



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PRO-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
MESTRADO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO**

ALEXANDRE DA GAMA FERNANDES VIEIRA JÚNIOR

**DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DA ICTIOFAUNA EM ZONAS
DE ARREBENTAÇÃO DE PRAIAS OCEÂNICAS**

**CAMPINA GRANDE – PB
2020**

ALEXANDRE DA GAMA FERNANDES VIEIRA JÚNIOR

**DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DA ICTIOFAUNA EM ZONAS
DE ARREBENTAÇÃO DE PRAIAS OCEÂNICAS**

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

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

Sob a orientação do Professor
André Luiz Machado Pessanha

CAMPINA GRANDE – PB

2020

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

V658d Vieira Júnior, Alexandre da Gama Fernandes.
Diversidade taxonômica e funcional da ictiofauna em zonas de arrebentação de praias oceânicas [manuscrito] / Alexandre da Gama Fernandes Vieira Júnior. - 2020.
73 p.
Digitado.
Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Estadual da Paraíba, Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa, 2020.
"Orientação : Prof. Dr. André Luiz Machado Pessanha, Departamento de Biologia - CCBS."
1. Diversidade taxonômica. 2. Macroalgas arribadas. 3. Peixes juvenis. 4. Ictiofauna. I. Título
21. ed. CDD 577.6

ALEXANDRE DA GAMA FERNANDES VIEIRA JÚNIOR

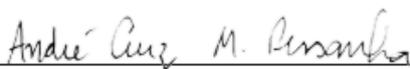
DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DA ICTIOFAUNA EM ZONAS
DE ARREBENTAÇÃO DE PRAIAS OCEÂNICAS

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

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

Aprovada em: **05 de novembro de 2020.**

BANCA EXAMINADORA



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



Dra. Natalie dos Santos Sales
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Prof. Dra. Bianca de Freitas Terra
Universidade Estadual Vale do Acaraú (UVA)

A Deus, Dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a minha família, por sempre ter acreditado em mim, não ter me deixado faltar nada e não ter deixado eu desistir nunca, sempre me dando forças. Amo vocês.

Agradeço a Diele, só ela sabe todos os apereios que passamos e que tivemos que superar para tornar tudo possível. Obrigado, por estar ao meu lado.

Agradeço ao pessoal do LEP, que durante todo esse tempo tem sido como uma segunda família. Agradeço a todos aqueles que estão presentes no meu dia. Agradeço por todo conhecimento que vocês me proporcionaram, obrigado a todos!

Agradeço aos meninos que estiveram comigo no início de tudo: Éden, Gita e Juan. Vocês tornaram aquela inicial possível, obrigado. Agradeço também a todos que ajudaram, nas coletas e na triagem do material. Não sei nem o que falar de vocês, todos são muito especiais para mim. Muito obrigado a todos!

Agradeço a André, por todo conhecimento, todos os momentos de alegria e por todas as bronca. Você se tornou uma pessoa muito especial em minha vida, posso dizer que eu ganhei um amigo para a vida toda. Muito obrigado por tudo!

Por fim, agradeço à Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), assim como o Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, pela valiosa oportunidade de crescimento profissional. Agradeço também à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e a Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado da Paraíba (FAPESQ) pela concessão da bolsa que foi fundamental para realização desta pesquisa. Obrigado!

RESUMO

As zonas de arrebentação são consideradas habitats costeiros homogêneos, sendo o período do aumento das algas arribadas nesse ambiente o de maior contribuição para o aumento da heterogeneidade estrutural. Essas características, portanto, são preditores que influenciam na composição e estrutura da comunidade de peixes desses ecossistemas costeiros. O presente estudo objetivou verificar a influência do volume das algas arribadas e das variáveis ambientais (físicas e químicas, morfodinâmica e nutrientes) sobre a composição e abundância dos peixes, além de analisar a diversidade funcional e taxonômica em praias arenosas. A hipótese testada foi que nas praias onde são registradas as maiores quantidades de algas e um menor hidrodinamismo das ondas há um aumento da riqueza funcional e taxonômica de peixes, bem como a sua influência sobre o tamanho e a biomassa total. O estudo foi realizado em quatro praias classificadas de acordo com a morfodinâmica (Praias dominadas por ondas: Cabo Branco e Intermares; Praias modificadas por marés: Bessa e Formosa) nos períodos de seca e chuva. Os peixes foram capturados utilizando uma rede “beach seine” arrastada durante três minutos em cada local. As variáveis ambientais foram aferidas antes de cada arrasto, sendo caracterizadas como: características de habitat (altura de onda, frequência de onda, tempo de onda e tipos de sedimento), nutrientes (concentração de amônia, concentração de fósforo, clorofila, NOx e algas) e físico-químicas (salinidade, profundidade, transparência, pH e temperatura). O volume das algas em cada arrasto também foi verificado. Em cada local foram executadas três repetições para os arrastos e a aferição dos parâmetros ambientais. Foram selecionados um total de 14 traços funcionais, relacionados a locomoção e o modo de alimentação dos peixes. A comparação dos atributos comunidade nas diferentes praias e períodos do ano foram verificados usando análise multivariada de Permutação (PERMANOVA). Para a diversidade funcional foram calculados os índices de riqueza funcional, uniformidade funcional, redundância funcional e o CWM (“Community Weighted Mean”). Um total de 97 espécies de peixes foram capturadas nas praias, com maiores valores riqueza, abundância numérica e biomassa registradas nas praias modificadas por maré e com maiores volumes de algas. Temporalmente os

maiores valores dos descritores da comunidade foram observados durante o período da chuva, acompanhado pelo registro dos menores indivíduos em ambas as praias, sugerindo assim o período de recrutamento durante esta estação. Os maiores valores de riqueza funcional foram observados para as praias com menor volume de algas e menor hidrodinamismo, enquanto a uniformidade funcional apresentou maiores valores em praias de maior estresse. Nossos resultados também apontaram uma clara evidência que as praias desempenham o papel de conectividade espacial pela proximidade entre diferentes habitats. As características do habitat (hidrodinamismo e presença de algas arribadas) influenciaram a estrutura e composição das assembleias de peixes. A presença de macroalgas arribadas e a morfodinâmica foram consideradas importantes “drivers” para as assembleias de peixes das zonas de arrebentação, que contribui para o aumento de locais refúgio contra predadores para os peixes juvenis além de aumentar a oferta de recursos alimentares nesses ambientes costeiros.

Palavras chave: Traços funcionais. Estrutura de comunidade. Macroalgas arribadas. Ambientes costeiros.

RESUMO

The surf zones are considered homogeneous coastal habitats, and the period of increased algae in this environment is the one that contributes the most to the increase in structural heterogeneity. These characteristics, therefore, are predictors that influence the composition and structure of the fish community of these coastal ecosystems. The present study aimed to verify the influence of the wrack volume and environmental variables (physical and chemical, hydrodynamic and nutrients) on the composition and abundance of fish, besides analyzing the functional and taxonomic diversity in sandy beaches. The hypothesis tested was that on the beaches where the highest amounts of algae and a lower hydrodynamism of the waves are recorded, there is an increase in the functional and taxonomic richness of fish, as well as its influence on the size and total biomass. The study was carried out in four beaches classified according to morphodynamics (wave dominated beaches: Cabo Branco and Intermares; Tide modified beaches: Bessa and Formosa) in periods of dry and rain. The fish were caught using a "beach seine" net hauled for three minutes at each site. The environmental variables were measured before each haul, being characterized as: habitat characteristics (wave height, wave frequency, wave time and sediment types), nutrients (ammonia concentration, phosphorus concentration, chlorophyll, NO_x and algae) and physically-chemical (salinity, depth, transparency, pH and temperature). The wrack volume in each haul was also verified. At each site, three repetitions were performed for the hauls and the measurement of the environmental parameters. A total of 14 functional traits related to locomotion and feeding acquisition of fish were selected. The comparison of community attributes in the different beaches and periods of the year were verified using multivariate permutation analysis (PERMANOVA). For functional diversity, functional richness, functional uniformity, functional redundancy and CWM ("Community Weighted Mean" (CWM) were calculated. A total of 97 fish species were sampled on the beaches, with higher values richness, numerical abundance and biomass recorded on tide modified beaches and with higher volumes of algae. Temporally, the highest values of community descriptors were observed during the rainy season, accompanied by the record of the smallest individuals on both beaches, thus suggesting the recruitment

period during this season. The highest values of functional richness were observed for the beaches with lower volume of algae and lower hydrodynamism, while functional uniformity showed higher values in beaches with higher stress. Our results also pointed to clear evidence that beaches play the role of spatial connectivity by proximity between different habitats. Habitat characteristics (hydrodynamism and presence of arribed algae) influenced the structure and composition of fish assemblages. The presence of arribed macroalgae and morphodynamics were considered important "drivers" for fish assemblies of the surf zones, which contributes to the increase of refuge sites against predators for juvenile fish in addition to increasing the supply of food resources in these coastal environments.

Keywords: Functional traits. Community structure. Wrack. Coastal environments.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL.....	10
2. PERGUNTAS.....	14
3. HIPÓTESES.....	14
4. OBJETIVOS.....	14
4.1. Geral.....	14
4.2. Específicos.....	15
5. ESTRUTURA GERAL DA DISSERTAÇÃO.....	16
6. REFERÊNCIAS.....	17
CAPÍTULO 1.....	20
1. Introdução.....	22
2. Materiais e Métodos.....	25
2.1. Área de estudo.....	25
2.2. Desenho Amostral e procedimentos em laboratório.....	27
2.3. Seleção de traços.....	29
2.4. Análise dos dados.....	29
3. RESULTADOS.....	32
3.1. Variáveis ambientais.....	32
3.2. Estrutura geral e composição da ictiofauna nas praias.....	36
3.2.1. Influência da morfodinâmica praial sobre a ictiofauna.....	36
3.2.3. Influência das macroalgas arribadas sobre a ictiofauna.....	43
4. DISCUSSÃO.....	51
5. REFERÊNCIAS.....	57

1. INTRODUÇÃO GERAL

As zonas de arrebentação, presentes nas praias arenosas, são os maiores ecossistemas costeiros encontrados ao redor do mundo, sendo o ambiente responsável pela conectividade e pelo fluxo de nutrientes entre o continente e o oceano. Entretanto, atualmente, é um dos ecossistemas mais impactados devido ao aumento da urbanização nas áreas litorâneas (Vargas-Fonseca et al., 2016; Olds 2018). Esses ambientes de elevada energia promovem importantes papéis ecológicos para muitas espécies de animais, principalmente os peixes, que utilizam esses ambientes como áreas de conexão entre áreas mais internas do continente (e.g. estuários) para áreas mais profundas; outros ainda utilizam como áreas de desova, berçário e de recrutamento, enquanto outros como habitats permanentes durante todo o seu ciclo de vida (Jarrin; Shanks, 2011; Favero; Dias, 2013; Andrades et al., 2014; Borland et al., 2017).

De acordo com características hidrodinâmicas, as zonas de arrebentação são as regiões mais rasas das praias arenosas, localizadas próxima a costa, e que apresentam grande energia. Esse ecossistema costeiro sofre a ação de diferentes condicionantes ambientais que causam um estresse ambiental, tais como a energia das ondas, tamanho das partículas do sedimento, além da amplitude de maré (Defeo et al., 2009; Defeo; McLachlan, 2013). Tais características criam um ambiente que apresenta fauna e flora especializada que suporta esse alto estresse, garantindo em alguns casos, uma grande diversidade. Uma hipótese que explica tal padrão é associada com a hipótese do distúrbio intermediário (Connell 1978; Huston, 1979) que sugere que níveis intermediários de estresse em um ambiente, é capaz de suportar uma maior diversidade de táxons, enquanto que altos e baixos níveis de estresse promovem uma maior exclusão de espécies, tanto por não apresentarem adaptações específicas quanto pela competição, respectivamente (Kimbro, 2006).

Por serem caracterizadas como habitats com baixa heterogeneidade ambiental (Checon et al., 2018), as praias arenosas apresentam uma ictiofauna com composição e riqueza em função das repostas das espécies as variações, as condições e a disponibilidade de recursos nesse ecossistema. Tais

variações dependem de fatores físicos e químicos (e.g. salinidade, temperatura e turbidez), biológicos (e.g. predação, competição, migração, disponibilidade de alimento e períodos reprodutivos), antropogênicos (despejo de resíduos ao longo da zona costeira) e morfológicos (exposição das ondas), como componentes estruturadores das comunidades de peixes (Gaelzer; Zalmon, 2008; Pereira et al., 2015; Costa et al., 2017; Olds, 2018).

As variações temporais de alguns desses fatores afetam a composição e a abundância das espécies nas assembleias de peixes nas praias, uma vez que, por serem animais com alta mobilidade, apresentam grande capacidade de dispersão relacionadas com a variação das condições ambientais. Dentre os movimentos de dispersão destacamos os relacionados aos processos reprodutivos e os de recrutamento das espécies, intensamente associados com a dinâmica temporal (Borland et al., 2017). Ressalta-se que mudanças nos fatores ambientais patrocinados pela pluviosidade, tais como salinidade e transparência da água, afetam os processos ecológicos que ocorrem nesse ambiente (Pessanha et al., 2003; Olds, 2018). Além disso, durante o período de chuvas há o aumento de matéria orgânica nos ambientes marinhos, promovendo o aumento da biomassa de fitoplâncton, que é a base da cadeia alimentar, servindo como presas para a comunidade de zooplâncton e zoobentos (Abreu et al., 2010; Chew; Chong, 2011). O aumento dessas presas as disponibilizam para os peixes que habitam as zonas de arrebentação.

Dentre as variáveis que influenciam a variação espacial, aquelas associadas com morfologia das praias são importantes preditoras na composição e riqueza das espécies de peixes (Olds, 2018). Como exemplo dessas variáveis destacam-se altura e frequência das ondas, além do tamanho dos grãos de areia do sedimento. A morfologia praial está associada ao grau de exposição das ondas alterando o grau de energia causada nas zonas de arrebentação. De acordo com o grau de exposição às praias podem ser classificadas em áreas de micromarés como dissipativas e refletivas. As praias dissipativas são caracterizadas como aquelas de baixa energia devido às ondas quebrarem gradativamente ao longo da zona de arrebentação, enquanto as praias refletivas, são caracterizadas pelas ondas quebrando diretamente na praia, gerando uma zona de alta energia (Defeo; McLachlan, 2013). Entretanto, no Nordeste do Brasil há o predomínio de zonas de mesomarés onde essa

classificação não deve ser aplicada. Em nosso trabalho foi adotado uma classificação das praias tendo como base o cálculo do “Parâmetro de Variação Relativa da Maré” (*Relative Tidal Range Parameter* - RTR). O resultado desse cálculo foi utilizado para fazer a classificação do grau de exposição das praias: em praias dominadas por ondas e praias modificadas por maré (McLachlan et al., 2018). Esses graus de hidrodinâmica caracterizam esses ambientes como extremamente dinâmicos, sendo, portanto, responsáveis pelo controle da comunidade encontrada nestas zonas de acordo com a hipótese autecológica (Noy-Meir, 1979; McLachlan; Dorvlo, 2005). Esta hipótese afirma que comunidades encontradas em ambientes com elevados estresses físicos, são dependentes do sucesso da resposta individual das espécies a este elevado estresse físico. Além disso, locais com altos estresses são responsáveis pela exclusão de espécies que não estão adaptadas ao hidrodinamismo proveniente das ondas (Defeo; McLachlan, 2013).

O registro de material alóctone nas zonas de arrebentação é outro fator importante como estruturador da comunidade, como por exemplo, a presença e a quantidade de algas arribadas (Crawley et al., 2006; Baring 2018). Essas algas provindas de outros habitats (e.g. recifes profundos ou de banco de rodólitos) se acumulam nas zonas de arrebentação, e são responsáveis por aumentar a heterogeneidade ambiental, servindo como refúgios para os peixes juvenis (Baring et al., 2014). Essas algas ainda proporcionam o aumento o acúmulo de recursos que servem de alimento para pequenos invertebrados (principalmente anfípodos e isópodos), que por sua vez servem de alimento para os peixes (Crawley et al., 2006; Jarrin; Shanks, 2011; Baring et al., 2018).

Outra abordagem que tem ganhado destaque nos estudos ecológicos é o interesse pelo uso de medidas de diversidade dos aspectos funcionais (Wiedmann et al., 2014; Córdova-Tapia et al., 2018; Teichert et al., 2018). A diversidade funcional se baseia no compartilhamento de determinados traços pelas espécies (e. g. morfológicos, hábito de vida, uso do habitat e proteção contra predadores) para avaliar quais os grupos que exploram determinados nichos no ecossistema (Dumay et al., 2004). Muitas espécies que se encontram no ambiente não desempenham o mesmo nicho e, portanto, não são equivalentes (Azevedo et al., 2017). O uso de abordagens funcionais e taxonômicas relacionados com os fatores ambientais e processos ecológicos

auxiliam no entendimento de processos históricos ligados a diversidade e a sua resiliência devido a mudanças ambientais, além de servir como indicadores da produtividade e estabilidade do ecossistema (Wiedmann et al., 2014; Córdova-Tapia et al., 2018; Teichert et al., 2018).

Os processos taxonômico e funcional têm dinâmicas diferenciadas: o primeiro é responsável por reger a diversidade em nível regional, devido aos filtros ambientais que servem como estruturadores da comunidade, enquanto o segundo, após os filtros ambientais selecionarem os traços, o que determinará a colonização é a interação das espécies no ecossistema (Rodrigues-Filho et al., 2017; Córdova-Tapia et al., 2018). Desta forma, a utilização de traços funcionais para determinar a diversidade funcional é essencial para um maior entendimento da diversidade e estrutura de uma comunidade.

Estudos têm utilizado a diversidade funcional e taxonômica da macrofauna bentônica para caracterização da diversidade de zonas de surf das praias (Jarrin; Shanks, 2011; Takada et al., 2018; Celentano et al., 2019; Sassa; Yang, 2019). Entretanto, faz-se necessário um maior estudo da importância na diferença proporcionada por esses ambientes para a fauna nectônica. Portanto, o conhecimento da estrutura e composição da ictiofauna aliado a diversidade funcional e taxonômica é fundamental para compreender o estabelecimento e a importância das espécies dentro das zonas de arrebenção de praias arenosas, bem como os locais próximos que são de importância para o desenvolvimento das espécies, devem ser observadas como possíveis áreas para criação de locais de conservação.

2. PERGUNTAS

- 1) O volume de macroalgas arribadas é considerado um importante *driver* como influenciador da estrutura da comunidade taxonômica e funcional de peixes em zonas de arrebentação?
- 2) As características morfodinâmicas das praias e da complexidade estrutural promovido pelas algas arribadas são condicionantes para a variação taxonômica e funcional da ictiofauna?

