



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

RAYSSA SOARES DA SILVA

**COMPOSIÇÃO, ESTRUTURA E DIETA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES
ASSOCIADAS A ÁREAS VEGETADAS E NÃO VEGETADAS DO ESTUÁRIO DO
RIO MAMANGUAPE, PARAÍBA – BRASIL**

**CAMPINA GRANDE
2016**

RAYSSA SOARES DA SILVA

**COMPOSIÇÃO, ESTRUTURA E DIETA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES
ASSOCIADAS A ÁREAS VEGETADAS E NÃO VEGETADAS DO ESTUÁRIO DO
RIO MAMANGUAPE, PARAÍBA – BRASIL**

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

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

Orientador Dr. André Luiz Machado Pessanha
Coorientador: PhD Alexandra Sofia Baptista
Vicente Baeta

CAMPINA GRANDE

2016

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

S586c Silva, Rayssa Soares da.
Composição, estrutura e dieta das assembleias de peixes associadas a áreas vegetadas e não vegetadas do estuário do Rio Mamanguape, Paraíba - Brasil [manuscrito] / Rayssa Soares da Silva. - 2016.
123 p. : il. color.

Digitado.
Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, 2016.
"Orientação: Prof. Dr. André Luiz Machado Pessanha, Departamento de Ciências Biológicas".
"Co-Orientação: Profa. Dra. Alexandra Sofia B. V. Baeta".
1. Ecossistema costeiro. 2. Vegetação aquática submersa. 3. Padrões comunitários. 4. Ecologia trófica. I. Título.

21. ed. CDD 577.6

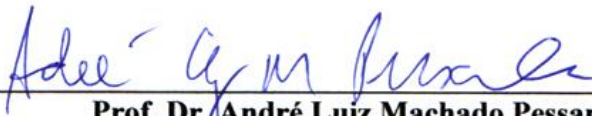
RAYSSA SOARES DA SILVA

**COMPOSIÇÃO, ESTRUTURA E DIETA DAS ASSEMBLEIAS DE
PEIXES ASSOCIADAS A ÁREAS VEGETADAS E NÃO VEGETADAS DO
ESTUÁRIO DO RIO MAMANGUAPE, PARAÍBA – BRASIL**

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

Aprovada em 04 de Fevereiro de 2016

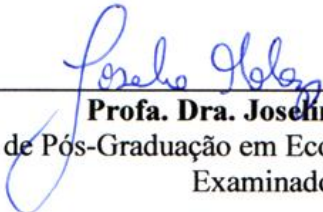
BANCA EXAMINADORA



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



Prof. Dra. Ana Paula Penha Guedes
Universidade do Estado da Bahia/UNEB
Examinadora



Prof. Dra. Josefina Molozzi
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação/UEPB
Examinadora

Dedico primeiramente a Deus, a minha família, a meu noivo e a todos que, de algum modo, contribuíram para que este trabalho pudesse ser realizado.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente e acima de tudo a Deus. Sem Ele nada disso teria sentido. Mesmo que eu tenha me afastado Dele nos últimos tempos, Ele sempre esteve ao meu lado me dando força e discernimento para completar essa etapa.

Agradeço a minha família por me apoiarem nesta caminhada. Agradeço a meus pais Rafael e Socorro por não medirem esforços para que eu tivesse a melhor educação possível. Agradeço a minha mãe por acordar cedo todo dia para fazer meu almoço. Agradeço a minha irmã Renally por aguentar meus estresses. Obrigado por todo amor, dedicação e preocupação de vocês.

Agradeço ao meu noivo Gutierre por me apoiar e me ajudar nos momentos difíceis de estresse, de tristeza, de decepção; assim como nos momentos de alegria e euforia. Quando olhamos para o nosso lado e vemos alguém que está sempre presente, uma pessoa que nunca nos deixa desanimar, só podemos estar gratos. E eu tive a sorte de encontrar você, que é luz para meu caminho e tesouro para meus dias. Te amo!

Agradeço também a Thaynara, minha prima-irmã mais querida e agoniada. Obrigado por ser sempre fiel e companheira. Parabéns pela sua força de vontade, dignidade e empenho em tudo que faz. Tenho certeza que você vai ser muito conhecida na Botânica, uma profissional conhecida em todo lugar. Tu é top!

Quero agradecer também a Marília. Como dizem por aí: “Bons amigos são como estrelas: nem sempre podemos ver, mas temos certeza que estão sempre lá”. Mesmo nos vendo menos do que na época da graduação, eu sei que sempre posso contar com você. Só posso agradecer por estar ao meu lado nos momentos difíceis de minha vida, por me apoiar e por ser feliz por mim.

Agradeço a todo o pessoal do laboratório. É tanta gente que fico com medo de esquecer alguém, então não vou citar nomes. Sem vocês eu não o teria feito, aqui tem “o dedo” de cada um de vocês. Todas essas páginas são resultados do trabalho duro de todos nós. Quero agradecer a todos vocês que ajudaram com trabalho ou mesmo que só com o apoio moral. Obrigada pelas alegrias, conversas e também pelos “aperreios”. Obrigada a todos que sofreram comigo e com Rena nas coletas. Obrigada a todos que contaram milhares de copépodos. Obrigada a todos que maceraram sedimento. Obrigada!

Como sou obrigada a agradecer todo mundo, tenho que fazer o esforço de agradecer ao grupo de “tapados” que me acompanhou durante essa caminhada do mestrado. Primeiro, fui obrigada a compartilhar meu orientador com Renato, essa pessoa incrivelmente louca e

sem noção. Fui obrigada a entrar no “Inferno de Meros” por culpa dele também. Logo na primeira coleta, tive que me preocupar com a brutalidade da “Rainha das Travas” e ainda passar a noite sem dormir tomando conta de gente que não sabe que tem que beber muita água na coleta. Depois ainda tive que aguentar viver quase que dentro desses jogos de luta, já que quase todo dia o casal *Street Fighter* tinha uma briga diferente. Olhe... Esse povo era e é maligno (é malegno!). (kkkkkkk). Brincadeira! Sem o apoio e sem as “leseiras” desse povo eu não teria conseguido sobreviver a esses dois anos. Renato com sua beleza “nórdiga”, seu incrível poder de ouvir todo mundo e sua grande alma feminina mostrou-se um grande amigo e grande companheiro de batalhas. O boi, Carol, foi uma incrível surpresa na minha vida. Por trás dessa cara de poucos amigos e desse cheiro de banheiro, existe uma pessoa sensível e companheira que não faz questão de ajudar quem ela realmente gosta. Fernando e suas piadas lesas (macarrão cardeal = quase papa, por exemplo) me fizeram rir e querer me matar ao mesmo tempo (kkkkkk). Perdôo só porque para a espécie dele, ele ainda tá na adolescência. Depois que ele virar uma pupa e se metamorfosear, espero que ele melhore. Ainda tem Thayane (Thuane, Thalya, Ikkiiii...). Depois daquela primeira coleta, essa menina voltou virada no capeta. Misericórdia. Essa menina é muito louca, sem juízo, e ainda por cima não sai do meu pé. Mas apesar da grande preguiça, me ajudou muito nesse período. Então, “migas”! Obrigada por tudo. Não tenho nem palavras pra dizer o quanto vocês são importantes na minha vida e o quanto vocês me ajudaram a passar por todas as dificuldades que apareceram nesse ano. (Agora vão ficar se achando, só porque o parágrafo para eles foi maior... kkkkkk).

Quero agradecer também à pequenina e poderosa portuguesa Alexandra Baeta. Só posso agradecer por se interessar no meu trabalho. Sei que fiquei em falta com a senhora, peço desculpas por isso. Desejo muita felicidade, sucesso e saúde para você e sua família.

Por fim, mas não menos importante, agradeço a André Pessanha. Esse orientador que mais parece um pai. Sempre preocupado conosco, sempre atencioso e sempre sabendo dar aquele “puxão de orelha” ou uns tapas na mesa mesmo para nos colocar na linha. Apesar de não querer esperar o senhor para o almoço e dos “tocos” meio que sem querer, saiba que agradeço todos os dias por ter um orientador-pai como o senhor. Quanto mais eu vejo o sofrimento de alguns dos meus colegas por aí, mais tenho certeza que fiz a escolha certa. Muito obrigada por tudo.

“Por vezes sentimos que aquilo que fazemos não é senão uma gota de água no mar,
mas o mar seria menor se lhe faltasse uma gota.”

Madre Teresa de Calcutá

RESUMO

Os bancos de fanerógamas marinhas são habitats essenciais para a elevada biodiversidade em ambientes costeiros, pois constituem áreas de berçário, alimentação e refúgio para diversos organismos. Apesar de sua importância, os bancos de fanerógamas estão entre os ecossistemas costeiros mais ameaçados do planeta e sua influência sobre a ictiofauna foi pouco estudada no Brasil. O entendimento da sua influência sobre a dinâmica das assembleias de peixes associados a estes ambientes e o estudo dos hábitos alimentares das espécies que os utilizam auxilia no desenvolvimento de novas políticas de conservação destes habitats. Deste modo, o objetivo deste estudo foi comparar a composição, estrutura e ecologia alimentar de assembleias de peixes encontradas em áreas vegetadas e não vegetadas do estuário do Rio Mamanguape, Paraíba – Brasil, observando as variações do regime hidrológico entre os períodos seco e chuvoso. Os valores de abundância e de biomassa foram maiores nas áreas não vegetadas, apesar de não haver diferença significativa da diversidade de espécies entre áreas estudadas. Deste modo, a estabilidade ambiental das áreas não vegetadas mostrou-se como fator importante na determinação dos padrões de biomassa e riqueza de espécies. Além disso, foi observado que essas áreas são utilizadas pelas espécies em diferentes fases do seu desenvolvimento ontogenético de acordo com a razão entre o forrageamento ótimo e a possibilidade de refúgio contra a predação. Dentre as espécies capturadas nas áreas vegetadas e não vegetadas do estuário do rio Mamanguape as mais representativas foram selecionadas, de acordo com sua abundância, para análise do conteúdo estomacal. Das quatro espécies, três delas foram consideradas generalistas e apresentaram um alto grau de especialização individual, corroborando com a hipótese da variação de nicho proposta por Van Valen. Além disso, observou-se a importância da competição intraespecífica e da disponibilidade de itens alimentares na variação intraindividual da dieta das espécies.

Palavras-chave: Ecossistema costeiro. Vegetação aquática submersa. Padrões comunitários. Ecologia trófica. Especialização individual.

ABSTRACT

Seagrass beds are essential habitats for the high biodiversity in coastal environments. They provide nursery, feeding and shelter areas for many organisms. Despite its importance, the seagrass beds are among the most threatened coastal ecosystems on the planet and its influence on fish populations has been little studied in Brazil. The understanding of its influence on the dynamics of fish assemblages associated with these environments and the study of the feeding habits of the species that use them supports the development of new conservation policies of these habitats. Thus, the aim of this study was to compare the composition, structure and feeding ecology of fish assemblages found in vegetated and unvegetated areas on the estuary of the Mamanguape River, Paraíba - Brazil, observing the variations in hydrological conditions between the dry and rainy periods. The values of abundance and biomass were higher in non-vegetated areas, although there was no significant difference in species diversity between study areas. Thus, the environmental stability of unvegetated areas proved to be an important factor in determining the biomass and richness patterns. In addition, it was observed that these areas are used by the species at different stages of their ontogenetic development according to the ratio of optimal foraging and the possibility of refuge from predation. Among the species captured in vegetated and unvegetated areas on the estuary, the four most representative were selected for analysis of stomach contents, according to their abundance. Of these, three were considered generalists and showed a high degree of individual specialization, supporting the hypothesis of niche variation proposed by Van Valen. Also, we observed the importance of intraspecific competition and the availability of food items in the intraindividual variation in the diet of the species.

Key-words: Coastal ecosystem. Submerged aquatic vegetation. Community standards. Trophic ecology. Individual specialization.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 –	Mapa do estuário do rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, destacando as áreas vegetadas (VE1 e VE2) e não vegetadas (UN1 e UN2) estudadas.....	32
Figura 2 –	Variação espacial e temporal (média ± D.P.) da diversidade (a), equitabilidade (b), densidade (c), riqueza de espécies (d), biomassa (e), da ictiofauna entre as áreas vegetadas e não vegetadas do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, durante os períodos chuvoso e seco de 2014.....	38
Figura 3 –	Análise de ordenação redundante baseada na distância (dbRDA) demonstrando as variáveis ambientais que influenciaram a estrutura da ictiofauna entre áreas vegetadas e não vegetadas do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, durante os períodos chuvoso e seco de 2014. Temperatura (°C), Oxigênio Dissolvido (DO), Salinidade (Sal) e Sólidos Totais Dissolvidos (TDS).....	45
Figura 4 –	Abundância relativa, em porcentagem, e a variação de tamanho, em <i>Box plot</i> , das espécies de ictiofauna mais contribuíram para a similaridade entre as assembleias das áreas vegetadas e não vegetadas do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, em 2014. (n= número de indivíduos).....	47
Figura 5 –	Mapa do estuário do rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, destacando as áreas vegetadas (VE1 e VE2) e não vegetadas (UN1 e UN2) estudadas. Modificado de: Oliveira e Pessanha (2014).....	68
Figura 6 –	Variação espacial e temporal (média ± D.P.) da densidade e biomassa das espécies estudadas nas áreas vegetadas (a e c) e não vegetadas (b e d) do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, durante o período chuvoso (■) e seco ().....	73
Figura 7 –	Frequência percentual de volume (V%) por classe de tamanho dos itens alimentares mais importantes na dieta para cada classe de tamanho de <i>Atherinella brasiliensis</i> , <i>Eucinostomus argenteus</i> , <i>Anchoa tricolor</i> e <i>Lycengraulis grossidens</i> nas áreas vegetadas do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, nos períodos chuvoso e seco de 2014. (TL, comprimento total). Itens alimentares: (■) Alga, (■) Material vegetal, (■) Diatomácea penada, (■) Nematoda, (■) Trematoda, (■) Polychaeta sedentária, (■) Polychaeta tubícola, (■) Cyclopoida, (■) Calanoida, (■) Harpacticoida, (■) Zoea de Brachyura, (■) Cumacea, (■) Caprellidae, (■) Hymenoptera, (■) Larva de Gastropoda, (■) Chaetognatha, (■) Peixe, (■) Peixe – Gerreidae, (■) Peixe - Engraulidae e (■) Peixe – Mugilidae.....	75
Figura 8 –	Frequência percentual de volume (V%) por classe de tamanho dos itens alimentares mais importantes na dieta para cada classe de tamanho de <i>Atherinella brasiliensis</i> , <i>Eucinostomus argenteus</i> , <i>Anchoa tricolor</i> e <i>Lycengraulis grossidens</i> nas áreas não vegetadas do estuário do Rio	

Mamanguape, Nordeste do Brasil, nos períodos chuvoso e seco de 2014. (TL, comprimento total). Itens alimentares: (■) Alga, (■) Material vegetal, (■) Diatomácea penada, (■) Nematoda, (■) Trematoda, (■) Polychaeta sedentária, (■) Polychaeta tubícola, (■) Cyclopoida, (■) Calanoida, (■) Harpacticoida, (■) Zoea de Brachyura, (■) Cumacea, (■) Caprellidae, (■) Hymenoptera, (■) Larva de Gastropoda, (■) Chaetognatha, (■) Peixe, (■) Peixe – Gerreidae, (■) Peixe - Engraulidae e (■) Peixe – Mugilidae..... 76

Figura 9 – Escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) para *Atherinella brasiliensis* nas áreas vegetadas (■) e não vegetadas (■), *Eucinostomus argenteus* nas áreas vegetadas (●) e não vegetadas (●), *Anchoa tricolor* nas áreas vegetadas (▲) e não vegetadas (▲), e *Lycengraulis grossidens* (LG) nas áreas vegetadas (▼) e não vegetadas (▼) do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, em 2014..... 77

Figura 10 – Eletividade alimentar (Índice de Ivlev) das quatro espécies estudadas para diferentes tipos de presas (ver Tabela 1I) nas áreas vegetadas do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, nos períodos chuvoso e seco de 2014..... 79

Figura 11 – Eletividade alimentar (Índice de Ivlev) das quatro espécies estudadas para diferentes tipos de presas (ver Tabela 1I) nas áreas vegetadas do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, nos períodos chuvoso e seco de 2014..... 80

Figura 12 – Média (\pm EP) do índice de similaridade proporcional (PSi) de *Atherinella brasiliensis*, *Eucinostomus argenteus*, *Anchoa tricolor* e *Lycengraulis grossidens* nas áreas vegetadas e não vegetadas do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, durante os períodos chuvoso e seco de 2014. KW-H = teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$)..... 82

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Média (\pm E.P.) das variáveis físico-químicas aferidas nas áreas vegetadas e não vegetadas do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, entre os períodos chuvoso e seco de 2014.....	36
Tabela 2 – Frequência de Ocorrência (O%), Porcentagem Numérica (N%) e Porcentagem de Biomassa (W%) das espécies de ictiofauna capturadas nas áreas vegetadas e não vegetadas no estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, durante os períodos chuvoso e seco de 2014. Tabela ordenada de acordo com Nelson (2006). TL, Variação do comprimento total (Min-Max; mm).....	39
Tabela 3 – Contribuição (%) das espécies dentro das áreas vegetadas e não vegetadas em cada período climático do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, no ano de 2014, a partir da análise SIMPER. (Nível de corte = 70%).....	43
Tabela 4 – Resultados da PERMANOVA para o fator espacial em relação à abundância e à biomassa das espécies mais contribuíram para a similaridade entre as assembleias das áreas vegetadas e não vegetadas do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, em 2014.....	44
Tabela 5 – Classes de tamanho das espécies estudadas na estrutura de tamanho das assembleias de peixes do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, em 2014. TL em mm.....	46
Tabela 6 – Classes de tamanho das quatro espécies estudadas no estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil. TL em mm.....	70
Tabela 7 – Abundância relativa dos organismos planctônicos nas áreas vegetadas e não vegetadas do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, nos períodos chuvoso e seco de 2014.....	78
Tabela 8 – Índice de especialização individual para <i>Atherinella brasiliensis</i> , <i>Eucinostomus argenteus</i> , <i>Anchoa tricolor</i> e <i>Lycengraulis grossidens</i> nas áreas vegetadas e não vegetadas do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, durante as estações de chuva e seca. * $p < 0,0001$ (Monte Carlo; 9999 simulações).....	81
Tabela 9 – Valores de amplitude de nicho (H') das espécies analisadas nas áreas vegetadas e não vegetadas do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, em 2014.....	83
Tabela 10 – Sobreposição da dieta de <i>Atherinella brasiliensis</i> (AB), <i>Eucinostomus argenteus</i> (EA), <i>Anchoa tricolor</i> (AT) e <i>Lycengraulis grossidens</i> (LG) nas áreas vegetadas do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil. TL, comprimento total. Destaque para sobreposições consideradas biologicamente significantes ($CH > 0,60$).....	84

Tabela 11 – Sobreposição da dieta de *Atherinella brasiliensis* (AB), *Eucinostomus argenteus* (EA), *Anchoa tricolor* (AT) e *Lycengraulis grossidens* (LG) nas áreas não vegetadas do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil. TL, comprimento total. Destaque para sobreposições consideradas biologicamente significantes ($CH > 0,60$)..... 86

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AESA	Agência Executiva de Gestão das Águas
dbRDA	Análise De Redundância Baseada Em Distância
DistLM	Modelo De Regressão Linear Baseado Na Distância
IS	Especialização Individual
PERMANOVA	Análise Permutacional Multivariada De Variância
PSi	Índice de Similaridade Proporcional
SIMPER	Análise de Porcentagem de Similaridade
TL	Comprimento total

LISTA DE SÍMBOLOS

%	Porcentagem
°C	Graus Celsius
h	Hora
mm	Milímetro
m	Metro
g	Gramma
ppt	Partes por trilhão

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL.....	16
2	OBJETIVOS	20
2.1	Objetivo geral.....	20
2.2	Objetivos específicos.....	20
3	PERGUNTAS E HIPÓTESES.....	21
3.1	Perguntas.....	21
3.2	Hipóteses.....	21
4	ESTRUTURA GERAL DA DISSERTAÇÃO.....	22
5	REFERÊNCIAS.....	23
6	CAPÍTULO 1.....	29
7	CAPÍTULO 2.....	64
8	CONCLUSÕES GERAIS.....	
	APÊNDICES.....	100

1 INTRODUÇÃO GERAL

As fanerógamas marinhas, conhecidas como *seagrasses*, compreendem cerca de 60 espécies muito diversificadas morfológicamente, variando de plantas pequenas com folhas elípticas até plantas com grandes folhas laminares (DUARTE, 1999; ORTH *et al.*, 2006; BORUM; GRUBER; KEMP, 2013). Elas são encontradas em áreas intertidais e subtidais na maioria dos continentes, cobrindo grandes áreas na forma de prados ou bancos (DEN HARTOG; KUO, 2006; CACABELOS *et al.*, 2012; CULLEN-UNSWORTH; UNSWORTH, 2013). Apesar de estarem distribuídas tanto em clima temperado quanto tropical, as biorregiões tropicais apresentam maior diversidade de espécies de fanerógamas marinhas (DEN HARTOG; KUO, 2006; SHORT *et al.*, 2007). A biorregião do Atlântico tropical apresenta diversidade moderada quando comparada ao Indo-Pacífico tropical e é caracterizada pela presença de espécies dos gêneros *Halodule*, *Halophila*, *Ruppia*, *Syringodium* e *Thalassia* (SHORT *et al.*, 2007).

Os bancos de fanerógamas desempenham funções ecológicas importantes para o ambiente marinho, atuando nos processos de produtividade primária, de ciclagem de nutrientes, de estabilização do sedimento e no amortecimento da força das ondas e das correntes (HECK; HAYS; ORTH, 2003; DUARTE; MIDDELBURG; CARACO, 2005; ALLEN *et al.*, 2007; BORUM; GRUBER; KEMP, 2013). Além disso, diversas comunidades humanas costeiras ao redor do mundo dependem destes mesohabitats no fornecimento de recursos alimentares e de meios de subsistência (CULLEN-UNSWORTH; UNSWORTH, 2013; CULLEN-UNSWORTH *et al.*, 2014).

Apesar dos benefícios e serviços ecossistêmicos anteriormente mencionados, os bancos de fanerógamas marinhas estão entre os sistemas mais ameaçados do planeta, devido à aceleração contínua da perda de habitat em resposta à pressão antrópica, às mudanças climáticas e à competição com organismos invasores (ORTH *et al.*, 2006; CACABELOS *et al.*, 2012; CULLEN-UNSWORTH *et al.*, 2014). A perda de ambientes como os bancos de fanerógamas marinhas afeta negativamente a atividade pesqueira, uma vez que várias espécies de interesse econômico dependem destes habitats em alguma parte de seu desenvolvimento (JAXION-HARM; SAUNDERS; SPEIGHT, 2012). Mesmo assim, existe pouca ou nenhuma regulamentação em relação ao uso desses mesohabitats (CULLEN-UNSWORTH *et al.*, 2014) para pesca e coleta de

marisco, o que dificulta a criação de medidas preventivas, minimizadoras ou até restauradoras para esses habitats.

Mesmo apresentando baixa diversidade florística, os bancos de fanerógamas atuam como áreas de berçário e de alimentação para diversos organismos de interesse ecológico e econômico, tais como peixes e invertebrados (HECK; HAYS; ORTH, 2003; SHORT *et al.*, 2006; VASLET *et al.*, 2012; AMBO-RAPPE *et al.*, 2013; BORUM; GRUBER; KEMP, 2013; GANTHY; SOTTOLICHIO; VERNEY, 2013). Estudos comparativos têm enfatizado maior riqueza e abundância de espécies e indivíduos nestes habitats em relação a áreas não vegetadas que são encontradas nos estuários (GUEVARA *et al.*, 2007; JAXION-HARM; SAUNDERS; SPEIGHT, 2012). Os prados de *Thalassia testudinum* Banks ex König, 1805 da baía de La Graciosa, na costa caribenha da Guatemala, por exemplo, suportaram comunidades de crustáceos e peixes sete e vinte vezes, respectivamente, mais abundantes do que as áreas não vegetadas adjacentes (ARRIVILLAGA; BALTZ, 1999). Estas diferenças podem estar relacionadas a características do habitat como a maior complexidade estrutural, que fornece refúgio contra predadores (LAEGDSGAARD, JOHNSON, 2001; GRATWICKE; SPEIGHT, 2005; HORINOUCI, 2007; CULLEN-UNSWORTH; UNSWORTH, 2013); a abundância de itens alimentares, como as algas epifíticas e outros organismos epibióticos (ORTH *et al.*, 1984; CULLEN-UNSWORTH; UNSWORTH, 2013); e as extensas áreas que os bancos de fanerógamas frequentemente cobrem, tem a função de uma maior interceptação larval nos estuários (CULLEN-UNSWORTH; UNSWORTH, 2013).

No entanto, a importância ecológica dos habitats não vegetados encontrados nos sistemas estuarinos, tais como as planícies de maré, pode estar sendo subestimada (GRAY; CHICK; McELLIGOTT, 1998), uma vez que estas áreas, apesar de serem estruturalmente menos complexas (CHAUDHURI; MUKHERJEE; HOMECHAUDHURI, 2013), também podem ser habitats produtivos (LOURENÇO; GRANADEIRO; PALMEIRIM, 2005; MITHTHPALA, 2013) e apresentar grande importância econômica (YUSOFF; SHARIFF; GOPINATH, 2006). Pequenas espécies e/ou juvenis da macrofauna são atraídas para estas áreas dos estuários devido a maior abundância de presas, principalmente quando o substrato é mais fino e o habitat mais protegido da ação das ondas (JENKINS; HAMER, 2001) e a possibilidade de proteção contra predadores natantes maiores (ROZAS; ZIMMERMAN, 2000). Deste modo,

essas áreas não vegetadas podem apresentar, assim como os bancos de fanerógamas, papel de berçário e/ou de áreas de alimentação e refúgio para vários organismos (YUSOFF; SHARIFF; GOPINATH, 2006).

Estudos acerca das assembleias de peixes associada a esses mesohabitats, assim como a comparação com outros tipos de habitats, têm sido largamente realizados ao redor do mundo (ADAMS, 1976; WEINSTEIN; HECK; 1979; ALLEN *et al.*, 2007; HORINOUCI *et al.*, 2009; SCHAFFLER *et al.*, 2013; SOBOCINSKI *et al.*, 2013), mas poucos foram os estudos neste sentido realizados no Brasil (SCHWAMBORN, 2004; PEREIRA; FERREIRA; REZENDE, 2010). O entendimento das interações entre diferentes sistemas, suas comunidades e as espécies constituintes são pontos chave para a gestão racional dos bancos de fanerógamas (DE TROCH *et al.*, 1996) e, porque não, dos habitats não vegetados.

De modo geral, para o desenvolvimento de estratégias de conservação e manejo, os pesquisadores tendem a assumir que todos os indivíduos de uma população possuem o mesmo comportamento ou mesmos traços alimentares, tratando a população como uma unidade homogênea (HAMMERSCHLAG-PEYER; LAYMAN, 2010). Contudo, considerar os indivíduos de uma mesma população como idênticos contradiz os princípios básicos da ecologia (PERSSON *et al.*, 1997), visto que esses mesmos indivíduos podem utilizar os recursos de maneira variada (VAN VALEN, 1965; BRODERSEN *et al.*, 2012). Essas variações podem estar relacionadas ao uso de diferentes microhabitats (DURELL, 2000) ou devido a diferenças morfológicas e comportamentais relacionadas ao sexo ou a faixa etária (POLIS, 1984; SLATKIN, 1984; SCHOENER, 1986). Inclusive, indivíduos de uma mesma idade e mesmo sexo também podem diferir-se quanto ao uso de recursos (ARAÚJO; BOLNICK; LAYMAN, 2011), devido às limitações na capacidade dos indivíduos de explorar de forma eficiente certos recursos (ARAÚJO; GONZAGA, 2007), ou seja, as diferenças nos *trade-offs* funcionais desses indivíduos (BOLNICK *et al.*, 2003). Deste modo, conhecer o grau das variações individuais dentro das populações, do ponto de vista de manejo, permite que os indivíduos que utilizam habitats ou fontes alimentares alternativos não sejam ignorados (HAMMERSCHLAG-PEYER; LAYMAN, 2010).

Essas variações interindividuais no uso de recursos vêm sendo observadas em uma grande variedade de grupos taxonômicos (VAN VALEN, 1965;

ROUGHGARDEN, 1972, 1974; SCHINDLER *ET AL.*, 1997; BOLNICK *et al.*, 2003) e são medidas através do grau de especialização individual que é a comparação entre o nicho total da população e a amplitude de nicho de cada indivíduo (BOLNICK *et al.*, 2002). Esse grau de especialização dos indivíduos na dieta, por exemplo, varia amplamente entre as espécies dependendo da posição desses organismos na cadeia trófica (SVANBÄCK *et al.*, 2015). Grande parte dos estudos tem mostrado que populações generalistas (maior amplitude de nicho) tendem a ser compostas por indivíduos relativamente especialistas (ARAÚJO; GONZAGA, 2007; BOLNICK *et al.*, 2007; PAGANI-NÚÑEZ; VALLS; SENAR, 2015), o que sugere que este seja um padrão natural para as populações (ARAÚJO *et al.*, 2007).

Assim, o presente trabalho visa abordar a influência da presença de fanerógamas marinhas sobre a assembleia de peixes associados, identificando quais fatores ambientais são responsáveis pela preferência de algumas espécies por estes habitats. Além disso, propõe-se a avaliar os hábitos alimentares bem como o grau de especialização individual espécies mais representativas das assembleias nos diferentes mesohabitats. Com estas informações, pode-se inferir como os bancos de fanerógamas marinhas e planícies de maré tem influenciado a ictiofauna do estuário do rio Mamanguape, Paraíba - Brasil, incentivando os órgãos regulamentadores a criar de medidas de manejo e proteção para estes ambientes.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Comparar a composição, estrutura e dieta das assembleias de peixes encontradas em áreas com presença de bancos de fanerógamas marinhas e áreas sem essa vegetação de um estuário tropical.

2.2 OBJETIVOS ESPECIFICOS

- Identificar a composição e a estrutura das assembleias de peixes em áreas vegetadas e não vegetadas;
- Identificar os fatores ambientais que influenciam a diferenciação das assembleias de peixes;
- Analisar os padrões de utilização de recursos alimentares das espécies mais abundantes nas áreas vegetadas e não vegetadas do estuário;
- Examinar a ocorrência de variação interindividual na dieta das espécies mais abundantes nas áreas vegetadas e não vegetadas do estuário.

3 PERGUNTAS E HIPÓTESES

3.1 PERGUNTAS

- 1) Bancos de fanerógamas marinhas suportam assembleias de peixes juvenis mais diversas e abundantes do que áreas em que esta vegetação está ausente?
- 2) Populações de peixes encontradas em mesohabitats mais complexos apresentam menor grau de especialização individual em relação a dieta?

3.2 HIPÓTESES

- Ambientes estuarinos com maior complexidade estrutural, como os bancos de fanerógamas, são utilizados pelos peixes como área de berçário, suportando assim uma maior abundância e diversidade de juvenis do que áreas em que esta vegetação está ausente.
- Uma vez que ambientes dinâmicos favorecem o generalismo, a complexidade estrutural das áreas vegetadas permitirá que as espécies ampliem seu nicho trófico, resultando numa maior variação na dieta dos indivíduos de uma mesma população nesses mesohabitats.

4 ESTRUTURA GERAL DA DISSERTAÇÃO

O presente estudo está organizado em dois capítulos redigidos no formato de manuscritos com objetivo principal de comparar a ictiofauna entre áreas vegetadas e não vegetadas de um estuário tropical, enfocando a composição e estrutura das assembleias de peixes e a ocorrência de especialização individual em espécies de peixes encontradas nestes habitats. O primeiro manuscrito é intitulado “Áreas vegetadas são mais atrativas para peixes juvenis nos estuários? Uma comparação em um estuário positivo tropical” e será submetido ao periódico *Environmental Biology of Fishes*. O segundo capítulo será intitulado “Especialização individual de peixes juvenis em áreas estuarinas rasas tropicais: comparações entre diferentes mesohabitats” e deverá ser submetido à *Journal of Fish Biology*.

5 REFERÊNCIAS

- ADAMS, S.M. The ecology of eelgrass, *Zostera marina* (L.), fish communities. I. Structural analysis. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 22, n. 3, p. 269-291, 1976.
- ADAMS, A.J.; LOCASCIO, J.V.; ROBBINS, B.D. Microhabitat use by a post-settlement stage estuarine fish: evidence from relative abundance and predation among habitats. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 299, n. 1, p. 17-33, 2004.
- ALLEN, T.; JIMÉNEZ, M.; MARQUEZ, B.; FIGUEROA, Y. Ictiofauna de três praderas de *Thalassia testudinum* de la costa norte del Golfo de Santa Fe, estado Sucre, Venezuela. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 46, n. 1, p. 67-78, 2007.
- AMBO-RAPPE, R.; NESSA, M. N.; LATUCONSINA, H.; LAJUS, D.L. Relationship between the tropical seagrass bed characteristics and the structure of the associated fish community. **Open Journal of Ecology**, v. 3, n. 5, p. 331-342, 2013.
- ARAÚJO, M.S.; BOLNICK, D.I.; LAYMAN, C.A. The ecological causes of individual specialization. **Ecology Letters**, v. 14, p. 948-958, 2011.
- ARAÚJO, M.S.; GONZAGA, M.O. Individual specialization in the hunting wasp *Trypoxylon (Trypargilum) albonigrum* (Hymenoptera, Crabronidae). **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 61, p. 1855-1863, 2007.
- ARRIVILLAGA, A.; BLATZ, D.M. Comparison of fishes and macroinvertebrates on seagrass and bare-sand sites on Guatemala's Atlantic coast. **Bulletin of Marine Science**, v. 65, n. 2, p. 301-319, 1999.
- BOLNICK, D.I.; SVANBACK, R.; FORDYCE, J.A.; YANG, L.H.; DAVIS, J.M.; HULSEY, C.D.; FORISTER, M.L. The ecology of individuals: Incidence and implications of individual specialization. **The American Naturalist**, v. 161, n. 1, p. 1-28, 2003
- BOLNICK, D.I.; YANG, L.H.; FORDYCE, J.A.; DAVIS, J.M.; SVANBACK, R. Measuring individual-level resource specialization. **Ecology**, v. 83, n. 10, p. 2936-2941, 2002.
- BORUM J.; GRUBER R.K.; KEMP W.M. Seagrass and related submersed vascular plants. In: DAY J.W.; CRUMP B.C.; KEMP W.M.; YÁÑES-ARANCIBIA A. (eds) **Estuarine Ecology**. 2nd ed. New Jersey: Wiley-Blackwell, 2013. p. 111-128.
- BRODERSEN, J.; MALMQUIST, H.J.; LAUNDKILDEHUS, F.; LAURIDSEN, T.L.; AMSINK, S.L.; BJERRING, R.; SONDERGAARD, M.; JOHANSSON, L.S.; CHRISTOFFERSEN, K.S.; JEPPSESEN, E. Short-and long term niche segregation and

individual specialization of brown trout (*Salmo trutta*) in species poor Faroese lakes. **Environmental Biology of Fishes**, v. 93, p. 305-218, 2012.

CACABELOS, E.; ENGELEN, A.H.; MEJIA, A.; ARENAS, F. Comparison of the assemblage functioning of estuary systems dominated by the seagrass *Nanozostera noltii* versus the invasive drift seaweed *Gracilaria vermiculophylla*. **Journal of Sea Research**, v. 72, p. 99-105, 2012.

CHAUDHURI, A.; MUKHERJEE, S.; HOMECHAUDHURI, S. Seasonal dynamics of fish assemblages in a intertidal mudflat of Indian Sundarbans. **Scientia Marina**, v. 77, n. 2, p. 301-311, 2013.

CULLEN-UNSWORTH, L.C.; NORDLUND, L.M.; PADDOCK, J.; BAKER, S.; MCKENZIE, L.J.; UNSWORTH, R.K.F. Seagrass meadows globally as a coupled social–ecological system: Implications for human wellbeing. **Marine Pollution Bulletin**, v. 83, n. 2, p. 387-397, 2014.

CULLEN-UNSWORTH, L.; UNSWORTH, R. Seagrass meadows, ecosystem services, and sustainability. **Environment: Science and policy for sustainable development**, v. 55, n. 3, p. 14-28, 2013.

DEN HARTOG, C.; KUO, J. Taxonomy and Biogeography of Seagrasses. In: LARKUM, A.W.D.; ORTH, R.J.; DUARTE, C.M. (Eds.), **Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation**. Dordrecht: Springer, 2006. p. 1-23.

DE TROCH, M.; MEES, J.; PAPADOPOULOS, I.; WAKWABI, E. O. Fish communities in a tropical bay (Gazi Bay, Kenya): Seagrass bed vs. Unvegetated areas. **Netherlands Journal of Zoology**, v. 46, n. 3-4, p. 236-252, 1996.

