação das espécies e dos itens alimentares de acordo com os três índices de centralidade dentro da teia trófica disponível na PM durante o período de chuva e seca no Estuário do Rio Mamanguape – PB. DC= Grau de Centralidade; CC= Centralidade de Posição e BC= Centralidade de Intermediação.

	CHUVA				SECA		
	DC	CC	BC		DC	CC	BC
ZOO	1	1	1	ZOO	2	2	1
MAV	2	2	2	MAV	1	1	3
CRE	3	3	3	CRE	3	4	4
INF	4	4	4	INF	4	6	6
POL	5	28	5	POL	6	20	10
DEC	6	34	6	DEC	7	21	5
PEI	7	38	7	PEI	5	14	2
MOL	18	50	24	MOL	35	38	35
PHI	8	39	9	PHI	24	35	27
INS	30	51	33	INS	23	34	26
OUT	12	48	21	OUT	27	36	31
ACHEI	33	35	38	ACHEII	17	22	17
ACHEII	15	12	14	ACLII	38	39	38
ACLII	53	53	53	ATBRI	18	17	20
ATBRI	13	8	13	ATBRII	11	8	11
ATBRII	14	9	12	BASOII	28	28	30
BASOI	48	43	51	BASOIII	39	43	39
BASOII	19	13	18	CALAI	36	30	33
BASOIII	42	44	39	CIMAI	40	40	40
CALAI	16	10	15	CISPII	29	23	25
CIMAI	43	45	40	CTBOII	37	32	37
CISPI	34	24	32	DIAUI	13	11	15
CISPII	35	25	34	DIRHI	19	15	19
CISPIII	49	40	48	EUARI	20	18	21
CTBOI	24	23	29	EUARII	25	25	29
CTBOII	36	29	41	EUMEI	21	19	22
CTBOIII	50	46	52	HACLII	14	12	16
DIAUI	37	30	42	HYUNI	22	16	18
DIRHI	38	31	43	HYUNII	15	9	14
EUARI	25	17	23	LIPIII	26	26	24
EUARII	39	26	35	LIPIIII	41	41	41
EUMEI	20	14	22	LUSYI	30	27	28
HYUNI	21	15	19	LUSYII	33	33	34
HYUNII	33	27	31	LYGRI	34	31	36
LIPIII	26	18	28	LYGRII	12	7	12
LIPIIII	40	32	44	LYGRIII	42	42	42
LUSYI	27	19	26	NIUSI	31	24	23
LUSYII	51	52	50	OLSAI	16	10	13
LYGRI	28	20	27	RHBAlII	43	37	43
LYGRII	44	47	45	SPGRI	9	13	9
OLSAI	17	11	16	SPGRII	8	3	7
POCOII	45	41	37	SPTIII	10	5	8
RHBAI	52	49	49	ULLEI	32	29	32
RHBAlI	46	42	46				
RHBAlII	22	21	17				
SABRI	29	33	25				
SABRII	47	36	48				
SPGRI	9	5	10				
SPGRII	10	6	8				
SPTI	32	22	30				
SPTI	23	16	20				
SPTI	11	7	11				
ULLEI	41	37	36				

Apêndice 20

Classificação das espécies e dos itens alimentares de acordo com os três índices de centralidade dentro da teia trófica disponível no MA durante o período de chuva e seca no Estuário do Rio Mamanguape – PB. DC= Grau de Centralidade; CC= Centralidade de Posição e BC= Centralidade de Intermediação.

	CHUVA				SECA		
	DC	CC	BC		DC	CC	BC
ZOO	1	1	1	ZOO	3	5	4
MAV	3	3	3	MAV	2	3	1
CRE	2	2	2	CRE	1	1	2
INF	4	4	4	INF	4	4	3
POL	5	24	8	POL	15	23	9
DEC	6	29	9	DEC	28	29	19
PEI	7	28	13	PEI	14	21	10
MOL	27	36	29	MOL	21	27	20
PHI	28	40	21	PHI	22	28	21
INS	15	34	19	INS	16	20	18
OUT	29	37	31	OUT	29	24	26
ACHEI	33	25	35	ACHEI	8	12	8
ACLII	30	22	32	ACHEII	9	8	14
ATBRI	31	23	26	ATBRI	6	6	7
ATBRII	11	7	11	ATBRII	5	2	5
BASOII	34	31	36	ATBRIII	7	7	11
CALAI	8	5	7	BASOII	23	18	28
CIMAI	14	9	12	CALAI	24	30	25
CISPI	36	26	37	CIMAI	25	22	29
CISPII	35	33	34	CISPII	10	9	6
CTBOI	37	32	38	CTBOI	30	26	30
CTBOII	16	11	17	CTBOII	17	13	16
DIRHI	21	17	24	DIRHI	11	10	13
EUARI	22	18	27	EUARI	12	11	15
EUARII	32	30	30	EUARII	31	31	31
EUMEI	12	8	14	EUMEI	19	16	23
HYUNI	39	38	39	HYUNII	13	14	12
HYUNII	23	19	22	LUSYI	20	17	24
LIPIII	17	12	20	RHBAIII	18	15	17
LYGRI	24	20	25	SPTEI	26	19	27
LYGRII	25	27	28	SPTEII	27	25	22
OLSAI	26	21	23				
RHBAIII	18	13	15				
SABRI	38	35	33				
SPGRI	19	14	16				
SPGRII	13	10	5				
SPTEI	20	15	18				
SPTEII	9	6	6				
SPTEIII	10	16	10				
ULLEI	40	39	40				

Apêndice 21

Classificação das espécies e dos itens alimentares de acordo com os três índices de centralidade dentro da teia trófica disponível na VM durante o período de chuva e seca no Estuário do Rio Mamanguape – PB. DC= Grau de Centralidade; CC= Centralidade de Posição e BC= Centralidade de Intermediação.

	CHUVA				SECA		
	DC	CC	BC		DC	CC	BC
ZOO	2	4	2	ZOO	4	3	4
MAV	10	12	12	MAV	5	4	6
CRE	1	1	1	CRE	6	5	7
INF	3	7	3	INF	7	6	8
POL	6	8	8	POL	10	9	9
DEC	16	19	10	DEC	12	12	13
PEI	13	15	14	PEI	11	11	11
MOL	20	23	20	MOL	14	14	12
PHI	25	27	22	PHI	13	13	14
INS	11	14	7	INS	8	8	5
OUT	26	24	24	OUT	15	15	15
ACLII	21	25	23	ATBRI	1	1	1
ATBRI	14	10	16	ATBRII	2	2	2
ATBRII	4	2	4	ATBRIII	3	7	3
ATBRIII	27	28	27	HYUNII	9	10	10
BASOI	28	29	28				
CALAI	22	20	21				
CIMAI	17	16	18				
CISPI	23	21	25				
CTBOI	18	17	15				
CTBOII	8	9	9				
DIAUI	19	18	19				
EUMEI	15	13	17				
HYUNII	9	5	11				
RHBIII	7	6	5				
SPTEI	24	22	26				
SPTEII	5	3	6				
SPTEIII	12	11	13				
ULLEI	29	26	29				