3. HIPÓTESES

- O maior volume de algas arribadas junto a zona de arrebentação de praias dominadas por marés proporciona o aumento da heterogeneidade desse habitat, contribuindo para o aumento a riqueza e abundância das espécies peixes, além de proporcionar um aumento da diversidade funcional nestes habitats.
- Praias que apresentam uma maior hidrodinâmica devido a ação das ondas apresentam menor diversidade funcional e taxonômica das assembleias de peixes, uma vez que poucas espécies conseguem explorar esse habitat de grande energia.

4. OBJETIVOS

4.1. Geral

Verificar a influência do volume das algas arribadas e das variáveis ambientais (físicas e químicas, morfodinâmica e nutrientes) sobre a composição, abundância e tamanho dos peixes em praias arenosas e posteriormente, calcular a diversidade funcional e taxonômica das assembleias de peixes, a fim de evidenciar a importância desses ambientes costeiros rasos como áreas de migração e desenvolvimento para as diferentes espécies de peixes.

4.2. Específicos

- Quantificar o volume de macroalgas arribadas observando sua influência sobre a diversidade de peixes entre as praias arenosas em diferentes estações seca/chuva da região;
- Analisar as diferenças espaço-sazonal da ictiofauna nas quatro praias de acordo com a exposição de cada uma delas (modificadas por maré ou dominadas por onda);
- Verificar a influência dos componentes abióticos relacionados ao grau de exposição das praias e a diversidade taxonômica e funcional de peixes costeiros.
- Mensurar os índices morfométricos relacionados a capacidade natatória e a alimentação das diferentes espécies de peixes.

5. ESTRUTURA GERAL DA DISSERTAÇÃO

A presente dissertação está organizada em um capítulo, e o manuscrito está intitulado:

Capítulo 1 – “Influência das algas arribadas sobre a assembleia de peixes de zonas de arrebentação em dois tipos de praias arenosas tropicais”, que será submetido para a revista Marine Environmental Research (FI= 3,445 / Qualis Capes/Biodiversidade= A1)

6. REFERÊNCIAS

ABREU, Paulo C. et al. Short-and long-term chlorophyll a variability in the shallow microtidal Patos Lagoon estuary, Southern Brazil. **Estuaries and Coasts**, v. 33, n. 2, p. 554-569, 2010.

ANDRADES, Ryan et al. The influence of allochthonous macroalgae on the fish communities of tropical sandy beaches. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 144, p. 75-81, 2014.

AZEVEDO, Márcia Cristina Costa et al. Taxonomic and functional distinctness of the fish assemblages in three coastal environments (bays, coastal lagoons and oceanic beaches) in Southeastern Brazil. **Marine Environmental Research**, v. 129, p. 180-188, 2017.

BARING, Ryan J.; FAIRWEATHER, Peter G.; LESTER, Rebecca E. Storm versus calm: variation in fauna associated with drifting macrophytes in sandy beach surf zones. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 461, p. 397-406, 2014.

BARING, Ryan J.; LESTER, Rebecca E.; FAIRWEATHER, Peter G. Trophic relationships among animals associated with drifting wrack. **Marine and Freshwater Research**, v. 69, n. 8, p. 1248-1258, 2018.

BORLAND, Hayden P. Et al. Habitat type and beach exposure shape fish assemblages in the surf zones of ocean beaches. **Marine Ecology Progress Series**, v. 570, p. 203-211, 2017.

CELENTANO, Eleonora et al. The forgotten dimension in sandy beach ecology: Vertical distribution of the macrofauna and its environment. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 217, p. 165-172, 2019.

CHECON, Helio H. et al. Nestedness patterns and the role of morphodynamics and spatial distance on sandy beach fauna: ecological hypotheses and conservation strategies. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 3759, 2018.

CHEW, Li-Lee; CHONG, V. C. Copepod community structure and abundance in a tropical mangrove estuary, with comparisons to coastal waters. **Hydrobiologia**, v. 666, n. 1, p. 127-143, 2011.

CONNELL, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs: high diversity of trees and corals is maintained only in a nonequilibrium state. **Science** 199:1302–1310.

CÓRDOVA-TAPIA, Fernando; HERNÁNDEZ-MARROQUÍN, Víctor; ZAMBRANO, Luis. The role of environmental filtering in the functional structure

of fish communities in tropical wetlands. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 27, n. 2, p. 522-532, 2018.

COSTA, Leonardo Lopes et al. Does human pressure affect the community structure of surf zone fish in sandy beaches?. **Continental Shelf Research**, v. 132, p. 1-10, 2017.

CRAWLEY, Karen R.; HYNDES, Glenn A.; AYVAZIAN, Suzanne G. Influence of different volumes and types of detached macrophytes on fish community structure in surf zones of sandy beaches. **Marine Ecology Progress Series**, v. 307, p. 233-246, 2006.

DEFEO, Omar et al. Threats to sandy beach ecosystems: a review. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 81, n. 1, p. 1-12, 2009.

DEFEO, Omar; MCLACHLAN, Anton. Global patterns in sandy beach macrofauna: Species richness, abundance, biomass and body size. **Geomorphology**, v. 199, p. 106-114, 2013.

DUMAY, O. et al. Functional groups of lagoon fish species in Languedoc Roussillon, southern France. **Journal of Fish Biology**, v. 64, n. 4, p. 970-983, 2004.

FAVERO, J. M.; DIAS, J. F.. Spatio-temporal variation in surf zone fish communities at Ilha do Cardoso State Park, São Paulo, Brazil. **Submission article platform-Latin American Journal of Aquatic Research**, v. 41, n. 2, 2013.

FÉLIX-HACKRADT, Fabiana C. et al. Diel and tidal variation in surf zone fish assemblages of a sheltered beach in southern Brazil. **Submission article platform-Latin American Journal of Aquatic Research**, v. 38, n. 3, 2011.

GAELZER, Luiz Ricardo; ZALMON, Ilana R. Tidal influence on surf zone ichthyofauna structure at three sandy beaches, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 56, n. 3, p. 165-177, 2008.

Huston, M. 1979. General hypothesis for species diversity. *American Naturalist* 113:81–101.

JARRIN, Jose R. M.; SHANKS, Alan L. Spatio-temporal dynamics of the surf-zone faunal assemblages at a southern Oregon sandy beach. **Marine Ecology**, v. 32, n. 2, p. 232-242, 2011.

KIMBRO, David L.; GROSHOLZ, Edwin D. Disturbance influences oyster community richness and evenness, but not diversity. **Ecology**, v. 87, n. 9, p. 2378-2388, 2006.

MCLACHLAN, Anton; DORVLO, Atsu. Global patterns in sandy beach macrobenthic communities. **Journal of Coastal Research**, v. 21, n. 4 (214), p. 674-687, 2005.

MCLACHLAN, Anton; DEFEO, Omar; SHORT, Andrew D. Characterising sandy beaches into major types and states: Implications for ecologists and managers. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 215, p. 152-160, 2018.

NOY-MEIR, Imanuel. Structure and function of desert ecosystems. **Israel Journal of Plant Sciences**, v. 28, n. 1, p. 1-19, 1979.

OLDS, Andrew D. et al. The ecology of fish in the surf zones of ocean beaches: A global review. **Fish and Fisheries**, v. 19, n. 1, p. 78-89, 2018.

.

PEREIRA, Hamilton H. et al. Fish assemblage structure on sandy beaches with different anthropogenic influences and proximity of spawning grounds. **Marine Ecology**, v. 36, n. 1, p. 16-27, 2015.

PESSANHA, André Luiz Machado; ARAÚJO, Francisco Gerson. Spatial, temporal and diel variations 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.

RODRIGUES-FILHO, Carlos Alberto Sousa et al. What governs the functional diversity patterns of fishes in the headwater streams of the humid forest enclaves: environmental conditions, taxonomic diversity or biotic interactions?. **Environmental Biology of Fishes**, v. 100, n. 9, p. 1023-1032, 2017.

SASSA, Shinji; YANG, Soonbo. Role of geoenvironmental dynamics in the biodiversity of sandy beaches and sandflats: the ecohabitat chart and its ecological implications. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 219, p. 278-290, 2019.

TAKADA, Yoshitake et al. Environmental factors affecting benthic invertebrate assemblages on sandy shores along the Japan Sea coast: implications for coastal biogeography. **Ecological Research**, v. 33, n. 1, p. 271-281, 2018.

TEICHERT, Nils et al. Environmental drivers of taxonomic, functional and phylogenetic diversity (alpha, beta and gamma components) in estuarine fish communities. **Journal of Biogeography**, v. 45, n. 2, p. 406-417, 2018.

VASCONCELLOS, Ruan Managna et al. Short-term dynamics in fish assemblage structure on a sheltered sandy beach in Guanabara Bay, Southeastern Brazil. **Marine Ecology**, v. 31, n. 3, p. 506-519, 2010.

WIEDMANN, Magnus Aune et al. Functional diversity of the Barents Sea fish community. **Marine Ecology Progress Series**, v. 495, p. 205-218, 2014.

CAPÍTULO 1.

INFLUÊNCIA DAS ALGAS ARRIBADAS SOBRE A ASSEMBLEIA DE PEIXES DE ZONAS DE ARREBENTAÇÃO EM DOIS TIPOS DE PRAIAS ARENOSAS TROPICAIS

Alexandre da Gama Fernandes Vieira Júnior, Marina Dolbeth e André Luiz Machado Pessanha.

Resumo

As zonas de arrebentação das praias arenosas são caracterizadas como ambientes homogêneos e com forte ação das variáveis hidrodinâmicas no qual influenciam na composição e abundância dos peixes. No entanto a presença de algas arribadas nesses ambientes proporciona o aumento da heterogeneidade estrutural ampliando a possibilidade do uso desses habitats por larvas e juvenis dos peixes durante a fase de recrutamento. O objetivo do presente estudo foi verificar a diversidade funcional e taxonômica de peixes sob dois aspectos da estrutura do habitat em praias arenosas: o grau de exposição e a presença das algas arribadas. A hipótese testada foi que nas praias onde são registradas as maiores quantidades de algas e um menor hidrodinamismo das ondas há um aumento da riqueza funcional e taxonômica de peixes, bem como a sua influência sobre o tamanho e a biomassa total. Foram escolhidas quatro praias tropicais localizadas no nordeste do Brasil que foram amostradas nos períodos de seca e chuva. Os peixes foram coletados com uma rede do tipo “beach seine”, onde em cada local foram mensuradas as variáveis ambientais, morfodinâmicas e o volume de algas arribadas. Foram selecionados um total de 14 traços funcionais, relacionados a locomoção e o modo de alimentação dos peixes. Um total de 97 espécies de peixes foi capturada nas praias, com maiores valores riqueza, abundância numérica e biomassa registradas nas praias modificadas por maré e com maiores volumes de algas. Temporalmente os valores maiores dos descritores da comunidade foram observadas durante o período da chuva, acompanhado pelo registro dos menores indivíduos em ambas as praias, sugerindo assim o período de

recrutamento durante esta estação. Os maiores valores dos índices de diversidade funcional também foram registrados nos ambientes de menor hidrodinamismo. Além disso, maiores valores de riqueza funcional foram observados em ambientes de menor heterogeneidade estrutural gerado pela presença das algas. Nossos resultados também apontaram uma clara evidência que as praias desempenham o papel de conectividade espacial pela proximidade entre diferentes habitats. As características do habitat (hidrodinamismo e presença de algas arribadas) influenciaram a estrutura e composição das assembleias de peixes. A presença de macroalgas arribadas e a morfodinâmica foram consideradas importantes “drivers” para as assembleias de peixes das zonas de arrebentação, que contribui para o aumento de locais refúgio contra predadores para os peixes juvenis além de aumentar a oferta de recursos alimentares nesses ambientes costeiros.

.

Palavras chave: Macroalgas, peixes juvenis, grau de exposição, refúgio, habitat costeiro, diversidade funcional.

1. INTRODUÇÃO

As zonas de arrebentação são representadas pelas áreas rasas das praias que sofrem constantemente o hidrodinamismo pela ação física das ondas, influência dos ventos e pelo tipo de sedimento (Rodrigues et al., 2015). Por tais características, esses ecossistemas são considerados ambientes extremamente estressantes, e apesar disso, abrigam comunidades de invertebrados e peixes adaptados a esses locais (Jarrin e Miller, 2016; Menéndez et al., 2016). Adicionalmente esses ecossistemas têm sido considerados importantes áreas de berçário e recrutamento (Santana et al., 2013). Outra importante função desempenhada por esses ambientes, principalmente naqueles próximos a diferentes habitats (por exemplo, recifes, bancos de fanerógamas e estuários), é a conectividade espacial (Vargas-Fonseca et al., 2016). Segundo Olds (2018), a conectividade desempenha funções essenciais ligadas com a dispersão, crescimento, reprodução e alimentação, garantindo assim a persistência dos peixes em determinados habitats costeiros.

A presença desses ecossistemas adjacentes às zonas de arrebentação proporciona ainda aumento da heterogeneidade estrutural pela contribuição das algas arribadas (Robertson et al., 1982; der Merwe e McLachlan, 1987; Andrades et al., 2014; Baring et al., 2014, Dantas et al., 2016; Baring et al., 2018). Esse fenômeno é resultante, principalmente, da turbulência do mar, provocada pela ação das correntes, ventos e marés, que arrancam as algas de seus substratos trazendo-as até a praia (Crawley et al., 2006). A presença desse material alóctone tem sido considerada um potencial recurso alternativo para fornecer proteção e aumento na diversidade de itens alimentares disponíveis para os peixes. Segundo Crawley (2009), a presença de macroalgas arribadas nas zonas de arrebentação influencia positivamente o aumento da abundância de larvas e juvenis de peixes. Baring et al (2018) apontam que o aumento da disponibilidade de habitats é essencial para os jovens do ano como refúgios contra predadores. Além disso, a presença dessas macroalgas afetam toda a sua cadeia alimentar, servindo como fonte de alimento para consumidores primários como peixes e invertebrados (der Merwe e McLachlan, 1987). Outros autores reportam que o acúmulo dessas

algas é responsável por fornecer fonte de carbono e nitrogênio essenciais para a produção secundária, aumentando a abundância de macroinvertebrados que são predados pelos peixes (Baring et al., 2014; Gomes et al., 2017; Baring et al., 2018).

As assembleias de peixes das zonas de arrebentação de praias, nos ambientes tropicais exibem uma tendência representada pela alta abundância e dominância de determinadas espécies de peixes, especialmente juvenis de representantes das famílias Sciaenidae, Mugilidae, Carangidae e Clupeidae (Mikami et al., 2012). Em geral, essa tendência é explicada porque os juvenis dessas famílias possuem uma habilidade natatória eficiente nas praias com maior hidrodinamismo devido ao formato do corpo ou características da nadadeira caudal (Lauder, 2015). Contrariamente, outros estudos registraram a correlação significativa entre ambientes com menor hidrodinamismo e maior abundância e riqueza quando comparadas com praias com maiores exposições (Inui et al., 2010; Oliveira et al., 2014; Pattrick e Strydom, 2014; Borland et al., 2017; Andrade-Tubino et al., 2019). Alguns autores também atribuem tais diferenças aos traços morfológicos, indicando que praias com menor estresse apresentem espécies com diferentes formatos e adaptações em comparação a praias de elevado estresse (Shanks et al., 2010; Mikami et al., 2012; Lauder, 2015; Franco et al., 2016).

A utilização de traços morfológicos para compreender a relação espécie-ambiente tem sido amplamente utilizada (Cheal et al., 2013; Bezerra et al., 2017; Rodrigues-Filho et al., 2017; Aguilar-Medrano e Vega-Cendejas, 2019). Essa vertente da diversidade busca entender como diferentes espécies utilizam os recursos disponíveis no ambiente (e.g. preferência alimentar e posição na coluna d'água) e como as alterações no mesmo alteram toda a funcionalidade daquele ecossistema (Villéger et al., 2010). Por exemplo, Mihalitsis e Bellwood (2019) utilizam os traços morfológicos para correlacionar as implicações morfofuncionais de peixes piscívoros com os padrões de atividade e padrões comportamentais de uso do habitat. Dessa forma, a morfologia funcional é utilizada para compreender como as diferentes espécies de peixes utilizam os recursos disponíveis no ambiente de diferentes formas e como estas coexistem (Pessanha et al., 2015; Mihalitsis e Bellwood, 2019).

Diferente da abordagem de estrutura da comunidade utilizando valores de riquezas, a diversidade funcional evidencia que as espécies não são iguais e contribuem de formas diferentes no ecossistema e o entendimento desta funcionalidade dos diferentes grupos de peixes nos dá uma resposta da comunidade frente a diferentes mudanças ambientais (Dolbeth et al., 2016; Villéger et al., 2017). Além da utilização de traços morfológicos, a diversidade funcional pode ser mensurada por outras características fenotípicas que são calculadas a nível individual sendo relacionadas a história de vida, fisiológicas e comportamentais, que afetam diretamente o fitness da espécie (Beukhof et al., 2019).

Apesar da importância das zonas de arrebentação para diversas espécies de peixes, incluindo aquelas de importância econômica, estas vem sofrendo diretamente com a pressão antrópica devido ao aumento populacional nas zonas costeiras (Costa et al., 2017). A ocupação costeira desordenada é responsável pela modificação dos habitats pelo aumento da descarga de matéria orgânica nos ambientes marinhos, modificando a estrutura da fauna das zonas de arrebentação (Schlacher et al., 2014; Costa et al., 2017). Além disso, as praias também são utilizadas pela população como zonas de turismo e recreação durante todo o ano ou em determinadas épocas do ano.

O objetivo do presente estudo foi verificar a diversidade funcional e taxonômica de peixes sob dois aspectos da estrutura do habitat em praias arenosas: o grau de exposição e a presença das algas arribadas. Assim testaremos a hipótese de que nas praias onde são registradas as maiores quantidades de algas e um menor hidrodinamismo das ondas há um aumento da riqueza funcional e taxonômica de peixes, bem como a sua influência sobre o tamanho e a biomassa total. Diferentes abordagens foram utilizadas para o cálculo da diversidade funcional nos dois tipos de praias: 1) foram calculadas diferentes abordagens da diversidade funcional (e.g. riqueza funcional, uniformidade funcional e redundância funcional) para se ter uma maior robustez dos resultados obtidos. Segundo Dolbeth (2016), essa utilização de diferentes abordagens é essencial para um maior entendimento da diversidade funcional em diferentes graus de distúrbios.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

A região costeira do presente estudo está localizada no litoral do estado da Paraíba abrangendo os municípios de João Pessoa e Cabedelo (figura 1), entre os limites $06^{\circ}50'40.5''S$ - $034^{\circ}49'40.4''W$ e $07^{\circ}08'41.1''S$ - $034^{\circ}48'37.7''W$, possuindo uma extensão de 117 km (Lucena et al., 2007).