DUARTE, M.C. Seagrass ecology at turn of the millennium: challenges for the new century. **Aquatic Botany**, v. 65, n. 1-4, p. 7-20, 1999.

DUARTE, C.M.; MIDDELBURG, J.J.; CARACO, N. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. **Biogeosciences**, v. 2, n. 1, p. 1-8, 2005.

DURELL, S.E.A.L.V.D. Individual feeding specialisation in shorebirds: population consequences and conservation implications. **Biological Reviews**, v. 75, n. 4, p. 503–518, 2000.

ELLIOT, M.; WHITFIELD, A.K.; POTTER, I.C.; BLABER, S.J.M.; CYRUS, D.P.; NORDLIE, F.G.; HARRISON, T.D. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. **Fish and Fisheries**, v. 8, n. 3, p. 241-268, 2007.

GANTHY, F.; SOTTOLICHIO, A. VERNEY, R. Seasonal modification of tidal flat sediment dynamics by seagrass meadows of *Zostera noltii* (Bassin d'Arcachon, France). **Journal of Marine Systems**, v. 109-110, Supplement, p. S233-S240, 2013.

GRATWICKE; B.; SPEIGHT, M.R. The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats. **Journal of Fish Biology**, v. 66, n. 3, p. 650-667, 2005.

GRAY, C.A.; CHICK, R.C.; McELIGOTT, D.J. Diel changes in assemblages of fishes associated with shallow seagrass and bare sand. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 46, n. 6, p. 849-859, 1998.

GUEVARA, E.; SÁNCHEZ, A.J.; ROSAS, C.; MASCARÓ, M.; BRITO, R. Asociación trófica de peces distribuido en vegetación acuática submergida en Laguna de Términos, sur del Golfo de México. **Universidad y Ciencia**, v. 23, n. 2, p. 151-166, 2007.

HAJISAMAE, S. Trophic ecology of bottom fishes assemblage along coastal areas of Thailand. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 82, p. 503-514, 2009.

HAMMERSCHLAG-PEYER, C.M.; LAYMAN, C.A. Intrapopulation variation in habitat use by two abundant coastal fish species. **Marine Ecology Progress Series**, v. 415, p. 211-220, 2010.

HECK, K.L.; HAYS, G.; ORTH, R.J. Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. **Marine Ecology Progress Series**, v. 253, p. 123-136, 2003.

HORINOUCHI, M. Review of the effects of within-patch scale structural complexity on seagrass fishes. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 350, n. 1-2, p. 111-129, 2007.

HORINOUCHI, M.; TONGNUNUI, P.; NANJYO, K.; NAKAMURA, Y.; SANO, M.; OGAWA, H. Differences in fish assemblage structures between fragmented and conyinuuous seagrass beds in Trang, Southern Thailand. **Fisheries Science**, v. 75, n. 6, p. 1409-1416, 2009.

JAXION-HARM, J.; SAUNDERS, J.; SPEIGHT, M.R. Distribution of fish in seagrass, mangroves and coral reefs: life-stage dependente habitat use in Honduras. **Revista de Biología Tropical**, v. 60, n. 2, p. 683-698, 2012.

JELBART, J.E.; ROSS, P.M.; CONNOLLY, R.M. Fish assemblages in seagrass beds are influenced by the proximity of mangrove forests. **Marine Biology**, v. 150, n. 5, p. 993-1002, 2007.

JENKINS, G.P.; HARMER, P.A. Spatial variation in the use of seagrass and unvegetated habitats by post-settlement King George whiting (Percoidei: Sillaginidae) in relation to meiofaunal distribution and macrophyte structure. **Marine Ecology Progress Series**, v. 224, p. 219-229, 2001.

LAEGDSGAARD, P.; JOHNSON, C. Why do juvenile fish utilize mangrove habitats?. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 257, n. 2, p. 229-253, 2001.

LOURENÇO, P.M.; GRANADEIRO, J.P.; PALMEIRIM, J.M. Importance of drainage channels for waders foraging on tidal flats: relevance for the management off estuarine wetlands. **Journal of Applied Ecology**, v. 42, n. 3, p. 477-486, 2005.

MITHTHAPALA, S. **Tidal flats. Coastal Ecosystems Series (Vol 5)**. Colombo: IUCN, 2013.

NAKAMURA, Y.; HORINOUCI, M.; NAKAI, T.; SANO, M. Food habits of fish in seagrass bed on a fringing coral reef at Iriomote Island, Southern Japan. **Ichthyological Research**, v. 50, n. 1, p. 15-22, 2003.

ORTH, R.J.; HECK, K.L.; van MONTFRANS, J. Faunal communities in seagrass beds: A review of the influence of plant structure and prey characteristics on predator-prey relationships. **Estuaries**, v. 7, n. 4A, p. 339-350, 1984.

ORTH, R.J.; CARRUTHERS, T.J.B.; DENNIDON, W.C.; DUARTE, C.M.; FOURQUIREAN, J.W.; HECK, K.L.; HUGHES, R.; KENDRICK, G.A.; KENWORTHY, W.J.; OLYARNIK, S.; SHORT, F.T.; WAYCOTT, M.; WILLIAMS, S.L. A global crisis for seagrass ecosystems. **BioScience**, v. 56, n. 12, p. 987-996, 2006.

PAGANI-NÚÑEZ, E.; VALLS, M.; SENAR, J.C. Diet specialization in a generalist population: the case of breeding great tits *Parus major* in the Mediterranean area. **Oecologia**, v. 179, p. 629-640, 2015.

PEREIRA, P.H.C.; FERREIRA, B.P.; REZENDE, S.M. Community structure of the ichthyofauna associated with seagrass beds (*Halodule wrightii*) in Formoso River Stuary – Pernambuco, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 82, n. 3, p. 617-628, 2010.

PERSSON, L.; DIEHL, S.; EKLÖV, P.; CHRISTENSEN, B. Flexibility in fish behaviour - consequences at the population and community levels. In: GODIN, J.G.J. (ed) **Behavioural Ecology of Fishes**. Oxford University Press, Nova York, pp. 316-343, 1997.

POLIS, G.A. Age structure component of niche width and intraspecific resource partitioning: can age groups function as ecological species? **The American Naturalist**, v. 123, p. 541-564, 1984.

ROOT, R.B. The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. **Ecological Monographs**, v. 37, n. 4, p. 317-350, 1967.

ROUGHGARDEN, J. Evolution of niche width. **The American Naturalist**, v. 106, p. 683-718, 1972.

ROUGHGARDEN, J. The Role of Predation in Shaping and Maintaining the Structure of Communities. **The American Naturalist**, v. 113, p. 631-641, 1974.

ROZAS, L.P.; ZIMMERMAN, R.J. Small-scale patterns of nekton use among marsh and adjacent shallow nonvegetated areas of the Galveston Bay Estuary, Texas (USA). **Marine Ecology Progress Series**, v. 193, p. 217-239, 2000.

SÁ, R.; BEXIGA, C.; VEIGA, P.; VIEIRA, L.; ERZINI, K. Feeding ecology and trophic relationships of fish species in the lower Guadiana River Estuary and Castro

Marim e Vila Real de Santo António Salt Marsh. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 70, p. 19-26, 2006.

SCHAFFLER, J.J.; van MONTFRANS, J.; JONES, C.M.; ORTH, R.J. Fish species distribution in seagrass habitats of Chesapeake Bay are structured by abiotic and biotic factors. **Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management and Ecosystem Science**, v. 5, n. 1, p. 114-124, 2013.

SCHAWMBORN, S.H.L. **Dinâmica e organização trófica de assembleias de peixes associadas aos prados de capim marinho (*Halodule wrightii*) de Itamaracá, Pernambuco**. Tese de doutorado, Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, Departamento de Oceanografia, Recife, 2004, 315 p.

SCHINDLER, D.E.; HODGSO, J.R.; KITCHELL, J.F. Density-dependent changes in individual foraging specialization of largemouth bass. **Oecologia**, v. 110, p. 592–600, 1997.

SCHOENER, T.W. Resource partitioning. In: KIKKAWA, J.; ANDERSON, D.J. (eds) **Community ecology: pattern and process**. Blackwell Scientific, Boston, pp 91–126, 1986.

SHORT, F.T.; KOCH, E.W.; CREED, J.C.; MAGALHÃES, K.M.; FERNANDEZ, E.; GAECKLE, J.L. SeagrassNet monitoring across the Americas: case studies of seagrass decline. **Marine Ecology**, v. 27, n. 4, p. 277-289, 2006.

SHORT, F.; CARRUTHERS, T.; DENNISON, W.; WAYCOTT, M. Global seagrass distribution and diversity: a bioregional model. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 350, n. 1-2, p. 3-20, 2007.

SLATKIN, M. Ecological causes of sexual dimorphism. **Evolution**, v. 38, p. 622–630, 1984.

SOBOCINSKI, K.L.; ORTH, R.J.; FABRIZIO, M. C.; LATOUR, R.J. Historical comparison of fish community structure in Lower Chesapeake Bay seagrass habitats. **Estuaries and Coasts**, v. 36, n. 4, p. 775-794, 2013.

SVANBÄCK, R.; QUEVEDO, M.; OLSSON, J.; EKLÖV, P. Individuals in food webs: the relationships between trophic position, omnivory and among - individual diet variation. **Oecologia**, v. 178, p. 103-114, 2015.

TEIXEIRA, A.; CORTES, R. M. V. Diet of stocked and wild trout, *Salmo trutta*: is there competition for resources? **Folia Zoologica**, v. 55, p. 61–73, 2006.

VAN VALEN, L. Morphological variation and width of ecological niche. **The American Naturalist**, v. 99, p. 377–390, 1965.

VASLET, A.; PHILLIPS, D.L.; FRANCE, C.; FELLER, I.C.; BALDWIN, C.C. The relative importance of mangrove and seagrass beds as feeding areas for resident and transient fishes among different mangrove habitats in Florida and Belize: Evidence

from dietary and stable-isotope analyses. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 434-435, p. 81-93, 2012.

WASSERMAN, R.J. Feeding ecology of the early life-history stages of two dominant gobiid species in the headwaters of a warm-temperate estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 109, p. 11-19, 2012.

WEINSTEIN, M. P.; HECK, K. L. Ichthyofauna of seagrass meadows along the Caribbean coast of Panamá and in the Gulf of Mexico: composition, Structure and community ecology. **Marine Biology**, v. 50, n. 2, p. 97-107, 1979.

XIMENES, L.Q.L.; MATEUS, L.A.F.; PENHA, J.M.F. Variação temporal e espacial na composição de guildas alimentares da ictiofauna em lagoas marginais do Rio Cuiabá, Pantanal Norte. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 1, p. 205-216, 2011.

YUSOFF, F.M.; SHARIFF, M.; GOPINATH, N. Diversity of Malaysian aquatic ecosystems and resources. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, v. 9, n. 2, p. 119-135, 2006.

CAPÍTULO 1

ÁREAS VEGETADAS SÃO MAIS ATRATIVAS PARA PEIXES JUVENIS NOS ESTUÁRIOS? UMA COMPARAÇÃO EM UM ESTUÁRIO POSITIVO TROPICAL

Rayssa Soares da Silva¹

RESUMO

Dentre os mesohabitats vegetados encontrados nos estuários, os bancos de fanerógamas marinhas são considerados berçários essenciais para os peixes, devido à complexidade estrutural desses ecossistemas costeiros. Apesar de sua importância, estão entre os habitats mais ameaçados e sua influência sobre a ictiofauna ainda é pouco estudada na costa brasileira. Deste modo, este estudo teve como objetivo comparar a composição e estrutura das assembleias de peixes encontradas em áreas vegetadas e não-vegetadas em um estuário tropical. Foram realizadas amostragens em dois bancos de fanerógamas marinhas e duas planícies de maré não-vegetadas do estuário do Rio Mamanguape durante os períodos seco e chuvoso de 2014. Das 86 espécies coletadas, 11 espécies ocorreram unicamente nas áreas vegetadas e 31 apenas nas áreas não-vegetadas. Os resultados não mostraram diferença da diversidade entre as áreas, porém a abundância e a biomassa foram maiores nas áreas não vegetadas. Deste modo, a estabilidade ambiental das áreas não-vegetadas mostrou-se como fator importante na determinação dos padrões de biomassa e riqueza. A análise dos dados abióticos indicou que temperatura e oxigênio dissolvido foram as variáveis preditoras que atuaram como condicionantes ambientais na variação temporal da estrutura das assembleias de peixes, enquanto que salinidade e sólidos totais dissolvidos estiveram relacionados à variação espacial entre as áreas comparadas. Além disso, foi observado que essas áreas são utilizadas pelas espécies em diferentes fases do seu desenvolvimento ontogenético, o que pode estar relacionado a diferenças relacionadas à disponibilidade de recursos alimentares e à possibilidade de refúgio contra a predação.

Palavras-chave: Fanerógamas marinhas. Berçário. Mudança ontogenética de habitat. Estabilidade ambiental.

INTRODUÇÃO

A paisagem estuarina é formada por diferentes tipos de habitats como manguezais, marismas, bancos de fanerógamas e/ou macroalgas, recifes de corais, bancos de ostras e planícies de maré arenosas ou lamosas (IRLANDI; CRAWFORD, 1997; MICHELI;

¹ Aluno do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba – Campus I.
Email: bio_rayssa@hotmail.com

PETERSON, 1999). Essa heterogeneidade de habitats possibilita uma maior disponibilidade de alimento e o fornecimento de uma grande quantidade de áreas de refúgio contra predadores (LAEGDSGAARD; JOHNSON, 2001; ELLIOTT; McLUSKY, 2002; WATT-PRINGLE; STRYDOM, 2003; PESSANHA; ARAÚJO, 2003). Deste modo, os estuários são vistos como ecossistemas de extrema importância para invertebrados e peixes durante todo ou em parte do seu ciclo de vida, sendo amplamente reconhecidos como áreas de berçário para diversas espécies (POTTER *et al.*, 1990; ELLIOTT; McLUSKY, 2002).

Dentre os mesohabitats vegetados encontrados em ambientes estuarinos, os bancos de fanerógamas, manguezais e marismas têm sido considerados berçários essenciais para os peixes (DORENBOSH *et al.*, 2005; ADAMS *et al.*, 2006; CULLEN-UNSWORTH; UNSWORTH, 2013), contribuindo para o fornecimento de indivíduos que recrutam para a população adulta mais que a média de produtividade de outros habitats juvenis (BECK *et al.*, 2001). Isto está relacionado ao fato dos habitats vegetados apresentarem maior complexidade estrutural quando comparados a outros não vegetados (ORTH *et al.*, 1984), o que consequentemente diminui a mortalidade e proporciona maior taxa de crescimento através da redução da predação (LUBBERS *et al.*, 1990; HECK *et al.*, 2003; SCHARF *et al.*, 2006; KIMIREI *et al.*, 2011). Além disso, a complexidade estrutural possibilita a coexistência de espécies que apresentam diferentes maneiras de exploração dos recursos disponíveis no ambiente (BAZZAZ, 1975), facilitando assim o aumento da riqueza e abundância de indivíduos (ARRIVILLAGA; BALTZ, 1999; GUEVARA *et al.*, 2007; JAXION-HARM *et al.*, 2012).

Entretanto, a importância dos habitats não vegetados pode ter sido subestimada em alguns estudos (GRAY *et al.*, 1998), pois também existem evidências de que estas áreas podem suportar assembleias semelhantes àsquelas encontradas nas áreas vegetadas quanto ao número de indivíduos e riqueza. Alguns estudos comparativos, por exemplo, não identificaram diferenças na abundância nem nos índices de diversidade entre bancos de *Zostera marina* (Linnaeus, 1753) e planícies de maré arenosas no Lago Haman, Japão (HORINOUCI, 2005), nem entre marismas e áreas não vegetadas (canais, lagoas e baías) no estuário da Baía de Galveston, no Texas (ROZAS; ZIMMERMAN, 2000). Em outros casos, a semelhança observada pode estar relacionada a amostragens durante períodos de menor biomassa das fanerógamas marinhas (LUBBERS *et al.*, 1990) ou ao grau de exposição as ondas ao qual as áreas vegetadas e as não vegetadas estão expostas (JENKINS; HAMER, 2001).

Estudos acerca da fauna associada aos bancos de fanerógamas, sua utilização como área de berçário e sua comparação com outros habitats tem maior representatividade em estudos realizados na América do Norte e na Austrália (HECK *et al.*, 2003). No Brasil, poucos foram os estudos realizados sob essa perspectiva nos estuários: Junqueira *et al.* (1997) documentou a recuperação populacional de ouriços em bancos de fanerógamas marinhas da Lagoa de Araruama, avaliando o papel do recrutamento em um ambiente perturbado; Omena e Creed (2004) compararam populações de poliquetas entre bancos de fanerógamas marinhas da costa do Rio de Janeiro; Schwamborn (2004) analisou a dinâmica e a organização trófica de assembleias de peixes em prados de fanerógamas marinhas em Itamaracá (Pernambuco); e Pereira *et al.* (2010) avaliou a estrutura da ictiofauna associada a bancos de fanerógamas do estuário do rio Formoso (Pernambuco). Deste modo, torna-se clara a necessidade do desenvolvimento de novos estudos em outras partes do mundo, principalmente em condições tropicais. Assim, o propósito deste estudo foi comparar a composição e estrutura da assembleia de peixes entre bancos de fanerógamas e áreas não vegetadas (neste caso, planícies de maré), a fim de responder a seguinte questão: Bancos de fanerógamas marinhas são mais atrativos para peixes juvenis do que áreas não vegetadas? Para tal, testou-se a hipótese de que ambientes estuarinos com maior complexidade estrutural são utilizados pelos peixes como área de berçário, suportando assim uma maior diversidade e abundância de juvenis do que áreas não vegetadas.

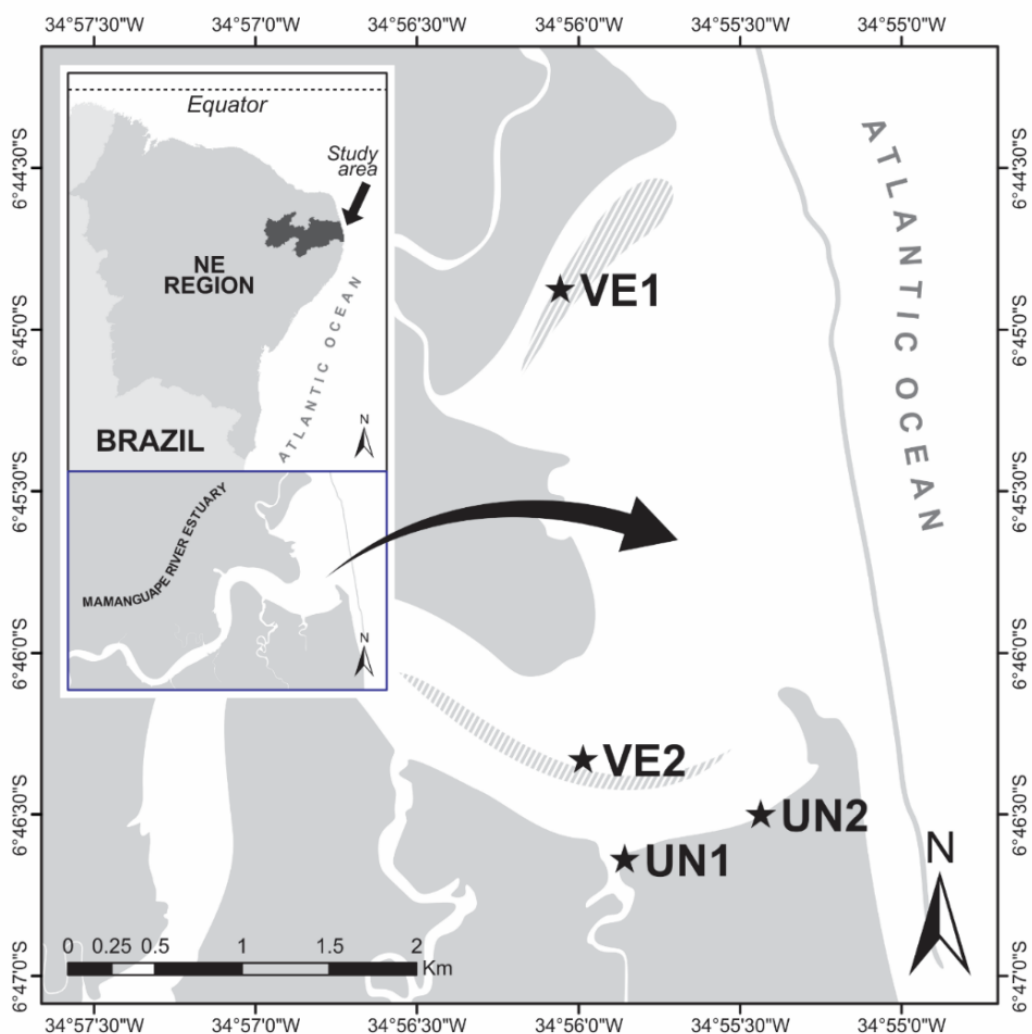
METODOLOGIA

ÁREA DE ESTUDO

O estuário do rio Mamanguape ($6^{\circ}43'02''S$ e $35^{\circ}67'46''O$) está localizado no litoral norte da Paraíba - Brasil (Figura 1), dentro da Área de Proteção Ambiental (APA) de Barra de Mamanguape. O estuário apresenta aproximadamente 24 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). Sua foz é parcialmente fechada por arrecifes costeiros que protegem a entrada do estuário da força das ondas. Em seu sistema de canais são encontrados bancos de fanerógamas intertidais e subtidais, formados pelas espécies *Halodule wrightii* (Ascherson, 1868) (XAVIER *et al.*, 2012), *Halophila decipiens* (Ostenfeld, 1902) e a rara, e recentemente registrada, *Halophila baillonis*

(Ascherson ex Dickie, 1874) (MAGALHÃES *et al.*, 2015). Além disso, é cercado por 6000 ha de mangue, representado principalmente por *Rhizophora mangle*, *Avicennia* spp, *Laguncularia racemosa* e *Conocarpus erectus* (NOBREGA; NISHIDA, 2003). O clima da região é tropical e úmido (ALVARES *et al.*, 2013), caracterizado pela presença de apenas duas estações: chuvosa e seca. A média de precipitação nos meses de coleta variou de 114.20 mm³ no período chuvoso a 83.43 mm³ no período seco e temperatura oscilante entre 26 a 44°C (AESAs, 2015).

Figura 1 Mapa do estuário do rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, destacando as áreas vegetadas (VE1 e VE2) e não vegetadas (UN1 e UN2) estudadas.



Modificado de: Oliveira e Pessanha (2014).

Dentro da região euhalina do estuário foram delimitadas duas áreas cobertas por *patches* de fanerógamas marinhas da espécie *Halodule wrightii* e duas com predominância de substrato nu (presença de alguns agrupamentos de algas pardas e verdes) (Figura 1 e Apêndice I). A área vegetada 1 está localizada na margem esquerda do estuário, enquanto que

a área vegetada 2 encontra-se num banco de areia localizado no canal do estuário. A densidade de fanerógamas é um pouco maior na área vegetada 2 e as duas áreas sofrem impactos antropogênicos causados pelos métodos de coleta de mariscos utilizados pelos catadores. As áreas não vegetadas compreendem planícies de maré lamosas (*mudflat*) encontradas na margem direita do estuário. Não foram delimitadas áreas não vegetadas próximo a área vegetada 1 devido a diferença de substrato, uma vez que na margem esquerda do estuário há predominância de sedimento arenoso.

AMOSTRAGEM E PROCEDIMENTOS EM LABORATÓRIO

As assembleias de peixes foram amostradas utilizando-se uma rede do tipo *beach seine* ou rede de picaré (10m de comprimento x 1.5 m de altura, com malha de 12 mm nas asas e 8 mm na região central) arrastada paralelamente à costa a uma extensão de aproximadamente 30 m e em uma profundidade máxima de 1.5 m, durante a maré baixa. Este método foi escolhido por sua facilidade de execução e manejo, além do fato da alta turbidez do local dificultar o uso de censo visual. A área total amostrada em cada área representou uma área de pesca efetiva de aproximadamente 300 m², sendo este resultado da relação entre o comprimento da rede e a distância a qual a rede foi arrastada.

As amostragens foram realizadas durante o pico do período chuvoso (Abril, Maio e Agosto) e o pico da seca (Setembro, Novembro e Dezembro) de 2014. Em cada excursão de coleta foram realizados 5 arrastos em cada área vegetada e não vegetada, sempre na maré baixa. Os peixes coletados foram fixados em formol 10% e, em laboratório, identificados até o menor nível taxonômico possível (FIGUEIREDO; MENEZES, 1978, 1980, 2000; MENEZES; FIGUEIREDO, 1980, 1985; ARAÚJO *et al.*, 2004). Para cada indivíduo foram obtidos o comprimento total (TL) em mm (± 0.01 mm) e a biomassa em gramas (± 0.01 g).

Antes de cada arrasto, os parâmetros físicos e químicos, tais como salinidade (ppt), temperatura da água (°C), oxigênio dissolvido (mg/L), sólidos totais dissolvidos (mg/L) e pH, foram mensurados em cada unidade amostral utilizando-se uma sonda multiparamêtros (Palintest PT 1280), enquanto que profundidade (cm) e transparência (cm) foram mensurados utilizando-se o disco de Secchi. Além disso, em cada ponto de amostragem foram obtidas amostras de sedimento para a determinação granulométrica, através do sistema de classificação de McLachlan e Brown (2006): areia muito grossa (VCS) >2,000 mm; areia grossa (CS) <2,000 mm - >0,500 mm, areia média (MS) <0,500 mm - >0,250 mm, areia fina

(FS) <0,250 mm - >0,125 mm, silte (S) <0,125 mm - >0,063 mm e argila (C) <0,063 mm. Para a quantificação da porcentagem de matéria orgânica no substrato foi calculada a diferença entre o peso do sedimento após secagem em estufa a 60 °C durante 72 h e o peso do sedimento após incineração a 500 ° C durante 8 h, e, em seguida, expresso em porcentagem do peso total da amostra. A produção primária também foi quantificada através da análise do teor de Clorofila *a* na água, seguindo metodologia proposta por Wetzel e Likens (1991).

ESTRUTURA DE TAMANHO

Para investigar a estrutura ontogenética das assembleias de peixes encontradas nas áreas estudadas, classes de tamanho foram definidas através da Regra de Sturges' (TRIOLA, 2005): $K = 1 + 3,3 \times \log(n)$, onde: K = número de classes e n = número de indivíduos. A partir da Regra de Sturges', os indivíduos de cada espécie foram separados em cerca de dez classes de tamanho. No entanto, devido ao pequeno número de peixes em certas classes de tamanho, algumas das classes menores, assim como algumas classes maiores, foram combinadas.

ANÁLISE DOS DADOS

Como testes preliminares não detectaram diferenças das variáveis ambientais entre as áreas vegetadas 1 e 2, nem entre as áreas não vegetadas 1 e 2, seus resultados foram combinados e tratados aqui apenas como áreas vegetadas e áreas não vegetadas. Deste modo, a média e o erro padrão (EP) das variáveis ambientais foram calculados para cada unidade amostral em cada estação do ano. A variação espacial e temporal da composição e estrutura da assembleia foi calculada, entre as áreas vegetadas e não vegetadas e entre os períodos chuvoso e seco, a partir da Frequência de ocorrência (O%), Porcentagem numérica (N%) e Porcentagem de peso (W%) de cada espécie. A densidade relativa também foi calculada, através da relação entre o número de indivíduos coletados e a área de pesca efetiva (300 m²). Mesma relação foi realizada com a riqueza de espécies e a biomassa. Em seguida, uma regra de três foi efetuada para que esses valores fossem dados em indivíduos, espécies ou gramas por 1000 m². Além disso, para o estudo da diversidade e equitabilidade foi utilizado o índice de Shannon-Wiener (H') e a Equitabilidade de Pielou (J'), respectivamente (MAGURRAN, 2004), através do pacote estatístico Primer v6 + Permanova (CLARKE; GORLEY, 2006; ANDERSON *et al.*, 2008).

A priori, os dados bióticos foram transformados em raiz quarta, sendo utilizados na produção de uma matriz de similaridade através da medida de Bray-Curtis; e os dados ambientais foram transformados em $\log(x+1)$, exceto dados de granulometria e matéria orgânica que foram transformados através do arcoseno, e normalizados para serem empregados na produção de uma matriz de similaridade, construída através da medida de distância euclidiana. As matrizes de variáveis ambientais e de dados bióticos foram comparadas entre as áreas amostradas através da análise permutacional multivariada de variância (PERMANOVA) (com 9999 permutações) (ANDERSON, 2001; ANDERSON; TER BRAAK, 2003) com design formado a partir de dois fatores com dois níveis fixos cada: espacial (Área vegetada e Área não vegetada) e temporal (Chuva e Seca).

Para identificar quais variáveis ambientais examinadas explicaram a maior parte da variabilidade na estrutura e composição da assembleia de peixes, foi utilizado o modelo de regressão linear baseado na distância (DistLM; LEGENDRE; ANDERSON, 1999; McARDLE; ANDERSON, 2001). O método de seleção “Best”, de acordo com o Critério de Informação Akaike (AIC), foi utilizado para selecionar o modelo final. Em seguida, a análise de redundância baseada em distância (dbRDA) (McARDLE; ANDERSON, 2001) foi empregada para detectar padrões entre as variáveis selecionadas e a assembleia de peixes, utilizando o modelo da DistLM mais parcimonioso. A correlação de Pearson foi utilizada para a seleção das variáveis mais correlacionadas ($r > 0,5$) com os eixos da dbRDA. Além disso, foi utilizado a Porcentagem de Similaridade (SIMPER) para verificar quais espécies contribuíram para a dissimilaridade entre grupos.

Em relação à estrutura de tamanho, foram calculadas as percentagens numéricas (N%) de cada classe de tamanho das espécies que apresentaram maior importância na similaridade entre grupos de acordo com o SIMPER, sendo estes resultados plotados em gráficos de frequência. Também foram feitos *box plots*, no programa estatístico Statistica (versão 8), com a variação de tamanho de cada uma destas espécies por local. A variação do tamanho foi testada, depois de transformada em $\log(x+1)$, através da PERMANOVA (9999 permutações) com design formado a partir de um fator randômico: espacial (Área vegetada e Área não vegetada). A abundância e biomassa dessas espécies também foram testadas pela PERMANOVA (9999 permutações) sendo *a priori* transformados a partir da $\log(x+1)$ e colocados em uma matriz de similaridade, construída através da distância euclidiana. Todas as análises mencionadas acima foram realizadas utilizando o pacote estatístico Primer v6 + Permanova (CLARKE; GORLEY, 2006; ANDERSON *et al.*, 2008).

RESULTADOS

VARIÁVEIS AMBIENTAIS

As variáveis ambientais apresentaram variações espaciais e temporais durante o período estudado (Tabela 1). Especialmente, salinidade (Pseudo- $F_{1,119}=31.15$; $p=0.0001$), TDS (Pseudo- $F_{1,119}=28.97$; $p=0.0001$), Clorofila *a* (Pseudo- $F_{1,119}=6.8877$; $p=0.0098$), Silte (Pseudo- $F_{1,119}=14.059$; $p=0.0002$), Argila (Pseudo- $F_{1,119}=63.623$; $p=0.0001$) e Matéria Orgânica (Pseudo- $F_{1,119}=136.8$; $p=0.0001$) apresentaram maiores valores médios registrados nas áreas não vegetadas, enquanto somente a concentração de OD (Pseudo- $F_{1,119}=12.136$; $p=0.0007$) e Areia muito grossa (Pseudo- $F_{1,119}=5.9574$; $p=0.0171$) alcançaram maiores valores na presença de fanerógamas marinhas (Tabela 1).

Tabela 1 Média (\pm E.P.) das variáveis físico-químicas aferidas nas áreas vegetadas e não vegetadas do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, entre os períodos chuvoso e seco de 2014.

Measurements	Vegetated		Unvegetated	
	Rainy	Dry	Rainy	Dry
Temperature ($^{\circ}$ C)	28.86 (\pm 0.31)	28.05 (\pm 0.12)	28.38 (\pm 0.30)	27.92 (\pm 0.12)
Salinity (ppt)	31.03 (\pm 0.92)	32.12 (\pm 1.04)	35.67 (\pm 0.58)	35.16 (\pm 0.27)
Dissolved oxygen (mg/L)	6.76 (\pm 0.17)	7.35 (\pm 0.36)	6.20 (\pm 0.11)	6.76 (\pm 0.13)
pH	7.31 (\pm 0.17)	6.91 (\pm 0.25)	7.04 (\pm 0.30)	7.77 (\pm 0.26)
Total dissolved solids (mg/L)	30.67 (\pm 0.84)	31.89 (\pm 0.65)	34.49 (\pm 0.51)	34.30 (\pm 0.39)
Chlorophyll <i>a</i> (μ g/L)	1.23 (\pm 0.22)	2.14 (\pm 0.12)	2.55 (\pm 0.24)	2.22 (\pm 0.28)
Organic matter (%)	3.38 (\pm 0.44)	2.64 (\pm 0.36)	7.11 (\pm 1.21)	10.53 (\pm 0.75)
Very coarse sand (%)	1.28 (\pm 0.28)	0.81 (\pm 0.02)	0.41 (\pm 0.21)	0.71 (\pm 0.09)
Coarse sand (%)	12.02 (\pm 1.71)	8.19 (\pm 0.47)	6.66 (\pm 2.22)	14.75 (\pm 0.87)
Medium sand (%)	29.95 (\pm 3.13)	44.21 (\pm 3.04)	31.62 (\pm 4.65)	32.49 (\pm 4.84)
Fine sand (%)	41.17 (\pm 3.36)	34.95 (\pm 3.99)	42.44 (\pm 2.99)	25.55 (\pm 3.44)
Silt (%)	12.87 (\pm 1.76)	9.78 (\pm 2.07)	15.01 (\pm 1.78)	18.08 (\pm 1.65)
Clay (%)	2.71 (\pm 0.70)	2.06 (\pm 0.61)	3.86 (\pm 1.29)	11.24 (\pm 0.88)
Transparency (cm)	38.83 (\pm 3.40)	53.33 (\pm 2.85)	59.33 (\pm 6.47)	44.16 (\pm 2.82)
Depth (cm)	46.83 (\pm 5.50)	65.83 (\pm 6.23)	67.33 (\pm 3.79)	59.33 (\pm 3.89)

Temporalmente, a concentração de OD (Pseudo- $F_{1,119}=12.737$; $p=0.0004$), Areia Média (Pseudo- $F_{1,119}=3.9138$; $p=0.0496$) e Argila (Pseudo- $F_{1,119}=14.943$; $p=0.0004$) registraram maiores valores durante a seca, enquanto a temperatura (Pseudo- $F_{1,119}=7.0153$; $p=0.0086$) e Areia fina (Pseudo- $F_{1,119}=11.475$; $p=0.001$) alcançaram maiores valores no período chuvoso (Tabela 1). Interações significativas entre os fatores espacial e temporal

foram registradas para Clorofila *a* (Pseudo- $F_{1,119}=8.0034$; $p=0.0053$), teor de Matéria Orgânica (Pseudo- $F_{1,119}=13.282$; $p=0.0053$), profundidade (Pseudo- $F_{1,119}=9.9837$; $p=0.0024$), pH (Pseudo- $F_{1,119}=4.2756$; $p=0.396$), Areia grossa (Pseudo- $F_{1,119}=17.849$; $p=0.0001$), Silte (Pseudo- $F_{1,119}=4.9382$; $p=0.0271$) e Argila (Pseudo- $F_{1,119}=27.954$; $p=0.0001$) (Tabela 1).

COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES

Um total de 9.469 indivíduos foi capturado, representando 86 espécies de 32 famílias, perfazendo aproximadamente 28.064g de biomassa (Tabela 2). As famílias mais representativas em número de espécies foram Engraulidae (11 espécies), Gerreidae (7), Carangidae (6), Gobiidae (6), Lutjanidae (6), Paralichthyidae (6) e Mugilidae (5). Do total de espécies, apenas 11 ocorreram unicamente nas áreas vegetadas e 31 apenas nas não vegetadas, enquanto que 44 espécies foram comuns entre as áreas (Tabela 2).

As larvas da família Gerreidae, em conjunto com *Anchoa marinii*, *Atherinella brasiliensis*, *Anchoviella lepidentostole* e *Eucinostomus argenteus*, representaram 66.87% do número total de indivíduos coletados nas áreas vegetadas. Nas áreas não vegetadas, a maior representatividade numérica (64.56%) pertenceu a espécie *A. brasiliensis*, seguida por *Anchoa tricolor*, *Mugil curema*, *Rhinosardinia bahiensis*, *Ctenogobius boleosoma*, *Hyporhamphus unifasciatus* e *Lycengraulis grossidens* (Tabela 2).