O clima da região é do tipo "AS" de Köppen-Geiger com temperatura média anual entre $24^{\circ}C$ e $26^{\circ}C$, precipitação variando de 2000 mm no período chuvoso (entre Fevereiro e Julho) a menos de 30 mm na estação de seca (entre Agosto e Janeiro) (Alvares et al., 2013). Essa região está inserida na Zona de Convergência Intertropical e apresenta ventos alísios provenientes do Norte em direção ao Sul com velocidades médias de 15km/h e tem seu pico de intensidade durante os meses de Julho a Setembro (Santos et al., 2018)

Para o estudo, foram escolhidas quatro praias de acordo com o grau de exposição e a localização em projetos para criação de unidades de conservação, sendo estas Cabo Branco, Bessa, Intermares e Formosa. As praias do Cabo Branco, Bessa e Intermares estão localizadas dentro da proposta de criação da unidade de conservação do Parque Estadual Marinho do Naufrágio Queimado. Destas, Cabo Branco e Intermares apresentam uma maior exposição ao oceano, tendo como consequência uma maior energia de ondas atuando nestes locais, enquanto que a praia do Bessa apresenta defesas naturais proveniente de recifes de arenito, que durante a maré seca ficam expostos, apresentando uma baixa energia hidrodinâmica. O Parque Estadual Marinho do Naufrágio Queimado é caracterizado por apresentar uma alta diversidade de macroalgas, recifes de corais e esponjas, que aumentam a heterogeneidade destes ambientes (Santos et al., 2018). Entretanto, pela proximidade das falésias, que ao longo do tempo vem sofrendo constantes desmoronamentos, a praia do Cabo Branco sofre influência pelo aumento da turbidez das águas condicionado pela mudança do sedimento (Souza e Furrier, 2015). A praia de Formosa também apresenta formações naturais contra as ondas, uma vez que durante a maré baixa se tem a exposição dos recifes de arenito. Além disso, a praia de Formosa está localizada próxima a foz do

estuário do rio Paraíba e da unidade de conservação do Parque Estadual de Areia Vermelha, de forma que está sofre pequena influência da pluma estuarina e do material alóctone provenientes dos recifes que se encontram no parque estadual (Querino et al., 2011).

As praias estudadas estão situadas na região metropolitana de João Pessoa que tem elevado adensamento populacional (1,3 milhões de pessoas). Esses locais vêm sofrendo impactos antropogênicos ao longo dos anos causando degradação de habitat, como por exemplo, o lançamento de resíduos ou construção de áreas de lazer para esporte e alimentação. Além disso, todas as praias têm um grande fluxo de pessoas, devido ao lazer e turismo (Souza e Furrier, 2015; Dolbeth et al., 2016).

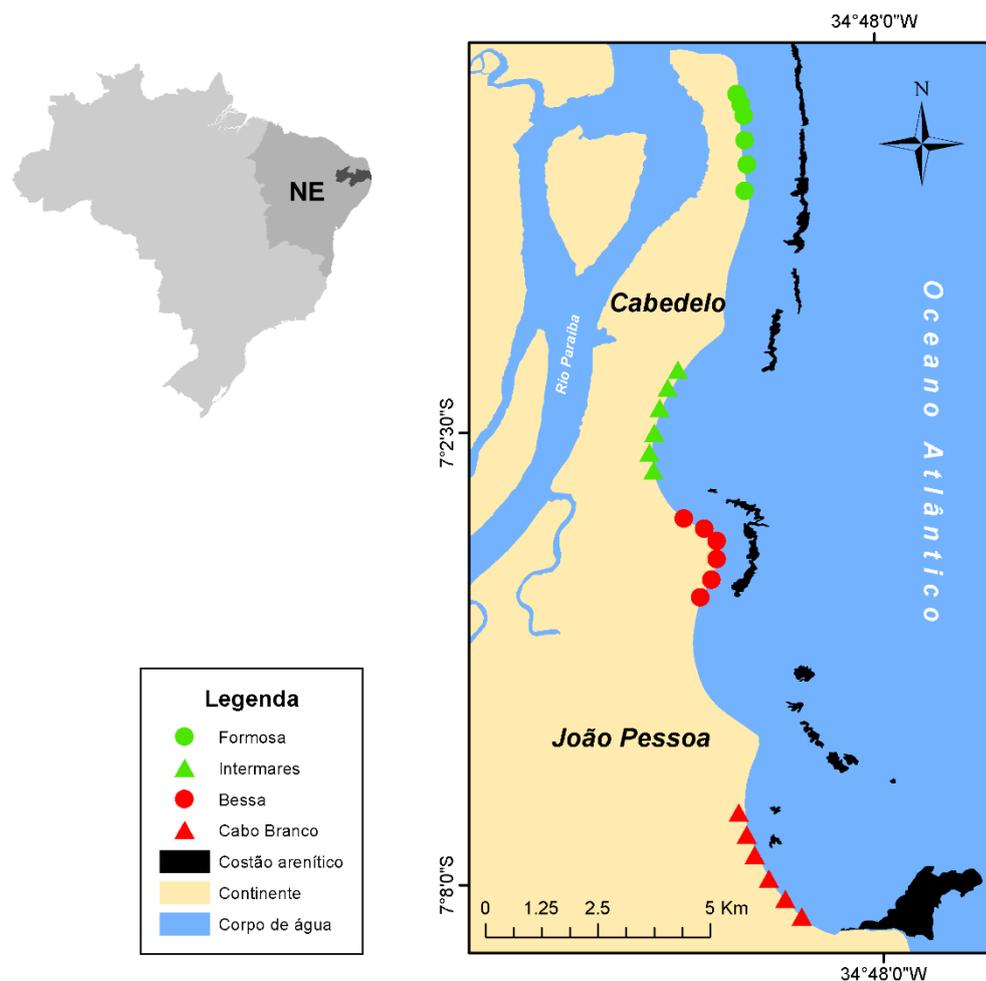


Figura 1. Localização dos locais de amostragem na costa da Paraíba com indicativo das quatro praias onde foram realizadas o estudo. Triângulo= praias dominadas por ondas; Círculo= praias modificadas por maré.

2.2. Desenho Amostral e procedimentos em laboratório

As amostragens foram realizadas em seis excursões realizadas durante a estação de chuva (Março, Maio e Junho/2018) e a estação de seca (Outubro, Novembro e Dezembro/2018) da região. As amostragens sempre ocorreram durante a baixa-mar de sizígia do período diurno. Foram realizados três arrastos por praia. Para evitar influências do horário da maré, as coletas foram alternadas entre as praias, onde um mês eram feitas amostragens no sentido norte-sul, e no subsequente no sentido sul-norte do litoral.

Para as coletas dos peixes foi utilizada uma rede do tipo “beach seine” (comprimento total 11,5 m x altura 1,5 m; comprimento do saco 3 m; malha das asas 5 mm e do saco 25 mm) e arrastada durante um período de três minutos. Para cada praia foram realizados três arrastos perpendiculares à costa, até a profundidade máxima de 1,4 metros. Os peixes capturados foram anestesiados em gelo e depois fixados em solução de formol a 10% e posteriormente levados para o laboratório, onde foram identificados (Figueiredo e Menezes, 1978, 1980, 1985, 2000; Menezes e Figueiredo, 1980, 1985; FAO, 2004; Marceniuk, 2005; Menezes et al., 2015), medidos no comprimento total (mm) e pesados (g). Então, os espécimes foram conservados em solução de álcool a 70%.

Antes de cada arrasto foram aferidos os parâmetros ambientais físicos e químicos de salinidade, temperatura (°C) e pH com auxílio de um salinômetro, um termômetro de mercúrio e um pHmetro, respectivamente. Transparência (cm) e profundidade (cm) foram aferidas com o auxílio do disco de Secchi. A biomassa microalgal foi quantificada através da análise de Clorofila *a* ($\mu\text{g/l}$) (Lorenzen, 1967), a fim de verificar a quantidade de energia que entra no sistema através da cadeia trófica, cujo a base é o fitoplâncton nos ambientes marinhos.

Para quantificação dos parâmetros de nutrientes foram coletadas amostras de água (1 litro) para análise das concentrações de Amônia ($\text{NH}_3\text{-N}$, $\mu\text{g l}^{-1}$), NOx-N (Nitrito+Nitrato, $\mu\text{g l}^{-1}$) (Apha, 2005) e Fósforo Total (P, $\mu\text{g l}^{-1}$) (Strickland e Parsons, 1972), afim de identificar o grau de impacto antrópico.

Os parâmetros de habitat considerados nesse estudo foram variáveis das ondas, sedimento e algas arribadas. Para cada local do arrasto foi coletado

uma aliquota de sedimento (500g) de amostras compostas das zonas intertidal e subtidal, e este foi levado para o laboratório para posterior classificação através do método gravimétrico (Brown e McLachland, 1990). O método utiliza uma combinação de peneiramento para separação dos diferentes tipos de grãos que compõe o sedimento. O tipo de sedimento de cada praia foi estabelecido a partir das frações das partículas retidas nas peneiras durante o peneiramento: sedimento grosso (peneiras de 2000 μ e 1000 μ), sedimento médio (peneiras de 500 μ e 250 μ) e sedimento fino (nas peneiras de 125 μ , 63 μ e 0). O volume de algas foi estimado através do método proposto por Crawley (2006), onde a quantidade de algas capturada em cada arrasto foi medida com auxílio de um recipiente com um volume padronizado (5 litros).

O tempo de onda (s) e frequência de onda (n/min) foram calculados com auxílio de um cronômetro, para o tempo de onda a contagem se deu a partir da formação da crista da onda e o terminando com a quebra da onda na praia, este processo foi repetido três vezes para cada ponto amostral e calculada a média das amostras. A frequência de onda (n/min) é representada pelo número de ondas que quebram na praia no período de um minuto, foram repetidas três vezes a contagem para cada ponto amostral e calculada a média. A altura de onda (cm) foi calculada com um auxílio de uma trena, para isso foi mensurada a altura em que uma onda alcançava em um objeto e este valor era subtraído da profundidade (Oliveira et al., 2014). Além disso, foram utilizados os valores de altura de onda e variação média da maré para fazer a classificação do grau de exposição de cada praia (fatores morfodinâmicos) utilizando o cálculo do “Parâmetro de Variação Relativa da Maré” (*Relative Tidal Range Parameter - RTR*). O resultado desse cálculo foi utilizado para fazer a classificação do grau de exposição das praias: os valores de RTR menor que 3 indicam praias dominadas por ondas, valores entre 3 e 10 indicam praias modificadas por maré e valores de RTR maior que 10 indicam praias dominadas por marés (McLachlan et al., 2018). Dessa forma, as praias de Cabo Branco e Intermares foram classificadas como dominadas por maré (RTR = 2.9 e 2,75, respectivamente) e as praias de Bessa e Formosa foram classificadas como modificadas por maré (RTR = 4.7 e 9.38, respectivamente).

2.3. Seleção de traços

Foram selecionados um total de 14 traços funcionais, nos quais estes foram modificados em índices relacionados a locomoção e a alimentação (Pessanha et al., 2015; Dolbeth et al., 2016; Villéger et al., 2017 – Anexo II). Os índices calculados foram: índice de compressão (IC), área de abertura da boca (AAB), tamanho relativo do intestino (TRI), tamanho relativo dos rastros branquiais (TRR), tamanho relativo do olho (TRO), tamanho relativo da nadadeira peitoral (TRNP), índice de compressão do pedúnculo caudal (ICPC), comprimento relativo do pedúnculo caudal (CRPC), posição relativa do olho (PRO) e altura relativa (AC). Todos os índices foram, inicialmente, checados quanto a colinearidade e apenas o índice de altura relativa apresentou valores colineares e foi posteriormente retirado das análises.

2.4. Análise dos dados

A análise multivariada de Permutação (PERMANOVA com 9999 permutações) foi utilizada para verificar variações espaciais e temporais das amostras da ictiofauna e das variáveis ambientais para as praias (Anderson et al., 2008). Dois fatores foram estabelecidos para as análises: Exposição (dois níveis fixos: modificadas por maré e dominadas por onda) e Estação do ano (dois níveis fixos: seca e chuva).

Para os dados ambientais, foi realizado, anteriormente o teste de colinearidade. As variáveis salinidade, temperatura, profundidade, transparência, clorofila, volume de algas, frequência de onda, tempo de onda, altura de onda, concentração total de amônia, concentração total de fósforo e NOx-N foi estabelecido uma transformação logarítmica ($\log x+1$), a variável pH já é dada o seu valor em log, não sendo necessário sua transformação, e para as variáveis de granulometria (sedimento grosso, sedimento médio e sedimento fino) foram estabelecidas uma transformação de arco seno, seguindo Zar (1996). Então, foi formada uma matriz de similaridade com base na distância Euclidiana. Para os dados de densidade e biomassa, esses sofreram uma transformação de raiz quadrada e a matriz de similaridade foi gerada com base na similaridade de Bray-Curtis.

A PERMANOVA univariada foi utilizada para verificar as diferenças espaço-temporais para cada variável ambiental de acordo com os fatores supracitados. Nesse caso, também se utilizou as transformações logarítmicas ($\log x+1$) e de arconeso e posteriormente gerada a matriz de similaridade com base na Distância Euclidiana (Legendre e Anderson, 1999).

A influência das variáveis morfodinâmicas em cada tipo de praias foi avaliada utilizando a análise de coordenadas principais (PCA). Anteriormente foram seguidos os passos supracitados para as variáveis ambientais, nos quais foram realizadas as transformações devidas e posterior normalização dos dados.

Para verificar diferentes índices de diversidade taxômicas nos ambientes, foram calculados os índices de diversidade de Shannon (H') e a equitabilidade de Pielou (J'). Os dados foram testados anteriormente quanto a normalidade e então foi realizado a análise de Kruskal-Wallis para verificar se houve diferenças significativas espaciais e sazonais. Além disso, foram calculados quais espécies que apresentaram maior contribuição de acordo com o tipo de praia dentro de cada estação. Para esta análise, foi realizado uma análise de porcentagem de similaridade (SIMPER).

A distribuição do tamanho e o recrutamento das espécies de peixes nas praias foi avaliada a partir da construção de histogramas para as diferentes estações do ano. Para o estágio de desenvolvimento, foram observados os valores de maturidade para cada espécie pelo banco de dados online FishBase (Froese e Pauly, 1999). Para os valores de riqueza, abundância e biomassa foi realizado uma regressão polinomial em relação ao volume de algas e para verificar se houve diferenças significativas foi realizada uma análise de variância.

Para o cálculo dos índices de diversidade funcional, estes foram calculados utilizando a função dbFD do pacote FD (Laliberté et al., 2015). Foram calculados os índices de riqueza funcional, uniformidade funcional e o CWM ("Community Weighted Mean"). Além disso, foi calculado também a redundância funcional subtraindo os valores da diversidade de Simpson da entropia quadrática de Rao, ambos foram calculados através da função "rao.diversity" do pacote SYNCSA no R (Rao, 1982; de Bello, et al., 2007; Pillar, et al., 2013). Após o cálculo dos índices, foi realizado uma PCoA com os

valores calculados do “convex hull” para evidenciar o espaço amostral de cada comunidade em cada estação. Por fim, foram realizados GLM para verificar a relação dos índices com o volume de algas, os GLM’s foram realizados para cada tipo de exposição de praia em cada estação. Para utilizar o GLM, antes os dados foram verificados quanto a homocedasticidade para atender aos pressupostos da análise. Além disso, também foram calculados os GLM para verificar a influência do volume de algas no comprimento total das espécies de peixes.

Todos os procedimentos da análise de dados supracitados foram realizados utilizando os programas Primer6 e R 4.0.0.

3. RESULTADOS

3.1. Variáveis ambientais

Em geral no período da chuva, as praias modificadas por maré apresentaram os maiores valores médios das seguintes variáveis: volume de algas, profundidade, transparência, e sedimento médio, enquanto que salinidade, clorofila *a* e concentração de amônia apresentaram seus menores valores; tempo de onda, altura de onda e NO_x-N apresentaram seus maiores valores médios nas praias dominadas por onda, enquanto que pH, profundidade, concentração de fósforo total e sedimento fino apresentaram os menores valores médios (Tabela 1).

Nas praias modificadas por maré, no período da seca, as variáveis salinidade, temperatura, pH, frequência de onda, concentração de fósforo total e sedimento grosso apresentaram os maiores valores médios. Já as praias dominadas por onda apresentaram os maiores valores de clorofila *a* concentração de amônia e sedimento fino (Tabela 1). Os resultados da PERMANOVA indicaram diferenças significativas para as variáveis ambientais tanto para a exposição (Pseudo- $F_{1,71}=12,953$; $p=0,0001$) quanto para estação do ano (Pseudo- $F_{1,71}=10,848$; $p=0,0001$; Tabela 1).

Analisando as variáveis separadamente, foi observado que as variáveis que apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$) pela PERMANOVA univariada para ambos os fatores foram: tempo de onda, altura de onda, clorofila, concentração de amônia e sedimento grosso. A temperatura, frequência de onda, transparência e NO_x-N apresentaram valores significativos apenas para a exposição, enquanto que salinidade, pH e sedimento fino apresentaram valores significativos apenas para a estação. Somente as variáveis do volume de algas, profundidade, concentração de fósforo total e sedimento médio não apresentaram diferenças significativas ($p > 0,05$) para nenhum dos fatores analisados. (Tabela 1). A PCA evidenciou a separação dos dois grupos de praias, com explicabilidade dos eixos PC1 = 32% e do eixo PC2 = 29.4%. As praias dominadas por onda apresentaram maior relação com as variáveis de altura de onda, tempo de onda e sedimento médio, enquanto que

as praias modificadas por maré apresentaram maior relação com frequência de onda e sedimento grosso.

Tabela 1 – Resultado da PERMANOVA (análise univariada) comparando as diferenças espaciais e sazonais entre as variáveis ambientais nos dois tipos de praias amostradas. * Valores em negrito apresentam $p < 0,01$.

Variáveis ambientais	Modificadas por maré		Dominadas por onda		PERMANOVA (Pseudo-F)		
	Chuva	Seca	Chuva	Seca	Exposição	Período	ExposiçãoxPeríodo
Físicos e Químicos							
Salinidade	32,50 ± 0,42	38,94 ± 0,32	32,88 ± 0,36	38,94 ± 0,34	0,3206	265,98*	0,3284
Temperatura (°C)	29,87 ± 0,43	30,00 ± 0,50	28,72 ± 0,59	28,13 ± 0,32	9,6113*	0,1778	0,4088
pH	7,91 ± 0,15	8,24 ± 0,05	7,85 ± 0,12	8,20 ± 0,04	0,1854	10,059*	0,0008
Profundidade (cm)	105,27 ± 4,41	84,72 ± 5,5	80,00 ± 3,45	95,00 ± 3,63	1,8947	0,4168	17,264*
Transparência (%)	77,77 ± 9,05	51,94 ± 3,36	30,27 ± 5,91	23,88 ± 2,87	52,425*	1,9620	0,7584
Morfodinâmica							
Freq. de onda (n/s)	20,61 ± 1,67	30,11 ± 2,84	13,33 ± 0,5	11,88 ± 0,82	61,742*	1,9295	9,3305*
Tempo de onda (s)	30,47 ± 3,65	16,83 ± 1,77	45,67 ± 2,17	27,00 ± 2,87	21,881*	32,214*	0,1451
Altura de onda (cm)	18,75 ± 4,23	0,00	80,05 ± 8,51	78,25 ± 6,80	231,92*	25,93*	26,776*
Sed. grosso (%)	15,58 ± 1,87	15,96 ± 2,23	15,67 ± 2,35	7,17 ± 0,92	5,0806*	4,4344*	5,2883*
Sed. médio (%)	28,44 ± 2,98	15,16 ± 2,05	27,89 ± 4,14	28,12 ± 4,38	3,1068	3,4313	3,6823
Sed. fino (%)	16,97 ± 2,00	23,47 ± 1,89	14,50 ± 2,26	24,59 ± 1,77	0,1139	17,344*	0,8142
Nutrientes							
Clorofila (µg/l)	0,11 ± 0,02	0,18 ± 0,03	0,19 ± 0,03	0,41 ± 0,07	10,337*	9,4944*	1,6228
Alga (L)	141,30 ± 54,4	19,75 ± 4,38	42,36 ± 16,85	52,30 ± 13,11	1,352	0,1788	7,1584*
NOx-N (mg/L)	59,60 ± 12,49	40,22 ± 5,27	94,66 ± 12,28	72,65 ± 10,61	11,984*	1,7645	0,0096
Amônia (mg/L)	23,15 ± 2,59	35,49 ± 3,24	29,96 ± 2,23	40,54 ± 2,62	6,5409*	15,029*	0,9301
Fósforo total (mg/L)	192,88 ± 45,12	274,55 ± 79,71	181,77 ± 43,51	185,11 ± 18,83	0,7819	3,1189	0,7169

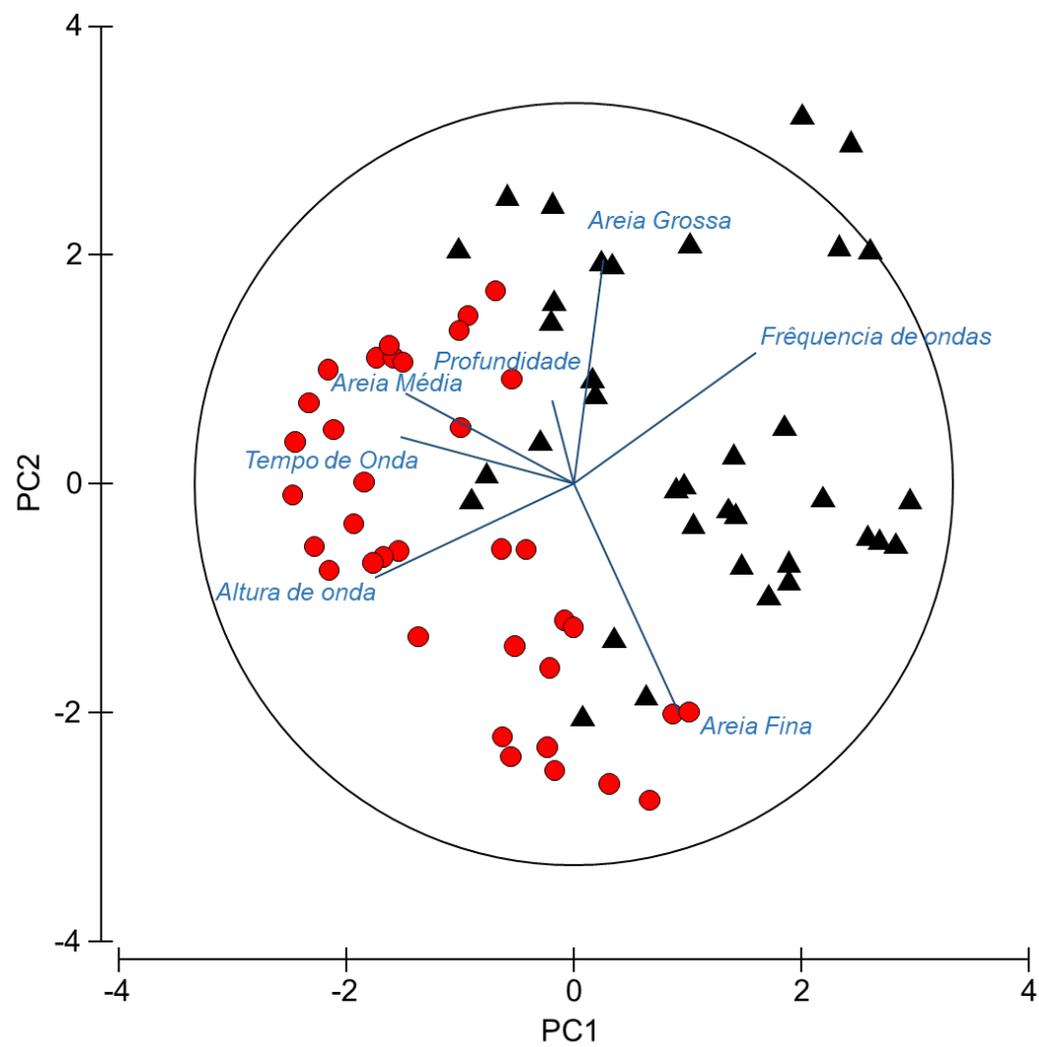


Figura 2 - Análise de Componentes Principais (PCA) das variáveis ambientais e morfodinâmicas para as praias modificadas por maré e dominadas por onda do litoral paraibano. Circulos vermelhos = Dominadas por ondas e Triângulos pretos = Modificadas por maré.

3.2. Estrutura geral e composição da ictiofauna nas praias

Foram capturados um total de 4926 indivíduos com um total de 18390,91 g, pertencentes a 97 espécies, 68 gêneros e 31 famílias nas praias estudadas. No geral, entre as famílias mais representativas dentro do estudo destacaram-se Sciaenidae (13 espécies), Haemulidae (11), Carangidae e Engraulidae (ambas com 8 – Anexo 1). Em geral, as espécies que apresentaram as maiores densidades foram: *Polydactylus virginicus*, *Lycengraulis grossidens*, *Anchoa marinii* e larva leptocephala de *Albula* sp. Apesar disso, os táxons que apresentaram a maior frequência de ocorrência foram: *P. virginicus*, *L. grossidens*, *Stellifer naso* e larva de Engraulidae. Com relação a biomassa, as espécies que contribuíram com a maior biomassa foram *Sphoeroides testudineus*, *L. grossidens*, *P. virginicus* e *S. naso* (Anexo 1).

As famílias Albulidae, Serranidae, Bothidae, Gerreidae, Sparidae, Centropomidae, Ehippidae, Syngnathidae, Dactylopteridae, Dactyloscopidae, Lutjanidae, Scaridae, Triglidae, Mullidae, Scorpaenidae, Sphyraenidae, Belonidae e Synodontidae foram exclusivas nas praias modificadas por maré. Para as praias dominadas por onda foram registradas somente duas famílias exclusivas: Eleotridae e Trichiuridae (Anexo 1).

3.2.1 Influência da morfodinâmica praial sobre a ictiofauna

A análise da estrutura e abundância dos peixes entre das praias de acordo com o grau de exposição indicou diferentes contribuições para as assembléias. No período da chuva, as praias modificadas por maré os táxons que apresentaram a maior densidade foram larva leptocephala de *Albula* sp., *P. virginicus*, *A. tricolor* e *L. grossidens*. Para as praias dominadas por onda, as espécies que apresentaram as maiores densidades foram *L. grossidens*, *P. virginicus*, *A. marinii* e *S. naso*. Dentro do período da seca, os táxons que apresentaram a maior média da densidade nas praias modificadas por maré foram *P. virginicus*, *L. grossidens*, *Ophistonema oglinum* e *A. marinii*. Enquanto que para as praias dominadas por onda, *P. virginicus*, *Pellona harroweri*, *S. rastrifer* e *S. stellifer*, respectivamente (Anexo 1).

De acordo com a biomassa, as espécies *Trachinotus falcatus*, *L. grossidens*, *P. virginicus* e *Ulaema lefroyi*, tiveram o maior percentual representativo nas praias modificadas por maré no período chuvoso. Os maiores valores encontrados nas praias dominadas por onda, no mesmo período, foram das espécies *S. testudineus*, *S. naso*, *L. grossidens* e *P. virginicus*. Para o período da estação seca, as praias modificadas por maré apresentaram os maiores valores de biomassa para as espécies *P. virginicus*, *Mugil curema*, *L. grossidens* e *O. oglinum*, enquanto que para as praias dominadas por onda foram *Trachinotus goodei*, *S. testudineus*, *L. grossidens* e *P. virginicus* (Anexo 1).

Os resultados da PERMANOVA evidenciaram diferenças espaço-sazonais para parâmetros estudados das assembleias de peixes das zonas de arrebentação. A densidade (D) e a biomassa (B) diferiram espacialmente (D= Pseudo-F_{1,71}= 7,9564 e $p= 0,0001$; B= Pseudo-F_{1,71}= 7,557 e $p= 0,0001$) e sazonalmente (D = Pseudo-F_{1,71} = 5,4285 e $p = 0,0001$; B = Pseudo-F_{1,71} = 5.1327; $p = 0,0001$). Os maiores valores da densidade e da biomassa foram registrados no período da chuva para as praias modificadas por maré (Figura 3).

Para os parâmetros de diversidade de Shannon e equitabilidade de Pielou, apenas a equitabilidade de Pielou apresentou diferença sazonal (chi-squared = 7.7698; $p < 0,05$). Os maiores valores da diversidade de Shannon foram observados nas praias dominadas por onda no período da chuva. Para a equitabilidade de Pielou, os maiores valores foram observados nas praias dominadas por ondas no período da seca.

O SIMPER indicou que nas praias dominadas por maré no período da chuvas as espécies que apresentaram maior contribuição para similaridade da assembleia foram *L. grossidens*, *P. virginicus*, *H. corvinaeformis* e *A. marinii* (27.82% de similaridade), enquanto no período da seca, os táxons que apresentaram maior contribuição foram *P. virginicus*, *L. grossidens*, *H. corvinaeformis* e Larva de Engraulidae (29.29% de similaridade). Para as praias dominadas por ondas, no período da chuva, as principais espécies que contribuíram para maior similaridade pelo SIMPER foram *P. virginicus*, *S. naso*, *L. grossidens* e *A. marinii* (43.06% de similaridade), enquanto que para o

período da seca foram *P. virginicus*, *L. grossidens*, *Ophioscion punctatissimus* e *S. rastrifer* (32.21% de similaridade).

A maioria das espécies capturadas nas zonas de arrebentação compreenderam juvenis do ano, somente 26 espécies apresentaram indivíduos na fase de adultos (Anexo 1). Os histogramas das seis espécies abundantes nas duas praias foram construídos (Figura 4), e evidenciaram mudanças na estrutura de tamanho entre praias e estações. Durante o período de chuvas foi observado que *A. marinii*, *L. grossidens* e *S. naso* apresentam duas modas bem evidentes. Para *A. marinii* as modas nas duas praias foram registradas entre 35-43 mm e 55-65 mm, enquanto *L. grossidens* apresentou as modas com CTs entre 20-60 mm e a outra entre 80-110 mm. No caso de *S. naso* uma primeira moda registrada nas duas praias englobava indivíduos com CTs entre 48 e 55 mm, enquanto uma moda com indivíduos com CTs entre 110-130 mm foi registrada somente na praia dominadas por onda. Nesse mesmo período, *P. virginicus* apresentou os indivíduos com os menores CTs com uma moda entre 30 e 60 mm nas duas praias. No caso de *S. rastrifer* e *H. corvinaeformis* não foi observado picos representativos de tamanhos durante as amostragens nas praias modificadas por maré e dominadas por onda, respectivamente (Figura 4).

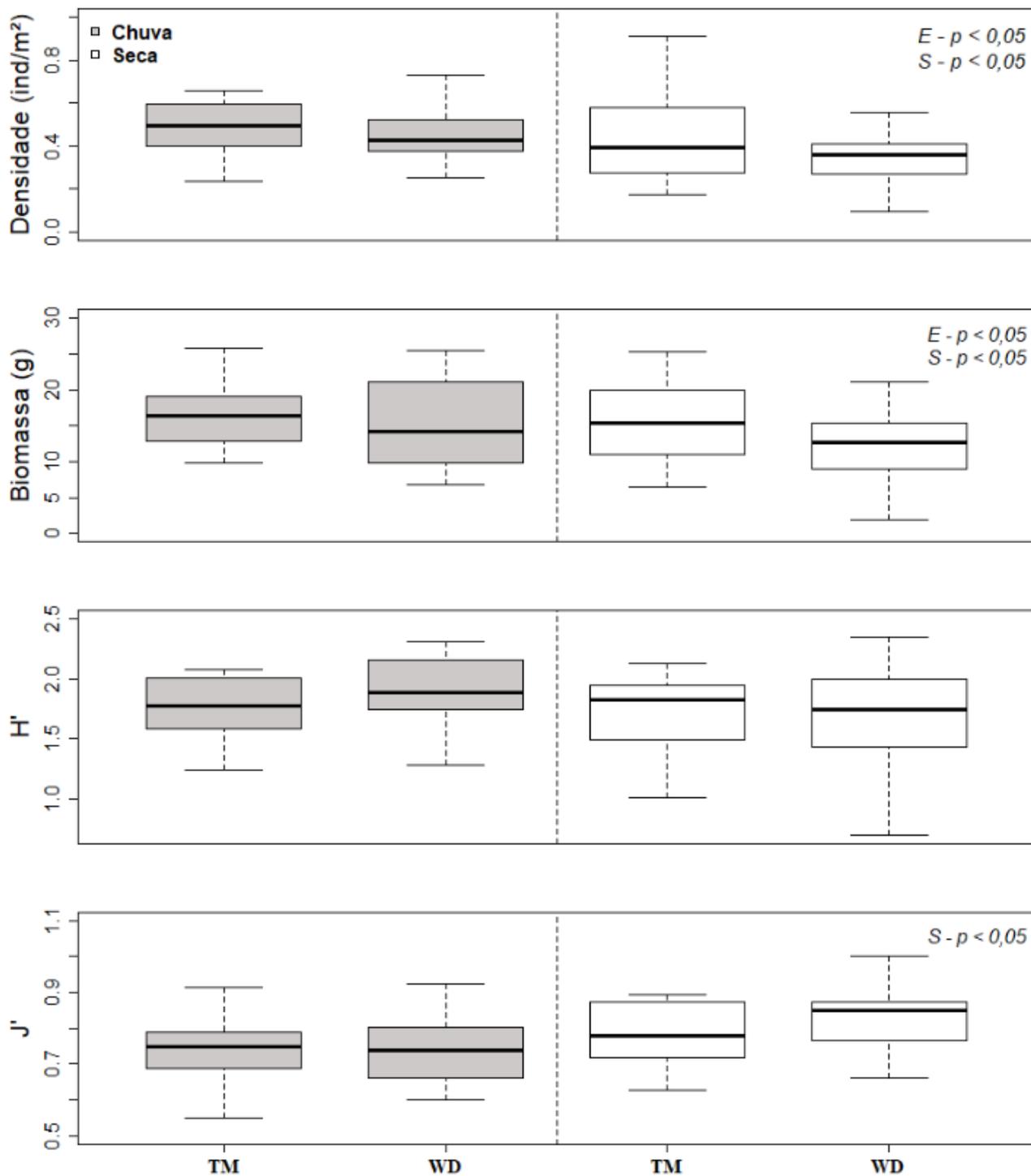
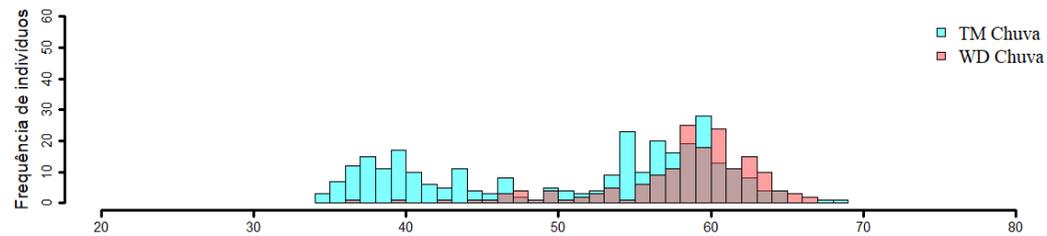
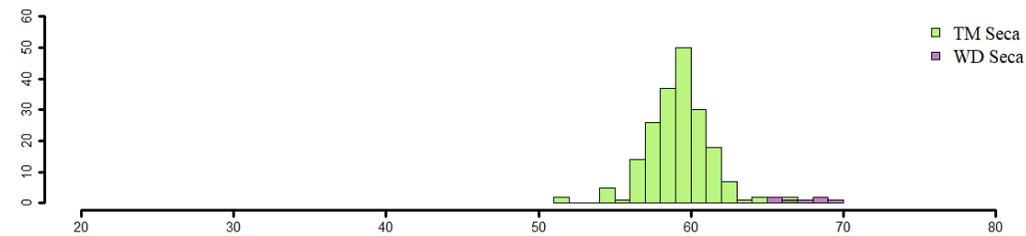
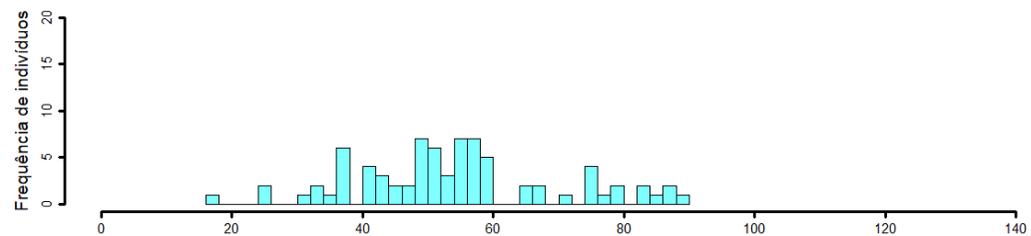
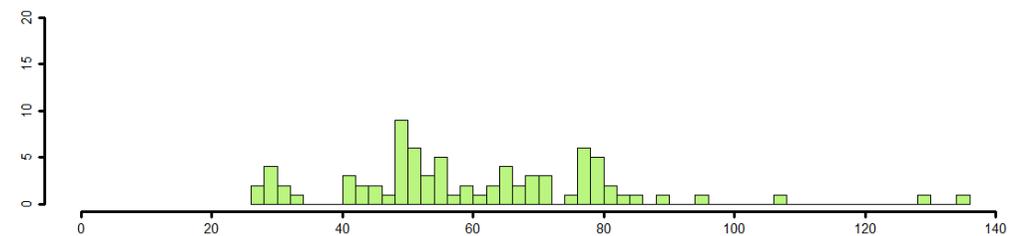
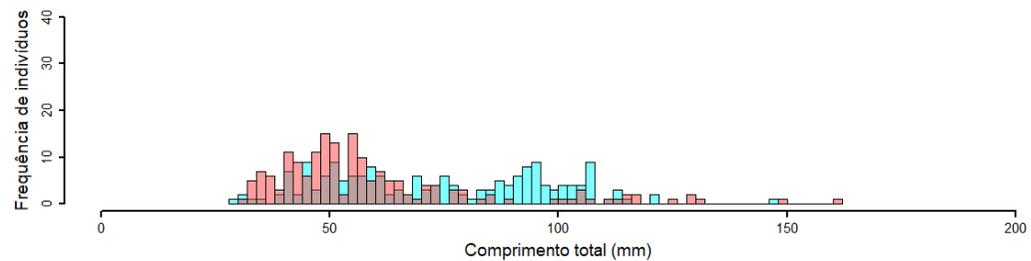
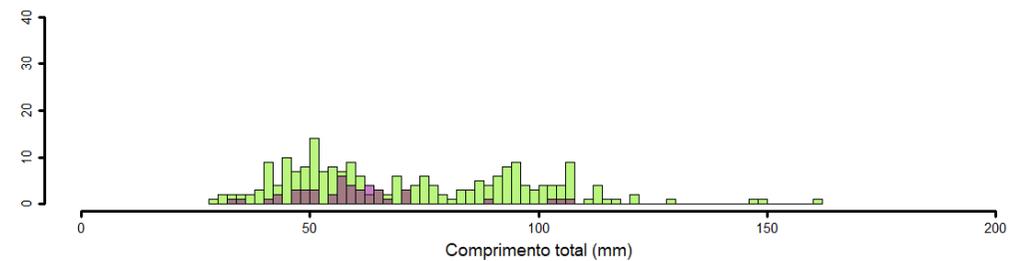


Figura 3- Boxplot da variação espacial e sazonal para as variáveis de densidade, biomassa, diversidade de Shannon e equitabilidade de Pielou de praias modificadas por maré e dominadas por onda do litoral paraibano. Caixas cinza = chuva e Caixas brancas = seca. Diferenças significativas da ANOVA representadas por $S < 0,05$ (sazonal) e $E < 0,05$ (espacial). Linhas em negrito indicam mediana, e limites indicam 25º e 75º dos percentis, e amplitude das linhas indicam as maiores e menores observações.