Temporalmente, as manjubas *A. marinii*, *A. januaria*, *A. tricolor* e *A. lepidentostole* foram abundantes tanto nas áreas vegetadas quanto nas não vegetadas em ambas as estações do ano, assim como o peixe-rei *A. brasiliensis*. O carapicu *E. argenteus* esteve entre as espécies mais abundante apenas durante a chuva em ambas as áreas de estudo, assim como a manjuba *L. grossidens* esteve durante a estação seca. Nas áreas vegetadas as larvas da família Gerreidae, *E. argenteus* e *A. lepidentostole* representaram 62,59% da abundância das espécies coletadas durante a chuva, enquanto que na estação seca foram as espécies *A. marinii*, *A. brasiliensis*, *A. januaria* e *L. grossidens* (61,82%). Nas áreas não vegetadas as espécies responsáveis por 63,26% da abundância foram *A. tricolor*, *A. brasiliensis*, *M. curema* e *H. unifasciatus*. No período seco foram as espécies *A. brasiliensis*, *R. bahiensis*, *C. boleosoma*, *A. marinii* e *L. grossidens* (61,33%) (Tabela 2).

ABUNDÂNCIA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES

A diversidade apresentou diferença significativa temporalmente (Pseudo- $F_{1,119}=3.9019$; $p=0.0008$) e na interação entre os fatores temporais e espaciais (Pseudo- $F_{1,119}=2.5118$; $p=0.0157$), com os maiores valores alcançados durante o período seco tanto nas áreas vegetadas (0.69 ± 0.03) quanto nas não vegetadas (0.66 ± 0.04) (Figura 2a). A equitabilidade (J') também apresentou diferença significativa para o fator temporal (Pseudo- $F_{1,118}=10.498$; $p=0.0004$) e na interação entre os fatores temporais e espaciais (Pseudo- $F_{1,118}=5.9062$; $p=0.0131$), alcançando os maiores valores durante o período seco na área vegetada (0.67 ± 0.02) e durante o período chuvoso nas áreas não vegetadas (0.70 ± 0.03) (Figura 2b).

Figura 2 Variação espacial e temporal (média \pm D.P.) da diversidade (a), equitabilidade (b), densidade (c), riqueza de espécies (d), biomassa (e), da ictiofauna entre as áreas vegetadas e não vegetadas do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, durante os períodos chuvoso e seco de 2014.

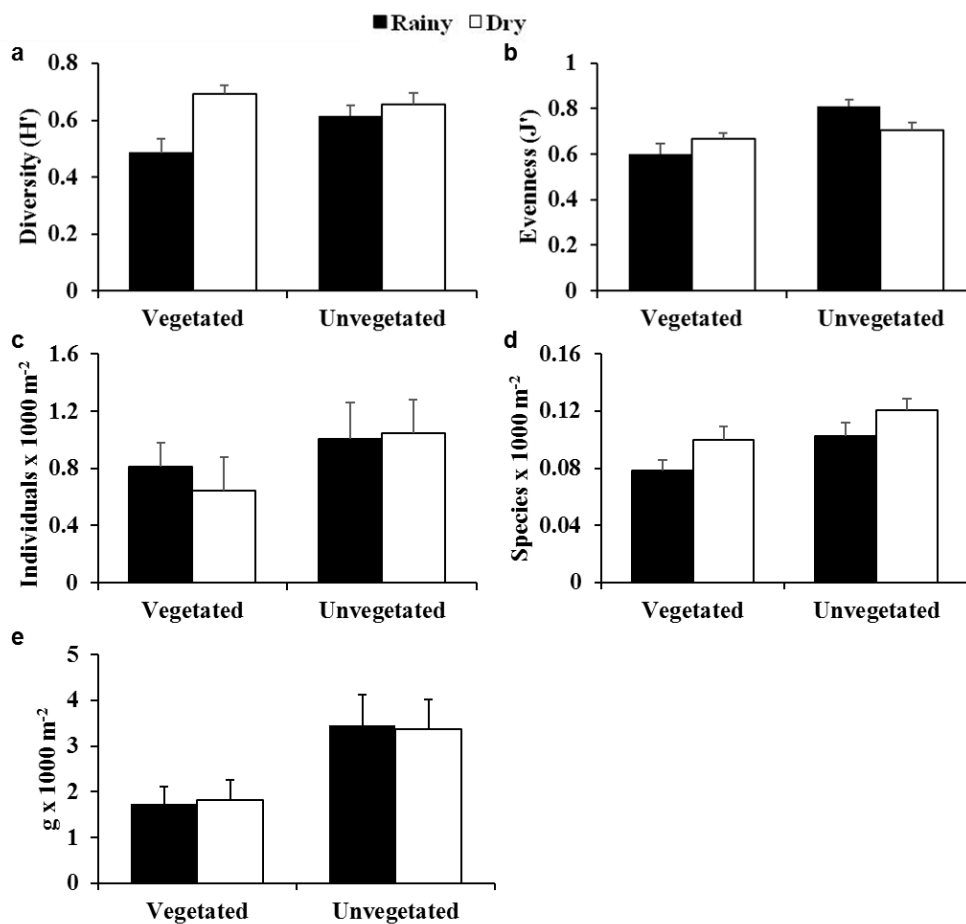


Tabela 2II Frequência de Ocorrência (O%), Porcentagem Numérica (N%) e Porcentagem de Biomassa (W%) das espécies de ictiofauna capturadas nas áreas vegetadas e não vegetadas no estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, durante os períodos chuvoso e seco de 2014. Tabela ordenada de acordo com Nelson (2006). TL, Variação do comprimento total (Min-Max; mm).

FAMILY	SPECIES	VEGETATED								UNVEGETATED								
		RAINY				DRY				RAINY				DRY				
		O%	N%	W%	TL	O%	N%	W%	TL	O%	N%	W%	TL	O%	N%	W%	TL	
Elopidae	Larva Leptocephala - <i>Elops saurus</i>	13.33	0.23	0.02	27-55													
Albulidae	<i>Albula vulpes</i> (Linnaeus, 1758)	3.33	0.05	<0,01	28	3.33	0.06	<0,01	30									
	Larva Leptocephala - <i>Albula vulpes</i>	23.33	0.59	0.07	38-60	10.00	0.29	0.03	33-65					10.00	0.11	0.01	46-52	
Ophichthidae	<i>Myrichthys ocellatus</i> (Lesueur, 1825)					3.33	0.06	0.37	335									
Engraulidae	<i>Anchoa januaria</i> (Steindachner, 1879)	20.00	1.05	0.47	35-78	36.67	9.66	1.77	32-55	3.33	0.04	0.01	41	20.00	0.67	0.09	35-58	
	<i>Anchoa lyolepis</i> (Evermann & Marsh, 1900)	20.00	0.55	0.15	33-66	23.33	1.73	0.60	40-79	10.00	0.48	0.08	36-55	6.67	1.92	1.07	45-100	
	<i>Anchoa marinii</i> Hildebrand, 1943					53.33	31.11	8.60	34-80	3.33	0.18	0.05	41-57	36.67	8.12	3.07	40-79	
	<i>Anchoa spinifer</i> (Valenciennes, 1848)					3.33	0.04	0.24	151									
	<i>Anchoa tricolor</i> (Spix & Agassiz, 1829)	20.00	11.83	2.86	23-80	50.00	7.25	2.73	31-77	26.67	23.80	3.19	30-73	43.33	1.28	0.58	35-90	
	<i>Anchovia clupeioides</i> (Swainson, 1839)													10.00	0.21	0.95		
	<i>Anchoviella brevirostris</i> (Günther, 1868)	13.33	1.18	0.07	25-36	16.67	0.63	0.04	28-50					3.33	0.04	<0,01	31	
	<i>Anchoviella lepidentostole</i> (Fowler, 1911)	30.00	14.34	1.22	25-44	53.33	9.14	1.06	27-52	13.33	0.29	0.02	21-45	26.67	1.42	0.12	31-45	
	<i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier, 1829)													3.33	0.04	0.07	89	
	<i>Lycengraulis grossidens</i> (Spix & Agassiz, 1829)	23.33	0.64	0.94	32-122	70.00	9.20	5.33	33-136	26.67	2.62	5.59	57-145	53.33	7.73	5.36	41-165	
	Larva Engraulidae	10.00	0.23	0.01	21-31					13.33	1.03	<0,01	09--26	3.33	0.04	<0,01	18	
Clupeidae	<i>Harengula clupeola</i> (Cuvier, 1789)									10.00	0.77	0.30	30-72	16.67	0.25	0.56	76-100	
	<i>Lile piquitinga</i> (Schreiner & Miranda Ribeiro, 1903)	6.67	0.09	0.01	30					6.67	1.81	0.15	25-98	10.00	0.96	1.19	65-82	
	<i>Opisthonema oglinum</i> (Lesueur, 1818)					3.33	0.06	0.69	161									
	<i>Rhinosardinia bahiensis</i> (Steindachner, 1879)					10.00	0.23	0.20	55-83	3.33	0.04	0.03	79	16.67	11.21	12.20	53-97	
	Larva Clupeidae	3.33	0.05	<0,01	9					3.33	0.04	<0,01	17					
Synodontidae	<i>Synodus foetens</i> (Linnaeus, 1766)	10.00	0.18	0.19	45-107	10.00	0.35	0.10	43-80	3.33	0.04	0.07	110					
Mugilidae	<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836					3.33	0.12	0.01	31-38	20.00	11.83	1.58	19-67	23.33	4.11	1.44	23-90	
	<i>Mugil curvidens</i> Valenciennes, 1836									10.00	0.29	0.16	23-100	3.33	0.07	0.15	75-90	
	<i>Mugil hospes</i> Jordan & Culver, 1895									6.67	0.48	0.04	21-47					

FAMILY	SPECIES	VEGETATED								UNVEGETATED							
		RAINY				DRY				RAINY				DRY			
		O%	N%	W%	TL	O%	N%	W%	TL	O%	N%	W%	TL	O%	N%	W%	TL
	<i>Mugil incilis</i> Hancock, 1830	3.33	0.05	<0,01	24					3.33	0.26	0.01	20-30				
	<i>Mugil liza</i> Valenciennes, 1836	3.33	0.09	<0,01	22-31	6.67	0.17	0.03	35-40	26.67	1.58	0.11	19-39	20.00	2.77	0.41	21-46
Atherinidae	<i>Atherinella blackburni</i> (Schultz, 1949)					3.33	0.12	0.06	63-64	3.33	0.29	0.15	62-75	33.33	3.69	1.59	52-77
	<i>Atherinella brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1825)	90.00	12.74	23.41	31-120	80.00	11.85	19.66	30-132	73.33	19.90	9.49	16-121	63.33	25.36	16.59	10-124
Hemiramphidae	<i>Hyporhamphus roberti</i> (Valenciennes, 1847)					3.33	0.12	0.20	76-165					3.33	1.10	2.33	74-178
	<i>Hyporhamphus unifasciatus</i> (Ranzani, 1841)	20.00	0.32	0.68	30-167	30.00	0.98	1.86	51-190	46.67	7.74	12.53	103-192	50.00	2.87	4.07	71-175
Belonidae	<i>Strongylura marina</i> (Walbaum, 1792)					3.33	0.06	0.11	196					13.33	0.25	0.34	33-214
	<i>Strongylura timucu</i> (Walbaum, 1792)													3.33	0.04	0.11	220
Syngnathidae	<i>Bryx dunckeri</i> (Metzelaar, 1919)					6.67	0.12	<0,01	42-29								
	<i>Cosmocampus elucens</i> (Poey, 1868)	16.67	0.41	0.01	50-73	53.33	3.45	0.09	38-107	3.33	0.04	<0,01	63				
	<i>Syngnathus pelagicus</i> Linnaeus, 1758	3.33	0.05	<0,01	44	20.00	0.52	0.03	53-96								
Dactylopteridae	<i>Dactylopterus volitans</i> (Linnaeus, 1758)	6.67	0.09	0.19	18-57	6.67	0.12	0.07	11-61	3.33	0.04	0.19	110	3.33	0.04	0.02	56
Triglidae	<i>Prionotus punctatus</i> (Bloch, 1793)	6.67	0.09	0.43	31-112	6.67	0.12	0.19	24-88								
Centropomidae	<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792)									6.67	0.07	0.22	78-132	3.33	0.04	0.34	166
Serranidae	<i>Epinephelus marginatus</i> (Lowe, 1834)									3.33	0.04	<0,01	18				
	<i>Epinephelus</i> sp					3.33	0.06	<0,01	15	3.33	0.04	<0,01	14				
	<i>Serranus flaviventris</i> (Cuvier, 1829)													3.33	0.04	<0,01	20
Carangidae	<i>Caranx latus</i> Agassiz, 1831	6.67	0.27	1.04	23-97	16.67	0.40	0.45	57-91	36.67	0.96	1.95	51-113	36.67	0.71	0.91	44-88
	<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	6.67	0.09	0.02	10-21												
	<i>Oligoplites palometa</i> (Cuvier, 1832)	3.33	0.05	0.08	87	16.67	0.29	0.10	28-63	6.67	0.07	0.05	52-75	6.67	0.07	0.04	53-70
	<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	6.67	0.18	0.03	16-50					20.00	0.26	0.21	38-95	20.00	0.39	0.16	25-82
	<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)	6.67	0.09	0.05	32-44	10.00	0.17	0.11	35-58					6.67	0.07	0.13	71-83
	<i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus, 1758)	23.33	0.41	0.75	27-91					3.33	0.04	<0,01	21				
Lutjanidae	<i>Lutjanus alexandrei</i> Moura & Lindeman, 2007									3.33	0.15	0.11	66-144	6.67	0.32	1.30	60-118
	<i>Lutjanus analis</i> (Cuvier, 1828)	3.33	0.05	<0,01	19	3.33	0.06	<0,01	22	16.67	0.48	1.85	22-128				
	<i>Lutjanus cyanopterus</i> (Cuvier, 1828)									3.33	0.04	<0,01	20	3.33	0.04	<0,01	23

FAMILY	SPECIES	VEGETATED								UNVEGETATED							
		RAINY				DRY				RAINY				DRY			
		O%	N%	W%	TL	O%	N%	W%	TL	O%	N%	W%	TL	O%	N%	W%	TL
	<i>Lutjanus griseus</i> (Linnaeus, 1758)									6.67	0.07	0.16	59-87				
	<i>Lutjanus jocu</i> (Bloch & Schneider, 1801)									3.33	0.04	0.04	62	3.33	0.11	0.01	20-26
Gerreidae	<i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus, 1758)	10.00	0.18	0.02	20-23	3.33	0.06	<0,01	22	30.00	1.11	2.13	22-132	20.00	0.25	0.41	21-101
	<i>Diapterus auratus</i> Ranzani, 1842													20.00	4.86	2.20	26-77
	<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)	3.33	0.09	0.01	18-32					6.67	0.07	0.01	25-39	3.33	0.04	0.01	51
	<i>Eucinostomus argenteus</i> Baird & Girard, 1855	43.33	19.94	8.28	11-121	26.67	0.98	1.38	19-117	56.67	3.17	1.85	23-97	50.00	3.61	0.50	13-124
	<i>Eucinostomus gula</i> (Quoy & Gaimard, 1824)									3.33	0.04	0.03					
	<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	3.33	0.09	0.01	21-31	3.33	0.06	<0,01	18	46.67	3.35	0.44	17-65	23.33	1.63	0.15	14-63
	<i>Eugerres brasiliensis</i> (Cuvier, 1830)									10.00	0.37	0.45	59-88	10.00	0.25	0.14	45-71
	<i>Ulaema lefroyi</i> (Goode, 1874)	16.67	0.91	1.38	32-99	26.67	1.55	0.94	20-114	3.33	0.04	<0,01	19	3.33	0.04	0.01	44
	Larva Gerreidae	56.67	28.31	0.46	04-21	50.00	3.11	0.05	10-25	30.00	1.47	0.01	7-19	6.67	0.32	<0,01	14-16
Haemulidae	<i>Anisotremus surinamensis</i> (Bloch, 1791)									6.67	0.29	0.35	35-127				
	<i>Pomadasys corvinaeformis</i> (Steindachner, 1868)	16.67	0.50	1.66	64-106	13.33	0.98	2.89	65-108	3.33	0.11	0.20	79-81	3.33	0.04	0.20	114
Sciaenidae	<i>Menticirrhus littoralis</i> (Holbrook, 1847)	3.33	0.05	0.28	112												
Polynemidae	<i>Polydactylus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)													3.33	0.04	0.24	137
Scaridae	<i>Nicholsina usta</i> (Valenciennes, 1840)									6.67	0.11	0.50	16-137	3.33	0.04	0.45	131
Eleotrididae	<i>Erotelis smaragdus</i> (Valenciennes, 1837)									3.33	0.07	0.02	64-49	3.33	0.07	0.03	54-73
Gobiidae	<i>Bathygobius soporator</i> (Valenciennes, 1837)									30.00	0.52	0.12	18-135	26.67	0.57	1.67	60-129
	<i>Ctenogobius boleosoma</i> (Jordan & Gilbert, 1882)	10.00	0.23	0.04	28-46	20.00	0.52	0.01	17-35	33.33	1.84	0.12	15-46	56.67	8.90	0.55	17-46
	<i>Ctenogobius shufeldti</i> (Jordan & Eigenmann, 1887)	10.00	0.18	0.01	20-24	10.00	0.17	<0,01	18-20	23.33	0.70	0.02	11-59	23.33	1.88	0.06	13-35
	<i>Ctenogobius smaragdus</i> (Valenciennes, 1837)					3.33	0.06	<0,01	19					6.67	0.07	0.03	30-75
	<i>Gobionellus stigmaticus</i> (Poey, 1860)									3.33	0.04	<0,01	34	3.33	0.07	<0,01	12-18
	<i>Gobionellus stomatus</i> Starks, 1913									6.67	0.11	<0,01	25-29	23.33	0.28	0.04	23-76
		Larva Gobiidae													3.33	0.04	<0,01
Ephippididae	<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)	40.00	1.14	1.17	18-63	30.00	1.21	1.55	16-78					3.33	0.04	0.07	55
Acanthuridae	<i>Acanthurus chirurgus</i> (Bloch, 1787)									3.33	0.11	0.17	45-68				

FAMILY	SPECIES	VEGETATED								UNVEGETATED							
		RAINY				DRY				RAINY				DRY			
		O%	N%	W%	TL	O%	N%	W%	TL	O%	N%	W%	TL	O%	N%	W%	TL
Sphyraenidae	<i>Sphyraena barracuda</i> (Edwards, 1771)													3.33	0.07	1.50	142-275
Paralichthyidae	<i>Citharichthys arenaceus</i> Evermann & Marsh, 1900					6.67	0.12	0.05	58-60								
	<i>Citharichthys macrops</i> Dresel, 1885									23.33	0.44	0.22	17-95				
	<i>Citharichthys spilopterus</i> Günther, 1862	13.33	0.23	0.77	73-111	3.33	0.06	0.09	83	26.67	1.03	1.88	38-142	16.67	0.21	0.23	55-98
	<i>Etropus crossotus</i> Jordan & Gilbert, 1882	3.33	0.05	0.09	75					3.33	0.04	0.23	130				
	<i>Paralichthys brasiliensis</i> (Ranzani, 1842)									3.33	0.04	0.19	135				
	<i>Syacium micrurum</i> Ranzani, 1842	3.33	0.05	0.39	123												
Achiridae	<i>Achirus declivis</i> Chabanaud, 1940									10.00	0.18	2.79	88-150				
	<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)					16.67	0.35	0.73	23-101	6.67	0.22	0.23	17-100	3.33	0.04	<0.01	31
	<i>Trinectes microphthalmus</i> (Chabanaud, 1928)													3.33	0.04	0.01	37
Cynoglossidae	<i>Symphurus tessellatus</i> (Quoy & Gaimard, 1824)									6.67	0.15	0.62	35-177				
Tetraodontidae	<i>Colomesus psittacus</i> (Bloch & Schneider, 1801)									6.67	0.07	5.48	208-230	3.33	0.04	12.88	380
	<i>Sphoeroides greeleyi</i> Gilbert, 1900	13.33	0.32	1.44	35-95	3.33	0.06	0.09	21-56	83.33	6.19	8.69	14-110	43.33	1.14	1.74	30-83
	<i>Sphoeroides spengleri</i> (Bloch, 1785)	6.67	0.55	0.34	25-51	20.00	0.46	0.06	20-30								
	<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)	40.00	1.09	50.92	106-240	33.33	1.84	47.64	100-223	60.00	1.92	34.63	20-241	53.33	1.53	21.03	41-220
Diodontidae	<i>Chilomycterus antennatus</i> (Cuvier, 1816)	6.67	0.09	0.02	16-18					6.67	0.07	0.02	12-28				
	Number of species			42				44				61				56	
	Number of individuals			2,197				1,739				2,714				2,819	
	Total biomass			4,713.91				4,936.57				9,329.75				9,083.26	

A densidade relativa apresentou diferença significativa espacialmente (Pseudo- $F_{1,119}=3.6667$; $p=0.0494$) e na interação entre os fatores espacial e temporal (Pseudo- $F_{1,119}=7.7521$; $p=0.0056$), alcançou maiores valores nas áreas não vegetadas tanto para o período chuvoso (1.01 ± 0.25), quanto para o seco (1.04 ± 0.24). Enquanto que para as áreas vegetadas, os maiores valores da densidade foram durante o período chuvoso (0.81 ± 0.17) (Figura 2c).

A riqueza de espécies apresentou apenas diferença significativa espacialmente (Pseudo- $F_{1,119}=5.7579$; $p=0.0175$). As áreas não vegetadas registraram maior número de espécies por m^2 do que as áreas vegetadas tanto no período chuvoso (0.10 ± 0.01), quanto no período seco (0.12 ± 0.1) (Figura 2d). A biomassa foi diferente entre as áreas (Pseudo- $F_{1,119}=6.8823$; $p=0.0073$), entre as estações (Pseudo- $F_{1,119}=15.088$; $p=0.0002$) e na interação entre os fatores (Pseudo- $F_{1,119}=4.8213$; $p=0.0218$). Assim, os maiores valores de biomassa por m^2 foram registrados durante o período chuvoso (3.46 ± 0.68) e o período seco (3.36 ± 0.66) nas áreas não vegetadas (Figura 2e).

Em relação à contribuição das espécies na similaridade entre as áreas e períodos climáticos estudados, o número de espécies contribuintes foi menor durante o período chuvoso do que no período seco em ambas as áreas (Tabela 3). Enquanto a maior contribuição numérica no período chuvoso foi de *A. brasiliensis* nas áreas vegetadas, nas áreas não vegetadas as contribuições foram de *A. brasiliensis* e *S. greeleyi* (Tabela 3). Já na seca, a porcentagem de contribuição foi representada por um número maior de espécies (Tabela 3).

Tabela 3III Contribuição (%) das espécies dentro das áreas vegetadas e não vegetadas em cada período climático do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, no ano de 2014, a partir do SIMPER. (Nível de corte = 70%).

Component: Vegetated-Rainy		Component: Vegetated-Dry	
Av. sim = 29.51	Contrib%	Av. sim = 30.82	Contrib%
<i>Atherinella brasiliensis</i>	48.41	<i>Atherinella brasiliensis</i>	23.03
Gerreidae larvae	17.45	<i>Lycengraulis grossidens</i>	18.56
		<i>Anchoa marinii</i>	8.79
		Gerreidae larvae	7.78
		<i>Anchoiella lepidentostole</i>	7.71
Component: Unvegetated-Rainy		Component: Unvegetated-Dry	
Av. sim = 30.62	Contrib%	Av. sim = 25.47	Contrib%
<i>Atherinella brasiliensis</i>	23.85	<i>Atherinella brasiliensis</i>	18.30
<i>Spoeroides greeleyi</i>	22.24	<i>Ctenogobius boleosoma</i>	11.58
<i>Sphoeroides testudineus</i>	8.92	<i>Lycengraulis grossidens</i>	9.64
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	7.72	<i>Sphoeroides testudineus</i>	9.04
		<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	8.26
		<i>Sphoeroides greeleyi</i>	5.33
		<i>Anchoa tricolor</i>	5.27

Das espécies que contribuíram para a similaridade entre os grupos, as espécies *A. lepidentostole*, *C. elucens*, *C. boleosoma*, *H. unifasciatus* e *S. greeleyi* apresentaram diferença significativa em sua abundância e biomassa entre as áreas vegetadas e não vegetadas (Tabela 4). Já o peixe-rei *A. brasiliensis* apresentou variação espacial apenas em relação à abundância (Tabela 4).

Tabela 4IV Resultados da PERMANOVA para o fator espacial em relação à abundância e à biomassa das espécies mais contribuíram para a similaridade entre as assembleias das áreas vegetadas e não vegetadas do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, em 2014.

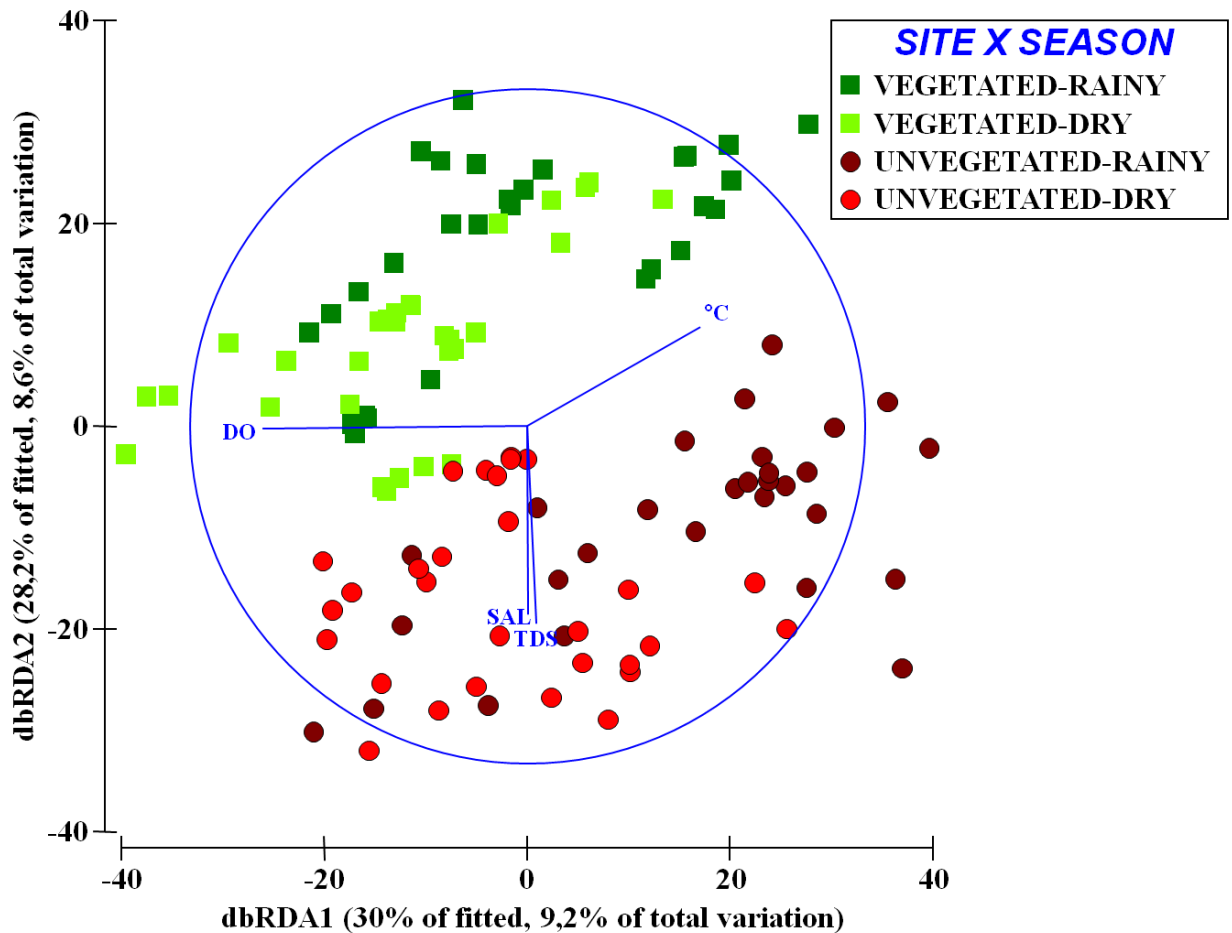
Species	Abundance		Biomass	
	Pseudo-F _{1,119}	<i>p</i>	Pseudo-F _{1,119}	<i>p</i>
<i>Anchoa marinii</i>	1.9882	0.1675	0.82581	0.3654
<i>Anchoa tricolor</i>	0.0001	0.8298	0.0001	0.9209
<i>Anchoviella lepidentostole</i>	7.9778	0.0007	7.1401	0.0013
<i>Atherinella brasiliensis</i>	4.6246	0.0349	<0.0001	0.9834
<i>Cosmocampus elucens</i>	14.91	0.0001	9.3806	0.0001
<i>Ctenogobius boleosoma</i>	5.251	0.0001	3.9787	0.0001
<i>Eucinostomus argenteus</i>	1,6307	0.2218	0.69712	0.4225
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	5.3989	0.0001	9.4087	0.0001
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0.75013	0.4297	3.3222	0.0616
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	24.44	0.0001	22.616	0.0001
<i>Sphoeroides testudineus</i>	2.4406	0.1286	0.2088	0.6476

INFLUÊNCIA DOS FATORES ABIÓTICOS NAS ASSEMBLEIAS

A análise do modelo linear baseado na distancia (DistLM) indicou onze variáveis preditoras significativas para a assembleia de peixes: temperatura, salinidade, profundidade, sólidos totais dissolvidos, oxigênio dissolvido, pH, clorofila, areia muito grossa, silte, argila e matéria orgânica (r^2 ajustado= 0.30631). No entanto, as variáveis com maior correlação ($r > 0.5$) com os eixos da dbRDA foram o oxigênio dissolvido, a temperatura, a salinidade e os sólidos totais dissolvidos. A dbRDA1 representou 9.2% da variação total e 30% da variação ajustada na assembleia de peixes com correlação positiva com a temperatura ($r = 0.361$) e negativamente correlacionada com o oxigênio dissolvido ($r = - 0.705$) (Figura 3). A dbRDA2 foi negativamente correlacionada com a salinidade ($r = - 0.475$) e os sólidos totais dissolvidos ($r = - 0.612$), representando uma variação total de 8.6% e 28.2% da variação ajustada (Figura 3). Assim, juntos os eixos apresentaram explicação de 17.8% da variação total e 58,2% da variação ajustada. O primeiro eixo representou a variação das assembleias em relação ao fator temporal, com o lado direito caracterizado por amostras do período chuvoso relacionadas com a temperatura e as amostras do período seco a esquerda, relacionadas ao oxigênio dissolvido

(Figura 3). O segundo eixo representou a variação espacial das assembleias, com a região inferior do gráfico caracterizado por amostras das áreas não vegetadas, relacionadas com a salinidade e os sólidos totais dissolvidos (Figura 3).

Figura 3 Análise de ordenação redundante baseada na distância (dbRDA) demonstrando as variáveis ambientais que influenciaram a estrutura da ictiofauna entre áreas vegetadas e não vegetadas do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, durante os períodos chuvoso e seco de 2014. Temperatura (°C), Oxigênio Dissolvido (DO), Salinidade (Sal) e Sólidos Totais Dissolvidos (TDS).



ESTRUTURA DE TAMANHO DAS ASSEMBLEIAS

Após a combinação de algumas classes de tamanho com poucos indivíduos, a divisão de classes por espécie ficou definida como evidenciado na Tabela 5, considerando as classes TL1 a TL4 como representadas por indivíduos de menor porte físico e aqueles pertencentes às classes TL5 a TL8 de maior porte. A porcentagem de abundância relativa para as espécies com maior contribuição para a similaridade entre as assembleias mostrou que a maior parte dos indivíduos encontrava-se nas fases iniciais do desenvolvimento (menores classes de tamanho – TL1 a TL4). Dentre as espécies amostradas, apenas *Sphoeroides greeleyi*,

Anchoiella lepidentostole, *Ctenogobius boleosoma* e *Cosmocampus elucens* não apresentaram diferença significativa na variação de tamanho dos indivíduos em relação ao fator espacial. As maiores abundâncias de indivíduos de menor porte foram encontradas nos bancos de fanerógamas para as espécies *Lycengraulis grossidens*, *Hyporhamphus unifasciatus*, *Eucinostomus argenteus* e *Anchoa marinii* (Figura 4). As espécies *Sphoeroides testudineus*, *S. greeleyi*, *Atherinella brasiliensis* e *A. tricolor* apresentaram maior abundância de indivíduos de menor porte nas áreas não vegetadas (Figura 4).

Tabela 5 Classes de tamanho das espécies estudadas na estrutura de tamanho das assembleias de peixes do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, em 2014. TL em mm.