Durante o período de seca houve um maior registro de recrutas dessas espécies nas praias modificadas por maré, mas com registro de indivíduos maiores, indicando um crescimento e deslocamento das modas. No caso de *A. marinii* e *P. virginicus* os indivíduos registrados nas praias modificadas por maré indicaram modas entre CTs 55-62 mm e 60-70 mm, respectivamente. Esse mesmo deslocamento de moda foi observado para *S. rastrifer* nas praias dominadas por onda, quando os indivíduos apresentaram moda de CT entre 60 e 70 mm. As espécies *H. corvinaeformis* e *L. grossidens* apresentaram um padrão muito parecido com o período chuvoso, enquanto que para *S. naso* não foi possível observar um padrão para o período da seca pelo pequeno número de indivíduos capturados (n = 18; Figura 4).

Anchoa maringii*Anchoa maringii**Haemulopsis corvinaeformis**Haemulopsis corvinaeformis**Lycengraulis grossidens**Lycengraulis grossidens*

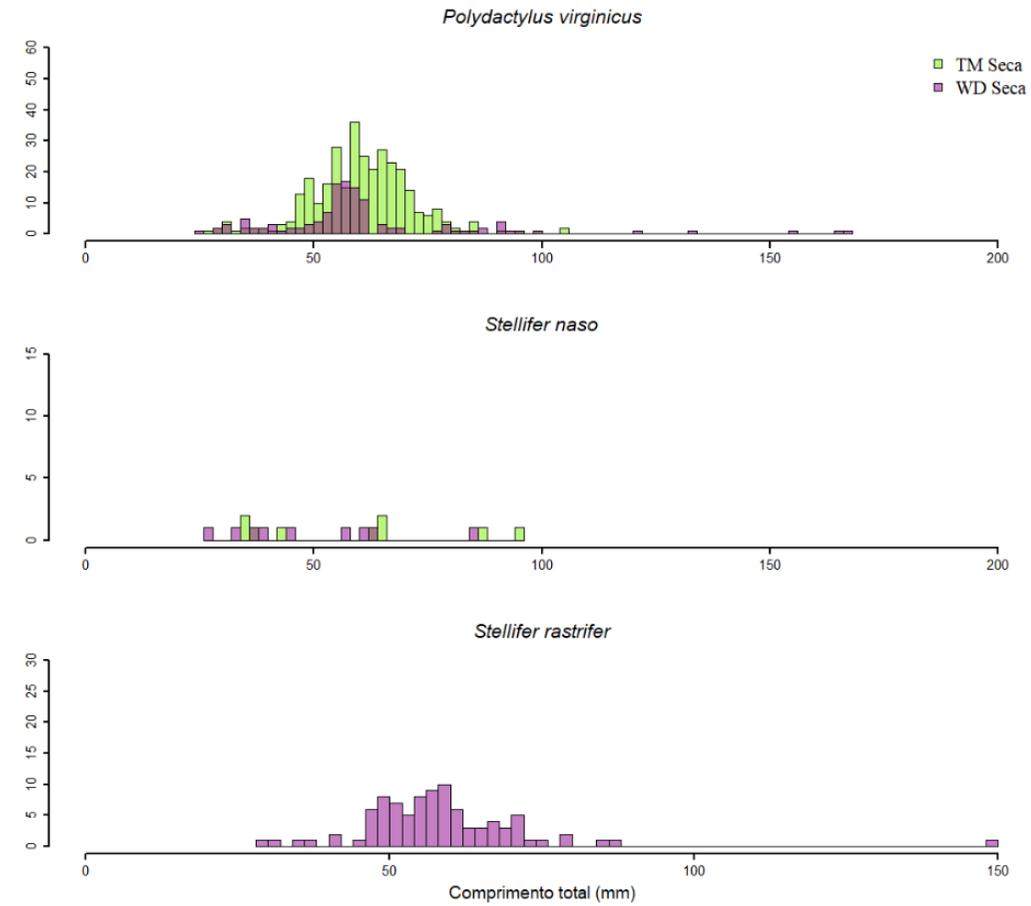
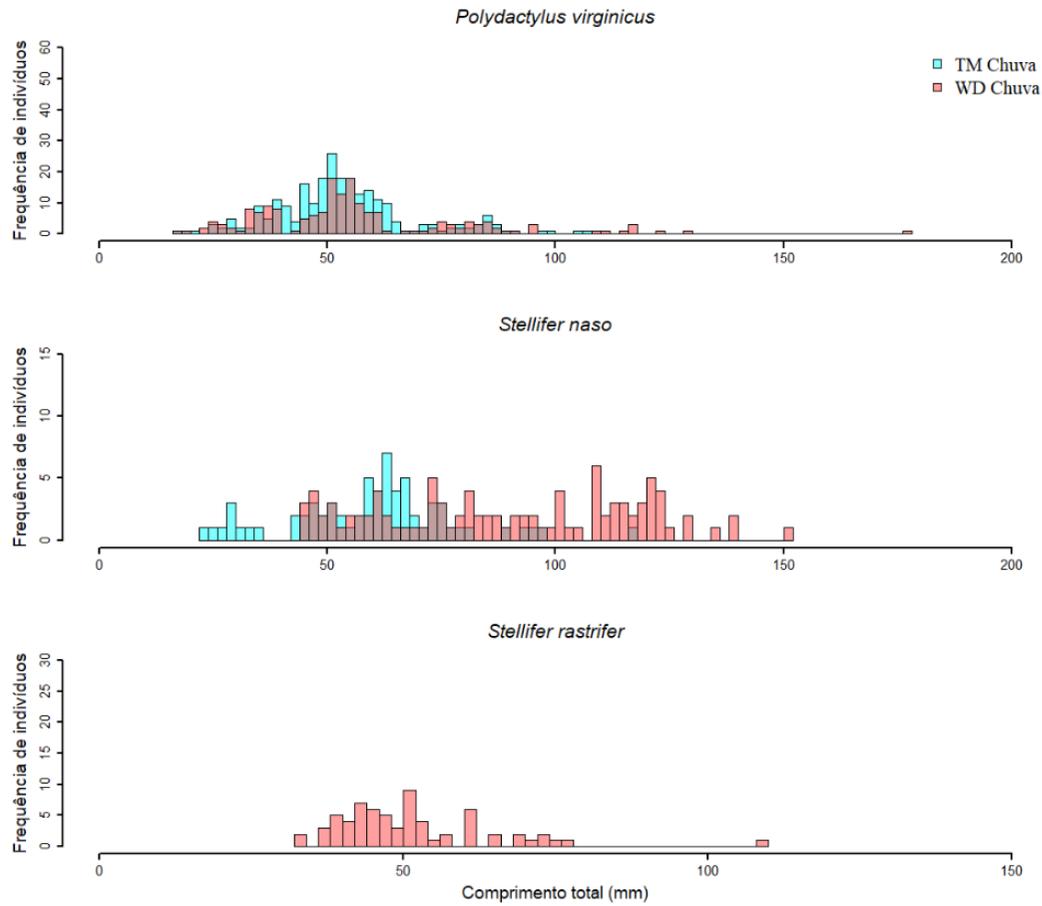


Figura 4 - Histograma da variação do comprimento total das espécies mais abundantes nas praias modificadas por ondas e dominadas por onda no litoral paraibano. Cores azul e rosa indicam frequência de indivíduos para as praias modificadas por maré e dominadas por onda no período da chuva, respectivamente. Cores verde e roxo indicam frequência de indivíduos para as praias modificadas por maré e dominadas por onda no período da seca, respectivamente.

3.2.3 Influência das macroalgas arribadas sobre a ictiofauna

A riqueza foi significativamente maior em maiores concentrações de volume de algas arribadas ($p < 0,05$), o mesmo padrão foi observado para a abundância ($p < 0,05$). A biomassa não apresentou valores significativos em relação ao volume de algas arribadas (Figura 5). Os comprimentos totais dos indivíduos também apresentaram valores significativos em relação ao volume de algas sendo, no geral, os maiores indivíduos encontrados aonde se tinha menores volumes de macroalgas arribadas (Figura 6).

A análise do GLM evidenciou que as espécies *A. marinii*, *H. corvinaeformis*, *S. naso* e *P. virginicus* apresentaram valores significativos relacionando os comprimentos totais e o volume de algas, tendo apresentado menores comprimentos totais com maiores volumes de macroalgas arribadas. Enquanto que as espécies *S. rastrifer* e *L. grossidens* não apresentaram valores significativos entre as mesmas variáveis (Figura 7).

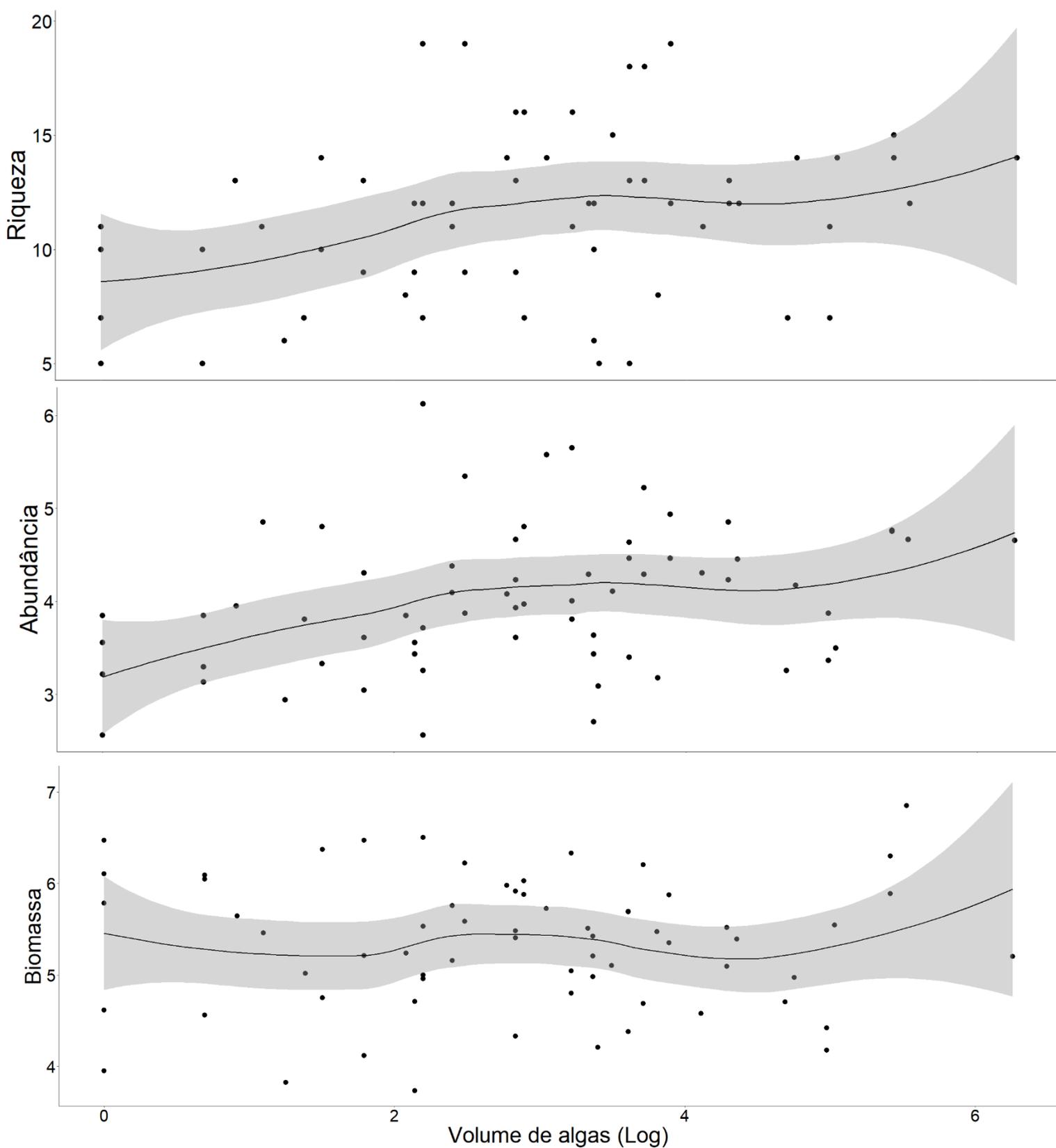


Figura 5 – Gráficos de regressão entre volume de algas (litros) e índices da diversidade taxonômica: riqueza, abundância e biomassa nas praias do litoral paraibano.

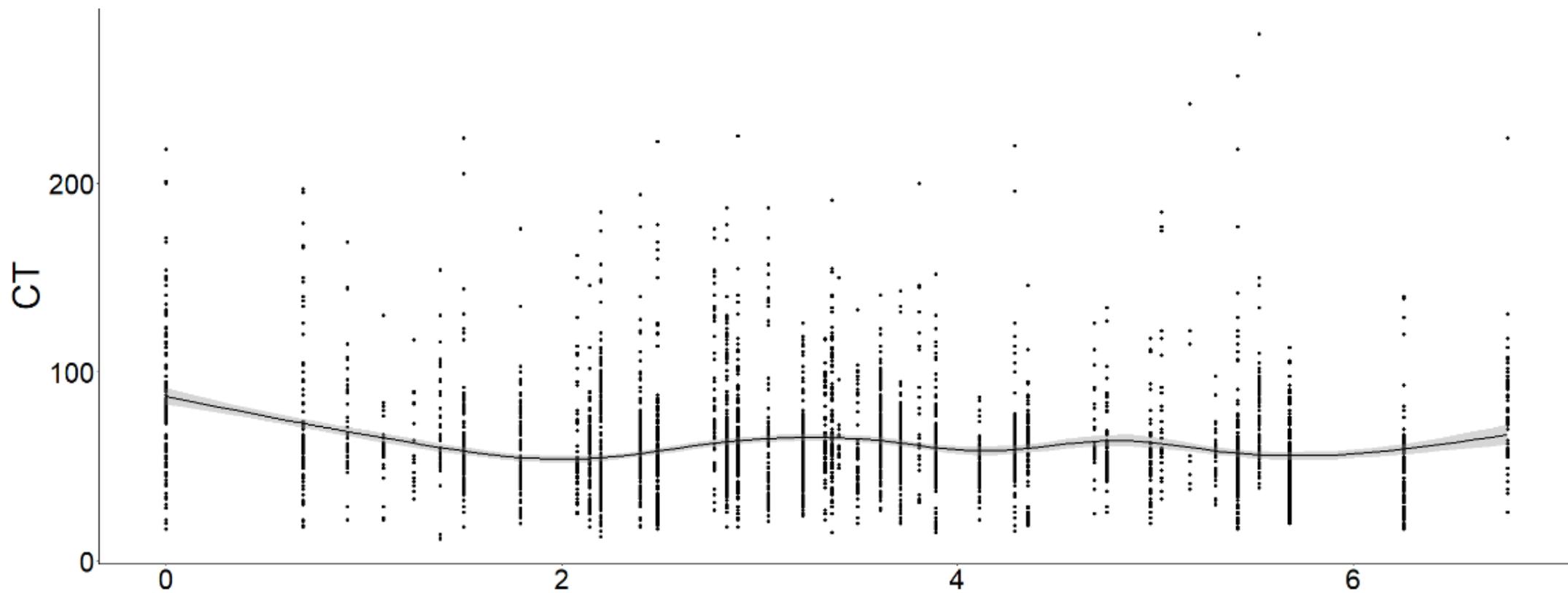


Figura 6 - Gráficos de regressão entre volume de algas (litros) e o comprimento total (mm) de todas espécies amostradas nas praias do litoral paraibano.

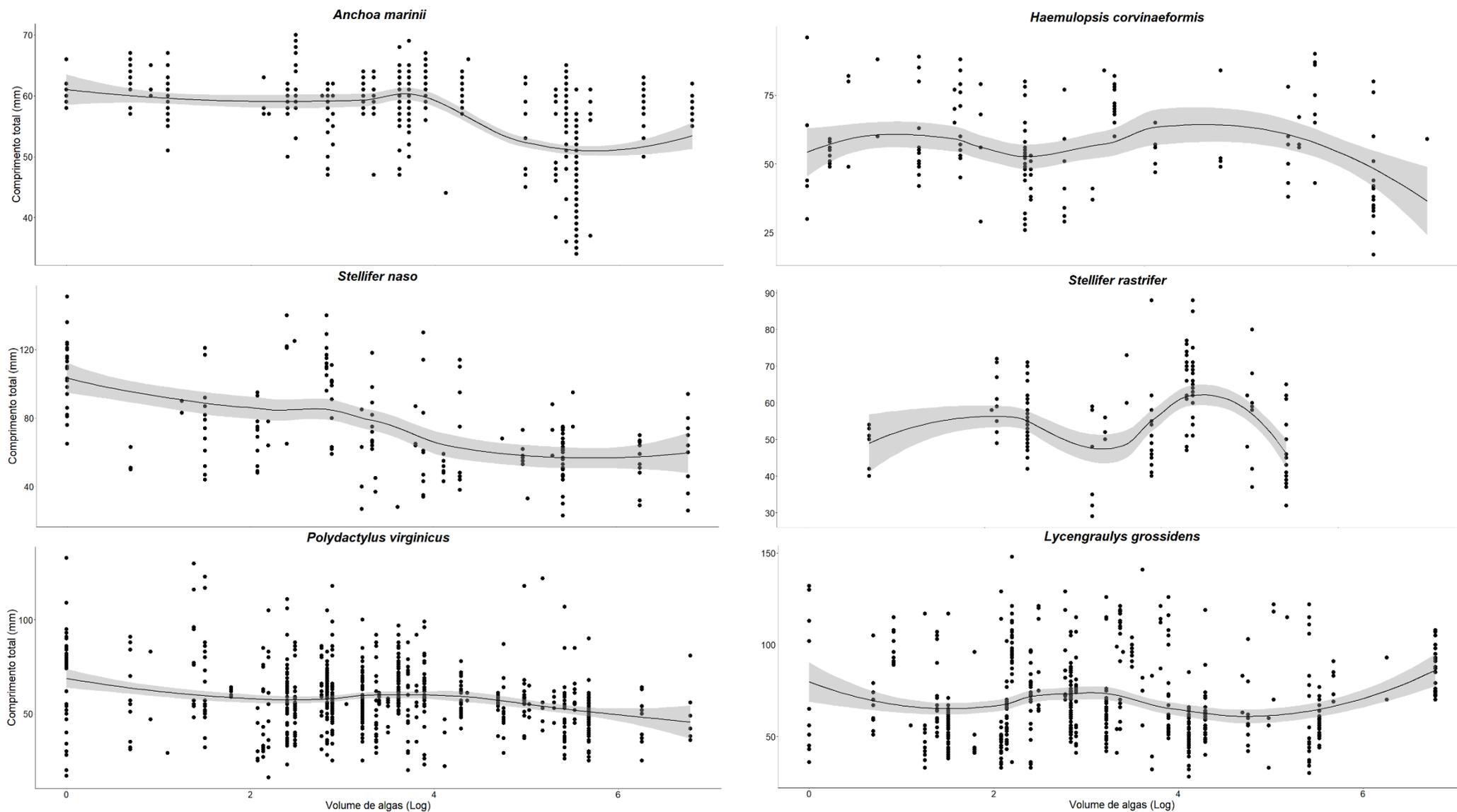


Figura 7 - Gráficos de regressão entre volume de algas (litros) e o comprimento total (mm) das espécies mais abundantes nas praias do litoral paraibano.

3.3 Diversidade Funcional

Foram mensurados os traços de 1235 indivíduos. Nossos resultados apresentaram diferenças significativas para os índices de FRich, FEve e FRed somente de acordo com a exposição das praias ($p < 0,05$). Os maiores valores de riqueza funcional e de redundância funcional foram observados para as praias modificadas por maré, enquanto que os maiores valores de uniformidade funcional foram encontrados nas praias dominadas por onda (Figura 8).

Para os índices da diversidade funcional em relação ao volume de algas, apenas o índice de riqueza funcional apresentou valores significativos ($p < 0,05$; Figura 9). A PCoA corrobora com os resultados apresentados para a riqueza funcional nos boxplots da figura 8, evidenciando que quanto maior a riqueza funcional maior o espaço funcional ocupado pelas espécies (figura 10).

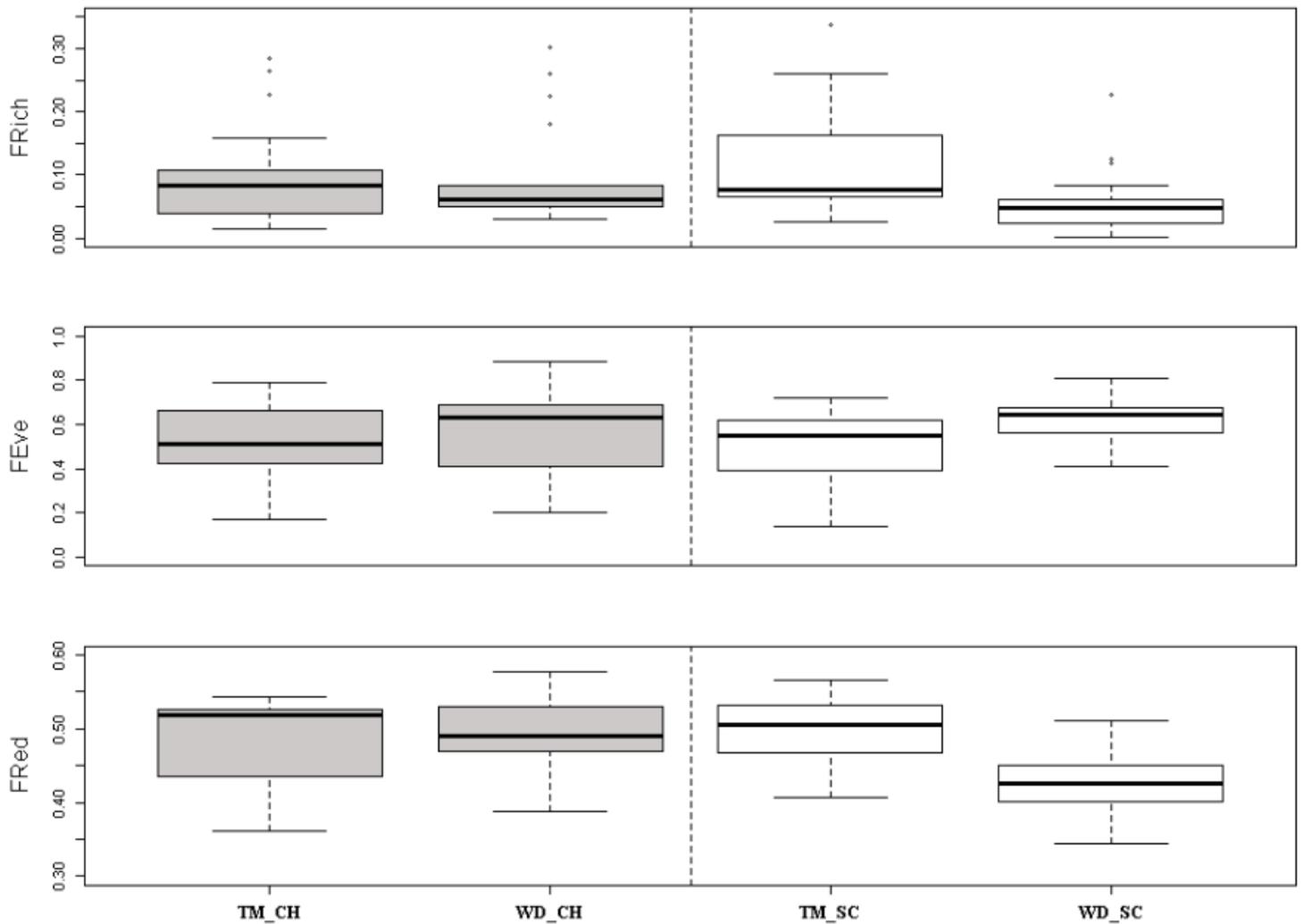


Figura 8 – Boxplot da variação espacial e sazonal para as variáveis dos índices de diversidade funcional riqueza funcional, uniformidade funcional e redundância funcional de praias modificadas por maré e dominadas por onda do litoral paraibano. Caixas cinza = chuva e Caixas brancas = seca. Linhas em negrito indicam mediana, e limites indicam 25º e 75º dos percentis, e amplitude das linhas indicam as maiores e menores observações

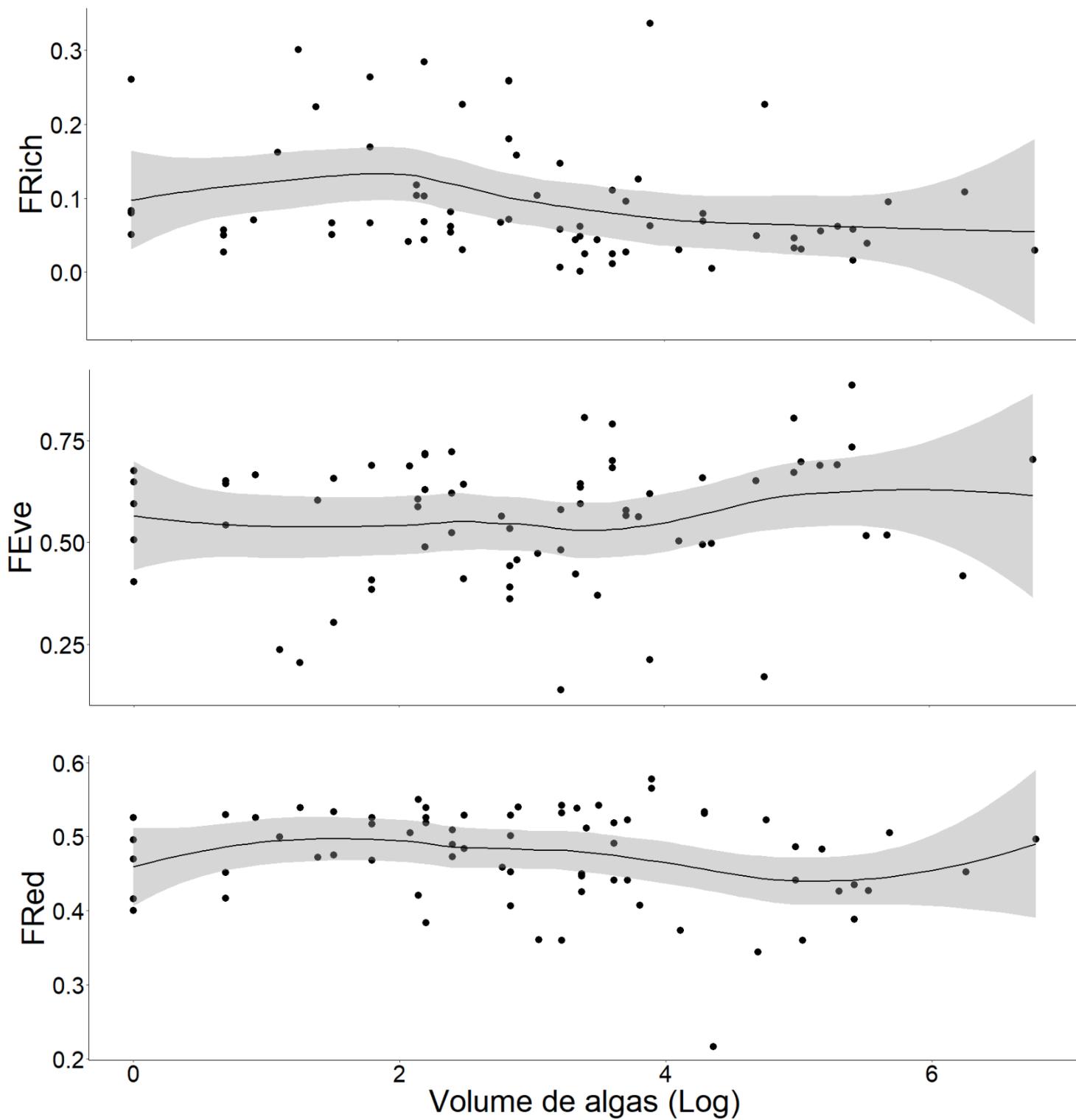


Figura 9 - Gráficos de regressão entre volume de algas (litros) e os índices de diversidade funcional: riqueza funcional, uniformidade funcional e redundância funcional, nas praias do litoral paraibano.

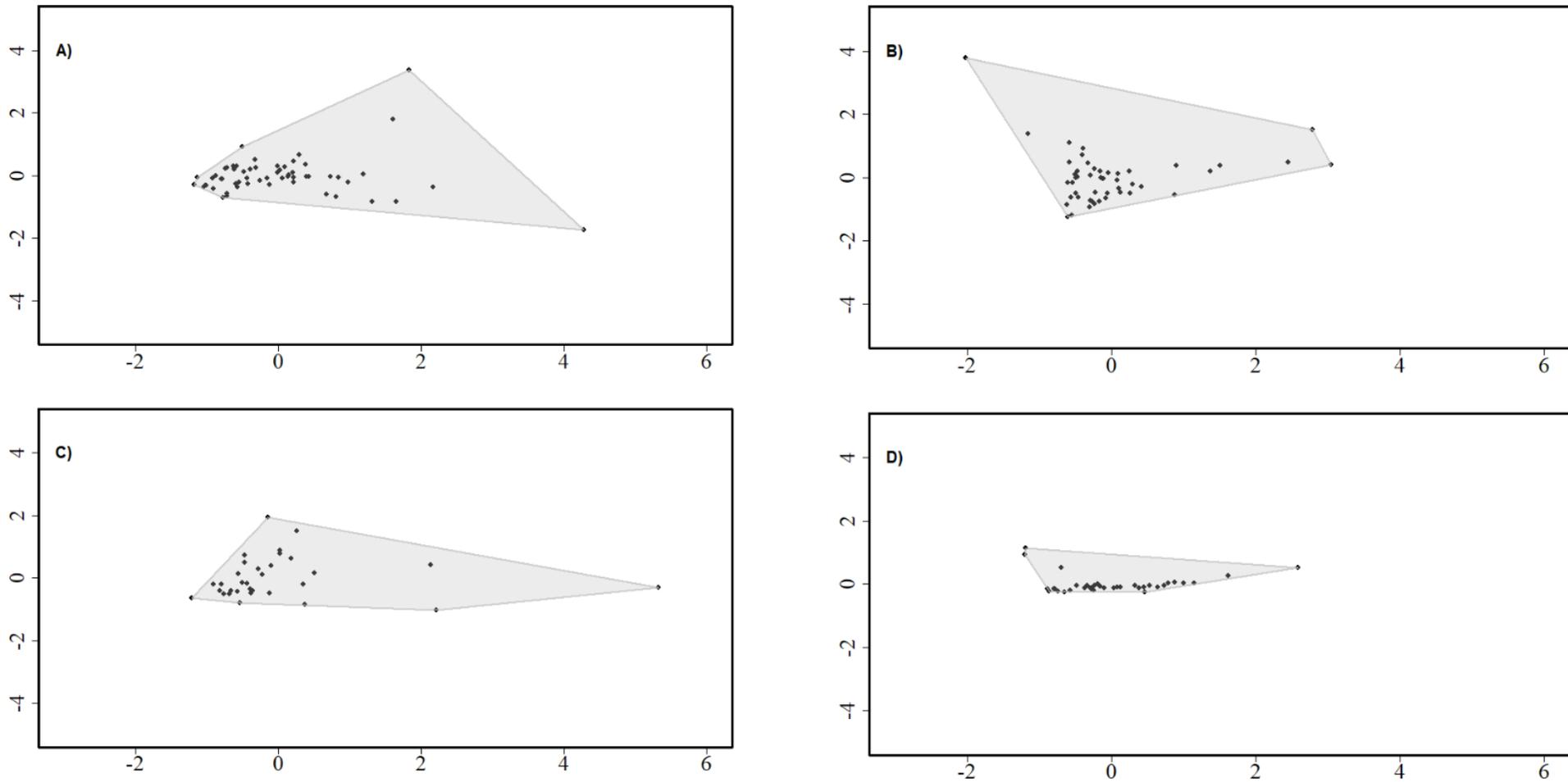


Figura 10 – PcoA criada para representar o espaço funcional das espécies em entre praias modificadas por maré e dominadas por onda, para cada estação (Chuva e Seca). A) indica o espaço funcional para a comunidade das praias modificadas por maré no período da chuva; B) indica o espaço funcional para a comunidade das praias modificadas por maré no período da seca; C) indica o espaço funcional para a comunidade das praias dominadas por onda no período da chuva; D) indica o espaço funcional para a comunidade das praias dominadas por onda no período da seca.

4 DISCUSSÃO

As variáveis relacionadas com a hidrodinâmica das praias foram consideradas importantes drives na estruturação da comunidade dos peixes das zonas de arrebentação. Os maiores valores dos atributos das comunidades registrados nas praias modificadas por marés, caracterizadas pela menor turbulência gerada pelas ondas, garantiu uma melhor utilização dessas áreas durante um período do ciclo de vida pelos peixes. Nossos resultados são consistentes com aqueles descritos por vários autores (Inui et al., 2010; Harborne e Mumby, 2011; Oliveira et al., 2014; Rodrigues et al., 2015), que apontaram que riqueza, densidade e biomassa de peixes em praias são inversamente proporcionais as variáveis relacionadas com as ondas (e. g. altura de onda e tempo de onda). Esse padrão é persistente devido ao fato de que 1) poucas espécies de peixes persistem em ambientes altamente dinâmicos pois atuam como um filtro físico na manutenção das espécies (Hipótese de Exclusão - McLachlan et al. 1993) e, 2) aquelas espécies que são aí encontradas apresentam uma melhor performance da natação (Ohlberger et al., 2006), onde a forma do corpo influencia a eficiência da natação nos ambientes de maior turbulência, que é importante para minimizar os custos de locomoção e facilitar a captura do alimento.

As águas mais profundas e transparentes das zonas de arrebentação são utilizadas em sua maioria por espécies que apresentam comportamento gregário de formação de cardumes, conferindo as praias uma maior abundância de juvenis em determinados períodos do ano. Portanto, tais resultados são influenciados pelo processo de recrutamento das espécies abundantes durante o estudo, principalmente aquelas pertencentes às famílias Sciaenidae, Engraulidae e Polynemidae (Martin e Swiderski, 2001; Pattrick e Strydom, 2014). O uso desse ambiente é vantajoso para o crescimento dos peixes (Martin e Swiderski, 2001). Esses resultados suportam a importância das praias como áreas de berçário, uma vez que as características de cada tipo de praia favoreceu permanência dessas espécies. Essa permanência ocorre por períodos curtos e estaria relacionada com as funções de refúgio (Gillanders et al., 2003; Inui et al., 2010; Pessanha et al., 2003; Vasconcellos et

al., 2010) e disponibilidade dos recursos alimentares (Inui et al., 2010; Nagelkerken et al., 2015; Pereira et al., 2015) fornecido pelas praias.