Specie	TL1	TL2	TL3	TL4	TL5	TL6	TL7	TL8
<i>Anchoa marinii</i>	≤40	41-45	46-50	51-55	56-60	61-65	≥66	-
<i>Anchoa tricolor</i>	≤36	37-43	44-50	51-57	58-64	≥65	-	-
<i>Anchoiella lepidentostole</i>	≤29	30-32	33-35	36-38	39-41	≥42	-	-
<i>Atherinella brasiliensis</i>	≤42	43-53	54-64	65-75	76-86	87-97	≥98	-
<i>Cosmocampus elucens</i>	≤31	32-44	45-57	58-70	71-83	≥84	-	-
<i>Ctenogobius boleosoma</i>	≤28	29-34	35-40	≥41	-	-	-	-
<i>Eucinostomus argenteus</i>	≤31	32-42	43-53	54-64	65-75	≥76	-	-
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	≤47	48-65	66-83	84-101	102-119	120-137	138-155	≥156
<i>Lycengraulis grossidens</i>	≤45	46-59	60-73	74-87	88-101	≥102	-	-
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	≤37	38-49	50-61	62-73	74-85	≥86	-	-
<i>Sphoeroides testudineus</i>	≤47	48-75	76-103	104-131	132-159	≥160	-	-

Figura 4 Continua

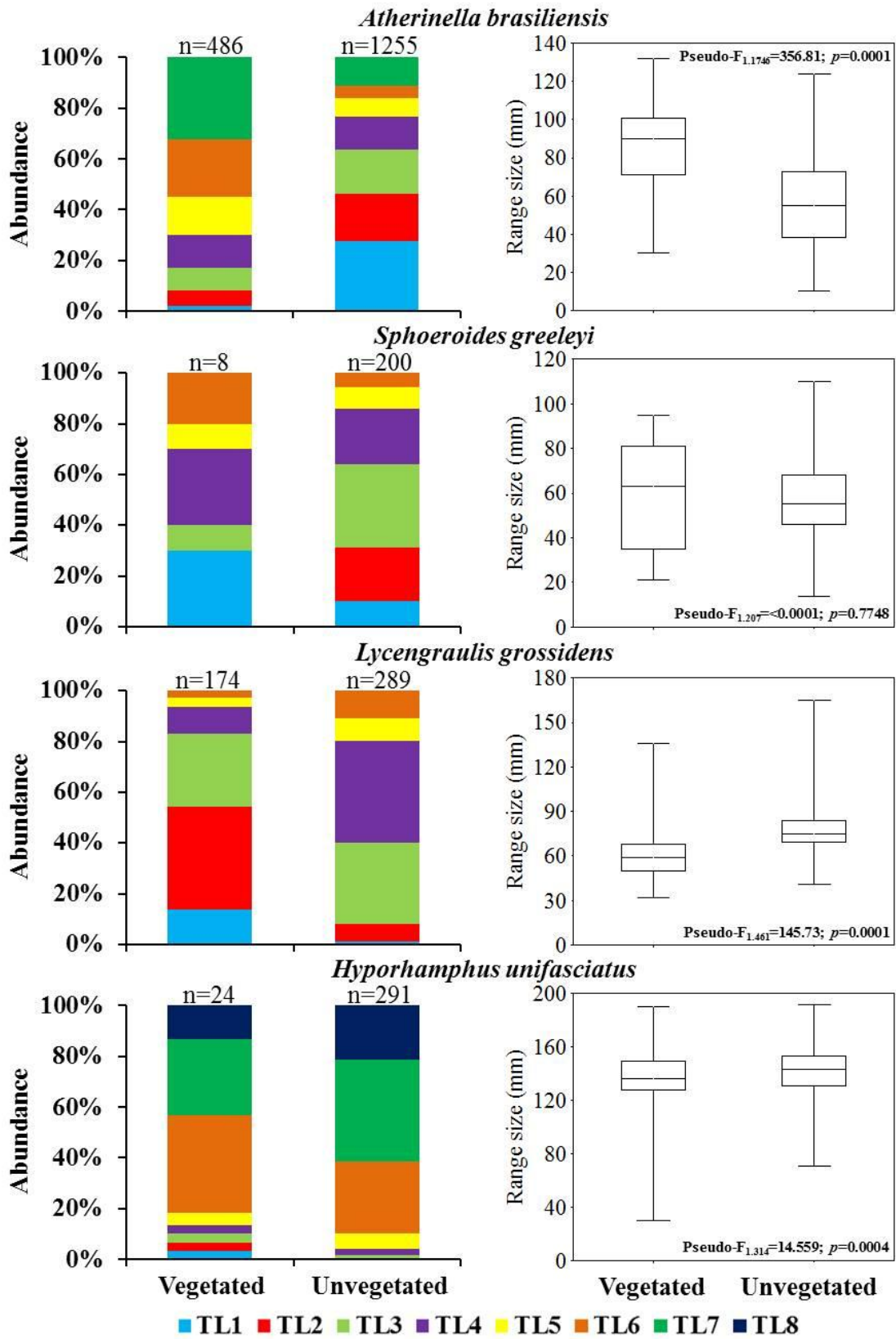


Figura 4 Continua

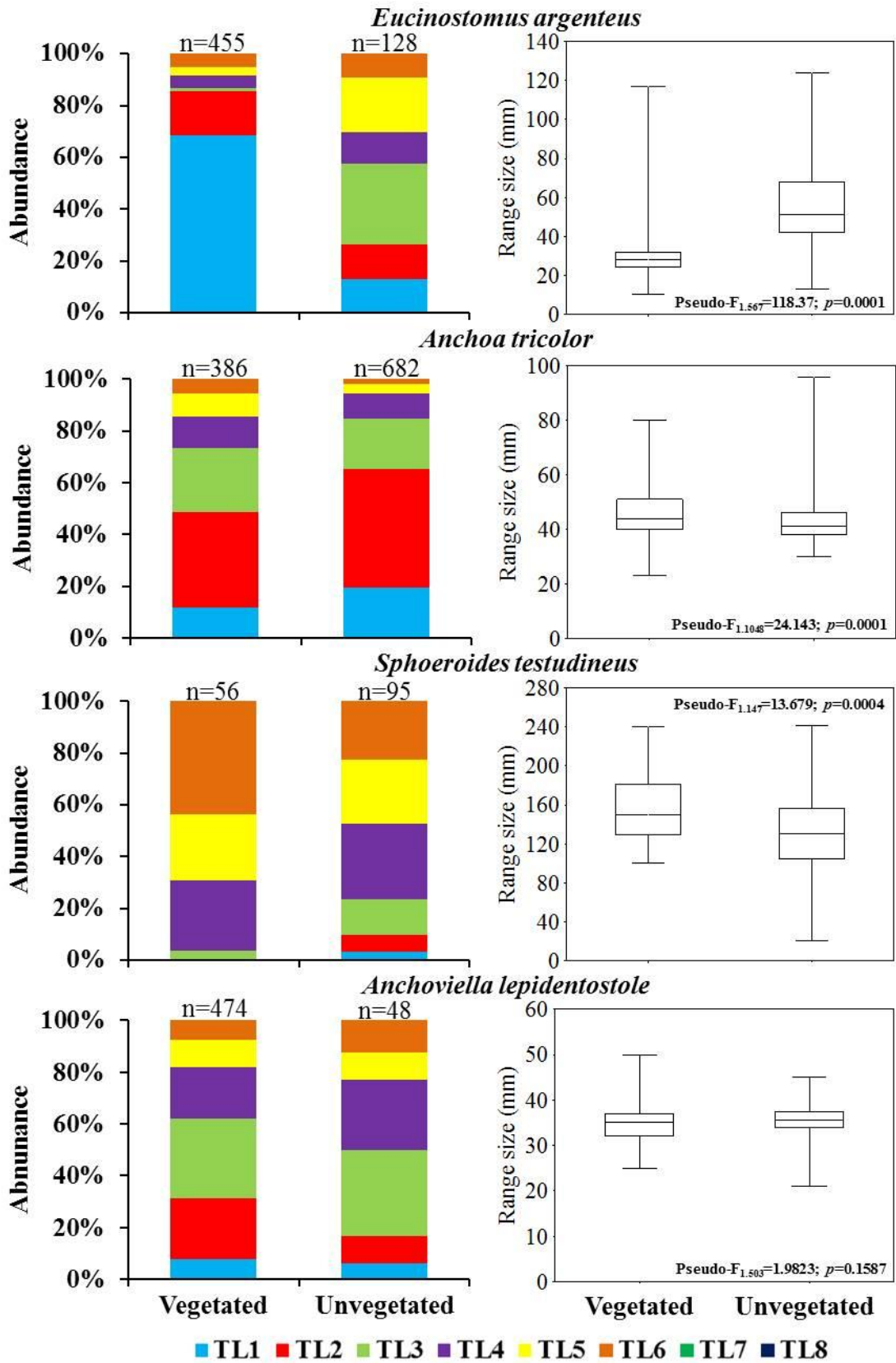
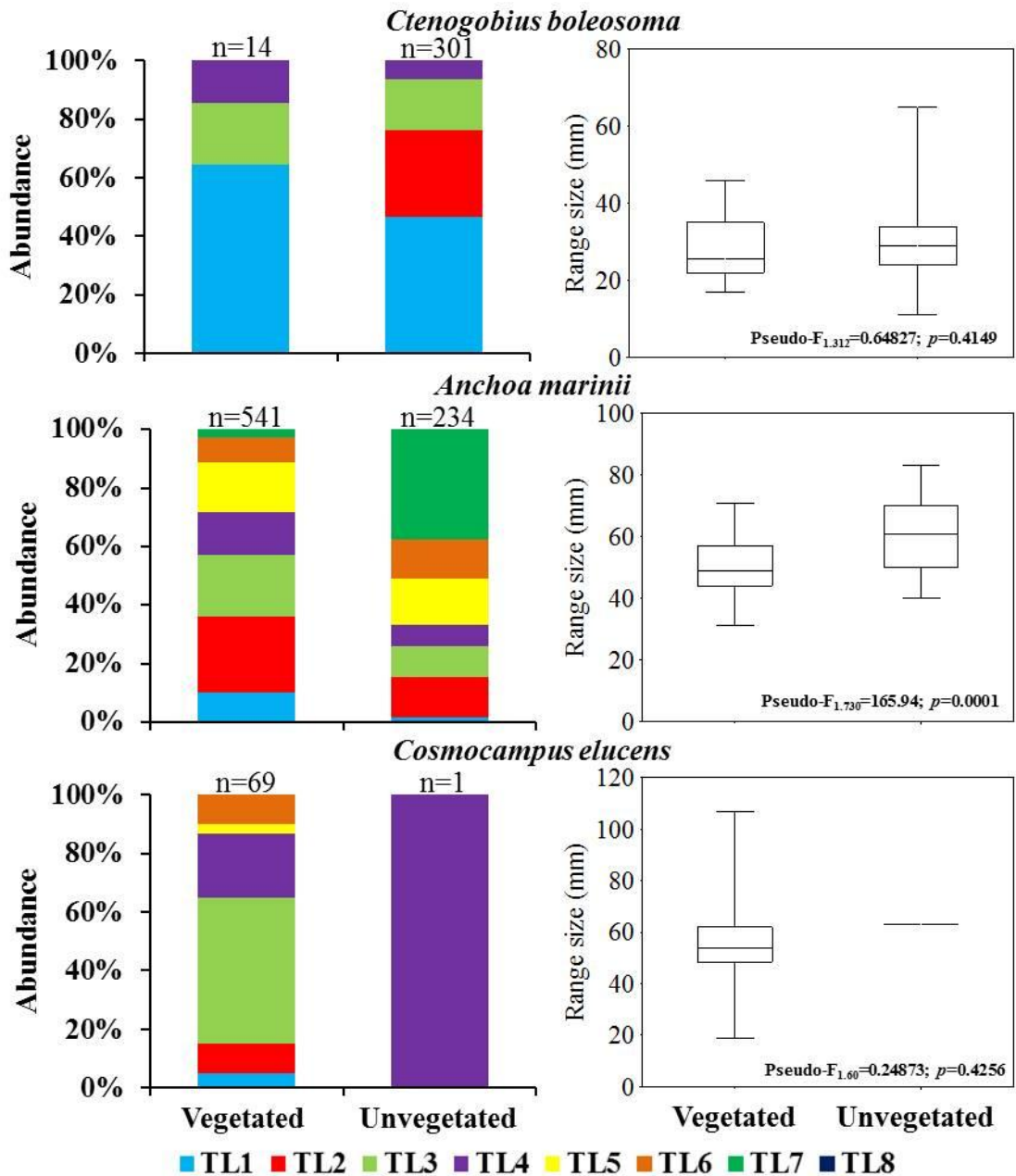


Figura 4 Abundância relativa, em porcentagem, e a variação de tamanho, em *Box plot*, das espécies de ictiofauna mais contribuíram para a similaridade entre as assembleias das áreas vegetadas e não vegetadas do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, em 2014. (n= número de indivíduos)



DISCUSSÃO

Os bancos de fanerógamas marinhas estudadas no estuário do rio Mamanguape apresentaram uma menor riqueza de espécies e uma diversidade similar às áreas que não apresentaram vegetação sobre o substrato. Alguns estudos sobre bancos de fanerógamas indicaram que essas áreas apresentam maior abundância de peixes e riqueza de espécies,

valores correlacionados com a biomassa dessas macrófitas (LUBBER *et al.*, 1990; EDGAR; SHAW, 1995; GRAY *et al.*, 1998; ARRIVILLAGA; BALTZ, 1999; BERTELLI; UNSWORTH, 2014). Contudo, a maior estabilidade ambiental das planícies de maré, influenciada por sua localização no estuário e/ou ainda o pequeno tamanho das manchas que formam os bancos de fanerógamas marinhas, tornaram os locais não vegetados mais favoráveis para o estabelecimento principalmente dos peixes juvenis. Esse resultado corrobora com Orth *et al.* (1984) e Nakamura *et al.* (2007), que estabeleceram que certas espécies equilibram o risco de predação com a disponibilidade de recursos, como forma de maximizar o ganho de energia para investir em seu crescimento.

Vários são os fatores que determinam os padrões de riqueza e diversidade das comunidades em ambientes terrestres e aquáticos (COLLIER *et al.*, 1973; WRIGHT *et al.*, 1993; MORIN, 2011). Entre estes, a heterogeneidade de habitats e a complexidade estrutural têm sido consideradas alguns dos fatores mais importantes, pois proporcionam uma variedade de microhabitats e de condições ambientais favoráveis que possibilitam a coexistência de uma maior diversidade de espécies e de grupos funcionais e/ou guildas (GRIFFIN *et al.*, 2009; FUKAMI, 2010; MATIAS *et al.*, 2010). Porém, nossos resultados não foram similares a outros estudos que compararam a composição e a estrutura das assembleias de peixes entre diferentes habitats estuarinos (CONNOLLY, 1994; GRAY *et al.*, 1998; ARRIVILLAGA; BALTZ, 1999), com uma tendência inversa dos atributos das assembleias (densidade, biomassa e riqueza) a apresentarem maiores valores em áreas com menor complexidade. Tal padrão já havia sido registrado por Ruiz *et al.* (1993) na Baía de Chesapeake (EUA), Rozas e Zimmerman (2000) na região estuarina da Baía de Galveston (EUA) e Jenkins e Hamer (2001) na costa da Austrália.

A aparente contradição em nosso resultado pode estar associada ao fato dos bancos de fanerógamas marinhas serem formados por pequenas manchas nessa área estuarina, ao contrário de alguns estudos que avaliaram bancos com uma extensão estrutural muito maior (BELL; WESTOBY, 1986; BERTELLI; UNSWORTH, 2014). Aliado a isso, a menor altura e densidade dos bancos formados por *Halodule wrightii* no estuário (espécie de fanerógama marinha de menor tamanho e menor superfície foliar) (LABOREL-DEGUEN, 1963; JERKANOFF *et al.*, 1996), estaria afetando a eficiência de forrageamento das espécies devido a menor disponibilidade de presas e também a menor capacidade de fuga dos predadores. Nesse sentido, Horinouchi (2007) atenta que é completamente plausível que a abundância de

peixes em diferentes condições de complexidade de habitat não siga sempre as previsões feitas pelos modelos estabelecidos para áreas de fanerógamas marinhas.

Apesar dos resultados dos descritores das comunidades apresentarem-se mais altos no habitat aparentemente homogêneo, esse entendimento pode estar equivocado se levarmos em conta os atributos da complexidade biogênica desse ambiente, que contribui para uma maior compartimentalização das planícies de maré lamosas. Organismos bênticos móveis da infauna criam uma estrutura de habitat complexo nesses ambientes com substrato lamoso, aumentando a abundância e a diversidade de organismos associados (SEBENS, 1991; BRADSHAW *et al.*, 2003). Estudo realizado por Campos *et al.* (2015) em uma planície lamosa no estuário do rio Mamanguape relata que as guildas de peixes zooplactófagos e zoobentívoros são suportadas pela exploração de diferentes recursos fornecidas por esse habitat, tanto espacial como temporalmente. Assim, a complexidade biogênica poderia estar suportando e contribuindo significativamente não somente para a riqueza e a rede trófica dessas assembleias de peixes, mas também em outros processos como na maior produtividade registrada nesse mesohabitat. Estudos tem demonstrado que somente a complexidade espacial não pode produzir efeitos sobre a diversidade, enfatizando que a disponibilidade e a distribuição dos recursos são fundamentais na estruturação das comunidades (YOUNG, 2001; GOLDBOLD *et al.*, 2011).

Analisando os padrões de distribuição das espécies sob a ótica da predação, os bancos de fanerógamas fornece grande quantidade de refúgio para os menores indivíduos (ROZAS; ZIMMERMAN, 2000; HECK *et al.*, 2003; SCHARF *et al.*, 2006; BARTHOLOMEW *et al.*, 2000) e sua localização aumenta a interceptação dos ovos e larvas que estão entrando no estuário (CULLEN-UNSWORTH; UNSWORTH, 2013), enquanto que a abundância de predadores (principalmente *Lutjanus* spp e *Caranx latus*) nas áreas não vegetadas aumenta o perigo de predação. Assim, a menor pressão de predação nas áreas vegetadas possibilitou que estas apresentassem melhores condições para abrigar um maior número de larvas e pequenos juvenis. Comparado com as áreas vegetadas, as planícies de maré parecem ser menos adequados para os juvenis por conta da menor quantidade de refúgios e ainda pela maior abundância dos piscívoros. A amplitude dos comprimentos totais indicou o registro de exemplares maiores de *L. grossidens*, *A. tricolor*, *A. marinii* e *S. greeley* no *mudflat*, corroborando a importância desses ambientes para espécies com uma estratégia anti-predatória, como as formadoras de cardumes. Além disso, com o crescimento, a capacidade natatória dos indivíduos aumenta e o risco de predação diminui, possibilitando que estes

habitem áreas mais abertas e mais profundas (WERNER; HALL, 1988; DE ANGELO *et al.*, 2014), como as áreas não vegetadas que foram utilizadas principalmente pelos juvenis maiores e adultos. Este padrão também foi observado para espécies de peixes recifais que ocupavam áreas com fanerógamas marinhas na Tanzânia (KIMIREI *et al.*, 2011).

A maior estabilidade ambiental das áreas não vegetadas também é um indicativo importante na determinação da diversidade nas áreas estudadas do estuário do rio Mamanguape. As áreas não vegetadas apresentam características de habitat mais protegidos com águas mais calmas, enquanto que as áreas vegetadas sofrem maior stress físico causado pela ação das marés. Devido a essa dinâmica, por exemplo, no estuário do rio Mamanguape, os bancos de fanerógamas são cobertos e descobertos fazendo com que a movimentação das folhas com a passagem das ondas torne tais áreas mais instáveis, fornecendo assim menos proteção contra predadores (GILLANDERS, 2006). A ação do vento e das correntes, bem como a profundidade onde os bancos de fanerógamas marinhas são encontrados, são fatores que influenciam a configuração espacial desses habitats, através de um controle direto no desenvolvimento dessas plantas ou influenciando na heterogeneidade e formação de manchas (TURNER *et al.*, 1999). Deste modo, as condições favoráveis constantes permitiram a coexistência de um número maior de espécies nas planícies de maré, uma vez que elas garantem a menor flutuação na disponibilidade dos recursos limitantes e diminuem a pressão competitiva entre as espécies (COLLIER *et al.*, 1973; TILMAN; PACALA, 1993).

A diferença da composição das assembleias entre as áreas vegetadas e não vegetadas suportou a afirmação de que algumas espécies selecionam seus habitats de acordo com suas preferências a certas características ambientais. As águas calmas das planícies de maré favorecem a deposição de matéria particulada mais fina (ELLIOT *et al.*, 1998; DYER *et al.*, 2000). Essas áreas de substrato lamoso têm altos níveis de sólidos suspensos comuns em estuários e podem suportar comunidades de peixes juvenis (CAMARGO; ISAAC, 2003), adultos de peixes altamente móveis ou espécies que obtêm proteção através da formação de cardumes ou pela camuflagem (BELL; POLLARD, 1989; WYDA *et al.*, 2002). Os Pleuronectiformes, por exemplo, são especificamente adaptados a viver em habitats sedimentares e mostram preferência por habitats com tais características (JENKINS; WHEATLEY, 1998). Além disso, a biomassa de microalgas (microfitobentos) é muito maior nas camadas superiores de substratos lamosos do que em sedimentos arenosos, podendo ser inclusive a base das teias alimentares bentônicas (McGLATHERY *et al.*, 2013). Esse “tapete” de microalgas tem grande contribuição, por exemplo, da dieta das espécies de Gobiidae

(CONTENTE *et al.*, 2012). Por isso, a ocorrência e abundância das espécies de linguados e de gobídeos foi muito maior nas áreas não vegetadas do que nas áreas vegetadas, assim como observado por Rozas e Zimmerman (2000) em áreas não vegetadas rasas na região estuarina da Baía de Galveston (EUA).

Já para os bancos de fanerógamas marinhas, a literatura tem relatado que essas áreas suportam grande número de espécies de hábito críptico (BELL; POLLARD, 1989), como os representantes da família Syngnathidae, grupo tipicamente residente sobre os bancos de fanerógamas (CONNOLLY, 1994). As espécies dessa família preferem essas áreas vegetadas por possuírem a capacidade de se prender as fanerógamas utilizando sua cauda preênsil e de camuflar-se entre as macrófitas (BURFEIND *et al.*, 2009).

O método de amostragem utilizado nesse estudo pode ter influenciado na quantidade de indivíduos coletados nas áreas vegetadas, uma vez que os arrastos foram realizados durante a maré baixa (bancos de areia, assim como parte das fanerógamas, expostos) devido à utilização das redes do tipo *beach seine*. Provavelmente durante essa fase do ciclo de maré, os peixes com maior capacidade natatória migraram para áreas mais profundas ou outras áreas à procura de proteção. Sogard (1989) estudou bancos de fanerógamas da Baía da Flórida que ficavam quase expostas (profundidade da água < 10cm) durante marés baixas extremas. Ele observou que as maiores capturadas foram registradas antes e depois das marés baixas, representando o movimento de algumas espécies para dentro e fora dos bancos.

Variações espaciais no recrutamento foram observadas entre as áreas estudadas, com parte das espécies em comum utilizando as áreas vegetadas e as não vegetadas em fases diferentes de seu desenvolvimento ontogenético. A utilização dos locais com a presença de fanerógamas marinhas para os “*young-of-the-year*” de *L. grossidens*, *A. marinii* e *E. argenteus* foi significativa nesse tipo de vegetação, sugerindo que estes táxons estabelecem-se e permanecem por algum período até atingirem maior capacidade natatória. Representantes das famílias Engraulidae e Gerreidae também já haviam sido destacados em grande abundância em áreas tropicais similares, seja próximo aos corais na Indonésia (UNSWORTH *et al.*, 2007), em um estuário (ROZAS; MINELLO, 1997) e também em uma baía (KERSCHNER *et al.*, 1985) respectivamente. Por outro lado, juvenis e adultos de *A. brasiliensis* e *H. unifasciatus* foram comuns em maior porcentagem nessas áreas não vegetadas devido à heterogeneidade dos recursos, provavelmente devido ao aumento da disponibilidade alimentar para as espécies mais generalistas (HORINOUCI; SANO, 2000; NAKAMURA *et al.*, 2003; CONTENTE *et al.*, 2011; HORINOUCI *et al.*, 2012). Essas

espécies não são consideradas residentes de bancos de fanerógamas marinhas e formam cardumes transitórios, utilizando os bancos como áreas de berçário (SMITH *et al.*, 2008). Segundo Adams *et al.* (2004), as primeiras fases do ciclo de vida são bastante susceptíveis a mortalidade por predação e, assim, são atraídos para habitats com refúgio e com maior capacidade para forrageamento. Deste modo, o principal fator de seleção e das mudanças ontogenéticas de habitats está relacionado com a complexidade estrutural, importante para o estabelecimento das larvas associado com a eficiência no forrageamento e o risco de mortalidade por predação (WERNER; HALL, 1988; DAHLGREN; EGGLESTON, 2006; MORIN, 2011).

Em relação ao padrão temporal, as assembleias de peixes das áreas vegetadas e não vegetadas variaram de acordo com abundância de diferentes espécies em cada estação climática. Antes de tudo, é preciso levar em consideração que 2014 apresentou variações climáticas adversas para a região estudada, com temperaturas elevadas e poucas chuvas durante todo o ano. Deste modo, as maiores temperaturas da água durante o período chuvoso possibilitaram que gerreídeos fossem mais abundantes durante esse período, uma vez que as larvas e juvenis da família Gerreidae têm preferência por ambientes com águas mais quentes (GODEFROID *et al.*, 2001). Já durante o período seco, os representantes da família Engraulidae, foram as espécies que mais contribuíram em termos abundância dentro das assembleias. Isto pode estar relacionado a maior produtividade primária durante este período, uma vez que a maior abundância de fitoplâncton proporciona um aumento da quantidade de zooplâncton (KELLER *et al.*, 1990). Estes são os principais componentes da dieta dessas espécies, caracterizadas na literatura por ter hábitos alimentares planctívoras e filtradoras (SILVA *et al.*, 2003; ARA *et al.*, 2011).

Em resumo, nossos resultados evidenciaram que tanto as áreas vegetadas quanto as não vegetadas são importantes no desenvolvimento e manutenção das assembleias de peixes de estuários tropicais. Assim como Edgar e Shaw (1995), acreditamos que ambas têm comparável importância como berçário para peixes. Contudo, os esforços de conservação têm focado apenas nas áreas de maior complexidade estrutural como manguezais e bancos de fanerógamas. É necessário perceber que algumas espécies selecionam habitats distintos e necessitam de recursos diferentes, utilizando as planícies de maré como habitats preferenciais. Sendo assim, as medidas de gestão e conservação devem estender-se a todos os mesohabitats estuarinos.

ABSTRACT

Among the vegetated estuarine mesohabitats, the seagrass beds are some the essential nursery areas for fish, due to the greater structural complexity found in these environments. Despite of their importance, they are among the most threatened coastal ecosystems and their influence on fish assemblages is still few studied on the Brazilian coast. Thus, this study aimed to compare the composition and structure of fish assemblages found in vegetated and unvegetated areas in a tropical estuary. Samples were taken in two areas with seagrass (*Halodule wrightii*) and two where this vegetation is absent (tidal flats), observing the variations in the hydrological regime between the dry and rainy seasons of 2014. A total of 86 species were recorded, of which 11 occurred only in vegetated areas and 31 only in the unvegetated. No difference was found in diversity between vegetated and unvegetated areas, but the values of abundance and biomass were higher in non-vegetated areas. Thus, the environmental stability of non-vegetated areas proved to be a major factor in determining the biomass and richness patterns. Analysis of the abiotic data set indicated that temperature and dissolved oxygen are the predictor variables that act as environmental filters in the temporal differentiation of the structure of fish assemblages, while salinity and total dissolved solids are related to variation among seagrass beds and tidal flats. In addition, it was observed that these areas are used by the species at different stages of their ontogenetic development, which may be linked to differences related to the availability of food resources and the possibility of refuge from predation.

Keywords: Seagrass. Nursery. Ontogenetic habitat shift. Environmental stability.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

ADAMS, A.J.; LOCASCIO, J.V.; ROBBINS, B.D. Microhabitat use by a post-settlement stage estuarine fish: evidence from relative abundance and predation among habitats. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 299, n. 1, p. 17-33, 2004.

AESA – Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (2015) Climatologia da precipitação anual acumulada (mm) – ano 2010.
<http://site2.aesa.pb.gov.br/aesa/jsp/monitoramento/chuvas/climatologiasGraficos.jsp>. Acesso 09 junho 2015.

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

ANDERSON, M.J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, v. 26, p. 32-46, 2001.

- ANDERSON, M.J.; GORLEY, R.N.; CLARKE, K.R. **PERMANOVA for PRIMER: guide to software and statistical methods**. PRIMER-E Ltd., Plymouth, United Kingdom, 2008.
- ANDERSON, M.J.; TER BRAAK, C.J.F. Permutation test for multi-factorial analysis of variance. **Journal of Statistical Computation and Simulation**, v. 73, p. 85-113, 2013.
- ARA, R.; ARSHAD, A.; MUSA, L.; AMIN, S.M.N.; KUPPAN, P. Feeding habits of larval fishes of the Family Clupeidae (Actinopterygii: Clupeiformes) in the estuary of River Pendas, Johor, Malaysia. **Journal of Fisheries and Aquatic Science**, v. 6, n. 7, p. 816-821, 2011.
- ARAÚJO, M.E.; TEIXEIRA, J.M.C.; OLIVEIRA, A.M.E. **Peixes estuarinos do nordeste brasileiro: Guia Ilustrado**. Editora Universitária UFPE e EFC, Recife, 2004
- ARRIVILLAGA, A.; BLATZ, D.M. Comparison of fishes and macroinvertebrates on seagrass and bare-sand sites on Guatemala's Atlantic coast. **Bulletin of Marine Science**, v. 65, n. 2, p. 301-319, 1999.
- BARTHOLOMEW, A.; DIAZ, R.J.; CICCETTI, G. New dimensionless indices of structural habitat complexity: predicted and actual effects on a predator's foraging success. **Marine Ecology Progress Series**, v. 206, p. 45-58, 2000.
- BELL, J.D.; POLLARD, D.A. Ecology of fish assemblages and fisheries associated with seagrasses. In: McCOMB, A.J.; LARKUM, A.W.D.; SHEPHERD, S.A. (eds) **The biology of seagrasses: an Australian perspective**. Elsevier, Amsterdam, p. 565-609, 1989.
- BELL, J.D.; WESTOBY, M. Abundance of macrofauna in dense seagrass is due to habitat preference, not predation. **Oecologia**, v. 68, p. 205-209, 1986.
- BERTELLI, C.M.; UNSWORTH, R.K.F. Protecting the hand that feeds us: Seagrass (*Zostera marina*) serves as commercial juvenile fish habitat. **Marine Pollution Bulletin**, v. 83, p. 425-429, 2014.
- BRADSHAW, C.; COLLINS, P.; BRAND, A.R. To what extent does upright sessile epifauna affect benthic biodiversity and community composition? **Marine Biology**, v. 143, p. 783-791, 2003.
- BURFEIND, D.D.; TIBBETTS, I.R.; UDY, J.W. Habitat preference of three common fishes for seagrass, *Caulerpa taxifolia*, and unvegetated substrate in Moreton Bay, Australia. **Environmental Biology of Fishes**, v.84, p. 317-322, 2009.
- CAMARGO, M.; ISAAC, V.J. Ictiofauna estuarina. In: FERNANDES, M.F.B. (ed.) **Os manguezais da costa Norte brasileira**. Vol. 1. Fundação Rio Bacanga, São Luís, pp 105-132, 2003.
- CAMPOS, D.M.A.R.; SILVA, A.F.; SALES, N.S.; OLIVEIRA, R.E.M.C.C.; PESSANHA, A.L.M. Trophic relationships among fish assemblages in a mudflat within Brazilian marine protected area. **Brazilian Journal of Oceanography**, v.63, n.2, p. 135-146, 2015
- CLARKE, K.R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology**, v. 18, p. 117-143, 1993.

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

COLLIER, D.B.; COX, W.G.; JOHNSON, W.A.; MILLER, C.P. **Dynamic Ecology**. Prentice Hall Inc., New Jersey, 1973.

CONNOLLY, R.M. A comparison of fish assemblage from seagrass and unvegetated areas of a southern Australian estuary. **Australian Journal of Marine & Freshwater Research**, v. 45, p. 1033-1044, 1994.

CONTENTE, R.F.; STEFANONI, M.F.; SPACH, H.L. Feeding ecology of the Brazilian silverside *Atherinella brasiliensis* (Atherinopsidae) in a sub-tropical estuarine ecosystem. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 91, n. 6, p. 1197-1205, 2011.

CONTENTE, R.F.; STEFANONI, M.F.; SPACH, H.L. Feeding ecology of the American freshwater goby *Ctenogobius shufeldti* (Gobiidae, Perciformes) in a sub-tropical estuary. **Journal of Fish Biology**, v. 80, p. 2357-2373, 2012.

CRUZ-ESCALONA, V.H.; PETERSON, M.S.; CAMPOS-DÁVILA, L.; ZETINA-REJÓN, M. Feeding habits and trophic morphology of inshore lizardfish (*Synodus foetens*) on the central continental shelf off Veracruz, Gulf of Mexico. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 21, p. 525-530, 2005.

CULLEN-UNSWORTH, L.; UNSWORTH, R. Seagrass meadows, ecosystem services, and sustainability. **Environment: Science and policy for sustainable development**, v. 55, p. 14-28, 2013.

DE ANGELO, J.A.; STEVENS, P.W.; BLEWETT, D.A.; SWITZER, T.S. (2014) Fish Assemblages of Shoal- and Shoreline-Associated Seagrass Beds in Eastern Gulf of Mexico Estuaries. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 143, p. 1037-1048, 2014.

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

DORENBOSH, M.; VAN RIEL, M.C.; NAGELKERKEN, I.; VAN DER VELDE, G. The relationship of reef fish densities to the proximity of mangrove and seagrass nurseries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v.60, p. 37-48, 2004.

DYER, K.R.; CHRISTIE, M.C.; WRIGHT, E.W. The classification of intertidal mudflats. **Continental Shelf Research**, v. 20, p. 1039-1060, 2000.

EDGAR, G.J.; SHAW, C. The production and trophic ecology of shallow-water fish assemblages in Southern Australia. III. General relationships between sediments, seagrasses, invertebrates and fishes. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 194, p. 107-131, 1995.

ELLIOTT, M.; McLUSKY, D.S. The need for definitions in understanding estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 55, p. 815-827, 2002.

ELLIOTT, M.; NEDWELL, S.; JONES, N.V.; READ, S.J.; CUTTS, N.D.; HEMINGWAY, K.L. **Intertidal sand and mudflats & subtidal mobile sandbanks: An overview of dynamic and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs**. Scottish Association for Marine Science (UK Marine SACs Project), 1998.

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

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

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

FUKAMI, T. Community assembly dynamics in space. In: VERHOEF, H.A.; MORIN, P.J. (eds) **Community ecology: Process, models, and applications**. Oxford University Press, Oxford, p. 45-54, 2010.

GILLANDERS, B.M.; KINGSFORD, M.J. Elemental fingerprints of otoliths of fish may distinguish estuarine 'nursery' habitats. **Marine Ecology Progress Series**, v. 201, p. 273-286, 2000.

GODEFROID, R.S.; SANTOS, C.; HOFSTAETTER, M.; SPACH, H.L. Occurrence of larvae and juveniles of *Eucinostomus argenteus*, *Eucinostomus gula*, *Menticirrhus americanus*, *Menticirrhus littoralis*, *Umbrina coroides* and *Micropogonias furnieri* at Pontal do Sul beach, Paraná. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 44, p. 411-418, 2001.

GOLDBOLD, J.A.; BULLING, M.T.; SOLAN, M. Habitat structure mediates biodiversity effects on ecosystem properties. **Proceedings of the Royal Society of London B**, v. 278, p. 2510-2518, 2011.

GRAY, C.A.; CHICK, R.C.; McELIGOTT, D.J. Diel changes in assemblages of fishes associated with shallow seagrass and bare sand. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 46, n. 6, p. 849-859, 1998.

GRIFFIN, J.N.; JENKINS, S.R.; GAMFELDT, L.; JONES, D.; HAWKINS, S.J.; THOMPSON, R.C. Spatial heterogeneity increases the importance of species richness for an ecosystem process. **Oikos**, v. 118, p. 1335-1342, 2009.

GUEVARA, E.; SÁNCHEZ, A.J.; ROSAS, C.; MASCARÓ, M.; BRITO, R. Asociación trófica de peces distribuido en vegetación acuática submergida en Laguna de Términos, sur del Golfo de México. **Universidad y Ciencia**, v. 23, n. 2, p. 151-166, 2007.

HECK, K.L. JR; HAYS, G.; ORTH, R.J. Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. **Marine Ecology Progress Series**, v. 253, p. 123-136, 2003.

HORINOUCHI, M. A comparison of fish assemblages from seagrass beds and the adjacent bare substrata in Lake Hamana, central Japan. **Laguna**, v. 12, p. 69-72, 2005.

HORINOUCI, M. Review of the effects of within-patch scale structural complexity on seagrass fishes. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 350, n. 1-2, p. 111-129, 2007.

HORINOUCI, M.; SANO, M. Food habits of fishes in a *Zostera marina* bed at Aburatsubo, central Japan. **Ichthyological Research**, v. 47, p. 163-173, 2000.

HORINOUCI, M.; TONGNUNUI, P.; FURUMITSU, K.; NAKAMURA, Y.; KANOU, K.; YAMAGUCHI, A.; OKAMOTO, K.; SANO, M. Food habits of small fishes in seagrass habitats in Trang, southern Thailand. **Fisheries Sciences**, v. 78, p. 577-587, 2012.

IRLANDI, E.A.; CRAWFORD, M.K. Habitat linkages: the effect of intertidal saltmarshes and adjacent subtidal habitats on abundance, movement, and growth of an estuarine fish. **Oecologia**, v. 110, p. 222-230, 1997.

JAXION-HARM, J.; SAUNDERS, J.; SPEIGHT, M.R. Distribution of fish in seagrass, mangroves and coral reefs: life-stage dependent habitat use in Honduras. **Revista de Biología Tropical**, v. 60, n. 2, p. 683-698, 2012.

JENKINS, G.P.; WHEATLEY, M.J. The influence of habitat structure on nearshore fish assemblages in a southern Australian embayment: Comparison of shallow seagrass, reef-algal and unvegetated sand habitats, with emphasis on their importance to recruitment. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 221, p. 147-172, 1998.

JENKINS, G.P.; HARMER, P.A. Spatial variation in the use of seagrass and unvegetated habitats by post-settlement King George whiting (*Percoidei: Sillaginidae*) in relation to meiofaunal distribution and macrophyte structure. **Marine Ecology Progress Series**, v. 224, p. 219-229, 2001.

JERNAKOFF, P.; BREARLEY, A.; NIELSEN, J. Factors affecting grazer-epiphyte interactions in temperate seagrass meadows. **Oceanography and Marine Biology**, v. 34, p. 109-162, 1996.

JUNQUEIRA, A.O.R.; VENTURA, C.R.R.; CARVALHO, A.L.P.S.; SCHMIDT, A.J. Population recovery of the sea urchin *Lytechinus variegatus* in a seagrass flat (Araruama Lagoon, Brazil): the role of recruitment in a disturbed environment. **Invertebrate Reproduction & Development**, v. 31, n. 1-3, p. 143-150, 1997.

KELLER, A.A.; DOERING, P.H.; KELLY, S.P.; SULLIVAN, B.K. Growth of juvenile Atlantic menhaden, *Brevoortia tyrannus* (Pisces: Clupeidae) in MERL mesocosms: effects of eutrophication. **Limnology and Oceanography**, v. 35, n. 1, p. 109-122, 1990.

KERSCHNER, B.A.; PETERSON, M.S.; GILMORE, R.G. JR. Ecotopic and ontogenetic trophic variation in mojarras (Pisces: Gerreidae). **Estuaries**, v. 8, n. 3, p. 311-322, 1985.

KIMIREI, I.A.; NAGELKERKEN, I.; GRIFFIOEN, B.; WAGNER, C.; MGAYA, Y. Ontogenetic habitat use by mangrove/seagrass-associated coral reef fishes shows flexibility in time and space. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 92, p. 47-58, 2011.

LABOREL-DEGUEN, F. Nota preliminar sobre a ecologia das pradarias das fanerógamas marinhas nas costas dos Estados de Pernambuco e da Paraíba. **Trabalhos do Instituto de Biologia Marítima e Oceanografia**, v. 3/4, p. 39-50, 1963.

LAEGDSGAARD, P.; JOHNSON, C. Why do juvenile fish utilize mangrove habitats?. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 257, n. 2, p. 229-253, 2001.

LEGENDRE, P.; ANDERSON, M.J. Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. **Ecological Monographs**, v. 69, p. 1–24, 1999.

LUBBERS, L.; BOYNTON, W.R.; KEMP, W.M. Variations in structure of estuarine fish communities in relation to abundance of submersed vascular plants. **Marine Ecology Progress Series**, v. 65, p. 1-14, 1990.

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

MAGURRAN, A.E. **Measuring biological diversity**. Blackwell Science, Oxford, 2004.

MATIAS, M.G.; UNDERWOOD, A.J.; HOCHULI, D.F.; COLEMAN, R.A. Independent effects of patch size and structural complexity on diversity of benthic macroinvertebrates. **Ecology**, v. 91, n. 7, p. 1908-1915, 2010.

McARDLE, B.H.; ANDERSON, M.J. Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. **Ecology**, v. 82, n. 1, p. 290-297, 2001.