Além disso, as diferenças na utilização dessas praias de acordo com a hidrodinâmica ainda poderiam estar relacionadas com o gasto energético com a natação pelos peixes conforme apontado por Fulton et al. (2001). Entre os estudos que reportam esse aspecto, os resultados apontam que praias que apresentam maior energia de ondas são utilizadas por indivíduos maiores que apresentam adaptações específicas como achatamento latero-lateral e achatamento dorso-ventral do corpo, permitindo uma maior capacidade de manobra e aderência ao substrato, respectivamente (e.g. Sciaenidae, Mugilidae e Carangidae; Lauder, 2015). Em contrapartida, as praias com menor estresse hidrodinâmico são descritas por muitos trabalhos como sendo os habitats para o desenvolvimento das classes de pequenos juvenis e juvenis de diversas espécies de peixes (e.g. espécies das famílias Clupeidae, Engraulidae, Mugilidae, Carangidae, Sparidae e Haemulidae; Inui et al., 2010; Borland et al., 2017), conforme também observado em nossos resultados.

O acúmulo das algas arribadas na zona de arrebentação contribuiu para criar uma estrutura física importante, com funções proteção relacionado como o aumento de refúgio dos predadores e fornecimento de recursos alimentares para os peixes, principalmente para os juvenis do ano que recrutam nesses ambientes. Nossos resultados apontam para correlações positivas entre o volume das algas com a riqueza e abundância dos peixes, corroborando com a hipótese da Heterogeneidade proposta por MacArthur e Wilson (1967). Segundo tais autores, os habitats estruturalmente complexos fornecem mais nichos e aumentam a diversidade taxonômica de espécies. Vários autores destacaram a contribuição desse material alóctone para o aumento da riqueza e abundância na zona de arrebentação em praias ao redor do mundo (Crawley et al., 2006; Andrades et al., 2014; Baring et al., 2016; Gomes et al., 2017; Baring et al., 2018; Baring e Lester, 2018), e consideram que tais inputs suportam uma diversa e abundante população de consumidores pelo aumento de recursos alimentares e disponibilidade de habitats (Andrades et al., 2014; Baring et al. 2014).

O grande volume de algas contribui também para a diminuição a taxa de predação nas praias. Os resultados do trabalho de Nakaned et al. (2009)

aponta para a alta pressão de predação sobre os peixes nas zonas de arrebentação. Nossos resultados ressaltam dois importantes aspectos nesse sentido e que corroboram tal hipótese: a alta abundância de indivíduos na fase de larva ou de juvenis e a grande presença de espécies piscívoras. Dentre os piscívoros registrados, destacamos àqueles que utilizam da estratégia de forrageio de busca ativa na coluna d'água como as espécies de Belonidae, Carangidae, Lutjanidae, e também os que possuem hábito de predação junto ao substrato como os representantes de Paralichthyidae, Scorpaenidae e Synodontidae. Assim, a diminuição do espaço na coluna d'água entre o sedimento e a superfície da água causada pela presença das algas, permitiu que pequenos indivíduos que não possuem uma boa natação, pudessem se proteger por entre o emaranhado de algas. Essa pode ser a estratégia adotada por *A. marinii*, *P. virginicus*, *S. naso* e *H. corvinaeformis* que apresentaram valores significativos entre o aumento do volume de algas e a diminuição do comprimento total dos indivíduos.

As macroalgas que se acumulam na zona de arrebentação também influenciam na dinâmica da cadeia alimentar nesses ambientes (Crawley et al., 2006; Andrades et al., 2014), sendo essa um outro importante efeito da presença desse material nas praias. O levantamento de dados da dieta dos peixes em zonas de arrebentação por diversos autores sempre apontam que o uso desses habitats pelos peixes juvenis está diretamente relacionado com a obtenção de recursos alimentares (Crawley et al., 2006; Andrades et al., 2014; Gomes et al., 2017; Baring et al., 2018). Grande parte das espécies registradas em nosso trabalho são zooplânctívoras ou bentívoras (Pessanha et al., 2003; Figueiredo e Pessanha, 2015; Baring, et al., 2018; Andrade-Tubino, et al., 2019), e estariam assim aproveitando do aumento da disponibilidade dos recursos alimentares. Gomez (2017) observou que as algas arribadas trazem consigo uma epifauna abundante, representada principalmente de anfípodas e isópodas, que servem como fonte de alimento para os peixes.

Com relação a diversidade funcional, os resultados acompanharam também um aumento dos valores de riqueza funcional e redundância funcional de acordo com o menor hidrodinamismo nas praias modificadas por maré. Resultados similares foram observados por Mouillot et al. (2014), que evidenciaram um aumento da redundância funcional com um aumento de

grupos funcionais. De acordo com McLean et al. (2019), o aumento da redundância funcional é responsável por dar uma maior estabilidade, que associado a uniformidade funcional proporciona ao ambiente uma maior resiliência ao ambiente frente aos distúrbios ambientais. Contrariamente, maiores valores de uniformidade funcional foram encontrados nas praias dominadas por ondas, indicando uma melhor utilização do nicho nestes ambientes (Mason et al., 2005). Este resultado é explicado pela heterogeneidade ambiental. Nas praias modificadas por maré existe um mosaico de habitats (e.g. bancos de fanerógamas, bancos de rodólitos, areia e bancos de macroalgas) que permite a exploração de diferentes nichos, enquanto que as praias dominadas por ondas apresentam o substrato mais homogêneo (e.g. areia. – Observação própria).

Nossos resultados também apresentaram valores significativos de riqueza funcional em relação ao volume de algas. Entretanto, maiores valores de riqueza funcional foram encontrados em menores volumes de algas, indicando que estas algas favorecem apenas grupos funcionais específicos, promovendo um aumento da similaridade limitante (MacArthur e Levins, 1967). Segundo Mouchet et al. (2010), a hipótese da similaridade limitante promove um aumento da dissimilaridade funcional, indicando que ambientes que apresentem proporções razoáveis de diferentes nichos apresentem maiores valores de riqueza funcional. Dessa forma, este resultado indica que um menor volume de algas proporciona um aumento de funções dos organismos para a exploração de diferentes recursos nas zonas de arrebentação (Villéger et al., 2017). Entretanto, se faz necessário uma maior amostragem em ambientes com maiores volumes de algas para dar maior peso a estes resultados.

Houve alta riqueza de espécies (97 espécies) registradas nas praias estudadas, quando em comparação com outros realizados em zonas de arrebentação na costa do Brasil, que utilizaram o mesmo tipo de método de amostragem desse estudo. Uma comparação latitudinal na costa do Brasil, por exemplo, apontam para a seguinte riqueza: 20 espécies em praias oceânicas, 61 em praias estuarinas e 45 em praias protegidas na região Sul (Mont'Alverne et al., 2012; Pichler et al., 2015; Rodrigues et al., 2015); para a região Sudeste foram registradas 63 espécies em praias da Baía de Guanabara, 68 em praias da Baía de Sepetiba e 21 em praias oceânicas na costa do Rio de Janeiro

(Vasconcellos et al., 2010; Pereira et al., 2015; Costa et al., 2017). Quando comparamos com estudos na região Nordeste, os nossos resultados apontaram um registro maior de espécies: Dantas et al (2016) listaram 51 espécies em praias do Rio Grande do Norte, e Oliveira et al (2014) capturaram um total de 71 espécies em praias na Paraíba.

Uma importante particularidade das praias estudadas é a proximidade com outros ambientes marinhos, como estuário, bancos de rodólitos e costões areníticos, que proporciona mudanças na composição da assembleia de peixes (Schlacher et al., 2015; Vargas-Fonseca et al., 2016). Nossos resultados, portanto, apontam a importância de um processo ecológico que ocorrem nesses ambientes que é a conectividade espacial, que desempenha um importante papel para o recrutamento de larvas e juvenis de diferentes espécies de peixes. Por exemplo, a presença de juvenis de espécies mais comuns de recifes como as do gênero *Haemulon*, famílias Lutjanidae e Ephyppidae, apontam para um deslocamento dessas espécies dos recifes próximos para as praias. A presença das larvas leptocéphalas também é um indicativo da conectividade espacial entre as praias e o estuário. Olds et al. (2018) apontam a importância ecológica da conectividade desempenhada pelas zonas de arrebenção com outros habitats.

Em conclusão, as duas características do habitat (hidrodinamismo e presença de algas arribadas) influenciaram a estrutura e composição das assembleias de peixes. Em relação ao hidrodinamismo, as assembleias de peixes das praias dominadas por onda apresentaram menor diversidade taxonômica e funcional, uma vez que poucas espécies são capazes de tolerar os distúrbios das ondas na coluna d'água ou do revolvimento do sedimento. Com relação ao volume de macroalgas acumulada na região da arrebenção, esta contribuiu para gerar heterogeneidade estrutural e assim foi considerada um "driver" para a estruturação das comunidades, com importantes funções ecológicas de refúgio e fonte de recursos alimentares para os peixes que utilizam esses habitats. A presença das algas também foi positivamente correlacionada com o aumento da diversidade taxonômica e diminuição da riqueza funcional. Finalmente, houve uma clara evidência que as praias desempenham o papel de conectividade espacial. A necessidade de estudos que integrem o foco na disponibilidade de recursos (e.g. alimentar e/ou

diferentes habitats) para as espécies que utilizam este habitat durante o desenvolvimento ou todo o seu ciclo de vida, com a ampliação do tempo de coleta para verificar a robustez dessas variações, se faz necessário em futuros estudos.

5 REFERÊNCIAS

AGUILAR-MEDRANO, R.; VEGA-CENDEJAS, M. E. Implications of the environmental heterogeneity on the distribution of the fish functional diversity of the Campeche Bank, Gulf of Mexico. **Marine Biodiversity**, v. 49, n. 4, p. 1913-1929, 2019.

Allee, W. C. *Animal aggregations: a study in general sociology*. **University of Chicago Press**, USA. 1932.

ALVARES, Clayton Alcarde et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

AMARAL, Antonia Cecília Zacagnini et al. Brazilian sandy beaches: characteristics, ecosystem services, impacts, knowledge and priorities. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 64, n. SPE2, p. 5-16, 2016.

Anderson, M. J., Gorley, R. N., and Clarke, K. R. 'PERMANOVA β for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods.' (PRIMER-E Ltd: Plymouth, UK.). 2008.

ANDRADE-TUBINO, Magda Fernandes et al. How are fish assemblages and feeding guilds organized in different tropical coastal systems? Comparisons among oceanic beaches, bays and coastal lagoons. **Hydrobiologia**, v. 847, n. 2, p. 403-419, 2020.

ANDRADES, Ryan et al. The influence of allochthonous macroalgae on the fish communities of tropical sandy beaches. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 144, p. 75-81, 2014.

APHA. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th edn. Washington, DC: APHA/AWWA/WPCF. 2005.

BARING, Ryan J.; FAIRWEATHER, Peter G.; LESTER, Rebecca E. Storm versus calm: variation in fauna associated with drifting macrophytes in sandy beach surf zones. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 461, p. 397-406, 2014.

BARING, Ryan J.; LESTER, Rebecca E.; FAIRWEATHER, Peter G. Establishing precise estimates of abundance in patchy habitats of the marine nearshore. **Marine environmental research**, v. 120, p. 68-77, 2016.

BARING, Ryan J.; FAIRWEATHER, Peter G.; LESTER, Rebecca E. Nearshore drift dynamics of natural versus artificial seagrass wrack. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 202, p. 164-171, 2018.

BARING, Ryan J.; LESTER, Rebecca E.; FAIRWEATHER, Peter G. Trophic relationships among animals associated with drifting wrack. **Marine and Freshwater Research**, v. 69, n. 8, p. 1248-1258, 2018.

BEUKHOF, Esther et al. Spatio-temporal variation in marine fish traits reveals community-wide responses to environmental change. **Marine Ecology Progress Series**, v. 610, p. 205-222, 2019.

BERGAMINO, Leandro; LERCARI, Diego; DEFEO, Omar. Food web structure of sandy beaches: temporal and spatial variation using stable isotope analysis. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 91, n. 4, p. 536-543, 2011.

BEZERRA, Luis Artur Valões et al. Fish diversity in tidepools: assembling effects of environmental heterogeneity. **Environmental Biology of Fishes**, v. 100, n. 5, p. 551-563, 2017.

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

CHEAL, Alistair J. et al. Spatial variation in the functional characteristics of herbivorous fish communities and the resilience of coral reefs. **Ecological Applications**, v. 23, n. 1, p. 174-188, 2013.

CLARK, B. M. Variation in surf-zone fish community structure across a wave-exposure gradient. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 44, n. 6, p. 659-674, 1997.

CLARKE, K. Robert; SOMERFIELD, Paul J.; GORLEY, Raymond N. Testing of null hypotheses in exploratory community analyses: similarity profiles and biota-environment linkage. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 366, n. 1-2, p. 56-69, 2008.

CRAWLEY, Karen R. et al. Allochthonous brown algae are the primary food source for consumers in a temperate, coastal environment. **Marine Ecology Progress Series**, v. 376, p. 33-44, 2009.

COSTA, Leonardo Lopes et al. Does human pressure affect the community structure of surf zone fish in sandy beaches?. **Continental Shelf Research**, v. 132, p. 1-10, 2017.

DANTAS, Natália Carla Fernandes de Medeiros et al. Seasonal influence of drifting seaweeds on the structure of fish assemblages on the eastern equatorial Brazilian coast. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 64, n. 4, p. 365-374, 2016.

DE BELLO, F.; Leps, J.; Lavorel, S.; Moretti, M. Importance of species abundance for assessment of trait composition: an example based on pollinator communities. **Community Ecology**, v.8, p. 163:170, 2007.

DER MERWE, D. V.; MCLACHLAN, A. Significance of free-floating macrophytes in the ecology of a sandy beach surf zone. **Marine Ecology Progress Series**, v. 38, p. 53-63, 1987.

DOLBETH, M. et al. Functional diversity of fish communities in two tropical estuaries subjected to anthropogenic disturbance. **Marine Pollution Bulletin**, v. 112, n. 1-2, p. 244-254, 2016.

ESSINGTON, Timothy E. et al. A novel model of predator–prey interactions reveals the sensitivity of forage fish: Piscivore fishery trade-offs to ecological conditions. **ICES Journal of Marine Science**, v. 72, n. 5, p. 1349-1358, 2015.

FAO Major Fishing Areas. ATLANTIC, WESTERN-CENTRAL (Major Fishing Area 31). CWP Data Collection. In: **FAO Fisheries and Aquaculture Department** [online]. Rome. Updated 1 October 2004. [Cited 22 November 2019].

FIGUEIREDO, G. G. A. A.; PESSANHA, A. L. M. Comparative study of trophic organization of juvenile fish assemblages of three tidal creeks in a tropical semi-arid estuary. **Journal of Fish Biology**, v. 89, n. 1, p. 680-695, 2016.

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

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

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

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

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

FRANCO, A. C. S. et al. Responses of fish assemblages of sandy beaches to different anthropogenic and hydrodynamic influences. **Journal of fish biology**, v. 89, n. 1, p. 921-938, 2016.

Froese, R. e D. Pauly, Editores. 1999. FishBase 99: concepts, design and data sources. ICLARM, Manila, Philippines. 329 p.

FULTON, C.; BELLWOOD, D.; WAINWRIGHT, P. The relationship between swimming ability and habitat use in wrasses (Labridae). **Marine Biology**, v. 139, n. 1, p. 25-33, 2001.

GILLANDERS, Bronwyn M. et al. Evidence of connectivity between juvenile and adult habitats for mobile marine fauna: an important component of nurseries. **Marine Ecology Progress Series**, v. 247, p. 281-295, 2003.

GOMES, Marcelo Paes et al. Influence of detached macroalgae on fish size and condition in nearshore habitats. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 211, p. 227-237, 2018.

HARBORNE, Alastair R.; MUMBY, Peter J. Novel ecosystems: altering fish assemblages in warming waters. **Current Biology**, v. 21, n. 19, p. R822-R824, 2011.

HOBSON, Edmund S. Interactions between piscivorous fishes and their prey. **Predator-prey Systems in Fisheries Management. Sport Fishing Institute, Washington, DC**, p. 231-242, 1979.

INUI, Ryutei et al. Physical factors influencing immature-fish communities in the surf zones of sandy beaches in northwestern Kyushu Island, Japan. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 86, n. 3, p. 467-476, 2010.

JARRIN, J. R. M.; MILLER, Jessica A. Spatial variability of the surf zone fish and macroinvertebrate community within dissipative sandy beaches in Oregon, USA. **Marine Ecology**, v. 37, n. 5, p. 1027-1035, 2016.

KARACHLE, Paraskevi K.; STERGIOU, Konstantinos I. Gut length for several marine fish: relationships with body length and trophic implications. **Marine Biodiversity Records**, v. 3, 2010.

LAUDER, George V. Fish locomotion: recent advances and new directions. **Annual Review of Marine Science**, v. 7, p. 521-545, 2015.

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

LERCARI, Diego; BERGAMINO, Leandro; DEFEO, Omar. Trophic models in sandy beaches with contrasting morphodynamics: comparing ecosystem structure and biomass flow. **Ecological Modelling**, v. 221, n. 23, p. 2751-2759, 2010.

LORENZEN, C. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. **Limnology and Oceanography**. v.12, p. 343-346. 1967.

LUCENA, Leidson Allan Ferreira et al. Levantamento da Flora do Infralitoral do Município de Pitimbu, Litoral Sul do Estado da Paraíba, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. S2, p. 585-587, 2007.

MACARTHUR, Robert; LEVINS, Richard. The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. **The american naturalist**, v. 101, n. 921, p. 377-385, 1967.

MANNING, Lisa M.; PETERSON, Charles H.; FEGLEY, Stephen R. Degradation of surf-fish foraging habitat driven by persistent sedimentological modifications caused by beach nourishment. **Bulletin of Marine Science**, v. 89, n. 1, p. 83-106, 2013.

MARCENIUK, Alexandre P. Chave para identificação das espécies de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) da costa brasileira. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 31, n. 2, p. 89-101, 2005.

Martin, K. L. M.; Swiderski, D. L. (2001). Beach spawning in fishes: Phylogenetic tests of hypotheses. **American Zoologist**, 41, 526–537.

MASON, Norman WH et al. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. **Oikos**, v. 111, n. 1, p. 112-118, 2005.

MATTOX, Geroge Mendes Taliaferro; GONDOLO, G. F.; CUNNINGHAM, Patricia Teresa Monteiro. *Atherinella blackburni* (Schultz, 1949) at Itamambuca Beach, Ubatuba, SP: ecological characterization and distribution on the Brazilian coast (Teleostei: Atheriniformes: Atherinopsidae). **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 2, p. 307-313, 2008.

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

McLACHLAN, Anton et al. Sandy beach macrofauna communities and their control by the physical environment: a geographical comparison. **Journal of Coastal Research**, p. 27-38, 1993.