McGLATHERY, K.J.; SUNDBÄCK, K.; FONG, P. Estuarine benthic algae. In: DAY, J.W. JR; CRUMP, B.C.; KEMP, W.M.; YÁÑEZ-ARANCIBIA, A. **Estuarine ecology**. 2nd edition. Wiley-Blackwell, New Jersey, pp 203-234, 2013.

McLACHLAN, A.; BROWN, A.C. **The ecology of sandy shores**. Elsevier, Massachusetts, 2006.

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

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

MICHELI, F.; PETERSON, C.H. Estuarine vegetated habitats as corridors for predator movements. **Conservation Biology**, v. 13, n. 4, p. 869-881, 1999.

MORIN, P.J. **Community ecology**. 2nd edition. Wiley-Blackwell, Oxford, 2011.

NAKAMURA, Y.; HORINOUCI, M.; NAKAI, T.; SANO, M. Food habits of fish in seagrass bed on a fringing coral reef at Iriomote Island, Southern Japan. **Ichthyological Research**, v. 50, n. 1, p. 15-22, 2003.

NAKAMURA, Y.; KAWASAKI, H.; SANO, M. Experimental analysis of recruitment patterns of coral reef fishes in seagrass beds: Effects of substrate type, shape, and rigidity. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 71, n. 3-4, p. 559-568, 2007.

NELSON, J.S. **Fishes of the world**. 4th edition. John Wiley & Sons, Inc, New Jersey, 2006. 601p.

NOBREGA, R.R.A.; NISHIDA, A.K. 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**, v. 28, p. 36-43, 2003.

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

OMENA, E.; CREED, J.C. Polychaete fauna of seagrass beds (*Halodule wrightii* Ascherson) along the coast of Rio de Janeiro (Southeast Brazil). **Marine Ecology**, v. 25, p. 273-288, 2004.

ORTH, R.J.; HECK, K.L; van MONTFRANS, J. Faunal communities in seagrass beds: A review of the influence of plant structure and prey characteristics on predator-prey relationships. **Estuaries**, v. 7, n. 4A, p. 339-350, 1984.

PEREIRA, P.H.C.; FERREIRA, B.P.; REZENDE, S.M. Community structure of the ichthyofauna associated with seagrass beds (*Halodule wrightii*) in Formoso River Stuary – Pernambuco, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 82, n. 3, p. 617-628, 2010.

PESSANHA, A.L.M.; ARAÚJO, F.G. Spatial, temporal and diel variation of fish assemblages at two sandy beaches in the Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 57, n. 5-6, p. 817-828, 2003.

POTTER, I.C.; BECKLEY, L.E.; WHITFIELD, A.K.; LENANTON, R.C.J. Comparisons between the roles played by estuaries in the life cycles of fishes in temperate Western Australia and Southern Africa. **Environmental Biology of Fishes**, v. 28, n. 1-4, p. 143-178, 1990.

ROZAS, L.P.; MINELLO, T.J. Estimating densities of small fishes and decapod crustaceans in shallow estuarine habitats: a review of sampling design with focus on gear selection. **Estuaries**, v. 20, p. 199-213, 1997.

ROZAS, L.P.; ZIMMERMAN, R.J. Small-scale patterns of nekton use among marsh and adjacent shallow nonvegetated areas of the Galveston Bay Estuary, Texas (USA). **Marine Ecology Progress Series**, v. 193, p. 217-239, 2000.

RUIZ, G.M.; HINES, A.H.; POSEY, M.H. Shallow water as a refuge habitat for fish and crustaceans in non-vegetated estuaries: an example from Chesapeake Bay. **Marine Ecology Progress Series**, v. 99, p. 1-16, 1993.

SCHAWMBORN, S.H.L. **Dinâmica e organização trófica de assembleias de peixes associadas aos prados de capim marinho (*Halodule wrightii*) de Itamaracá, Pernambuco.**

Tese de doutorado, Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, Departamento de Oceanografia, Recife, 2004, 315 p.

SCHARF, F.S.; MANDERSON, J.P.; FABRIZIO, M.C. The effects of seafloor habitat complexity on survival of juvenile fishes: Species-specific interactions with structural refuge. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 335, p. 167–176, 2006.

SEBENS, K.P. Habitat structure and community dynamics in marine benthic systems. In: BELL, S.S.; McCOY, E.D.; MUSHINSKY, H.R. (eds.) **Habitat structure. The physical arrangement of objects in space**. Chapman & Hall, London, p. 211–234, 1991.

SILVA, M.A.; ARAÚJO, F.G.; AZEVEDO, M.C.C.; MENDOÇA, P. Distribuição espacial e temporal de *Cetengraulis edentulus* (Cuvier) (Actinopterygii, Engraulidae) na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira De Zoologia**, v. 20, p. 577-581, 2003.

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

SMITH, K.A.; SINERCHIA, M. Timing of recruitment events, residence periods and post-settlement growth of juvenile fish in a seagrass nursery area, south-eastern Australia. **Environmental Biology of Fishes**, v. 71, p. 73-84, 2004.

SOGARD, S.M. Variability in growth rates of juvenile fishes in different estuarine habitats. **Marine Ecology Progress Series**, v. 85, p. 35-53, 1989.

TILMAN, D.; PACALA, S. The maintenance of species richness in plant communities. In: RICKLEFS, R.E.; SCHLUTER, D. (eds) *Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives*. University of Chicago, Chicago, pp 13-25, 1993.

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

TURNER, S.J.; HEWITT, J.E.; WILKINSON, M.R.; MORRISEY, D.J.; THRUSH, S.F.; CUMMINOS, V.J.; FUNNEL, G. Seagrass patches and landscapes: the influence of wind-wave dynamics and hierarchical arrangements of spatial structure on macrofaunal seagrass communities. **Estuaries**, v. 22, p. 1016-1032, 1999.

UNSWORTH, R.K.F.; BELL, J.J.; SMITH, D.J. Tidal fish connectivity of reef and sea grass habitats in the Indo-Pacific. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 87, p. 1287-1296, 2007.

WATT-PRINGLE, P.; STRYDOM, N.A. Habitat use by larval fishes in a temperate South African surf zone. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 58, p. 765:774, 2003.

WEINSTEIN, M. P.; HECK, K. L. JR. Ichthyofauna of seagrass meadows along the Caribbean coast of Panamá and in the Gulf of Mexico: composition, Structure and community ecology. **Marine Biology**, v. 50, n. 2, p. 97-107, 1979.

WERNER, E.E.; HALL, D.J. Ontogenetic habitat shifts in Bluegill: the foraging rate-predation risk trade-off. **Ecology**, v. 69, p. 1352-1366, 1988.

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

WRIGHT, D.H.; CURRIE, D.J.; MAURER, B.A. Energy supply and patterns of species richness on local and regional scales. In: RICKLEFS, R.E.; SCHLUTER, D. (eds) *Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives*. University of Chicago, Chicago, pp 66-74, 1993.

WYDA, J.C.; DEEGAN, L.A.; HUGHES, J.E.; WEAVER, M.J. The response of fishes to submerged aquatic vegetation complexity in two ecoregions of the Mid-Atlantic Bight: Buzzards Bay and Chesapeake Bay. **Estuaries**, v. 25, p. 86-100, 2002.

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

YOUNG, K.A. Habitat diversity and species diversity: testing the competition hypothesis with juvenile salmonids. **Oikos**, v. 95, p. 87-93, 2001.

CAPÍTULO 2

ESPECIALIZAÇÃO INDIVIDUAL DE PEIXES JUVENIS EM ÁREAS ESTUARINAS RASAS TROPICAIS: COMPARAÇÕES ENTRE MESOHABITATS

Rayssa Soares da Silva²

RESUMO

Para o desenvolvimento das estratégias de conservação e manejo, os cientistas normalmente definem um indivíduo “típico” de uma determinada população, tratando todos os indivíduos como ecologicamente equivalentes. Contudo, estudos já demonstraram que pode haver variação no uso dos recursos entre os indivíduos de uma mesma população, seja por razões ontogenéticas como para a diminuição da competição intraespecífica. Segundo a Hipótese da Variação de Nicho de Van Valen, essas variações interindividuais seriam mais evidentes em populações com maiores amplitudes de nicho do que em populações mais especialistas. Deste modo, foram analisados os hábitos alimentares e o grau de especialização individual, determinado pelo Índice de Especialização Individual, no uso dos recursos alimentares dentro de populações de *Atherinella brasiliensis*, *Eucinostomus argenteus*, *Anchoa tricolor* e *Lycengraulis grossidens*, espécies de peixes com grande representatividade nas áreas vegetadas e não vegetadas do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, durante os períodos chuvoso e seco de 2014. Estas espécies apresentaram uma nítida variação ontogenética em sua dieta, apresentando em geral mudança de um comportamento alimentar planctófago para bentófago. Além disso, as populações das espécies consideradas generalistas apresentaram um maior grau de variação interindividual, fato que pode estar relacionado à tentativa de diminuição da competição intraespecífica bem como com a disponibilidade de itens alimentares.

Palavras-chave: Fanerógamas marinhas. Planície de maré. Variação ontogenética. Variação intra-populacional. Eletividade.

INTRODUÇÃO

Apesar dos estuários serem considerados como alguns dos ecossistemas aquáticos mais produtivos da Terra (McHUGH, 1967; COSTANZA *et al.*, 1997; HOUSSAIN *et al.*, 2012), eles também estão configurados entre os ambientes marinhos mais ameaçados do mundo (ALONGI, 2002). Sua paisagem consiste de um mosaico de tipos diferentes de habitats muitas vezes interconectados, sendo eles: manguezais, marismas, bancos de fanerógamas e/ou macroalgas, recifes de corais, bancos de ostras e planícies de maré arenosas

² Aluno do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba – Campus I.
Email: bio_rayssa@hotmail.com

ou lamosas (IRLANDI; CRAWFORD, 1997; MICHELI; PETERSON, 1999; PIHL *et al.*, 2002). Além disso, os estuários são utilizados por uma grande diversidade de espécies de peixes e de invertebrados que dependem desse ecossistema durante o seu ciclo de vida ou em parte dele (BLABER, 1997; GARCIA; VIEIRA, 2001; COSTELLO *et al.*, 2002; ELLIOT; McLUSKY, 2002).

Dentre os modelos teóricos desenvolvidos para explicar a coexistência de um grande número de espécies em um ecossistema, a Teoria de Nicho tem sido a mais utilizada (GRAVEL *et al.*, 2006). Segundo Hutchinson (1957), o nicho é um espaço multidimensional delimitado pelo intervalo de condições bióticas e abióticas dentro do qual um indivíduo ou uma espécie pode sobreviver indefinidamente. Deste modo, a ideia principal desta teoria é que a competição interespecífica faz com que as espécies desenvolvam nichos diferentes (ROUGHGARDEN, 2009; BRODERSEN *et al.*, 2012), facilitando assim a coexistência das espécies (CORNELL, 1993; MORIN, 2011).

No desenvolvimento de estratégias de conservação e manejo, é comum que os cientistas procurem definir o indivíduo “típico” de uma determinada população através da identificação de generalidades, tratando os indivíduos como ecologicamente equivalentes (BOLNICK *et al.*, 2002; HAMMERSCHLAG-PEYER; LAYMAN, 2010). Contudo, considerar que os indivíduos de uma mesma população são idênticos contradiz os princípios básicos da ecologia (PERSSON *et al.*, 1997). Além disso, focar apenas nas generalidades de uma população pode ignorar aqueles indivíduos que utilizam outros habitats ou fontes de alimento alternativas (HAMMERSCHLAG-PEYER; LAYMAN, 2010), uma vez que já foi observado que o uso de recursos pode diferir substancialmente entre indivíduos de uma população (“Hipótese da Variação de Nicho”; VAN VALEN, 1965), reduzindo a competição intraespecífica (SVANBÄCK; PERSSON, 2004). A maior parte dos estudos ecológicos, principalmente em relação aos nichos tróficos, tem atribuído essa variação a mudanças ontogenéticas ou dimorfismos sexuais (SCHOENER, 1986).

Porém, diferenças intrapopulacionais podem não estar associadas apenas a ontogenia, sexo ou polimorfismos de uma espécie (BOLNICK *et al.*, 2003), uma vez que variações na utilização de recursos também são observadas em indivíduos pertencentes a uma mesma classe de tamanho ou dentro do mesmo sexo (ARAÚJO; GONZAGA, 2007; ARAÚJO *et al.*, 2011). Essa variação em nível de indivíduo está geralmente relacionada a limitações na capacidade de um indivíduo explorar de forma eficiente uma grande variedade de recursos (ARAÚJO; GONZAGA, 2007). A especialização individual no uso de recursos vem sendo

observada em diversos grupos taxonômicos e pode ter implicações evolutivas, ecológicas e de conservação (VAN VALEN, 1965; ROUGHGARDEN, 1972, 1974; SCHINDLER *et al.*, 1997; BOLNICK *et al.*, 2003).

Seguindo essa linha de pensamento, a Hipótese da Variação de Nicho propôs que populações com maiores amplitudes de nicho apresentam mais variações intrapopulacionais do que populações com nichos mais estreitos (VAN VALEN, 1965). Deste modo, ainda segundo o mesmo autor, populações generalistas seriam compostas por indivíduos relativamente especialistas. Esse padrão foi observado para a vespa *Trypoxylon (Trypargilum) albonigrum* Richards 1934 no Sudeste do Brasil, para as quais o grau de especialização individual aumentou quando o nicho da população tornou-se mais amplo e os nichos individuais permaneceram restritos (ARAÚJO; GONZAGA, 2007). Para peixes, foi registrado em populações naturais de perca *Perca fluviatilis* (L. 1758) em um lago oligotrófico da Suécia central (SVANBÄCK; PERSSON, 2004) e demonstrado experimentalmente em populações de espinhela *Gasterosteus aculeatus* (L. 1758) no Canadá (SVANBÄCK; BOLNICK, 2007).

No presente trabalho, os hábitos alimentares de quatro espécies coocorrentes foram estudados nas áreas vegetadas e não vegetadas do estuário do Rio Mamanguape: o peixe-rei *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard 1825), o carapicu *Eucinostomus argenteus* Baird & Girard 1855 e as manjubas *Anchoa tricolor* (Spix & Agassiz 1829) e *Lycengraulis grossidens* (Spix & Agassiz 1829). Essas espécies são comuns em estuários e, exceto *A. brasiliensis*, são importantes economicamente (MENEZES; FIGUEIREDO, 1980; ARAÚJO *et al.*, 2008; CONTENTE *et al.*, 2011; DENADAI *et al.*, 2012; MAI; VIEIRA, 2013). Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi identificar os hábitos tróficos e a amplitude de nicho das populações dessas espécies, observando a influência dos diferentes mesohabitats vegetados e não vegetados na dieta e investigando a ocorrência de variação interindividual no uso dos recursos alimentares dentro dessas populações.

METODOLOGIA

ÁREA DE ESTUDO

O estuário do rio Mamanguape (6°43'02"S e 35°67'46"O) está localizado no litoral norte da Paraíba - Brasil (Figura 5), dentro da Área de Proteção Ambiental (APA) de Barra

de Mamanguape. O estuário apresenta aproximadamente 24 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). Sua foz é parcialmente fechada por arrecifes costeiros que protegem a entrada do estuário da força das ondas. Em seu sistema de canais são encontrados bancos de fanerógamas intertidais e subtidais, formados pelas espécies *Halodule wrightii* (Ascherson, 1868) (XAVIER *et al.*, 2012), *Halophila decipiens* (Ostenfeld 1902) e a rara, e recentemente registrada, *Halophila baillonii baillonis* (Ascherson ex Dickie 1874) (MAGALHÃES *et al.*, 2015). Além disso, é cercado por 6000 ha de mangue, representado principalmente por *Rhizophora mangle* L., *Avicennia* spp, *Laguncularia racemosa* (L.) C.F.Gaertn e *Conocarpus erectus* L. (NOBREGA; NISHIDA, 2003). O clima da região é tropical e úmido (ALVARES *et al.*, 2013), caracterizado pela presença de apenas duas estações: chuvosa e seca. A média de precipitação nos meses de coleta variou de 114,20 mm³ no período chuvoso a 83,43 mm³ no período seco e temperatura oscilante entre 26 a 44°C (AESA, 2015).

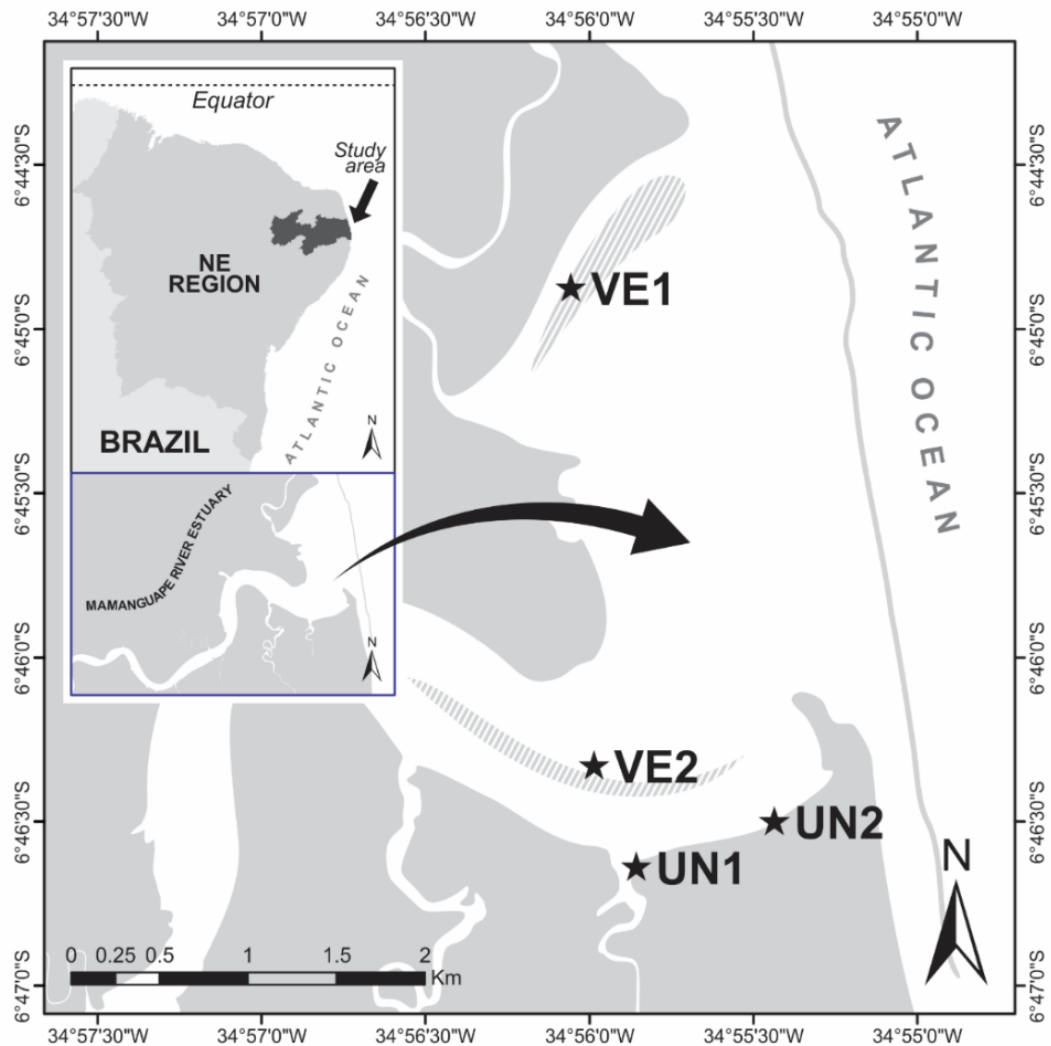
Dentro da região eurihalina do estuário foram delimitadas duas áreas cobertas por *patches* de fanerógamas marinhas da espécie *Halodule wrightii* e duas com predominância de substrato nu (presença de alguns agrupamentos de algas pardas e verdes) (Figura 5 e Apêndice I). A área vegetada 1 está localizada na margem esquerda do estuário, enquanto que a área vegetada 2 encontra-se num banco de areia localizado no canal do estuário. A densidade de fanerógamas é um pouco maior na área vegetada 2 e as duas áreas sofrem impactos antropogênicos causados pelos métodos de coleta de mariscos utilizados pelos catadores. As áreas não vegetadas compreendem planícies de maré lamosas encontradas na margem direita do estuário. Não foram delimitadas áreas não vegetadas próximo a área vegetada 1 devido a diferença de substrato, uma vez que na margem esquerda do estuário há predominância de sedimento arenoso.

AMOSTRAGEM E PROCEDIMENTOS EM LABORATÓRIO

As assembleias de peixes foram amostradas utilizando-se uma rede do tipo *beach seine* ou rede de picaré (10 m de comprimento x 1,5 m de altura com malha de 12 mm nas asas e 8 mm na região central) arrastada paralelamente à costa a uma extensão de aproximadamente 30 m e em uma profundidade máxima de 1,5 m, durante a maré baixa. Este método foi escolhido por sua facilidade de execução e manejo, além do fato da alta turbidez do local dificultar o uso de censo visual. A área total amostrada em cada área representou uma

área de pesca efetiva de aproximadamente 300 m², sendo este resultado da relação entre o comprimento da rede e a distância a qual a rede foi arrastada.

Figura 1 Mapa do estuário do rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, destacando as áreas vegetadas (VE1 e VE2) e não vegetadas (UN1 e UN2) estudadas.



Modificado de Oliveira & Pessanha (2014).

As amostragens foram realizadas durante o pico do período chuvoso (Abril, Maio e Agosto) e o pico da seca (Setembro, Novembro e Dezembro) de 2014. Em cada excursão de coleta foram realizados cinco arrastos em cada área vegetada e não vegetada, sempre na maré baixa. Os peixes coletados foram fixados em formol 10% e, em laboratório, identificados até o menor nível taxonômico possível (FIGUEIREDO; MENEZES, 1978, 1980, 2000; MENEZES; FIGUEIREDO, 1980, 1985; ARAÚJO *et al.*, 2004). Para cada indivíduo foram obtidos o comprimento total (CT) em milímetros ($\pm 0,01$ mm) e o peso em gramas ($\pm 0,01$ g).

Das espécies coletadas, foi analisada a dieta das espécies com maior contribuição na similaridade entre as assembleias de peixes das áreas vegetadas e não vegetadas, das quais foram escolhidos aleatoriamente no máximo 30 indivíduos de cada espécie em cada arrasto. 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. Em seguida, esses itens foram contados e seus volumes obtidos de acordo com metodologia proposta por Bemvenuti (1990), na qual os itens separados foram comprimidos uniformemente entre duas placas de vidro e o volume gravado numa placa de Petri com 100 pontos quadriculados. Os indivíduos com estômago vazios foram excluídos das análises.

Para os estudos da disponibilidade dos recursos alimentares foram realizadas amostragens utilizando-se uma rede de plâncton cônica, com 500 µm de abertura de malha, em arrastos sub-superficiais na coluna d'água, com 5 minutos de duração, sendo obtida uma amostra por área estudada em cada excursão de coleta. Depois de coletadas, as amostras foram acondicionadas em frascos de polietileno de 100 mL e, em seguida, fixadas com formol a 4%. Em laboratório, subamostras de 10 mL foram triadas com o auxílio de um microscópio estereoscópico, nas quais os organismos foram identificados até o menor táxon possível (BRUSCA; BRUSCA, 2007) e, em seguida, contados. A abundância foi calculada através do seguinte cálculo: $A = \frac{n \times va}{\frac{vs}{V}} \times 2$, onde: n é o número de indivíduos contados, va é o volume da amostra (em mL), vs é o volume da subamostra (em mL) e V é o volume de água filtrada no campo (em L).

ESTRUTURA DE TAMANHO

Para investigar a influência ontogenética na dieta das espécies, classes de tamanho foram definidas através da Regra de Sturges (TRIOLA, 2005): $K = 1 + 3,3 \times \log(n)$, onde: K = número de classes e n = número de indivíduos. O comprimento total dos indivíduos capturados variou de 10 a 132 mm em *A. brasiliensis*, de 23 a 96 mm em *A. tricolor*, de 10 a 124 mm em *E. argenteus* e de 32 a 165 mm em *L. grossidens*. A partir da Regra de Sturges, os indivíduos dessas espécies foram separados em cerca de dez classes de tamanho. No entanto, devido ao pequeno número de peixes em certas classes de tamanho, algumas das classes menores, assim como algumas classes maiores, foram combinadas. Por fim, as classes de tamanho restantes estão descritas na Tabela 6.

Tabela 6 Classes de tamanho das quatro espécies estudadas no estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, em 2014. TL em mm.

Espécie	TL1	TL2	TL3	TL4	TL5	TL6	TL7
<i>Anchoa tricolor</i>	≤36	37-43	44-50	51-57	58-64	≥65	-
<i>Atherinella brasiliensis</i>	≤42	43-53	54-64	65-75	76-86	87-97	≥98
<i>Eucinostomus argenteus</i>	≤31	32-42	43-53	54-64	65-75	≥76	-
<i>Lycengraulis grossidens</i>	≤45	46-59	60-73	74-87	88-101	≥102	-

ANÁLISE DOS DADOS

A densidade relativa e a biomassa de cada espécie de peixe foram calculadas através das relações entre o número e o peso total de indivíduos coletados e a área de pesca efetiva (300 m²), e posteriormente extrapolado para uma área maior (1000 m²). Esses valores foram testados pela PERMANOVA (9999 permutações) com dois fatores com dois níveis fixos cada: espacial (Vegetadas e Não Vegetadas) e temporal (Chuva e Seca). *A priori*, os dados de abundância e biomassa foram transformados em $\log(x+1)$ e colocados em uma matriz de similaridade, construída através da distância euclidiana.

Para o estudo da dieta, foram calculadas frequências numéricas (N%) e frequências volumétricas (V%) de cada item alimentar. Para o cálculo da frequência numérica foi utilizada a fórmula $N\% = (n_i/n_t) \cdot 100$, onde n_i = número de cada item alimentar e n_t = número total de itens dos conteúdos (HYSLOP, 1980). A Frequência Volumétrica dos itens alimentares foi calculada através da fórmula $V\% = (v_i/v_t) \cdot 100$, onde: v_i = volume de cada item alimentar e v_t = volume total de itens nos tratos digestivos (HYSLOP, 1980). Além disso, os estômagos vazios foram excluídos das análises.

O diagrama de ordenação do nMDS (Ordenação Multidimensional não Métrica) foi construído através dos dados de volume dos itens alimentares ($V\% > 0,5$) de cada espécie, transformados em $\log(x+1)$, em relação aos fatores espacial (áreas vegetadas e áreas não vegetadas), usando como medida de similaridade o Coeficiente de Bray-Curtis. A análise permutacional multivariada de variância (PERMANOVA) (com 9999 permutações) (ANDERSON, 2001; ANDERSON; TER BRAAK, 2003) foi realizada para comparar espacialmente a dieta das espécies. Na ocorrência de diferença significativa na PERMANOVA, será então realizado um *pair-wise* para determinar quais grupos diferem entre si. Devido ao grande número de amostras, os conteúdos estomacais de 15 indivíduos

para cada espécie foram agrupados e o número e o volume dos itens no grupo foram ponderados para representar uma única amostra, como descrito por Schaefer *et al.* (2002). Todas as análises multivariadas citadas até aqui foram realizadas utilizando o pacote estatístico Primer v6 + Permanova (CLARKE; GORLEY, 2006; ANDERSON *et al.*, 2008).

Para comparar os hábitos tróficos com a disponibilidade de recursos alimentares, foi utilizado o Índice de Eletividade de Ivlev (Ivlev, 1961). Esta equação tem com 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: r_i = abundância relativa da presa i nos estômagos; e 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; SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ *et al.*, 2011).

O índice de similaridade proporcional (PSi) de Schoener (1986) foi utilizado para mensurar a especialização individual, medindo a sobreposição entre a dieta e um indivíduo e a dieta da população (BOLNICK *et al.*, 2002). Esse índice é dado pela seguinte fórmula: $PSi = 1 - 0,5 \sum_j |p_{ij} - q_j|$, onde PSi equivale a sobreposição entre o nicho do indivíduo i e o nicho da população, p_{ij} representa a proporção da categoria de presa j na dieta do indivíduo i e q_j é a proporção da presa j no nicho da população. A média dos valores de PSi de todos os indivíduos de uma população representa o nível médio de sobreposição na dieta entre indivíduos e da população como um todo, ou seja, o grau de especialização individual (IS) (BOLNICK *et al.*, 2002; BOLNICK *et al.*, 2007). Este índice varia de 0, quando cada indivíduo consome pequenos subconjuntos dos recursos alimentares (especialistas), a 1, quando todos os indivíduos consomem o conjunto completo de recursos alimentares utilizados pela população (generalistas) (BOLNICK *et al.*, 2002). O programa utilizado para fazer esta análise foi o R Studio (versão 3.2.2) (ZHANG, 2013; RSTUDIO TEAM, 2015) com o pacote "RInSp" (ZACARELLI *et al.*, 2013). O "RInSp" utiliza um procedimento não-paramétrico de Monte Carlo (9999 replicações) para testar o valor de IS contra um modelo nulo (BOLNICK *et al.*, 2002). Os valores de PSi gerados para cada indivíduo foram utilizados para comparar o grau de especialização individual entre as classes de tamanho das espécies em cada área estudada e em cada estação através do teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$), realizado no Statistica (versão 13).

Através dos valores de volume dos itens alimentares, a amplitude de nicho trófico de cada espécie foi calculada através do índice de Shannon-Wiener (H'). De mesmo modo, a sobreposição de nicho das classes de tamanho das espécies foi calculada em relação aos fatores espacial e temporal utilizando o Índice de Morisita (MORISITA, 1959, 1962), sendo considerada significativa quando excedeu o valor de 0,60 (LABROPOULOU; ELEFTHERIOU, 1997; MENDOZA-CARRANZA; VIEIRA, 2009). Estes cálculos foram realizados através do pacote “*spaa*” do programa R Studio (versão 3.2.2) (ZHANG, 2013; RSTUDIO TEAM, 2015).

RESULTADOS

DISTRIBUIÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL

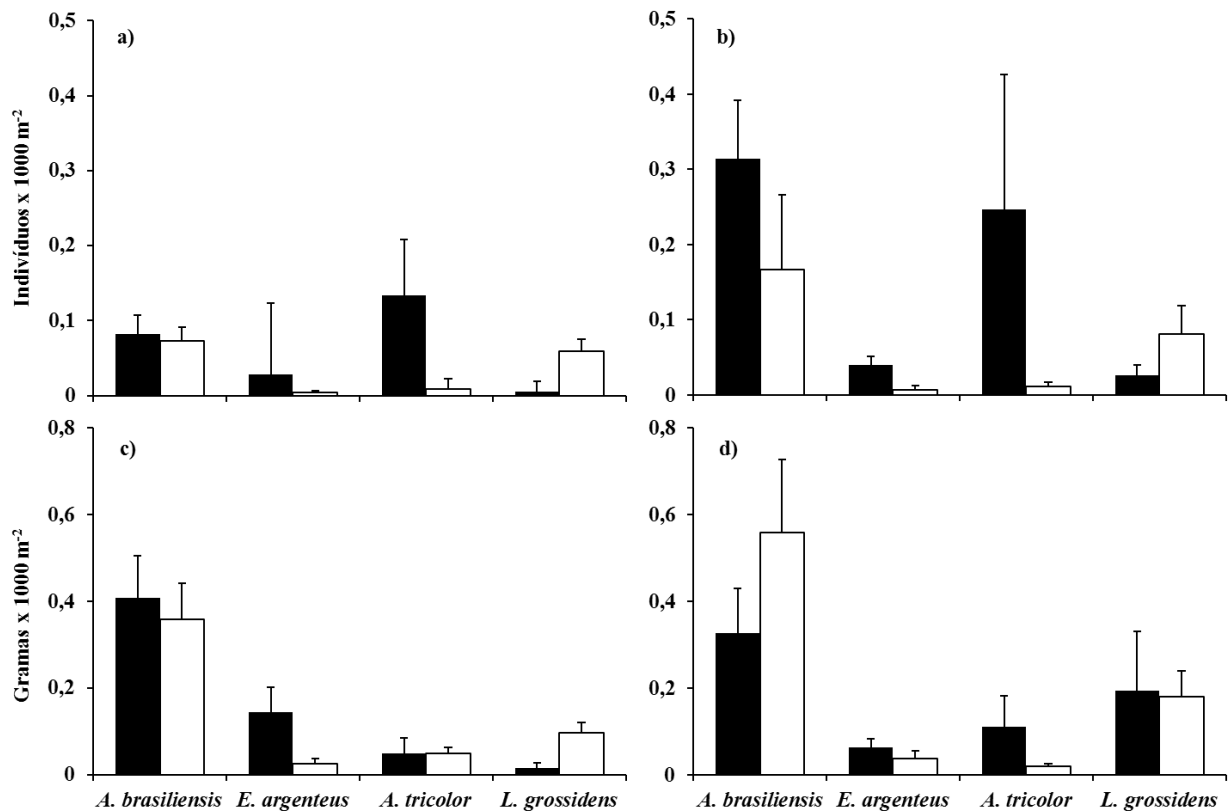
Dos 9469 indivíduos capturados em nosso estudo, 463 indivíduos pertenciam à espécie *Lycengraulis grossidens*, 1741 à *Atherinella brasiliensis*, 583 à *Eucinostomus argenteus* e 1068 à *Anchoa tricolor*. Em relação à densidade relativa dessas espécies, observamos diferenças significativas na abundância de *A. brasiliensis* (Pseudo- $F_{1,119}=4,4515$; $p=0,031$) em relação ao fator espacial, com os maiores valores registrados nas áreas não vegetadas tanto no período chuvoso ($0,31 \pm 0,08$) quanto no seco ($0,17 \pm 0,10$). As espécies *L. grossidens* (Pseudo- $F_{1,119}=7,8544$; $p=0,0019$) e *E. argenteus* (Pseudo- $F_{1,119}=4,9649$; $p=0,0039$) apresentaram diferença em relação ao fator temporal (Figura 6). A manjuba *L. grossidens* alcançou os maiores valores durante o período seco (Vegetadas: $0,06 \pm 0,02$; Não Vegetadas: $0,08 \pm 0,04$), enquanto que o carapicu *E. argenteus* apresentou maiores densidades na chuva (Vegetadas: $0,03 \pm 0,09$; Não Vegetadas: $0,04 \pm 0,01$) (Figura 6).

ECOLOGIA TRÓFICA

Para o estudo da dieta, foram analisados os conteúdos estomacais de 768 indivíduos de *A. brasiliensis*, 284 de *E. argenteus*, 365 de *A. tricolor* e 382 de *L. grossidens*. Desses, cerca de 2% dos indivíduos de cada espécie estavam com grau de repleção igual a 0 (vazio). Em geral, o peixe-rei *A. brasiliensis* ingeriu uma variedade maior de presas (56 itens), enquanto que o carapicu *E. argenteus* ingeriu apenas 40 itens alimentares diferentes (Apêndices B a 9).

Através da análise da frequência volumétrica dos itens alimentares, observou-se uma variação ontogenética na dieta das quatro espécies tanto nas áreas vegetadas quanto nas áreas não vegetadas. Os representantes das primeiras classes de tamanho alimentaram-se principalmente de copépodes Cyclopoida e Calanoida, enquanto que os indivíduos de maior tamanho apresentaram preferência por presas maiores e de maior valor nutricional, como: Alga, Polychaeta, Caprella e Peixe.

Figura 6 Variação espacial e temporal (média \pm D.P.) da densidade e biomassa das espécies estudadas nas áreas vegetadas (a e c) e não vegetadas (b e d) do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, durante o período chuvoso (■) e seco (□).



Nas áreas vegetadas, as cinco primeiras classes de tamanho (TL1 a TL5) do peixe-rei *A. brasiliensis* alimentaram-se basicamente de Cyclopoida e Calanoida, enquanto que para as duas últimas classes houve um aumento na importância de Diatomácea Penada (Figura 7 e Apêndice B). Nas áreas não vegetadas, houve uma maior contribuição de Alga e Hymenoptera em todas as classes de tamanho no período chuvoso (Figura 8 e Apêndice C). No período seco, as primeiras classes (TL1 a TL4) alimentaram-se principalmente de Cyclopoida e Calanoida (Figura 8 e Apêndice C).

A dieta das três primeiras classes de tamanho (TL1 a TL3) do carapicu *E. argenteus* nas áreas vegetadas foi baseada em copépodos Cyclopoida e Calanoida, com grande

contribuição de *Caprella* no período seco (Figura 7 e Apêndice D). Os principais itens da dieta das duas últimas classes de tamanho (TL5 e TL6) foram *Caprella* durante o período chuvoso e *Polychaeta Sedentária* no período seco (Figura 7 e Apêndice D). Nas áreas não vegetadas, a dieta das primeiras classes de tamanho também foi baseada em *Cyclopoida* e *Calanoida* (Figura 8 e Apêndice E). Porém, para os maiores indivíduos (TL5 e TL6), os principais itens foram Material Vegetal, *Polychaeta Sedentária* e *Polychaeta Tubícola* (Figura 8 e Apêndice E).

Nas áreas vegetadas, as quatro primeiras classes de tamanho (TL1 a TL4) a manjuba *A. tricolor* alimentaram-se basicamente de *Calanoida*, enquanto que para as duas últimas classes os itens principais foram Zoa de *Brachyura* e Peixe no período chuvoso e *Cumacea* no período seco (Figura 7 e Apêndice F). Nas áreas não vegetadas, houve uma maior contribuição de *Calanoida* e *Harpacticoida* nas menores classes de tamanho (Figura 8 e Apêndice G). Para as últimas classes de tamanho, a dieta foi baseada em Zoa de *Brachyura*, Larva de *Gastropoda* e Peixe (Figura 8 e Apêndice G).

A dieta da manjuba *L. grossidens* nas áreas vegetadas durante o período chuvoso foi baseada em *Trematoda*, Zoa de *Brachyura* e Peixe para todas as classes de tamanho (Figura 7 e Apêndice H). No período seco, as três primeiras classes de tamanho predaram principalmente *Trematoda* e *Calanoida*, enquanto que as últimas classes apresentaram preferência por *Cumacea* e Peixe (Figura 7 e Apêndice H). Nas áreas não vegetadas, sua dieta durante o período chuvoso foi baseada quase que unicamente em Peixe (Figura 8 e Apêndice I). Porém, durante a seca, observou-se uma mudança ontogenética na alimentação, passando de *Calanoida* e *Harpacticoida* nos menores indivíduos para *Trematoda* e Peixe para os maiores indivíduos (Figura 8 e Apêndice I).

Quando as médias das contribuições volumétricas das diferentes categorias alimentares em cada amostra da dieta das espécies foram submetidas à ordenação, a nMDS mostrou separação entre as espécies. Enquanto *A. brasiliensis* e *E. argenteus* foram agrupados na parte superior do diagrama, devido às suas dietas com itens mais variados, as amostras de *A. tricolor* e *L. grossidens*, que mostraram preferência por itens predominantes no zooplâncton, estabeleceram-se para o lado inferior do diagrama (Figura 9). A PERMANOVA demonstrou diferenças significativas (Pseudo- $F_{7,206}=12,958$; $p=0,0001$), confirmando as diferenças na dieta entre as espécies. De acordo com o *pair-wise*, apenas não houve diferença significativa na alimentação de *L. grossidens* entre as áreas vegetadas e não vegetadas (*pair-wise*: $t=1,4226$; $p=0,0747$).

Figura 7 Frequência percentual de volume (V%) por classe de tamanho dos itens alimentares mais importantes na dieta para cada classe de tamanho de *Atherinella brasiliensis*, *Eucinostomus argenteus*, *Anchoa tricolor* e *Lycengraulis grossidens* nas áreas vegetadas do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, nos períodos chuvoso e seco de 2014. (TL, comprimento total). Itens alimentares: (■) Alga, (■) Material vegetal, (■) Diatomácea penada, (■) Nematoda, (■) Trematoda, (■) Polychaeta sedentária, (■) Polychaeta tubícola, (■) Cyclopoida, (■) Calanoida, (■) Harpacticoida, (■) Zoa de Brachyura, (■) Cumacea, (■) Caprellidae, (■) Hymenoptera, (■) Larva de Gastropoda, (■) Chaetognatha, (■) Peixe, (■) Peixe – Gerreidae, (■) Peixe – Engraulidae e (■) Peixe – Mugilidae.

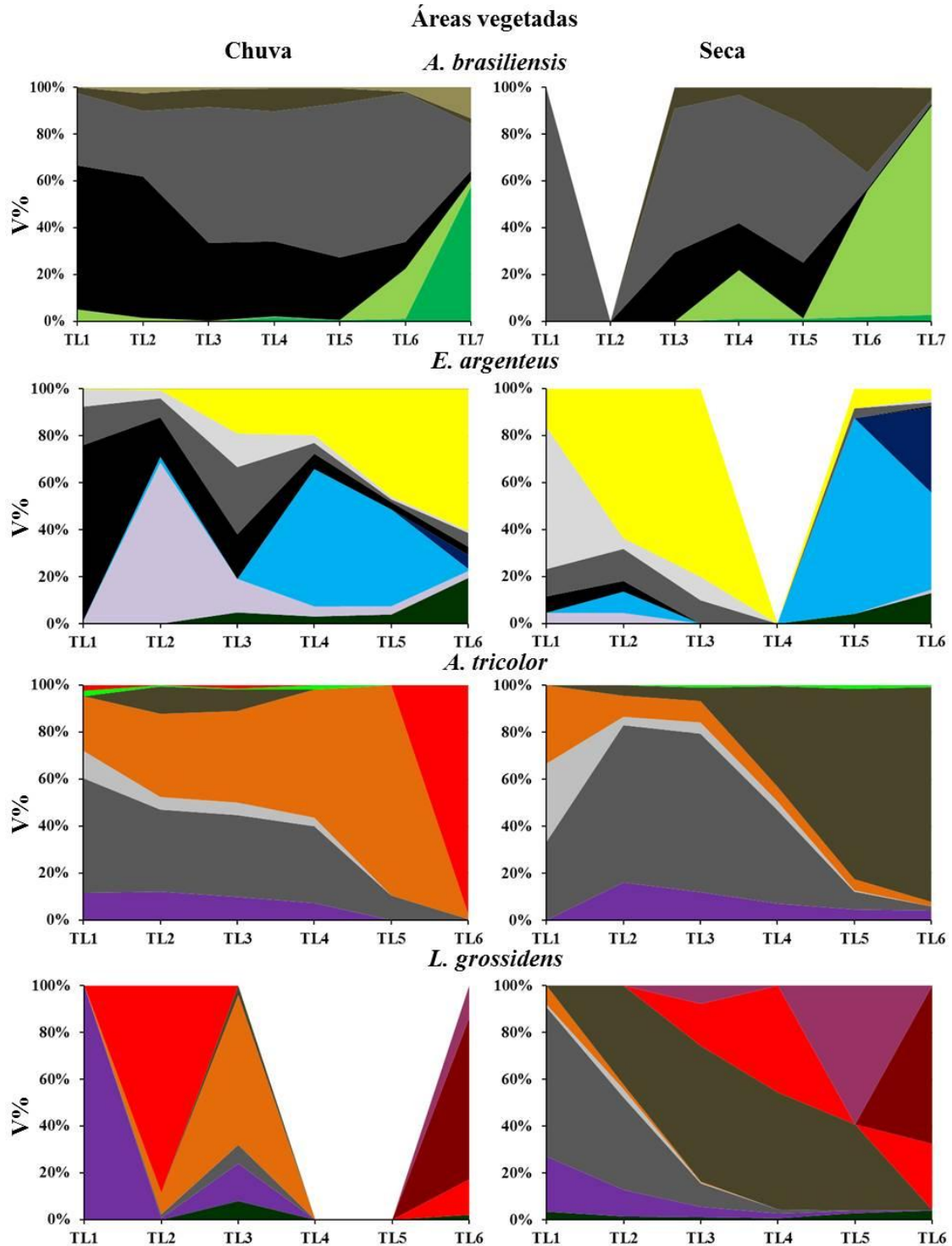


Figura 8 Frequência percentual de volume (V%) por classe de tamanho dos itens alimentares mais importantes na dieta para cada classe de tamanho de *Atherinella brasiliensis*, *Eucinostomus argenteus*, *Anchoa tricolor* e *Lycengraulis grossidens* nas áreas não vegetadas do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, nos períodos chuvoso e seco de 2014. (TL, comprimento total). Itens alimentares: (■) Alga, (■) Material vegetal, (■) Diatomácea penada, (■) Nematoda, (■) Trematoda, (■) Polychaeta sedentária, (■) Polychaeta tubícola, (■) Cyclopoida, (■) Calanoida, (■) Harpacticoida, (■) Zoea de Brachyura, (■) Cumacea, (■) Caprellidae, (■) Hymenoptera, (■) Larva de Gastropoda, (■) Chaetognatha, (■) Peixe, (■) Peixe – Gerreidae, (■) Peixe – Engraulidae e (■) Peixe – Mugilidae.

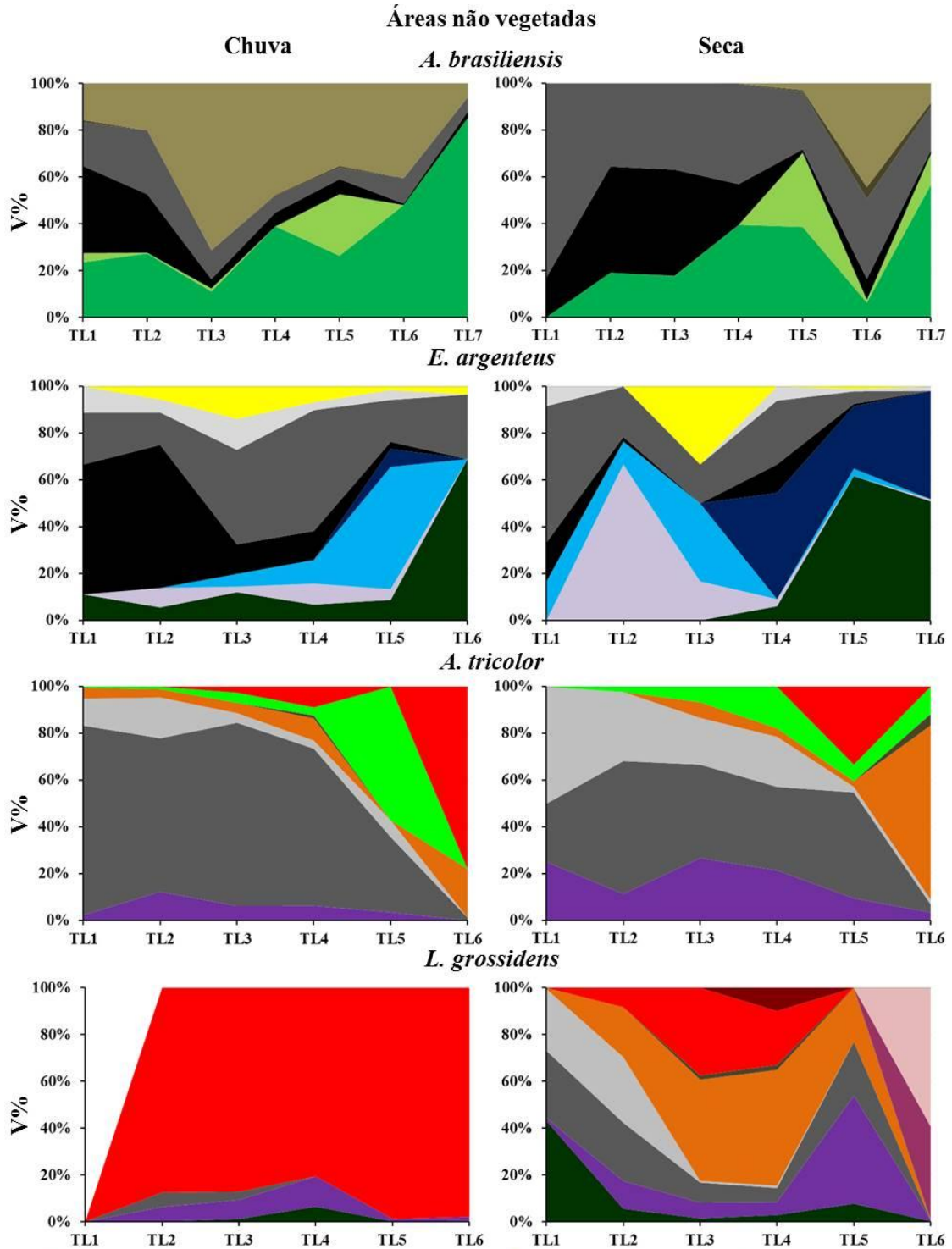
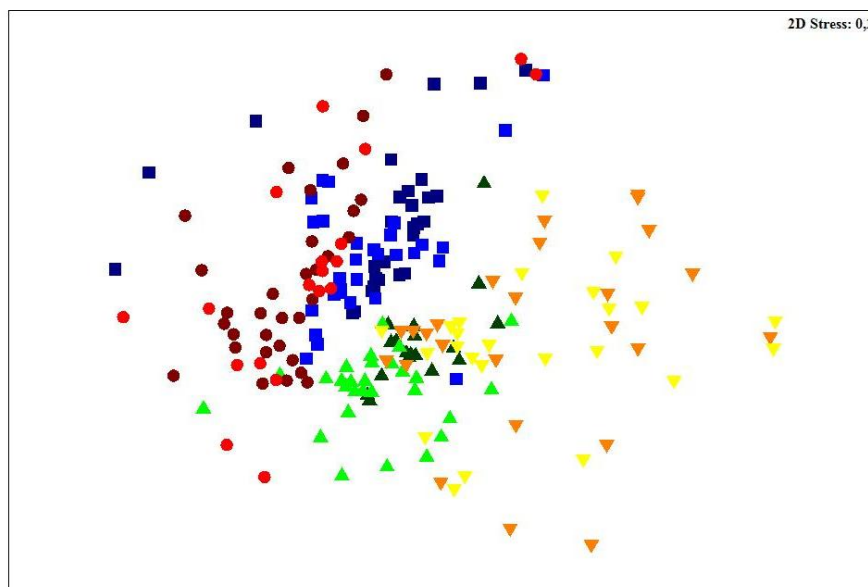


Figura 9 Escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) para *Atherinella brasiliensis* nas áreas vegetadas (■) e não vegetadas (■), *Eucinostomus argenteus* nas áreas vegetadas (●) e não vegetadas (●), *Anchoa tricolor* nas áreas vegetadas (▲) e não vegetadas (▲), e *Lycengraulis grossidens* (LG) nas áreas vegetadas (▼) e não vegetadas (▼) do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, em 2014.



ELETIVIDADE

Dos 36 táxons coletados nas amostras de plâncton, apenas 21 foram coletados em todos os mesohabitats e períodos hidrológicos, mas com variações em suas abundâncias. Foraminifera, Diatomácea Cêntrica, Larva de Polychaeta, Polychaeta, Cyprid, Zoea de Brachyura, Cumacea, Amphipoda, Ostracoda e Ovo de Peixe foram sempre mais abundantes nas áreas vegetadas (Tabela 7). Os itens Cyclopoida, Zoea de Penaeidae, Mysida e Larva de Gastropoda apresentaram maior abundância nas áreas não vegetadas (Tabela 7). Os outros organismos eram ocasionalmente abundantes entre as áreas estudadas de acordo com a variação dos períodos hidrológicos, por exemplo: Diatomácea, Harpacticoida, Nauplius e Mysis foram abundantes nas áreas vegetadas durante a estação chuvosa e nas áreas não vegetadas na seca; enquanto ocorreu o inverso para Calanoida, Caprellidae e Chaetognata, abundantes na seca nas áreas vegetadas e durante a chuva nas áreas não vegetadas (Tabela 7). Os táxons restantes eram esporádicos ou raros nas amostras (Tabela 7).

A eletividade alimentar foi mais pronunciada nas áreas não vegetadas, tanto no período chuvoso quanto no seco, com as espécies selecionando um número maior de organismos do plâncton (Figura 10 e 11). Os tipos de presas selecionadas positivamente nas áreas nãovegetadas foram, em sua maioria, organismos da coluna d'água (Figura 11). Nas áreas vegetadas, o número de táxons positivamente selecionados foi visivelmente menor, com prevalência na seleção de organismos de hábito epifítico, como Gammaridea e Caprellidae (Figura 10).

Tabela 7 Abundância relativa (%) dos organismos planctônicos nas áreas vegetadas e não vegetadas do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, nos períodos chuvoso e seco de 2014.

Presa (abreviação)	Áreas Vegetadas		Áreas Não Vegetadas	
	Chuva	Seca	Chuva	Seca
Foraminifera (FRM)	0,24	0,77	0,04	0,02
Diatomácea (DIA)	5,93	1,34	5,52	9,80
Diatomácea Cêntrica (DCE)	2,34	0,71	1,63	0,79
Diatomácea Penada (DPE)	-	-	-	0,30
Ovo de invertebrado (OIN)	0,03	0,17	0,14	-
Nematoda (NEM)	0,13	-	-	0,03
Larva de Polychaeta (LPO)	0,68	0,37	0,02	0,02
Polychaeta (POL)	0,05	0,01	0,01	0,01
Cyclopoida (CYC)	10,31	9,96	15,22	17,89
Calanoida (CAL)	42,56	67,25	45,09	43,18
Harpacticoida (HAR)	15,87	6,48	14,17	11,00
Cyprid (CYP)	0,26	0,26	0,15	0,06
Nauplius (NAU)	5,71	5,61	2,21	7,81
Zoea de Penaeidae (ZPE)	0,21	0,03	0,34	0,06
Penaeidae (PEN)	-	-	-	0,01
Zoea de Brachyura (ZBR)	11,49	3,43	12,58	3,34
Antizoea de Brachyura (ABR)	-	-	-	0,02
Megalopa de Brachyura (MBR)	-	-	-	0,01
Zoea de Porcellanidae (ZPO)	-	-	-	0,05
Mysis (MYS)	0,09	0,03	0,05	0,07
Mysida (MYA)	0,07	0,28	0,26	0,29
Cumacea (CUM)	0,38	0,07	0,06	0,03
Isopoda (ISO)	0,07	-	0,01	-
Gammaridae (GAM)	0,05	0,08	0,01	-
Caprellidae (CAP)	0,10	0,06	0,15	0,02
Amphipoda (AMP)	0,30	0,62	0,09	0,02
Ostracoda (OST)	0,21	0,51	0,07	0,04
Larva de Ceratopogonidae (LCE)	0,02	-	-	0,01
Pupa de Ceratopogonidae (PCE)	0,02	-	-	-
Diptera (DIP)	-	-	-	0,02
Hymenoptera (HYM)	0,02	-	-	0,01
Larva de Gastropoda (LGA)	0,14	0,31	0,79	4,60
Larva de Bivalvia (LBI)	-	-	0,19	0,02
Lofoforado (LOF)	0,21	0,03	0,08	-
Chaetognatha (CHA)	0,44	0,27	0,72	0,08
Ovo de peixe (OPE)	1,11	0,27	0,07	0,30

Figura 10 Eletividade alimentar (Índice de Ivlev) de *Atherinella brasiliensis*, *Eucinostomus argenteus*, *Anchoa tricolor* e *Lycengraulis grossidens* para diferentes tipos de presas (ver Tabela 1I) nas áreas vegetadas do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, nos períodos chuvoso e seco de 2014.

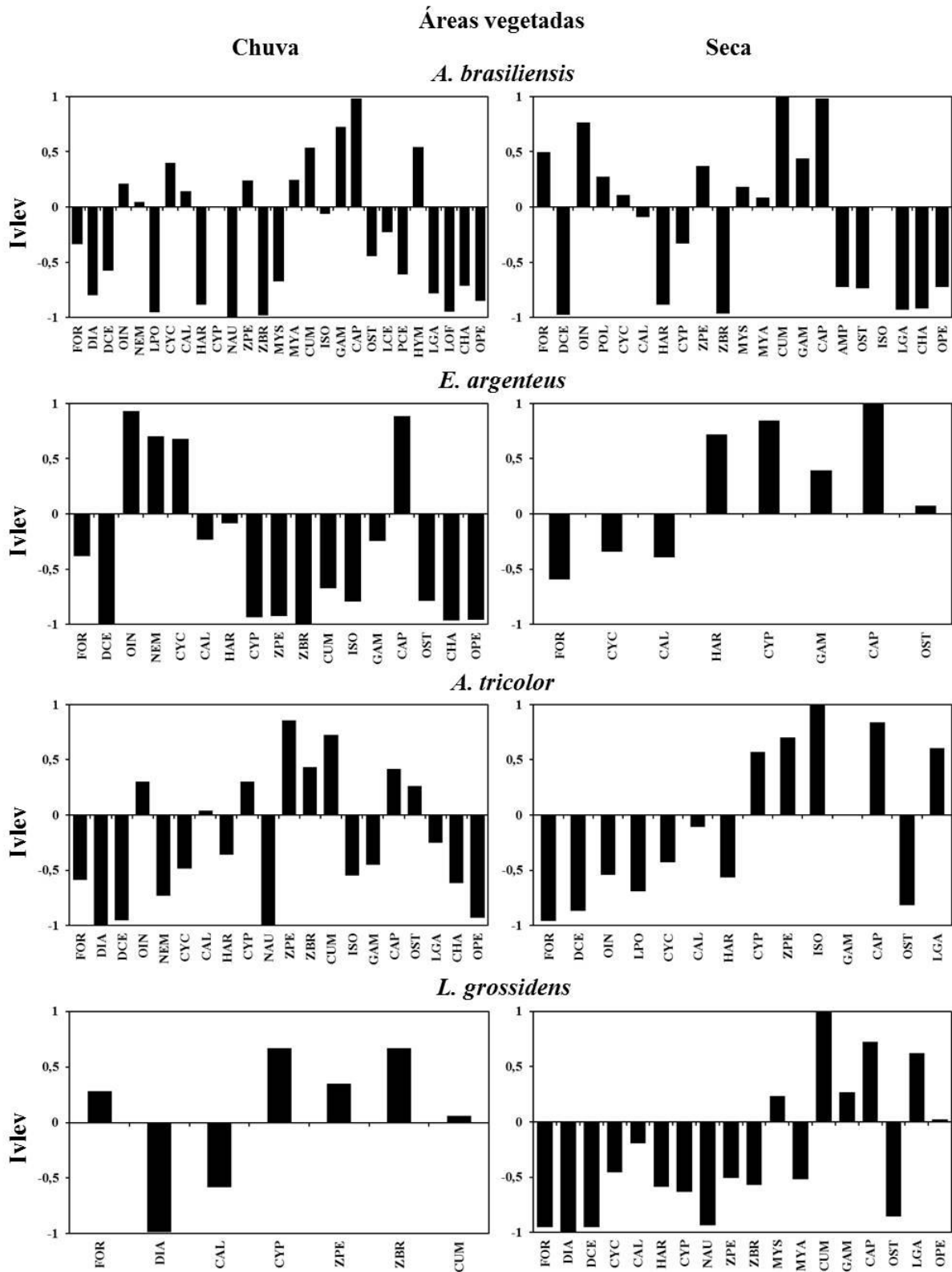
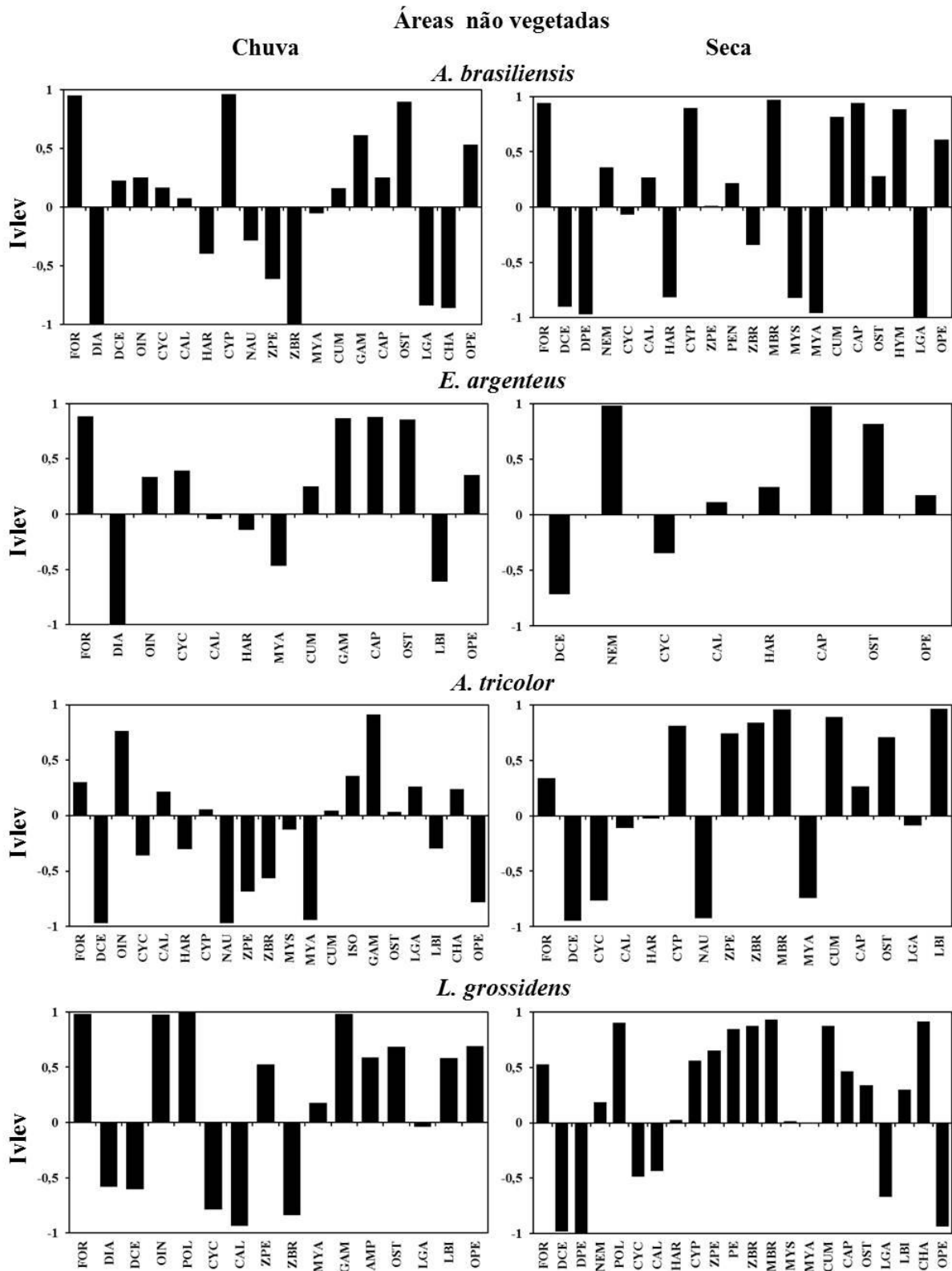


Figura 11 Eletividade alimentar (Índice de Ivlev de *Atherinella brasiliensis*, *Eucinostomus argenteus*, *Anchoa tricolor* e *Lycengraulis grossidens* para diferentes tipos de presas (ver Tabela 1I) nas áreas não vegetadas do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, nos períodos chuvoso e seco de 2014.



ESPECIALIZAÇÃO INDIVIDUAL

Foram encontradas evidências de significantes especializações individuais em relação aos táxons predados para *A. brasiliensis*, *E. argenteus*, *A. tricolor* e *L. grossidens* em ambas as áreas estudadas tanto na estação chuvosa quanto na seca (Tabela 8). Os indivíduos de *A. brasiliensis* alcançaram maior grau de especialização (menor valor de IS) durante o período chuvoso, enquanto as manjubas *A. tricolor* e *L. grossidens* foram mais especialistas na seca (Tabela 8). O carapicu *E. argenteus* apresentou menor valor de IS nas áreas não vegetadas em ambas as estações climáticas (Tabela 8). Em relação à variação ontogenética, pode-se observar que a maior parte dos indivíduos apresentou um alto grau de especialização individual, uma vez que a maior parte dos valores do índice de similaridade proporcional (PSi) estão abaixo de 0,5 (Tabela 8 e Figura 12).

Tabela 8 Índice de especialização individual para *Atherinella brasiliensis*, *Eucinostomus argenteus*, *Anchoa tricolor* e *Lycengraulis grossidens* nas áreas vegetadas e não vegetadas do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, durante os períodos chuvoso e seco de 2014. * $p < 0,0001$ (Monte Carlo; 9999 simulações).

Espécies	Áreas Vegetadas				Áreas Não-vegetadas			
	Chuva		Seca		Chuva		Seca	
	IS	n	IS	n	IS	n	IS	n
<i>Atherinella brasiliensis</i>	0,190*	221	0,285*	110	0,206*	191	0,244*	184
<i>Eucinostomus argenteus</i>	0,281*	173	0,307*	14	0,272*	71	0,225*	16
<i>Anchoa tricolor</i>	0,302*	81	0,265*	93	0,368*	138	0,282*	32
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0,399*	11	0,252*	142	0,298*	64	0,222*	144

AMPLITUDE E SOBREPOSIÇÃO DE NICHOS

Os valores de amplitude de nicho (H') variaram de 0,33 para 0,98 (Tabela 9). O peixe-rei *A. brasiliensis* e o carapicu *E. argenteus* apresentaram os maiores valores nas áreas vegetadas, enquanto que a manjuba *A. tricolor* obteve maior amplitude de nicho nas áreas não vegetadas (Tabela 9). A manjuba *L. grossidens* apresentou os menores valores de amplitude de nicho em relação as outras espécies (Tabela 9).

Os maiores valores de sobreposição da dieta ocorreram entre *A. brasiliensis* e *A. tricolor* tanto nas áreas vegetadas quanto nas áreas não vegetadas, em ambos os períodos de chuva e seca (Tabela 10 e 11). A manjuba *L. grossidens* sobrepôs sua dieta a de *A. tricolor* e *A. brasiliensis* nas áreas não vegetadas e apenas na seca nas áreas vegetadas (Tabela 10 e 11). O carapicu *E. argenteus*, na maior parte do tempo, só se sobrepôs entre suas próprias classes de tamanho (Tabela 10 e 11).

Figura 12 Média (\pm EP) do índice de similaridade proporcional (PSi) de *Atherinella brasiliensis*, *Eucinostomus argenteus*, *Anchoa tricolor* e *Lycengraulis grossidens* nas áreas vegetadas e não vegetadas do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, durante os períodos chuvoso e seco de 2014. KW-H = teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$).

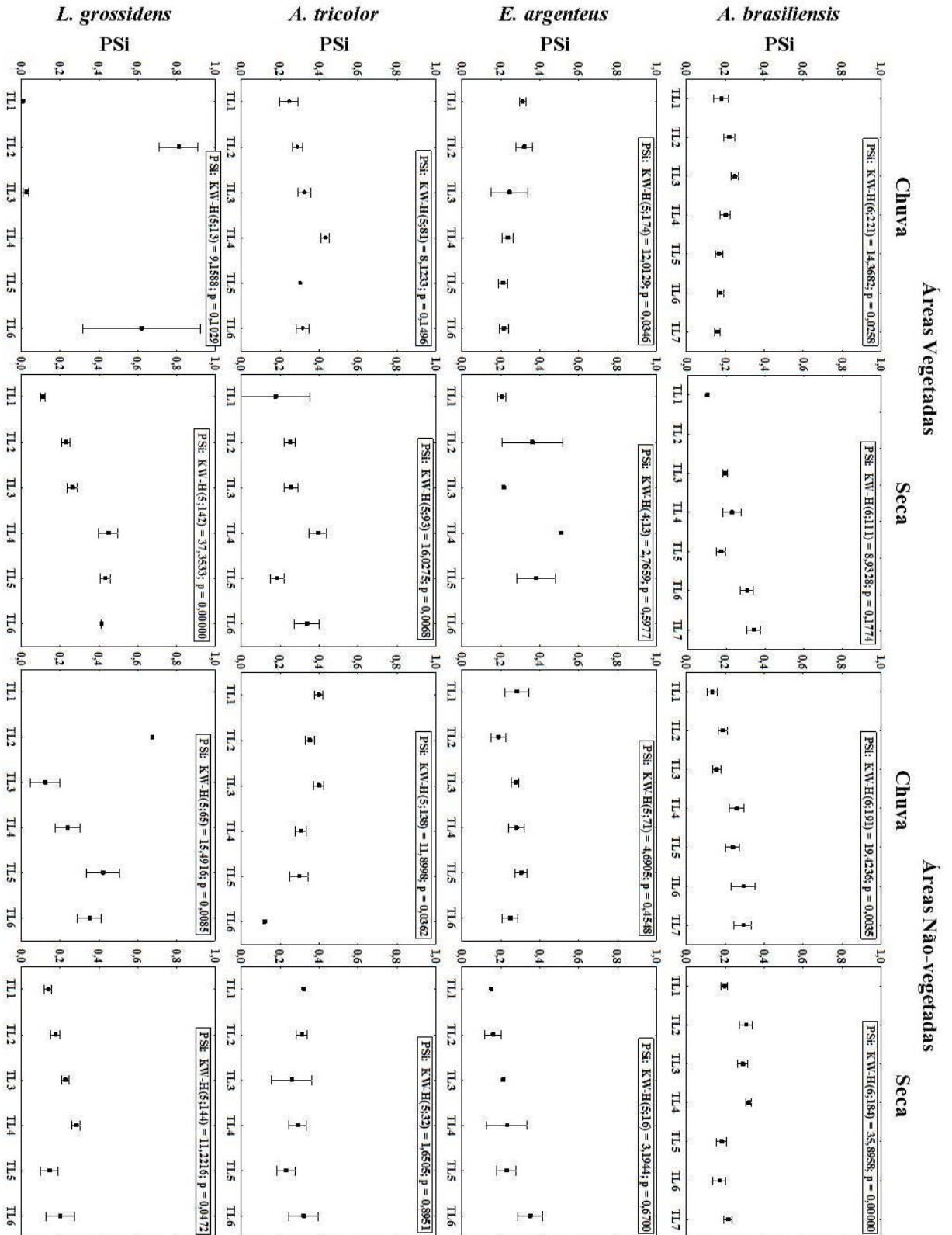


Tabela 9 Valores de amplitude de nicho (H') das espécies analisadas nas áreas vegetadas e não vegetadas do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, durante os períodos chuvoso e seco de 2014.

Espécies	Áreas Vegetadas		Áreas Não-vegetadas	
	Chuva	Seca	Chuva	Seca
	H'	H'	H'	H'
<i>Atherinella brasiliensis</i>	0,63	0,64	0,49	0,43
<i>Eucinostomus argenteus</i>	0,49	0,98	0,67	0,72
<i>Anchoa tricolor</i>	0,76	0,55	0,73	0,89
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0,33	0,48	0,34	0,55

Tabela 10 Sobreposição da dieta de *Atherinella brasiliensis* (AB), *Eucinostomus argenteus* (EA), *Anchoa tricolor* (AT) e *Lycengraulis grossidens* (LG) nas áreas vegetadas do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, durante os períodos chuvoso e seco de 2014. TL, comprimento total. Destaque para sobreposições consideradas biologicamente significantes (CH > 0,60).

		Áreas Vegetadas																								
		AT.TL1	AT.TL2	AT.TL3	AT.TL4	AT.TL5	AT.TL6	AB.TL1	AB.TL2	AB.TL3	AB.TL4	AB.TL5	AB.TL6	AB.TL7	EA.TL1	EA.TL2	EA.TL3	EA.TL4	EA.TL5	EA.TL6	LG.TL1	LG.TL2	LG.TL3	LG.TL4	LG.TL5	LG.TL6
Chuva	AT.TL1	-																								
	AT.TL2	0,96	-																							
	AT.TL3	0,95	0,99	-																						
	AT.TL4	0,94	0,98	0,98	-																					
	AT.TL5	0,16	0,30	0,32	0,43	-																				
	AT.TL6	0,50	0,44	0,46	0,43	0,02	-																			
	AB.TL1	0,95	0,89	0,88	0,86	0,01	0,49	-																		
	AB.TL2	0,89	0,87	0,86	0,83	0,03	0,43	0,96	-																	
	AB.TL3	0,93	0,91	0,91	0,86	0,04	0,43	0,93	0,95	-																
	AB.TL4	0,97	0,90	0,90	0,87	0,02	0,50	0,98	0,91	0,94	-															
	AB.TL5	0,95	0,92	0,92	0,88	0,04	0,46	0,94	0,92	0,97	0,97	-														
	AB.TL6	0,91	0,87	0,87	0,84	0,01	0,47	0,92	0,87	0,92	0,95	0,93	-													
	AB.TL7	0,86	0,83	0,84	0,80	0,00	0,46	0,88	0,83	0,86	0,93	0,91	0,96	-												
	EA.TL1	0,12	0,14	0,14	0,12	0,02	0,31	0,26	0,45	0,30	0,13	0,19	0,06	0,02	-											
	EA.TL2	0,05	0,05	0,06	0,04	0,01	0,41	0,07	0,13	0,10	0,04	0,07	0,02	0,02	0,39	-										
	EA.TL3	0,04	0,03	0,06	0,03	0,01	0,85	0,03	0,04	0,05	0,03	0,04	0,03	0,02	0,40	0,49	-									
	EA.TL4	0,03	0,02	0,04	0,01	0,00	0,78	0,03	0,04	0,04	0,04	0,06	0,04	0,05	0,37	0,49	0,88	-								
	EA.TL5	0,02	0,00	0,03	0,00	0,00	0,84	0,01	0,02	0,03	0,03	0,03	0,04	0,05	0,36	0,48	0,97	0,96	-							
	EA.TL6	0,08	0,06	0,09	0,06	0,00	0,88	0,07	0,07	0,08	0,08	0,08	0,09	0,10	0,35	0,46	0,99	0,90	0,98	-						
	LG.TL1	0,06	0,08	0,04	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-					
	LG.TL2	0,09	0,09	0,11	0,10	0,10	0,87	0,07	0,06	0,06	0,07	0,06	0,06	0,06	0,34	0,45	0,99	0,86	0,95	0,98	0,01	-				
	LG.TL3	0,95	0,92	0,92	0,94	0,30	0,49	0,91	0,81	0,82	0,92	0,86	0,88	0,85	0,02	0,01	0,01	0,01	0,00	0,07	0,07	0,10	-			
	LG.TL4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	LG.TL5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LG.TL6	0,09	0,07	0,09	0,06	0,00	0,87	0,08	0,07	0,07	0,08	0,07	0,07	0,07	0,33	0,43	0,99	0,84	0,94	0,98	0,00	0,99	0,08	-	-	-	

		Áreas Vegetadas																								
		AT.TL1	AT.TL2	AT.TL3	AT.TL4	AT.TL5	AT.TL6	AB.TL1	AB.TL2	AB.TL3	AB.TL4	AB.TL5	AB.TL6	AB.TL7	EA.TL1	EA.TL2	EA.TL3	EA.TL4	EA.TL5	EA.TL6	LG.TL1	LG.TL2	LG.TL3	LG.TL4	LG.TL5	LG.TL6
Seca	AT.TL1	-																								
	AT.TL2	0,93	-																							
	AT.TL3	0,92	0,97	-																						
	AT.TL4	0,89	0,94	0,93	-																					
	AT.TL5	0,39	0,42	0,42	0,68	-																				
	AT.TL6	0,24	0,27	0,26	0,55	0,98	-																			
	AB.TL1	0,76	0,90	0,90	0,82	0,33	0,19	-																		
	AB.TL2	-	-	-	-	-	-	-	-																	
	AB.TL3	0,58	0,70	0,80	0,68	0,35	0,25	0,82	-	-																
	AB.TL4	0,78	0,84	0,90	0,82	0,35	0,25	0,83	-	0,88	-															
	AB.TL5	0,94	0,96	0,92	0,92	0,44	0,31	0,81	-	0,59	0,78	-														
	AB.TL6	0,77	0,77	0,75	0,86	0,62	0,51	0,60	-	0,45	0,73	0,80	-													
	AB.TL7	0,78	0,76	0,72	0,76	0,35	0,24	0,58	-	0,37	0,70	0,81	0,94	-												
	EA.TL1	0,13	0,06	0,09	0,06	0,02	0,02	0,08	-	0,16	0,14	0,04	0,01	0,01	-											
	EA.TL2	0,04	0,05	0,07	0,05	0,02	0,06	0,09	-	0,25	0,26	0,05	0,03	0,01	0,72	-										
	EA.TL3	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,02	0,02	-	0,06	0,07	0,01	0,01	0,00	0,68	0,82	-									
	EA.TL4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
	EA.TL5	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,02	-	0,03	0,03	0,01	0,00	0,00	0,62	0,73	0,87	-	-							
	EA.TL6	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	-	0,02	0,03	0,02	0,02	0,02	0,68	0,76	0,90	-	0,95	-						
	LG.TL1	0,86	0,94	0,98	0,88	0,37	0,21	0,90	-	0,85	0,90	0,85	0,67	0,64	0,09	0,08	0,01	-	0,01	0,02	-					
	LG.TL2	0,72	0,82	0,84	0,94	0,78	0,67	0,79	-	0,75	0,78	0,75	0,75	0,57	0,09	0,07	0,01	-	0,01	0,01	0,83	-				
	LG.TL3	0,45	0,49	0,49	0,72	0,91	0,87	0,40	-	0,41	0,44	0,49	0,64	0,40	0,28	0,31	0,33	-	0,31	0,34	0,44	0,81	-			
	LG.TL4	0,26	0,28	0,28	0,49	0,76	0,74	0,21	-	0,22	0,24	0,30	0,46	0,25	0,47	0,51	0,60	-	0,57	0,61	0,23	0,57	0,93	-		
	LG.TL5	0,20	0,21	0,21	0,36	0,56	0,55	0,15	-	0,15	0,17	0,24	0,35	0,20	0,59	0,64	0,77	-	0,73	0,79	0,17	0,42	0,80	0,96	-	
LG.TL6	0,03	0,04	0,03	0,03	0,02	0,01	0,03	-	0,02	0,03	0,04	0,03	0,03	0,59	0,67	0,96	-	0,86	0,88	0,03	0,03	0,32	0,58	0,76	-	

Tabela 11I Sobreposição da dieta de *Atherinella brasiliensis* (AB), *Eucinostomus argenteus* (EA), *Anchoa tricolor* (AT) e *Lycengraulis grossidens* (LG) nas áreas não vegetadas do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, durante os períodos chuvoso e seco de 2014. TL, comprimento total. Destaque para sobreposições consideradas biologicamente significantes (CH > 0,60).

		Áreas Não Vegetadas																								
		AT.TL1	AT.TL2	AT.TL3	AT.TL4	AT.TL5	AT.TL6	AB.TL1	AB.TL2	AB.TL3	AB.TL4	AB.TL5	AB.TL6	AB.TL7	EA.TL1	EA.TL2	EA.TL3	EA.TL4	EA.TL5	EA.TL6	LG.TL1	LG.TL2	LG.TL3	LG.TL4	LG.TL5	LG.TL6
Chuva	AT.TL1	-																								
	AT.TL2	0,90	-																							
	AT.TL3	0,89	0,82	-																						
	AT.TL4	0,74	0,86	0,80	-																					
	AT.TL5	0,66	0,83	0,55	0,71	-																				
	AT.TL6	0,13	0,16	0,12	0,19	0,16	-																			
	AB.TL1	0,65	0,85	0,49	0,73	0,83	0,18	-																		
	AB.TL2	0,69	0,88	0,53	0,75	0,85	0,18	0,98	-																	
	AB.TL3	0,54	0,76	0,38	0,62	0,80	0,19	0,89	0,93	-																
	AB.TL4	0,54	0,77	0,39	0,64	0,81	0,19	0,92	0,96	0,98	-															
	AB.TL5	0,54	0,78	0,39	0,65	0,81	0,20	0,93	0,95	0,98	0,99	-														
	AB.TL6	0,53	0,73	0,42	0,60	0,74	0,17	0,88	0,92	0,89	0,95	0,93	-													
	AB.TL7	0,49	0,68	0,36	0,55	0,71	0,17	0,85	0,89	0,86	0,92	0,90	0,93	-												
	EA.TL1	0,47	0,28	0,33	0,29	0,15	0,02	0,26	0,23	0,03	0,04	0,04	0,04	0,03	-											
	EA.TL2	0,10	0,06	0,09	0,12	0,04	0,92	0,08	0,06	0,02	0,02	0,03	0,02	0,02	0,25	-										
	EA.TL3	0,07	0,05	0,08	0,08	0,03	0,92	0,02	0,03	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,05	0,94	-									
	EA.TL4	0,10	0,07	0,12	0,12	0,03	0,93	0,03	0,04	0,02	0,02	0,03	0,03	0,03	0,07	0,95	0,99	-								
	EA.TL5	0,06	0,07	0,14	0,16	0,02	0,92	0,02	0,03	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02	0,04	0,94	0,97	0,98	-							
	EA.TL6	0,02	0,02	0,04	0,07	0,01	0,91	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,00	0,02	0,92	0,99	0,98	0,95	-						
	LG.TL1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	LG.TL2	0,44	0,62	0,33	0,54	0,65	0,76	0,68	0,70	0,73	0,72	0,73	0,63	0,65	0,02	0,64	0,64	0,65	0,64	0,63	-	-				
	LG.TL3	0,51	0,74	0,36	0,62	0,79	0,49	0,84	0,86	0,91	0,90	0,90	0,79	0,81	0,01	0,33	0,33	0,34	0,33	0,32	-	0,92	-			
	LG.TL4	0,52	0,75	0,36	0,63	0,79	0,43	0,87	0,89	0,94	0,92	0,93	0,80	0,83	0,06	0,28	0,26	0,27	0,26	0,26	-	0,89	0,99	-		
	LG.TL5	0,13	0,19	0,11	0,20	0,20	0,95	0,22	0,23	0,25	0,25	0,26	0,22	0,22	0,00	0,92	0,96	0,96	0,94	0,96	-	0,81	0,55	0,49	-	
LG.TL6	0,31	0,47	0,25	0,52	0,50	0,73	0,53	0,54	0,54	0,55	0,56	0,49	0,47	0,00	0,64	0,61	0,65	0,65	0,61	-	0,86	0,75	0,71	0,75	-	

		Áreas Não Vegetadas																								
		AT.TL1	AT.TL2	AT.TL3	AT.TL4	AT.TL5	AT.TL6	AB.TL1	AB.TL2	AB.TL3	AB.TL4	AB.TL5	AB.TL6	AB.TL7	EA.TL1	EA.TL2	EA.TL3	EA.TL4	EA.TL5	EA.TL6	LG.TL1	LG.TL2	LG.TL3	LG.TL4	LG.TL5	LG.TL6
Seca	AT.TL1	-																								
	AT.TL2	0,63	-																							
	AT.TL3	0,06	0,55	-																						
	AT.TL4	0,18	0,72	0,89	-																					
	AT.TL5	0,11	0,68	0,94	0,95	-																				
	AT.TL6	0,06	0,25	0,34	0,38	0,37	-																			
	AB.TL1	0,34	0,88	0,56	0,69	0,70	0,23	-																		
	AB.TL2	0,22	0,73	0,57	0,75	0,71	0,24	0,80	-																	
	AB.TL3	0,15	0,74	0,73	0,86	0,84	0,29	0,80	0,97	-																
	AB.TL4	0,18	0,77	0,74	0,88	0,84	0,30	0,80	0,89	0,93	-															
	AB.TL5	0,03	0,58	0,92	0,93	0,94	0,36	0,60	0,65	0,79	0,83	-														
	AB.TL6	0,01	0,52	0,98	0,89	0,94	0,34	0,54	0,58	0,74	0,74	0,96	-													
	AB.TL7	0,02	0,57	0,95	0,95	0,97	0,38	0,58	0,66	0,80	0,84	0,96	0,95	-												
	EA.TL1	0,48	0,70	0,06	0,19	0,20	0,04	0,71	0,55	0,46	0,44	0,07	0,02	0,05	-											
	EA.TL2	0,07	0,12	0,01	0,03	0,16	0,01	0,13	0,08	0,08	0,08	0,01	0,01	0,10	0,18	-										
	EA.TL3	0,05	0,08	0,01	0,03	0,16	0,00	0,10	0,06	0,05	0,05	0,01	0,01	0,11	0,17	0,87	-									
	EA.TL4	0,02	0,03	0,00	0,01	0,15	0,00	0,03	0,02	0,02	0,02	0,00	0,00	0,11	0,04	0,78	0,88	-								
	EA.TL5	0,00	0,01	0,00	0,01	0,15	0,00	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,11	0,01	0,79	0,89	0,99	-							
	EA.TL6	0,02	0,01	0,02	0,03	0,10	0,01	0,00	0,01	0,01	0,02	0,03	0,03	0,09	0,00	0,51	0,57	0,58	0,64	-						
	LG.TL1	0,56	0,55	0,09	0,21	0,16	0,06	0,43	0,36	0,30	0,30	0,10	0,08	0,09	0,55	0,09	0,07	0,03	0,06	0,43	-					
	LG.TL2	0,18	0,69	0,85	0,95	0,93	0,44	0,67	0,80	0,89	0,83	0,89	0,86	0,91	0,22	0,06	0,06	0,04	0,04	0,04	0,04	0,22	-			
	LG.TL3	0,06	0,54	0,79	0,84	0,89	0,65	0,54	0,57	0,70	0,70	0,82	0,80	0,87	0,07	0,30	0,34	0,32	0,33	0,23	0,09	0,86	-			
	LG.TL4	0,05	0,52	0,73	0,82	0,83	0,71	0,52	0,57	0,68	0,68	0,79	0,75	0,83	0,06	0,25	0,28	0,25	0,26	0,20	0,09	0,85	0,98	-		
	LG.TL5	0,06	0,58	0,98	0,93	0,96	0,40	0,58	0,61	0,77	0,77	0,94	0,97	0,96	0,05	0,01	0,01	0,00	0,00	0,01	0,08	0,90	0,85	0,81	-	
LG.TL6	0,00	0,02	0,04	0,04	0,18	0,01	0,02	0,03	0,03	0,03	0,04	0,04	0,15	0,00	0,79	0,88	0,99	0,99	0,56	0,00	0,07	0,36	0,29	0,05	-	

DISCUSSÃO

Com exceção do peixe-rei *A. brasiliensis*, nossos resultados evidenciaram uma nítida mudança ontogenética na dieta das espécies estudadas. Enquanto os indivíduos menores alimentavam-se principalmente de copépodos zooplancônicos, os maiores apresentaram geralmente preferência por itens mais bentônicos. Em geral, essa troca de comportamento alimentar planctófago para bentófago está relacionada com a procura por nutrientes mais rentáveis energeticamente ao predador e com as alterações morfológicas sofridas durante o seu crescimento (tamanho da boca, tamanho do corpo, agilidade, entre outras), que modificam o hábito alimentar da maioria das espécies (BOUCHEREAU; CHANTREL, 2009; DAVIS *et al.*, 2012). No caso de *E. argenteus*, a mudança na protrabilidade bucal é um dos eventos mais importantes para o sucesso na capacidade de utilização de outros recursos alimentares, como poliquetas e moluscos (KERSCHNER *et al.*, 1985). O estudo de Silva *et al.* (*in press*), por exemplo, mostrou que existe uma correlação positiva entre o comprimento total dos indivíduos e o aumento gradual da amplitude bucal, sugerindo assim que sua seleção de presas está relacionado com a área da boca.

Em relação à amplitude alimentar das espécies estudadas, observou-se que *A. brasiliensis*, *E. argenteus* e *A. tricolor* apresentaram hábito alimentar generalista e apenas *L. grossidens* apresentou-se como especialista. Apesar de apresentarem-se como espécies generalistas, *A. brasiliensis* e *E. argenteus* obtiveram os menores valores no índice de especialização individual (IS), indicando um alto grau de variação intrapopulacional em suas dietas. Assim, os indivíduos utilizaram apenas subconjuntos do total de itens alimentares registrados para a dieta dessas espécies. Esses indivíduos coocorrentes podem estar consumindo itens diferentes devido a variações fenotípicas que produzem diferenças interindividuais na habilidade de utilização de presas alternativas, a diferentes requerimentos fisiológicos ou a diferenças nas suas capacidades de competição intraespecífica (SOL *et al.*, 2005; ARAÚJO *et al.*, 2011). Contudo, no caso de *A. brasiliensis*, a maior disponibilidade de itens alimentares nas áreas não vegetadas (caracterizada pela maior produtividade) diminuiu o grau de especialização individual, apesar da maior densidade dessa espécie nessas áreas. Isto corrobora com Araújo *et al.* (2011), pois, segundo estes autores, a competição intraespecífica pode tanto aumentar quanto diminuir a especialização individual, dependendo do padrão de variação dos itens preferenciais prevista pela teoria do forrageamento.

Além disso, as espécies que apresentaram maiores graus de especialização individual alcançaram também altos valores de sobreposição da dieta entre suas próprias classes de tamanho. A partir deste fato, pode-se inferir que a especialização intrapopulacional dessas espécies esteve relacionada com a diminuição da sobreposição e da competição intraespecífica, uma vez que essa interação competitiva tende a reduzir a disponibilidade de recursos alimentares, levando os indivíduos a utilizarem uma maior variedade de recursos menos rentáveis energeticamente (ARAÚJO *et al.*, 2011). Vários estudos têm demonstrado essa relação positiva entre o grau de especialização individual e a competição intraespecífica (SVANBÄCK; PERSSON, 2004) ou a baixa abundância de recursos (SVANBÄCK *et al.*, 2011).

Em contraste, a manjuba *Lycengraulis grossidens* apresentou nicho mais estreito, que limitou o número de recursos alimentares a serem utilizados pelos indivíduos, diminuindo a especialização intrapopulacional dessa espécie. Estes resultados corroboram com a hipótese da variação de nicho descrita por Van Valen (1965), a qual afirma que existem mais variações individuais em populações com maiores amplitudes de nicho do que em populações com nichos mais estreitos (SOULE; STEWART, 1970). Fato observado também em populações de *Perca fluviatilis* (Percidae) em lagos da parte centro-sul da Suécia (SVANBÄCK *et al.*, 2015) e entre quatro populações de sapos (Leptodactylidae) no Cerrado brasileiro (ARAÚJO *et al.*, 2007), sugerindo que este pode ser um padrão geral em populações naturais.

As diferenças na localização dos indivíduos de cada espécie na nMDS também enfatizou a variação espacial da dieta das espécies. Observou-se uma separação entre aqueles que se alimentam primariamente na coluna d'água (*A. tricolor* e *L. grossidens*), daqueles que apresentaram preferência por itens do fundo (*A. brasiliensis* e *E. argenteus*). Apesar de *A. brasiliensis* e *E. argenteus* apresentarem-se como comedores de fundo e estarem utilizando grande quantidade de itens alimentares similares, houve pouca ou nenhuma sobreposição alimentar significativa entre estas espécies. Essas espécies, além de utilizarem proporções diferentes do mesmo recurso alimentar (copépoda), selecionaram diferentes itens para complementar sua dieta. Enquanto uma utilizou alga, diatomácea penada e Cumacea, a outra apresentou grande contribuição de poliquetas sedentárias/tubícolas e Caprella em sua dieta. Assim, o peixe-rei *A. brasiliensis* e o carapicu *E. argenteus* conseguiram coexistir e alimentar-se em uma mesma repartição do ambiente através de estratégias de complementaridade de nicho e de partição de recursos. Essas estratégias estão baseadas no fato que espécies que ocupam posições similares em uma determinada dimensão do nicho

tendem a utilizar recursos alternativos de maneira a complementar e diferenciar seus nichos (KAHMEN *et al.*, 2006) e que através da partição alimentar estas espécies conseguem coexistir (utilização de diferentes proporções de um mesmo item), diminuindo a competição interespecífica e a sobreposição alimentar entre elas (TILMAN, 1997; CAIN *et al.*, 2011).

De maneira similar, as espécies que se alimentaram na coluna d'água, as manjubas *A. tricolor* e *L. grossidens* conseguiram coexistir a partir da diferenciação dos itens complementares e da variação ontogenética de suas dietas. Todas as classes de tamanhos de *A. tricolor* apresentaram-se como zooplantívoras, utilizando itens de diferentes estratos da coluna d'água. Já a manjuba *L. grossidens* diminui a contribuição de itens zooplantônicos presentes na dieta dos menores indivíduos e passa a utilizar uma maior proporção de peixe na dieta dos maiores indivíduos (OLIVEIRA, 2008; MAI; VIEIRA, 2013). Pequenas diferenciações morfológicas podem estar relacionadas à variação dos *trade-offs* destas espécies, causando essa variação na dieta e facilitando a coexistência. A importância das variações morfológicas da dentição e dos rastros branquiais já foi observada e relacionada à dieta de engraulídeos na Venezuela: os piscívoros são caracterizados por grandes dentes caninos e quantidade reduzida de rastros branquiais, enquanto que dentição reduzida e rastros numerosos são característicos dos engraulídeos zooplantívoros (BORNBUSCH, 1988). Sendo assim, podemos inferir que no decorrer do desenvolvimento ontogenético de *L. grossidens*, o aumento da dentição e do espaçamento entre os rastros branquiais reduz a capacidade dessa espécie de alimentar-se do zooplâncton, diminuindo a sobreposição alimentar entre esta espécie e *A. tricolor*.

Além disso, pode-se observar que o zooplâncton foi o recurso alimentar mais importante na alimentação das espécies nas áreas não vegetadas. Este resultado já havia sido observado para planícies de maré não vegetadas no Japão (KANOU *et al.*, 2004) e em uma das planícies de maré estudadas, onde a guilda trófica dos zooplantófagos foi a mais rica em espécies em ambos os períodos do regime hidrológico (CAMPOS *et al.*, 2015). Já nas áreas vegetadas houve maior utilização de microcrustáceos, como Caprella e Gammaridea, que vivem sobre ou entre as folhas das fanérogamas marinhas, corroborando com os resultados de Whitfield (1988) que sugeriram que a biomassa de fanérogamas aquáticas no estuário Swartvlei (África do Sul) foi ineficaz para impedir a predação de anfípodos por peixes residentes.

Em resumo, o maior grau de especialização individual em populações com maior amplitude de nicho (generalistas) do que em populações especialistas parece ser mesmo um

padrão para populações naturais. Contudo, essa especialização não variou entre as áreas vegetadas e não vegetadas, relacionado ao fato de que os bancos de fanerógamas marinhas utilizadas neste estudo são formados por pequenos *patches* o que diminui a complexidade deste mesohabitat quando comparado a bancos mais extensos e/ou formados por espécies de fanerógamas de maior porte. Deste modo, as variações interindividuais das populações parecem ter sido influenciadas pelas diferenças na disponibilidade de alimento e na magnitude da competição intraespecífica, e não pela a dinâmica entre as áreas vegetadas e não vegetadas deste estuário.

ABSTRACT

For the development of conservation and management strategies, scientists usually define an "typical" individual of a given population, treating all individuals as ecologically equivalent. However, studies have demonstrated that there may be variation in the use of resources among individuals from the same population, either by ontogenetic reasons as to decrease the intraspecific competition. According to Variation Niche Hypothesis, these interindividual variations would be evident to populations with larger niche width than in more specialists populations. Thus, the feeding habits and the degree of individual specialization in the use of food resources, determined by the Individual Specialization Index, were analyzed for the *Atherinella brasiliensis*, *Eucinostomus argenteus*, *Anchoa tricolor* and *Lycengraulis grossidens* populations. These fish species have large representation in vegetated and unvegetated áreas of the estuary of the Mamanguape River, Northeastern Brazil, during the rainy and dry seasons of 2014. These species showed a clear ontogenetic variation in your diet, with general change of planktivore to benthivorous feeding behavior. In addition, the populations of the species considered generalists had a higher degree of interindividual variation, which may be related to attempt to decreased the intraspecific competition as well as to the availability of food items.

Keywords: Seagrass. Tidalflat. Ontogenetic shift. Intrapopulation variation. Electivity.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AESA – Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (2015) Climatologia da precipitação anual acumulada (mm) – ano 2010. Disponível em:

<http://site2.aesa.pb.gov.br/aesa/jsp/monitoramento/chuvas/climatologiasGraficos.jsp>. Acesso 09 junho 2015.

ALONGI, D.M. Present state and future of the world's mangrove forests. **Environmental Conservation**, v. 29, p. 331–349, 2002.

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

ANDERSON, M.J.; GORLEY, R.N.; CLARKE, K.R. **PERMANOVA for PRIMER: guide to software and statistical methods**. PRIMER–E Ltd., Plymouth, United Kingdom, 2008.

ARAÚJO, F.G. SILVA, M.A.; AZEVEDO, M.C.C.; SANTOS, J.N.S. 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**, v. 68, p. 823-829, 2008.

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

ARAÚJO, M.S.; BOLNICK, D.I.; LAYMAN, C.A. The ecological causes of individual specialization. **Ecology Letters**, v. 14, p. 948-958, 2011.

ARAÚJO, M.S.; GONZAGA, M.O. Individual specialization in the hunting wasp *Trypoxylon (Trypargilum) albonigrum* (Hymenoptera, Crabronidae). **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 61, p. 1855-1863, 2007.

ARAÚJO, M.S.; GUIMARÃES, P.R.; SVANBÄCK, R.; PINHEIRO, A.; GUIMARÃES, P.; REIS, S.F.; BOLNICK, D.I. Network analysis reveals contrasting effects of intraspecific competition on individual vs. population diets. **Ecology**, v. 89, p. 1981-1993, 2008.

ARAÚJO, M.S.; REIS, S.F.; GIARETTA, A.A.; MACHADO, G.; BOLNICK, D.I. Intrapopulation diet variation in four frogs (Leptodactylidae) of the Brazilian savannah. **Copeia**, v. 2007, p. 855-865, 2007.

BEMVENUTI, M.A. Hábitos alimentares de peixes-rei (Atherinidae) na região estuarina da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. **Atlântica**, v. 12, p. 79-102, 1990.

BLABER, S.J.M. **Fish and fisheries of tropical estuaries**. London: Chapman and Hall, 1997.

BOLNICK, D.I.; SVANBACK, R.; ARAÚJO, M.S.; PERSSON, L.. Comparative support for the niche variation hypothesis that more generalized populations also are more heterogeneous. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 104, p. 10075-10079, 2007.

BOLNICK, D.I.; SVANBACK, R.; FORDYCE, J.A.; YANG, L.H.; DAVIS, J.M.; HULSEY, C.D.; FORISTER, M.L. The ecology of individuals: Incidence and implications of individual specialization. **The American Naturalist**, v. 161, n. 1, p. 1-28, 2003

BOLNICK, D.I.; YANG, L.H.; FORDYCE, J.A.; DAVIS, J.M.; SVANBACK, R. Measuring individual-level resource specialization. **Ecology**, v. 83, n. 10, p. 2936-2941, 2002.

BORNBUSCH, A.H. Gill raker morphologies of anchovies (Teleostei: Engraulidae) from the Río Orinoco, Venezuela. **Copeia**, v. 1988, p. 174-182, 1988.

BOUCHEREAU, J.; CHANTREL, J. Régime alimentaire de trois gerreidés et d'un sciaenidae dans une lagune à mangrove antillaise. **Cybium**, v. 33, p. 179-191, 2009.

BRODERSEN, J.; MALMQUIST, H.J.; LAUNDKILDEHUS, F.; LAURIDSEN, T.L.; AMSINK, S.L.; BJERRING, R.; SONDERGAARD, M.; JOHANSSON, L.S.; CHRISTOFFERSEN, K.S.; JEPPSESEN, E. Short-and long term niche segregation and individual specialization of brown trout (*Salmo trutta*) in species poor Faroese lakes. **Environmental Biology of Fishes**, v. 93, p. 305-218, 2012.

BRUSCA, R.C.; BRUSCA, G.J. **Invertebrados**. 2^a ed. Rio de Janeiro: Ed. Guanabara Koogan, 2007. 968p.

CAIN, M.L.; BOWMAN, W.D.; HACKER, S.D. **Ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2011. 664p.

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

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

CONTENTE, R.F.; STEFANONI, M.F.; SPACH, H.L. Feeding ecology of the Brazilian silverside *Atherinella brasiliensis* (Atherinopsidae) in a sub-tropical estuarine ecosystem. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 91, n. 6, p. 1197-1205, 2011.

CONSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R.V.; PARUELO, J.; RASKIN, R.G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, p. 253-260, 1997.

CORNELL, H.V. Unsaturated patterns in species assemblages: the role of regional processes in setting local species richness. In: RICKLEFS, R.E.; SCHLUTER, D. (Eds.) **Species diversity in ecological communities. Historical and geographical perspectives**. Chicago, IL: University of Chicago Press, pp. 243-252, 1993.

COSTELLO, M.; ELLIOTT, M.; THIEL, R. Chapter 5: Endangered and Rare Species. In: ELLIOTT, M.; HEMINGWAY, K. (Eds.) **Fishes in estuaries**. Oxford: Blackwell Science, pp.10-53, 2002.

DAVIS, A.M.; UNMACK, P.J.; PUSEY, B.J.; JOHNSON, J.B.; PEARSON, R.G. Marine-freshwater transitions are associated with the evolution of dietary diversification in terapontid grunters (Teleostei: Terapontidae). **Journal of Evolutinary Biology**, v. 25, p. 1163-1179, 2012.

DENADAI, M.R.; SANTOS, F.B.; BESSA, E.; FERNANDEZ, W.S.; PASCHOAL, C.C.; TURRA, A. Diets of *Eucinostomus argenteus* (Baird & Girard, 1855) and *Diapterus rhombeus* (Cuvier, 1829) (Perciformes: Gerreidae) in Caraguatatuba Bay, southeastern Brazil. **Pan-American Journal of Aquatic Science**, v. 7, p. 143-155, 2012.

ELLIOTT, M.; McLUSKY, D.S. The need for definitions in understanding estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 55, p. 815-827, 2002.

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

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

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

GARCIA, A.M.; VIEIRA, J P. O Aumento da diversidade de peixes no estuário da Lagoa dos Patos durante o episódio El Niño 1997-1998. **Atlântica**, v. 23, p. 85-96, 2001.

GRAVEL, D.; CAHAN, C.D.; BEAUDET, M.; MESSIER C. Reconciling niche and neutrality: the continuum hypothesis. *Ecology Letter*, v. 9, p. 399-409, 2006.

HAMMERSCHLAG-PEYER, C.M.; LAYMAN, C.A. Intrapopulation variation in habitat use by two abundant coastal fish species. **Marine Ecology Progress Series**, v. 415, p. 211-220, 2010.

HOUSSAIN, M.S.; DAS, N.G.; SARKER, S.; RAHAMAN, M. Z. Fish diversity and habitat relationship with environmental variables at Meghna river estuary, Bangladesh. **Egyptian Journal of Aquatic Research**, v. 38, p. 213-226, 2012.

HUTCHINSON, G.E. Concluding remarks. **Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology**, v. 22, p. 415-427, 1957.

HYSLOP, E.J. (1980). Stomach contents analysis – a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology* **17**, 411-429, 1980.

IRLANDI, E.A.; CRAWFORD, M.K. Habitat linkages: the effect of intertidal saltmarshes and adjacent subtidal habitats on abundance, movement, and growth of an estuarine fish. **Oecologia**, v. 110, p. 222-230, 1997.

IVLEV, V S. **Experimental ecology of the feeding of fishes**. Connecticut, USA: Yale University Press, 1961.

KAHMEN, A.; RENKER, C.; UNSICKER, S.B.; BUCHMANN, N. Niche complementarity for nitrogen: an explanation for the biodiversity and ecosystem functioning relationship? **Ecology**, v. 87, p. 1244-1255, 2006.

KANO, K.; SANO, M.; KOHNO, H. Food habits of fishes on unvegetated tidal mudflats in Tokyo Bay, central Japan. **Fisheries Science**, v. 70, p. 978-987, 2004.

KERSCHNER, B.A.; PETERSON, M.S.; GILMORE, R.G. JR. Ecotopic and ontogenetic trophic variation in mojarras (Pisces: Gerreidae). **Estuaries**, v. 8, n. 3, p. 311-322, 1985.

LABROPOULOU, M.; ELEFThERIOU, A. The foraging ecology of two pairs of congeneric demersal fish species: importance of morphological characteristics in prey selection. **Journal of Fish Biology**, v. 50, p. 324-340, 1997.

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

MAI, A.C.G.; VIEIRA, J.P. Current knowledge of *Lycengraulis grossidens* (Agassiz, 1829) (Pisces, Clupeiformes, Engraulididae). **Biota Neotropica**, v. 13, p. 01-10, 2013.

McHUGH, J.L. Estuarine nekton. In: LAUFF, G.H. (Ed.) **Estuaries**. Vol. 83. Washington, DC: American Association for the Advancement of Science Special Publication, p. 581–620, 1967.

MENDOZA-CARRANZA, M.; VIEIRA, J.P. Ontogenetic niche feeding partitioning in juvenile of white sea catfish *Genidens barbatus* in estuarine environments, southern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 89, p. 839-848, 2009.

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

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

MICHELI, F.; PETERSON, C.H. Estuarine vegetated habitats as corridors for predator movements. **Conservation Biology**, v. 13, n. 4, p. 869-881, 1999.

MORIN, P.J. **Community ecology**. 2nd edition. Wiley-Blackwell, Oxford, 2011.

MORISITA, M. Measuring of the dispersion of individuals and analysis of the distributional patterns. **Memoirs of the Faculty of Science Kyushu University Series E Biology**, v. 2, p. 215–235, 1959.

MORISITA, M. Id-index, a measure of dispersion of individuals. **Researches on Population Ecology**, v. 4, p. 1–7, 1962.

NOBREGA, R.R.A.; NISHIDA, A.K. 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**, v. 28, p. 36-43, 2003.

O'BRIEN, W.J.; VINYARD, G.L. Comment on the use of Ivlev's Electivity Index with planktivorous fish. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, v. 31, p. 1427-1429, 1974.

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

PERSSON, L.; DIEHL, S.; EKLÖV, P.; CHRISTENSEN, B. Flexibility in fish behaviour - consequences at the population and community levels. In: GODIN, J.G.J. (Ed.) **Behavioural Ecology of Fishes**. Oxford University Press, Nova York, pp. 316-343, 1997.

PIHL, L.; CATTRIJSSE, A.; CODLING, I.; MATHIESON, S.; MCLUSKY, D.S.; ROBERTS, C. Chapter 2: Habitat Use by fishes in estuaries and other brackish areas. In: ELLIOTT, M.; HEMINGWAY, K. (Eds.) **Fishes in estuaries**. Oxford: Blackwell Science, p.10-53, 2002.

ROUGHGARDEN, J. Evolution of niche width. **The American Naturalist**, v. 106, p. 683–718, 1972.

ROUGHGARDEN, J. The Role of Predation in Shaping and Maintaining the Structure of Communities. **The American Naturalist**, v. 113, p. 631–641, 1974.

ROUGHGARDEN, J. Is there a general theory of community ecology? **Biology & Philosophy**, v. 24, p. 521-529, 2009.

RStudio Team (2015). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA URL: <http://www.rstudio.com/>.

SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ, J.; VIEIRA-LANERO, R.; SERVIA, M.J.; COBO, F. Feeding habits of four sympatric fish species in the Iberian Peninsula: Keys to understanding coexistence using prey traits. **Hydrobiologia**, v. 667, p. 119-132, 2011.

SCHINDLER, D.E.; HODGSO, J.R.; KITCHELL, J.F. Density-dependent changes in individual foraging specialization of largemouth bass. **Oecologia**, v. 110, p. 592–600, 1997.

SCHOENER, T.W. Resource partitioning. In: KIKKAWA, J.; ANDERSON, D.J. (eds) **Community ecology: pattern and process**. Blackwell Scientific, Boston, pp 91–126, 1986.

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

SILVA, R.S.; CARVALHO, K.D.; PESSANHA, A. L. M. Distribution and feeding ecology of three juvenile mojarras in a hypersaline tropical estuary in northeastern Brazil. **Marine Ecology**. (In press)

SOL, D.; ELIE, M.; MARCOUX, M.; CHROSTOVSKY, E.; PORCHER, C.; LEFEBVRE, L. Ecological mechanisms of a resource polymorphism in Zenaida Doves of Barbados. **Ecology**, v. 86, p. 2397–2407, 2005.

SOULE, M.; STEWART, B.R. The “niche-variation” hypothesis: a test and alternatives. **The American Naturalist**, v. 104, p. 85-97, 1970.

STRAUSS, R.E. Reliability estimates for Ivlev’s Electivity Index, the forage ratio, and a proposed linear index of food selection. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 108, p. 344-352, 1979.

SVANBÄCK, R.; BOLNICK, D.I. Intraspecific competition drives increased resource use diversity within a natural population. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 274, p. 839-844, 2007.

SVANBÄCK, R.; PERSSON, L. Individual diet specialization, niche width and population dynamics: implications for trophic polymorphisms. **Journal of Animal Ecology**, v. 73, p. 973–982, 2004.

SVANBÄCK, R.; RYDBERG, C.; LEONARDSSON, K.; ENGLUND, G. Diet specialization in a fluctuating population of *Saduria entomon*: a consequence of resource or forager densities? **Oikos**, v. 120, p. 848–854, 2011.

SVANBÄCK, R.; QUEVEDO, M.; OLSSON, J.; EKLÖV, P. Individuals in food webs: the relationships between trophic position, omnivory and among- individual diet variation. **Oecologia**, v. 178, p. 103-114, 2015.

TILMAN, D. Community invasibility, recruitment limitation, and grassland biodiversity. **Ecology**, v. 78, p. 81–92, 1997.

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

VAN VALEN, L. Morphological variation and width of ecological niche. **The American Naturalist**, v. 99, p. 377–390, 1965.

WHITFIELD, A.K. The fish community of the Swartvlei estuary and the influence of food availability on resource utilization. **Estuaries**, v. 11, p. 160-170, 1988.

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

ZACCARELLI, N.; MANCINELLI, G.; BOLNICK, D.I. RInSp: an R package for the analysis of individual specialisation in resource use. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 4, p. 1018-1023, 2013.

ZHANG, J. (2013). “spaa”: Species Association Analysis. R package version 0.2.1. URL: <http://CRAN.R-project.org/package=spaa>

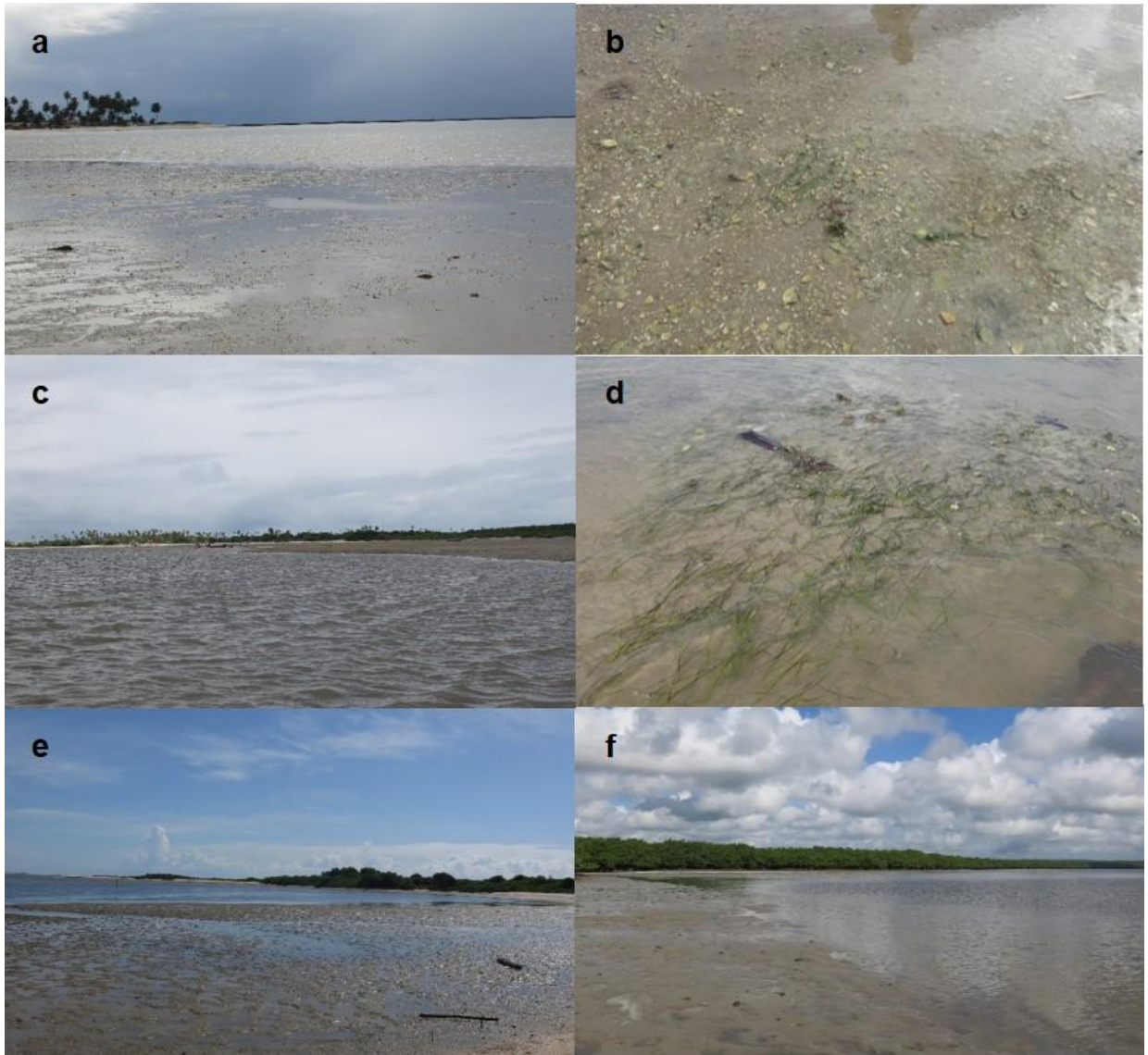
8 CONCLUSÕES GERAIS

- No estuário do Rio Mamanguape, as áreas vegetadas e as não vegetadas apresentaram valores similares de riqueza e diversidade de espécies de peixes, ambas podendo ser utilizadas como áreas de berçário para várias espécies. Neste caso, a estabilidade ambiental das planícies de maré parece ter melhor favorecido o estabelecimento de uma maior variedade de espécies de peixes em detrimento a complexidade estrutural encontrada nos bancos de fanerógamas marinhas;
- Diferentemente de outros estudos, nossos resultados apresentaram uma tendência inversa entre os valores dos atributos das assembleias (densidade, biomassa e riqueza) e a complexidade estrutural encontrada nas áreas vegetadas. Essa aparente contradição pode ser resultado da morfologia dos bancos de fanerógamas marinhas estudados, formados por pequenas manchas; bem como influenciada pelo pequeno porte da fanerógama predominante e pela localização dos bancos, afetando a eficiência de forrageamento das espécies devido a menor disponibilidade de presas e também a menor capacidade de fuga dos predadores.
- Apesar de ambas as áreas terem sido utilizadas como áreas de berçário, os bancos de fanerógamas apresentaram melhores condições para abrigar um maior número de larvas e peixes juvenis, devido principalmente a maior disponibilidade de refúgio e a menor pressão de predação.
- Das 86 espécies coletadas no estuário do Rio Mamanguape, 4 foram selecionadas, de acordo com sua abundância e contribuição na dissimilaridade entre as áreas vegetadas e não vegetadas, para o estudo da ecologia trófica. Observou-se uma variação ontogenética da dieta destas espécies, exceto para *A. brasiliensis*. Essa mudança na dieta está relacionada a mudanças nos *trade-offs* das espécies de acordo com o seu desenvolvimento ontogenético. A medida que crescem, a necessidade de maior quantidade de energia para a reprodução força as espécies a procurarem itens mais rentáveis energeticamente.
- Além disso, observou-se que, para diminuir a competição intraespecífica relacionada a densidade de indivíduos e a abundância de recursos alimentares, as espécies estudadas apresentaram um alto grau de especialização individual (valores menores que 0,5). Bem como, a hipótese da Variação de Nicho foi corroborada, uma vez que as espécies

com maiores amplitudes de nicho apresentaram maior variação interindividual da dieta.

APÊNDICES

APÊNDICE A - Fotografias das áreas de coleta: Área vegetada 1 (A e B), Área vegetada 2 (C e D), Área não vegetada 1 (E) e Área não vegetada 2 (F). Fonte: Acervo próprio.



Atherinella brasiliensis

Itens	Áreas vegetadas																														
	Chuva														Seca																
	TL1 (12)		TL2 (23)		TL3 (33)		TL4 (32)		TL5 (28)		TL6 (39)		TL7 (60)		TL1 (1)		TL2 (0)		TL3 (4)		TL4 (16)		TL5 (14)		TL6 (37)		TL7 (40)				
N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%				
Larva de Gastropoda	-	-	-	-	0,05	0,06	0,06	0,08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,04	0,02	-	-	
Gastropoda	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	0,05	0,71	0,77	3,46	0,64	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,61	0,16	
Larva Bivalvia	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,07	0,24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Bivalvia	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	0,30	0,17	0,26	0,71	0,14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	0,13		
Lofoforado	-	-	0,04	0,20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Chaetognatha	-	-	-	-	-	-	0,06	0,08	-	-	-	-	0,85	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,10	0,03	
Ovo de peixe	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,07	0,03	0,99	0,20	-	-	-	-	-	-	-	-	0,14	0,05	0,04	0,02	0,10	0,01	-	-	
Peixe	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,07	0,05	-	-	-	-	-	-	
Material digerido	0,12	59,46	0,08	46,00	0,08	45,43	0,16	58,46	0,07	47,75	0,12	49,20	0,35	47,15	0,14	44,44	-	-	0,03	21,95	0,05	33,19	0,10	67,90	0,13	43,95	0,36	52,16	-	-	
Sedimento	-	-	-	-	0,01	0,24	0,03	0,04	0,01	0,51	0,01	0,01	0,08	0,34	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,03	<0,01	-	-
Sedimento fino	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sedimento grosso	0,01	0,06	0,01	0,04	0,01	0,02	0,01	0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01	0,05	0,01	-	-	-	-	-	-	0,01	0,02	-	-	0,02	0,01	0,13	0,02	-	-	

<i>Atherinella brasiliensis</i>																													
Áreas não vegetadas																													
Itens	Chuva														Seca														
	TL1 (35)		TL2 (49)		TL3 (35)		TL4 (26)		TL5 (26)		TL6 (14)		TL7 (24)		TL1 (14)		TL2 (9)		TL3 (31)		TL4 (41)		TL5 (28)		TL6 (24)		TL7 (53)		
	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	
Larva de Gastropoda	-	-	0,05	0,12	0,21	0,18	0,18	0,11	0,17	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,15	0,02
Gastropoda	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,10	0,87	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,38	0,16
Larva Bivalvia	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bivalvia	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,04	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,08	0,02
Lofoforado	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chaetognatha	-	-	0,21	0,12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ovo de peixe	-	-	-	-	-	-	-	-	1,00	0,18	0,48	0,50	0,35	0,05	-	-	-	-	-	-	0,06	0,10	-	-	-	-	14,56	3,23	
Peixe	-	-	-	-	-	-	-	-	0,17	0,73	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,08	6,88	
Material digerido	0,24	47,32	0,22	49,87	0,32	67,59	0,43	60,00	0,40	59,15	0,07	48,28	0,38	58,37	0,11	29,29	0,05	29,71	0,07	41,23	0,06	41,38	0,24	57,92	0,68	73,70	0,38	61,37	
Sedimento	0,01	0,03	-	-	0,02	0,02	0,09	0,82	0,05	0,02	0,01	0,02	0,16	0,02	0,01	0,09	-	-	-	-	0,01	0,02	0,01	0,01	0,03	0,01	0,03	0,01	
Sedimento fino	-	-	0,01	0,01	0,01	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,01	0,01	0,02	0,01	0,03	0,01	0,02	0,01		
Sedimento grosso	0,01	0,03	-	-	-	-	0,02	0,01	-	-	0,02	0,03	0,03	0,01	-	-	-	-	<0,01	0,01	0,01	0,03	0,06	0,04	0,09	0,02	0,07	0,02	

APÊNDICE D - Valores da Frequência Numérica (N%) e Frequência Volumétrica (V%) dos itens alimentares utilizados por cada classe de tamanho de *Eucinostomus argenteus* nas áreas vegetadas do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, durante os períodos chuvoso e seco de 2014. TL, comprimento total (tamanho da amostra).

<i>Eucinostomus argenteus</i>																								
Áreas vegetadas																								
Itens	Chuva												Seca											
	TL1 (98)		TL2 (15)		TL3 (5)		TL4 (24)		TL5 (12)		TL6 (21)		TL1 (6)		TL2 (2)		TL3 (1)		TL4 (0)		TL5 (1)		TL6 (4)	
	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%
Alga	0,00	1,15	-	-	0,24	1,74	0,04	0,27	0,16	0,71	0,19	1,78	0,03	4,65	0,09	2,27	-	-	-	-	1,89	1,54	0,43	4,88
Material vegetal	0,00	0,05	-	-	0,12	0,87	0,15	1,09	0,39	0,88	0,45	2,37	0,03	10,47	-	-	-	-	-	-	1,89	1,54	0,87	4,39
Foraminífera	0,06	0,24	0,09	0,22	-	-	0,22	0,09	-	-	1,94	0,12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,16	0,24
Diatomácea	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diatomácea cêntrica	0,00	0,24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diatomácea penada	0,00	0,10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Porífera	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cnidária	-	-	-	-	-	-	0,22	0,18	2,34	0,35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ovo de Invertebrado	0,21	0,24	-	-	-	-	18,89	2,91	-	-	1,29	0,08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nematoda	0,34	0,87	1,46	48,46	6,01	2,61	2,82	1,55	7,03	0,80	4,84	0,36	0,64	2,33	1,83	2,27	-	-	-	-	-	-	4,33	0,49
Polychaeta Errante	0,04	0,10	0,09	0,88	-	-	2,17	5,73	3,12	6,02	7,78	5,68	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,16	1,46
Polychaeta Sedentária	0,03	0,05	0,69	1,76	-	-	3,47	21,00	2,34	9,38	0,32	0,12	-	-	0,91	4,55	-	-	-	-	18,87	30,77	34,63	13,90
Polychaeta Tubícola	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,23	0,71	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,16	12,20
Sipuncula	0,01	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Copepoda	0,16	0,19	2,65	0,66	-	-	-	-	-	-	-	-	2,57	5,81	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cyclopoida	56,06	55,84	59,86	11,89	39,66	3,48	24,32	2,36	16,39	0,71	14,52	0,43	5,78	3,49	3,66	2,27	-	-	-	-	-	-	6,49	0,24
Calanoida	26,74	12,22	28,86	5,73	28,85	5,22	21,71	1,64	8,59	0,27	23,88	0,71	16,69	5,81	62,21	6,82	48,26	2,04	-	-	56,60	1,54	17,32	0,49
Harpacticoida	14,64	5,48	5,91	2,42	10,82	2,61	15,63	1,18	3,12	0,27	2,90	0,12	61,30	30,23	2,74	2,27	5,36	2,04	-	-	-	-	12,99	0,49
Cyprid	0,01	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,17	3,49	2,74	4,55	-	-	-	-	-	-	-	-
Cirripedia	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Decapoda	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,68	2,04	-	-	-	-	-	-

<i>Eucinostomus argenteus</i>																								
Áreas vegetadas																								
Itens	Chuva												Seca											
	TL1 (98)		TL2 (15)		TL3 (5)		TL4 (24)		TL5 (12)		TL6 (21)		TL1 (6)		TL2 (2)		TL3 (1)		TL4 (0)		TL5 (1)		TL6 (4)	
	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%
Zoea de Penaeidae	-	-	-	-	-	-	0,22	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Penaeidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,32	0,36	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Zoea de Brachyura	0,04	0,14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Brachyura	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mysida	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cumacea	-	-	-	-	-	-	0,65	0,27	-	-	1,94	0,16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Isopoda	0,01	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gammaridea	-	-	-	-	-	-	0,43	0,27	1,56	2,30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,16	0,24
Caprellidea	0,05	0,19	0,26	0,44	13,22	3,48	7,60	7,09	48,40	10,44	29,36	7,34	8,34	8,14	24,70	31,82	42,90	16,33	-	-	18,87	3,08	6,49	1,46
Ostracoda	0,01	0,05	-	-	-	-	-	-	0,78	0,09	0,32	0,04	0,32	1,16	0,91	2,27	-	-	-	-	-	-	2,16	0,24
Larva de Tephritidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pupa de Ceratopogonidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gastropoda	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Larva de Bivalvia	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bivalvia	-	-	-	-	-	-	0,22	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lofoforado	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chaetognatha	0,01	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ovo de peixe	-	-	-	-	-	-	-	-	0,78	0,09	0,65	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Material digerido	0,08	21,93	0,15	27,31	0,96	79,13	1,17	53,91	4,92	67,61	5,39	74,42	0,13	24,42	0,18	40,91	0,80	77,55	-	-	1,89	61,54	4,98	58,54
Sedimento	1,49	0,72	0,01	0,22	0,12	0,87	0,07	0,27	0,08	0,09	0,68	5,17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,65	0,73

<i>Eucinostomus argenteus</i>																								
Áreas não vegetadas																								
Itens	Chuva												Seca											
	TL1 (2)		TL2 (7)		TL3 (35)		TL4 (10)		TL5 (15)		TL6 (5)		TL1 (1)		TL2 (3)		TL3 (1)		TL4 (3)		TL5 (6)		TL6 (2)	
	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%
Zoea de Penaeidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Penaeidae	-	-	-	-	0,19	0,27	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Zoea de Brachyura	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Brachyura	-	-	-	-	-	-	0,22	0,71	0,20	0,10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mysida	-	-	-	-	0,39	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cumacea	-	-	-	-	0,19	0,09	-	-	-	-	2,21	0,30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Isopoda	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gammaridea	-	-	-	-	0,19	0,09	0,44	0,54	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Caprellidea	-	-	2,36	1,42	5,44	2,06	2,19	1,07	0,98	0,40	2,21	0,30	-	-	-	-	37,04	14,29	-	-	6,33	0,12	-	-
Ostracoda	-	-	0,39	0,71	2,52	0,72	0,44	0,36	0,59	0,20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,16	0,12	-	-
Larva de Tephritidae	-	-	-	-	-	-	0,44	0,54	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pupa de Ceratopogonidae	-	-	-	-	-	-	0,66	0,36	0,39	0,10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gastropoda	-	-	1,57	4,96	1,36	0,81	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Larva de Bivalvia	-	-	-	-	-	-	-	-	0,20	0,10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bivalvia	-	-	-	-	-	-	0,22	0,54	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lofoforado	-	-	0,39	0,71	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chaetognatha	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,23	7,69	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ovo de peixe	-	-	-	-	-	-	-	-	0,59	0,20	-	-	-	-	-	-	-	-	1,81	0,72	-	-	-	-
Material digerido	-	-	0,31	60,28	1,65	79,43	0,74	71,79	1,17	66,43	5,75	84,62	-	-	1,10	50,96	1,23	57,14	3,97	87,32	20,89	79,07	7,04	33,33
Sedimento	-	-	0,04	0,71	0,12	0,54	0,09	0,71	0,10	0,40	0,22	0,30	-	-	-	-	-	-	-	-	0,32	0,12	-	-

APÊNDICE F - Valores da Frequência Numérica (N%) e Frequência Volumétrica (V%) dos itens alimentares utilizados por cada classe de tamanho de *Anchoa tricolor* nas áreas vegetadas do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, durante os períodos chuvoso e seco de 2014. TL, comprimento total (tamanho da amostra).

<i>Anchoa tricolor</i>																									
Áreas vegetadas																									
Itens	Chuva												Seca												
	TL1 (14)		TL2 (34)		TL3 (22)		TL4 (6)		TL5 (1)		TL6 (7)		TL1 (4)		TL2 (14)		TL3 (27)		TL4 (17)		TL5 (26)		TL6 (10)		
	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	
Alga	-	-	-	-	<0,01	3,84	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	0,50
Material Vegetal	-	-	0,03	1,42	0,01	0,32	-	-	-	-	0,45	1,29	-	-	0,02	0,63	0,02	1,01	0,01	0,18	0,09	2,23	0,06	2,76	
Foraminifera	-	-	-	-	0,05	0,16	-	-	-	-	2,24	0,14	-	-	-	-	-	-	0,09	0,18	-	-	-	-	
Diatomácea	0,08	1,63	0,02	0,81	-	-	0,02	0,75	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Diatomácea Centrica	0,08	1,63	0,07	2,64	0,04	1,28	0,05	1,49	-	-	0,11	0,14	-	-	0,08	4,40	0,05	2,02	0,03	1,25	0,08	1,20	0,01	0,25	
Diatomácea Penada	0,04	0,81	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,01	0,17	0,01	1,42	-	-	-	-	
Ovo de Invertebrado	-	-	0,10	0,20	-	-	-	-	-	-	1,12	0,14	-	-	0,10	0,31	-	-	-	-	-	-	0,29	0,25	
Nematoda	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,12	0,14	-	-	-	-	-	-	1,29	0,89	0,12	0,17	-	-	
Trematoda	8,29	4,07	5,24	5,08	4,82	2,72	3,07	2,99	-	-	-	-	-	-	12,66	5,66	6,89	4,21	11,83	3,02	8,71	3,09	10,09	2,76	
Larva de Polychaeta	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,26	0,18	-	-	0,14	0,25	
Polychaeta errante	-	-	-	-	0,05	0,32	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Polychaeta sedentária	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,20	0,31	0,05	0,17	-	-	-	-	-	-	
Sipuncula	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	28,00	0,86	-	-	-	-	0,19	0,51	-	-	-	-	-	-	
Cyclopoida	1,13	2,44	3,56	3,65	3,92	3,04	5,20	2,99	-	-	1,12	0,14	2,07	9,09	2,49	2,51	6,65	11,12	2,40	1,96	4,71	1,37	-	-	
Calanoida	60,29	17,07	52,37	14,62	43,85	14,73	38,31	13,43	13,56	8,70	5,60	0,29	82,82	9,09	75,15	23,58	74,15	23,77	61,92	17,08	8,24	5,14	5,48	1,25	
Harpacticoida	15,07	4,07	10,33	2,23	6,06	1,76	0,47	1,49	-	-	-	-	10,35	9,09	2,59	1,26	2,07	1,69	2,32	1,60	0,47	0,34	-	-	
Cyprid	-	-	0,47	1,02	0,50	0,96	0,71	1,49	0,85	4,35	-	-	-	-	-	-	1,49	1,18	1,63	0,53	0,71	0,69	-	-	
Branchiura	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,12	0,17	0,58	1,25	
Nauplius	-	-	0,05	0,20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Zoea de Penaeidae	-	-	1,68	1,83	4,72	2,40	0,71	2,24	-	-	-	-	-	-	-	-	0,14	0,34	0,17	0,36	0,59	0,51	-	-	
Penaeidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,29	0,50	

<i>Anchoa tricolor</i>																								
Áreas vegetadas																								
Itens	Chuva												Seca											
	TL1 (14)		TL2 (34)		TL3 (22)		TL4 (6)		TL5 (1)		TL6 (7)		TL1 (4)		TL2 (14)		TL3 (27)		TL4 (17)		TL5 (26)		TL6 (10)	
	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%
Zoea de Caridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,12	0,34	-	-
Zoea de Brachyura	13,19	8,13	21,65	14,82	31,38	16,01	49,18	22,39	83,90	73,91	26,88	1,29	2,07	9,09	5,78	3,14	6,85	3,20	7,20	2,67	19,30	3,26	3,17	1,25
Antizoea de Brachiura	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Megalopa de Brachyura	-	-	-	-	0,05	0,16	0,24	0,75	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,09	0,18	-	-	-	-
Brachyura	-	-	0,16	0,20	0,15	0,16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,43	0,75
Zoea de Porcellanidae	-	-	0,10	0,41	0,20	0,48	0,95	1,49	1,69	13,04	-	-	-	-	-	-	0,10	0,17	0,09	0,18	0,59	0,86	0,72	0,75
Mysis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mysida	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cumacea	-	-	3,41	4,87	2,48	3,52	-	-	-	-	-	-	-	-	0,80	1,57	0,67	2,02	9,78	18,32	47,30	54,87	72,39	61,89
Tanaidacea	-	-	-	-	0,20	0,32	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,12	0,34	-	-
Isopoda	0,38	0,81	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,24	0,51	0,09	0,18	-	-	0,43	0,50
Gammarideo	-	-	-	-	0,05	0,32	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,05	0,51	-	-	-	-	0,58	1,25
Caprellidae	-	-	-	-	0,60	1,12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,34	0,53	0,82	0,51	4,33	6,77
Ostracoda	-	-	0,21	0,61	0,45	0,48	-	-	-	-	4,48	0,29	2,07	9,09	-	-	-	-	0,17	0,18	-	-	-	-
Pupa de Ceratopogonidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Arachnida	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,12	0,34	-	-
Larva de Gastropoda	0,38	0,81	0,05	0,20	0,05	0,16	0,24	0,75	-	-	-	-	-	-	-	-	0,24	0,34	0,09	0,18	7,53	1,03	0,72	0,50
Gastropoda	-	-	0,05	0,20	-	-	-	-	-	-	14,56	0,29	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Larva de Bivalvia	0,38	0,81	0,16	0,41	0,10	0,32	0,24	0,75	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,09	0,18	-	-	0,14	0,25
Bivalvia	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chaetognatha	-	-	0,10	0,61	0,10	0,32	0,24	1,49	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ovo de peixe	-	-	-	-	-	-	0,24	0,75	-	-	1,12	0,14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Peixe	0,38	0,81	-	-	0,05	1,28	-	-	-	-	12,32	59,15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Material Digerido	0,34	56,91	0,15	43,86	0,11	43,71	0,14	44,78	-	-	0,67	35,66	0,62	54,55	0,12	56,59	0,11	47,03	0,12	48,75	0,26	23,49	0,12	16,29

<i>Anchoa tricolor</i>																								
Áreas vegetadas																								
Itens	Chuva												Seca											
	TL1 (14)		TL2 (34)		TL3 (22)		TL4 (6)		TL5 (1)		TL6 (7)		TL1 (4)		TL2 (14)		TL3 (27)		TL4 (17)		TL5 (26)		TL6 (10)	
	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%
Sedimento	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,22	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sedimento Fino	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	0,03	-	-	-	-	-	-
Sedimento Grosso	-	-	0,03	0,10	0,02	0,08	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	0,03	<0,01	0,02	0,01	0,02	0,02	0,03	0,01	0,03

<i>Anchoa tricolor</i>																											
Áreas não vegetadas																											
Itens	Chuva												Seca														
	TL1 (33)		TL2 (43)		TL3 (32)		TL4 (29)		TL5 (2)		TL6 (1)		TL1 (1)		TL2 (5)		TL3 (4)		TL4 (7)		TL5 (8)		TL6 (8)				
	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%			
Zoea de Caridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,60	0,66	-	-
Zoea de Brachyura	0,76	2,52	1,21	1,39	3,50	2,04	8,28	2,41	-	-	70,87	16,33	-	-	-	-	0,78	0,80	0,41	0,83	0,60	0,66	78,61	50,63	-	-	
Antizoea de Brachiura	0,05	0,25	0,04	0,20	0,03	0,11	-	-	6,08	5,00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Megalopa de Brachyura	-	-	-	-	0,06	0,32	-	-	-	-	2,62	4,08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,90	4,69	
Brachyura	-	-	-	-	-	-	0,17	0,48	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Zoea de Porcellanidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Mysis	-	-	-	-	-	-	0,17	0,32	-	-	1,31	2,04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Mysida	-	-	-	-	0,03	0,11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,09	0,47	
Cumacea	-	-	-	-	-	-	0,33	0,32	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,90	3,28	
Tanaidacea	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,15	1,37	-	-	2,45	4,16	-	-	-	-	-	-	
Isopoda	0,02	0,25	0,09	0,20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,78	0,80	-	-	-	-	-	0,09	0,94		
Gammarideo	-	-	-	-	-	-	1,12	0,96	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,60	0,66	0,09	0,94	-	-	
Caprellidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,78	0,80	-	-	-	-	-	-	-	-	
Ostracoda	0,07	0,50	0,09	0,40	0,09	0,32	-	-	1,22	1,25	-	-	-	-	-	-	-	-	0,41	0,83	1,81	1,31	0,18	0,94	-	-	
Pupa de Ceratopogonidae	0,07	0,25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Arachnida	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Larva de Gastropoda	0,05	0,25	0,22	0,40	2,45	2,04	1,78	0,88	37,67	20,00	-	-	-	-	0,15	1,37	8,61	0,80	7,76	4,16	13,89	1,97	3,23	7,97	-	-	
Gastropoda	-	-	-	-	-	-	0,91	0,24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,09	0,47	-	-
Larva de Bivalvia	0,02	0,25	0,17	0,40	0,20	0,11	0,04	0,08	-	-	-	-	-	-	1,06	1,37	7,05	0,80	-	-	-	-	-	1,17	1,41	-	-
Bivalvia	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,41	0,83	-	-	-	-	-	-	
Chaetognatha	0,02	0,50	-	-	0,85	5,47	4,80	10,42	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Ovo de peixe	0,02	0,25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Peixe	-	-	-	-	0,06	1,18	0,08	2,24	-	-	9,19	61,22	-	-	-	-	-	-	-	-	0,60	9,19	-	-	-	-	
Material Digerido	0,06	29,46	0,15	39,13	0,05	17,25	0,10	28,38	0,24	42,50	0,13	12,24	-	-	0,05	27,32	0,31	80,74	0,29	49,88	0,48	60,41	0,06	19,69	-	-	

<i>Anchoa tricolor</i>																										
Áreas não vegetadas																										
Itens	Chuva												Seca													
	TL1 (33)		TL2 (43)		TL3 (32)		TL4 (29)		TL5 (2)		TL6 (1)		TL1 (1)		TL2 (5)		TL3 (4)		TL4 (7)		TL5 (8)		TL6 (8)			
	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%		
Sedimento	-	-	-	-	-	-	<0,01	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	0,05
Sedimento Fino	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,04	0,08	-	-	-	-	0,01	0,05
Sedimento Grosso	<0,01	0,03	0,02	0,08	0,01	0,02	0,01	0,02	-	-	-	-	-	-	0,03	0,27	0,08	0,08	0,08	0,17	0,18	0,20	0,01	0,05		

<i>Lycengraulis grossidens</i>																									
Áreas vegetadas																									
Itens	Chuva												Seca												
	TL1 (1)		TL2 (3)		TL3 (4)		TL4 (0)		TL5 (0)		TL6 (3)		TL1 (25)		TL2 (57)		TL3 (41)		TL4 (15)		TL5 (6)		TL6 (2)		
	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	
Larva Leptocephalla	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Peixe	-	-	7,84	81,50	-	-	-	-	-	-	10,72	13,70	-	-	-	-	0,18	12,83	1,47	35,69	-	-	59,11	27,09	
Peixe Engraulidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,68	12,45	-	-	-	-	0,04	5,51	-	-	0,29	48,06	-	-	
Peixe Gerreidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	77,75	62,27	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	19,70	65,01	
Peixe Mugil	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Material digerido	-	-	0,11	5,67	0,39	61,02	-	-	-	-	0,54	7,60	0,11	40,35	0,12	34,07	0,12	23,46	0,11	15,16	0,09	12,62	0,49	3,79	
Sedimento	-	-	-	-	0,10	0,12	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,01	0,02	<0,01	0,01	-	-	-	-	-	-	
Sedimento fino	-	-	-	-	0,10	0,12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	0,01	-	-	
Sedimento grosso	-	-	0,11	0,07	0,10	0,12	-	-	-	-	-	-	0,01	0,03	0,02	0,06	0,03	0,03	0,02	0,02	0,03	0,02	-	-	

APÊNDICE I - Valores da Frequência Numérica (N%) e Frequência Volumétrica (V%) dos itens alimentares utilizados por cada classe de tamanho de *Lycengraulis grossidens* nas áreas não vegetadas do estuário do Rio Mamanguape, Nordeste do Brasil, durante os períodos chuvoso e seco de 2014. TL, comprimento total (tamanho da amostra).

<i>Lycengraulis grossidens</i>																								
Áreas não vegetadas																								
Itens	Chuva												Seca											
	TL1 (0)		TL2 (1)		TL3 (10)		TL4 (24)		TL5 (13)		TL6 (22)		TL1 (1)		TL2 (5)		TL3 (4)		TL4 (7)		TL5 (8)		TL6 (8)	
	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%
Alga	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,01	0,08	-	-	0,38	0,98
Material vegetal	-	-	-	-	0,12	0,29	0,53	1,39	0,19	0,09	0,35	0,14	0,02	36,50	0,02	1,36	0,03	0,65	0,03	1,23	0,23	1,19	0,38	0,16
Foraminifera	-	-	-	-	-	-	5,34	0,69	13,23	0,44	3,48	0,14	-	-	0,17	0,10	0,05	0,04	-	-	2,27	1,19	-	-
Diatomácea	-	-	-	-	4,88	0,29	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Diatomácea Cêntrica	-	-	-	-	-	-	0,13	0,17	-	-	1,74	0,07	0,01	0,26	0,02	0,49	<0,01	0,04	<0,01	0,08	-	-	-	-
Diatomácea penada	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,01	0,10	-	-	-	-	-	-	-	-
Porifera	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,74	0,07	-	-	-	-	-	-	0,04	0,08	-	-	-	-
Ovo de invertebrado	-	-	-	-	37,80	1,73	1,34	0,17	-	-	1,74	0,07	-	-	0,12	0,10	0,05	0,09	0,04	0,08	-	-	-	-
Nematoda	-	-	-	-	1,22	0,58	2,67	1,39	-	-	-	-	0,16	0,26	0,08	0,10	-	-	0,04	0,08	-	-	-	-
Trematoda	-	-	28,17	2,94	24,39	2,02	56,07	2,77	30,25	0,79	12,17	0,56	0,63	1,03	4,83	2,92	10,26	3,06	9,35	2,38	38,64	7,12	68,18	0,49
Polychaeta	-	-	-	-	2,44	3,18	2,67	0,52	3,78	1,76	19,13	14,50	0,40	1,29	0,66	3,02	-	-	-	-	-	-	-	-
Polychaeta Errante	-	-	-	-	-	-	1,34	0,87	1,89	1,05	12,17	14,01	-	-	-	-	0,03	0,86	0,04	0,08	-	-	3,79	3,76
Polychaeta Sedentária	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,66	2,57	1,77	2,14	-	-	0,08	0,62	-	-	-	-
Polychaeta Tubícola	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8,70	7,49	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sipuncula	-	-	-	-	4,88	2,02	-	-	1,89	0,09	-	-	-	-	-	-	0,03	0,04	0,04	0,08	-	-	-	-
Cyclopoida	-	-	-	-	-	-	6,68	4,16	-	-	-	-	6,18	7,71	20,26	12,86	0,46	0,26	1,77	1,61	-	-	-	-
Calanoida	-	-	14,08	2,94	3,66	0,87	-	-	-	-	-	-	49,54	24,42	19,56	6,14	11,67	3,92	7,07	2,61	11,36	3,56	-	-
Harpacticoida	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	40,75	22,37	26,78	6,92	0,38	0,30	0,31	0,46	-	-	-	-
Cyprid	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,50	0,39	0,08	0,13	0,12	0,23	4,55	1,19	3,79	0,16
Nauplius	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Decapoda	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,03	0,09	-	-	-	-	-	-

<i>Lycengraulis grossidens</i>																								
Áreas não vegetadas																								
Itens	Chuva												Seca											
	TL1 (0)		TL2 (1)		TL3 (10)		TL4 (24)		TL5 (13)		TL6 (22)		TL1 (1)		TL2 (5)		TL3 (4)		TL4 (7)		TL5 (8)		TL6 (8)	
	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%
Decapoda Anomura	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Zoea de Penaeidae	-	-	14,08	2,94	-	-	2,67	2,60	-	-	-	-	-	-	0,12	0,29	0,15	0,22	0,86	0,69	-	-	-	-
Penaeidae	-	-	-	-	7,32	5,20	-	-	1,89	0,79	1,74	0,84	-	-	0,04	0,58	0,05	0,26	0,12	1,15	2,27	3,56	11,36	8,66
Zoea de Brachyura	-	-	-	-	-	-	-	-	5,67	-	-	-	0,32	0,51	17,70	5,26	71,47	19,71	70,04	21,45	11,36	3,56	-	-
Megalopa de Brachyura	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,26	0,43	0,51	2,46	-	-	-	-
Brachyura	-	-	-	-	-	-	1,34	2,43	1,89	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mysis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,12	0,19	0,08	0,09	0,04	0,08	-	-	-	-
Mysida	-	-	-	-	-	-	-	-	1,89	0,18	-	-	-	-	0,25	0,29	0,26	0,39	0,51	0,77	2,27	1,19	-	-
Cumacea	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,56	0,82	0,63	0,92	-	-	-	-
Tanaidacea	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Isopoda	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,03	0,04	0,04	0,08	-	-	-	-
Gammaridae	-	-	-	-	-	-	4,01	1,56	-	-	-	-	0,08	0,26	0,21	0,68	0,21	0,34	0,20	0,31	2,27	1,19	-	-
Caprellidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,08	0,26	-	-	0,05	0,04	0,12	0,23	2,27	1,19	-	-
Amphipoda	-	-	-	-	-	-	1,34	0,17	-	-	-	-	-	-	-	-	0,08	0,09	0,08	0,15	-	-	-	-
Crustacea	-	-	-	-	-	-	-	-	1,89	0,18	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ostracoda	-	-	-	-	1,22	0,29	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,10	0,13	0,16	0,23	-	-	3,79	0,33
Hymenoptera	-	-	-	-	-	-	-	-	3,78	2,46	1,74	0,63	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Larva de Gastropoda	-	-	28,17	2,94	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,58	0,49	1,21	0,56	1,22	0,92	4,55	2,37	-	-
Gastropoda	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,33	0,30	5,77	6,23	15,91	4,74	-	-
Larva de Bivalvia	-	-	-	-	2,44	0,29	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,05	-	0,08	0,08	-	-	-	-
Bivalvia	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,04	0,23	-	-	-	-
Scaphopoda	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chaetognatha	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,16	0,51	5,90	5,75	1,08	2,07	0,04	0,15	-	-	-	-
Ovo de peixe	-	-	-	-	-	-	-	-	1,89	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	0,04	0,08	-	-	-	-

<i>Lycengraulis grossidens</i>																								
Áreas não vegetadas																								
Itens	Chuva												Seca											
	TL1 (0)		TL2 (1)		TL3 (10)		TL4 (24)		TL5 (13)		TL6 (22)		TL1 (1)		TL2 (5)		TL3 (4)		TL4 (7)		TL5 (8)		TL6 (8)	
	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%	N%	V%
Larva Leptocephalla	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,26	2,15	-	-	-	-	-	-
Peixe	-	-	14,08	41,18	8,54	21,67	10,68	17,32	26,47	72,86	31,30	33,20	-	-	0,17	2,05	0,54	17,04	0,39	9,99	-	-	-	-
Peixe Engraulidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,79	33,01
Peixe Gerreidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,39	4,31	-	-	-	-
Peixe Mugil	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,79	49,02
Material digerido	-	-	1,41	47,06	0,98	61,54	2,80	63,75	1,89	19,07	2,43	28,22	0,02	2,06	0,11	47,74	0,16	45,83	0,12	39,75	1,36	67,62	0,76	3,43
Sedimento	-	-	-	-	0,12	0,03	0,40	0,05	1,32	0,06	1,57	0,06	-	-	-	-	<0,01	<0,01	0,01	0,02	0,23	0,12	-	-
Sedimento fino	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	0,01	-	-	-	-	-	-
Sedimento grosso	-	-	-	-	-	-	-	-	0,19	0,01	-	-	-	-	0,01	0,03	0,02	0,03	0,02	0,04	0,68	0,24	-	-