McLACHLAN, Anton; DEFEO, Omar; SHORT, Andrew D. Characterising sandy beaches into major types and states: Implications for ecologists and managers. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 215, p. 152-160, 2018.

MCLEAN, Matthew et al. Trait structure and redundancy determine sensitivity to disturbance in marine fish communities. **Global change biology**, v. 25, n. 10, p. 3424-3437, 2019.

MENÉNDEZ, M. Clara et al. Assessment of surf zone environmental variables in a southwestern Atlantic sandy beach (Monte Hermoso, Argentina). **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, n. 8, p. 496, 2016.

MENEZES, N. A., Nirchio, M., Oliveira, C. D., & Siccha-Ramirez, R. A. Q. U. E. L. Taxonomic review of the species of Mugil (Teleostei: Perciformes: Mugilidae) from the Atlantic South Caribbean and South America, with integration of morphological, cytogenetic and molecular data. **Zootaxa**, 3918(1), 1-38. 2015.

MIHALITSIS, Michalis; BELLWOOD, David R. Morphological and functional diversity of piscivorous fishes on coral reefs. **Coral Reefs**, v. 38, n. 5, p. 945-954, 2019.

MIKAMI, Shot; NAKANE, Yukinori; SANO, Mitsuhiko. Influence of offshore breakwaters on fish assemblage structure in the surf zone of a sandy beach in Tokyo Bay, central Japan. **Fisheries Science**, v. 78, n. 1, p. 113-121, 2012.

MONT'ALVERNE, Renata et al. Do mud deposition events on sandy beaches affect surf zone ichthyofauna? A southern Brazilian case study. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 102, p. 116-125, 2012.

MOUCHET, Maud A. et al. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, v. 24, n. 4, p. 867-876, 2010.

MOUILLOT, David et al. Functional over-redundancy and high functional vulnerability in global fish faunas on tropical reefs. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n. 38, p. 13757-13762, 2014.

NAGELKERKEN, Ivan et al. The seascape nursery: a novel spatial approach to identify and manage nurseries for coastal marine fauna. **Fish and Fisheries**, v. 16, n. 2, p. 362-371, 2015.

NAKANE, Yukinori; SUDA, Yusuke; SANO, Mitsuhiko. Responses of fish assemblage structures to sandy beach types in Kyushu Island, southern Japan. **Marine Biology**, v. 160, n. 7, p. 1563-1581, 2013.

NAKANED, Yukinori; SUDA, Yusuke; HAYAKAWA, Yasuhiro. Predation pressure for a juvenile fish on an exposed sandy beach 3 comparison among beach types using tethering. **La mer**, v. 46, p. 109-115, 2009.

OHLBERGER, J.; STAAKS, G.; HÖLKER, F. Swimming efficiency and the influence of morphology on swimming costs in fishes. **Journal of Comparative Physiology B**, v. 176, n. 1, p. 17-25, 2006.

OLDS, Andrew D. et al. The ecology of fish in the surf zones of ocean beaches: A global review. **Fish and Fisheries**, v. 19, n. 1, p. 78-89, 2018.

OLIVEIRA, Ronnie EMCC; PESSANHA, André LM. Fish assemblages along a morphodynamic continuum on three tropical beaches. **Neotropical Ichthyology**, v. 12, n. 1, p. 165-175, 2014.

PATTRICK, P.; STRYDOM, N. A. The effects of exposure in sandy beach surf zones on larval fishes. **Journal of Fish Biology**, v. 84, n. 5, p. 1354-1376, 2014.

PEREIRA, P. H. C.; FERREIRA, B. P. Effects of life phase and schooling patterns on the foraging behaviour of coral-reef fishes from the genus *Haemulon*. **Journal of Fish Biology**, v. 82, n. 4, p. 1226-1238, 2013.

PEREIRA, Hamilton H. et al. Fish assemblage structure on sandy beaches with different anthropogenic influences and proximity of spawning grounds. **Marine Ecology**, v. 36, n. 1, p. 16-27, 2015.

PESSANHA, Andre Luiz Machado et al. Diel and seasonal changes in the distribution of fish on a southeast Brazil sandy beach. **Marine Biology**, v. 143, n. 6, p. 1047-1055, 2003.

PESSANHA, André Luiz Machado et al. Ecomorphology and resource use by dominant species of tropical estuarine juvenile fishes. **Neotropical Ichthyology**, n. ahead, p. 00-00, 2015.

PICHLER, Helen A. et al. Environmental influences on resident and transient fishes across shallow estuarine beaches and tidal flats in a Brazilian World Heritage area. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 164, p. 482-492, 2015.

PILLAR, V. D. et al. Functional redundancy and stability in plant communities. **Journal of Vegetation Science**, v. 24, p. 963-974, 2013.

QUERINO, L. A. C., et al. Composição e estrutura da comunidade de peixes recifais do parque estadual marinho areia vermelha, Cabedelo, PB. 2011.

RAO, C. R. Diversity and dissimilarity coefficients: a unified approach. **Theoretical Population Biology**, v. 21, p. 24-43, 1982.

ROBERTSON, R. C. J.; Lenantonl AI; HANSEN, J. A. Nearshore accumulations of detached macrophytes as nursery areas for fish. **Marine Ecology and Progress Series**, v. 9, p. 51-57, 1982.

RODRIGUES, Fábio Lameiro; VIEIRA, João Paes. Surf zone fish abundance and diversity at two sandy beaches separated by long rocky jetties. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 93, n. 4, p. 867-875, 2013.

RODRIGUES, Fábio L.; CABRAL, Henrique N.; VIEIRA, João P. Assessing surf-zone fish assemblage variability in southern Brazil. **Marine and Freshwater Research**, v. 66, n. 2, p. 106-119, 2015.

RODRIGUES-FILHO, Carlos Alberto Sousa et al. What governs the functional diversity patterns of fishes in the headwater streams of the humid forest enclaves: environmental conditions, taxonomic diversity or biotic

interactions?. **Environmental Biology of Fishes**, v. 100, n. 9, p. 1023-1032, 2017.

SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ, Javier; AMUNDSEN, Per-Arne. Ecosystem type shapes trophic position and omnivory in fishes. **Fish and Fisheries**, v. 19, n. 6, p. 1003-1015, 2018.

SANTANA, Fábio Magno da Silva et al. The influence of seasonality on fish life stages and residence in surf zones: a case of study in a tropical region. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 3, p. 181-192, 2013.

SANTOS, Bráulio A. et al. Proposta de Criação do Parque Estadual Marinho do Naufrágio Queimado. 2018.

SCHLACHER, Thomas A. et al. Metrics to assess ecological condition, change, and impacts in sandy beach ecosystems. **Journal of Environmental Management**, v. 144, p. 322-335, 2014.

SCHLACHER, Thomas A. et al. Golden opportunities: a horizon scan to expand sandy beach ecology. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 157, p. 1-6, 2015.

SHANKS, Alan L. et al. Surf zone physical and morphological regime as determinants of temporal and spatial variation in larval recruitment. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 392, n. 1-2, p. 140-150, 2010.

SOUZA, A. S.; FURRIER, M. Caracterização Geomorfológica e Ocupação Antrópica de Zonas Costeiras: O Caso da Ponta do Seixas, Litoral da Paraíba-Brasil. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 30, p. 166-178, 2015.

STRICKLAND, J. D. H.; PARSONS, T. R. A practical handbook of seawater analysis. **Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada, Bulletin**. v. 1972.

VARGAS-FONSECA, Elena et al. Combined effects of urbanization and connectivity on iconic coastal fishes. **Diversity and Distributions**, v. 22, n. 12, p. 1328-1341, 2016.

VASCONCELLOS, Ruan Managna et al. Short-term dynamics in fish assemblage structure on a sheltered sandy beach in Guanabara Bay, Southeastern Brazil. **Marine Ecology**, v. 31, n. 3, p. 506-519, 2010.

VASCONCELLOS, Ruan Managna et al. Diel seasonality in fish biodiversity in a sandy beach in south-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 91, n. 6, p. 1337-1344, 2011.

VILLÉGER, Sébastien et al. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. **Ecological applications**, v. 20, n. 6, p. 1512-1522, 2010.

VILLÉGER, Sébastien et al. Functional ecology of fish: current approaches and future challenges. **Aquatic Sciences**, v. 79, n. 4, p. 783-801, 2017.

WHITFIELD, Alan K.; PATTRICK, Paula. Habitat type and nursery function for coastal marine fish species, with emphasis on the Eastern Cape region, South Africa. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 160, p. 49-59, 2015.

ZAR, J. H. (1999). *Biostatistical Analysis*, 4th edn. Englewood Cliffs, NJ: Prentice Hall. 663 pages.

Anexo 1 – Espécies que foram capturadas durante o estudo para os períodos da seca e da chuva e os locais, com o respectivo estágio de desenvolvimento e intervalo de tamanho em que foram capturados. FO% - Frequência de ocorrência, Biomassa% - Porcentagem de biomassa.

Espécie	Estágio	Classes de Tamanho	Chuva						Seca					
			TM			WD			TM			WD		
			FO%	Densidade	Biomassa%	FO%	Densidade	Biomassa%	FO%	Densidade	Biomassa%	FO%	Densidade	Biomassa %
ALBULIDAE														
<i>Albula vulpes</i>	Juvenil	27-170	33.33	0.06	2.20				27.78	0.05	2.41			
<i>Albula nemoptera</i>	Juvenil	133-145	11.11	0.01	0.65									
Larva leptocephala de <i>Albula</i> sp.	Larva		33.33	1.27	2.40	27.78	0.06	0.07	5.56	<0.01	<0.01			
PRISTIGASTERIDAE														
<i>Chirocentron bleekermanus</i>	Juvenil/Adulto	49-105	16.67	0.08	3.18	5.56	<0.01	0.04	5.56	<0.01	0.01	27.78	0.08	1.11
<i>Odontognathus mucronatus</i>	Juvenil/Adulto	47-124										33.33	0.08	1.19
<i>Pellona harroweri</i>	Juvenil	15-65	5.56	<0.01	<0.01	22.22	0.10	0.03	5.56	<0.01	0.03	16.67	0.03	0.19
Larva de <i>Pellona harroweri</i>	Larva											16.67	0.47	0.40
ENGRAULIDAE														
<i>Anchoa hepsetus</i>	Juvenil/ Adulto	42-95	27.78	0.08	1.12	11.11	0.04	0.12	44.44	0.10	2.39			
<i>Anchoa lyolepis</i>	Juvenil	31-74	5.56	0.33	0.91				5.56	<0.01	0.01	5.56	0.01	0.09
<i>Anchoa marinii</i>	Juvenil	34-70	61.11	0.48	3.75	66.67	0.67	4.23	44.44	0.36	6.21	11.11	0.03	0.44
<i>Anchoa spinifer</i>	Juvenil	72-77				5.56	<0.01	0.05				11.11	0.01	0.17
<i>Anchoa tricolor</i>	Juvenil	37-75	22.22	0.54	1.85	5.56	<0.01	0.03	5.56	0.02	0.44			
<i>Anchovia clupeioides</i>	Juvenil/ Adulto	130							5.56	<0.01	0.34			
<i>Anchoviella brevirostris</i>	Juvenil	40-51							16.67	0.02	0.12	11.11	0.03	0.10
<i>Lycengraulis grossidens</i>	Juvenil/Adulto	28-162	83.33	0.52	11.17	88.89	0.71	11.86	88.89	0.50	9.49	83.33	0.20	10.03
Larva de Engraulidae	Larva		44.44	0.06	0.04	44.44	0.14	0.04	61.11	0.13	0.28	38.89	0.07	0.13
CLUPEIDAE														
<i>Harengula clupeola</i>	Juvenil	20-82	11.11	0.25	0.67	5.56	<0.01	0.05						

<i>Ophistonema oglinum</i>	Juvenil	36-75	5.56	0.05	0.11	5.56	0.01	0.03	11.11	0.43	8.47				
<i>Rhinosardinia bahiensis</i>	Juvenil	68	5.56	<0.01	0.03										
Larva de Clupeidae	Larva					5.56	<0.01	<0.01							
ARIIDAE															
<i>Aspistor luniscutis</i>	Adulto	200-279	5.56	<0.01	2.92							5.56	0.01	2.18	
<i>Aspistor parkeri</i>	Adulto	242										5.56	<0.01	4.46	
<i>Bagre bagre</i>	Juvenil	126										5.56	<0.01	0.47	
<i>Bagre marinus</i>	Juvenil	91-94				11.11	0.02	0.51							
<i>Sciades herzbergii</i>	Juvenil	35-224	5.56	<0.01	1.28	11.11	0.01	0.02	16.67	0.01	0.70				
SYNODONTIDAE															
<i>Synodus foetens</i>	Juvenil	45-119	11.11	0.04	0.21				5.56	0.01	0.25				
ELEOTRIDAE															
<i>Dormitator maculatus</i>	Juvenil	43										5.56	<0.01	0.02	
GOBIIDAE															
Larva de Gobiidae	Larva								5.56	<0.01	<0.01				
MUGILIDAE															
<i>Mugil curema</i>	Juvenil/ Adulto	19-393	5.56	0.01	<0.01	16.67	0.02	0.02	16.67	0.01	13.10				
<i>Mugil liza</i>	Juvenil	22	5.56	<0.01	<0.01										
DACTYLOSCOPIIDAE															
<i>Dactyloscopus crossotus</i>	Juvenil	45							5.56	<0.01	0.01				
ATHERINOPSIDAE															
<i>Atherinella blackburni</i>	Juvenil/Adulto	33-104	22.22	0.06	0.52	44.44	0.05	0.62	22.22	0.06	0.45	16.67	0.04	0.67	
Larva de <i>Atherinella</i> sp.	Larva											5.56	<0.01	<0.01	
HEMIRAMPHIDAE															
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	Juvenil/Adulto	38-220	22.22	0.06	1.65	5.56	<0.01	0.12	44.44	0.06	4.16	5.56	0.01	1.10	
BELONIDAE															

<i>Strongylura marina</i>	Juvenil	54-127	11.11	0.01	0.02									
<i>Strongylura timucu</i>	Juvenil	171-187	5.56	0.01	0.20									
Larva de <i>Strongylura</i> sp.	Larva					5.56	<0.01	<0.01	5.56	<0.01	<0.01			
CARANGIDAE														
<i>Caranx hippos</i>	Juvenil	38-41							5.56	<0.01	0.02	5.56	0.01	0.05
<i>Caranx latus</i>	Juvenil	45-108	16.67	0.01	0.76				11.11	0.01	0.09			
<i>Caranx lugubris</i>	Juvenil	42-62	5.56	0.01	0.04							5.56	<0.01	0.10
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	Juvenil	15-46				11.11	0.01	0.04	5.56	<0.01	<0.01	5.56	0.01	<0.01
<i>Oligoplites saurus</i>	Juvenil	49-64	5.56	<0.01	0.02	5.56	<0.01	0.03						
<i>Selene vomer</i>	Juvenil	32-78				16.67	0.01	0.18				11.11	0.01	0.21
<i>Trachinotus carolinus</i>	Juvenil	22-97	55.56	0.18	2.52	22.22	0.02	0.56	5.56	<0.01	0.02			
<i>Trachinotus falcatus</i>	Juvenil	41-128	11.11	0.11	11.88	11.11	0.01	0.99						
<i>Trachinotus goodei</i>	Juvenil	18-171	38.89	0.06	1.17	38.89	0.09	5.60				38.89	0.13	14.15
SPHYRAENIDAE														
<i>Sphyraena barracuda</i>	Juvenil	54	5.56	<0.01	0.01									
PARALICHTHYDAE														
<i>Citharichthys arenaceus</i>	Adulto	112-144	5.56	<0.01	0.45							5.56	<0.01	0.31
<i>Citharichthys spilopterus</i>	Adulto	139-142	11.11	0.01	0.83									
<i>Etropus crossotus</i>	Juvenil/Adulto	66-129	11.11	0.01	0.40				22.22	0.01	1.04	5.56	<0.01	0.14
<i>Syacium micrurum</i>	Juvenil	90-143							11.11	<0.01	0.79			
BOTHIDAE														
<i>Bothus ocellatus</i>	Juvenil	60							5.56	<0.01	0.06			
ACHIRIDAE														
<i>Achirus declives</i>	Adulto	105	5.56	<0.01	0.34									
<i>Trinectes paulistanus</i>	Adulto	84-109							5.56	<0.01	0.27	5.56	<0.01	0.68
CYNOGLOSSIDAE														

<i>Symphurus plagusia</i>	Juvenil	39-59	16.67	0.01	0.02	11.11	0.01	0.03				5.56	<0.01	0.03
SYNGNATHIDAE														
<i>Cosmocampus elucens</i>	Juvenil	51-68	11.11	0.01	<0.01				5.56	<0.01	<0.01			
<i>Syngnathus pelagicus</i>	Juvenil/Adulto	63-92	11.11	<0.01	0.01				27.78	0.01	0.03			
DACTYLOPTERIDAE														
<i>Dactylopterus volitans</i>	Juvenil	61	5.56	<0.01	0.05									
TRICHIURIDAE														
<i>Trichurus lepturus</i>	Juvenil	391-412										11.11	0.01	3.28
SCARIDAE														
<i>Nicholsina usta</i>	Juvenil	20-71	16.67	0.03	0.18				27.78	0.02	0.11			
CENTROPOMIDAE														
<i>Centropomus parallelus</i>	Juvenil	257	5.56	<0.01	3.11									
GERREIDAE														
<i>Eucinostomus argenteus</i>	Juvenil	22-93	22.22	0.13	0.60				33.33	0.04	0.95			
<i>Ulaema lefroyi</i>	Juvenil	19-120	33.33	0.49	5.77				27.78	0.08	2.96			
Larva de Gerreidae	Larva		5.56	<0.01	<0.01	5.56	0.01	<0.01	5.56	0.01	<0.01			
MULLIDAE														
<i>Pseudupeneus maculatus</i>	Juvenil	44-80	11.11	0.01	0.14									
SERRANIDAE														
<i>Alphestes afer</i>	Juvenil	61							5.56	<0.01	0.08			
HAEMULIDAE														
<i>Anisotremus surinamensis</i>	Juvenil	35-47							16.67	0.01	0.09			
<i>Anisotremus virginicus</i>	Juvenil	141	5.56	<0.01	1.13									
<i>Conodon nobilis</i>	Juvenil	25-137	5.56	<0.01	0.02	38.89	0.04	1.16	27.78	0.05	0.75	16.67	0.03	2.17
<i>Genyatremus luteus</i>	Juvenil	97	5.56	<0.01	0.28									
<i>Haemulon aurolineatum</i>	Juvenil	29-112	33.33	0.20	3.05				16.67	0.31	6.93			

<i>Ophioscion punctatissimus</i>	Juvenil/ Adulto	42-146										50.00	0.14	7.57	
<i>Stellifer brasiliensis</i>	Juvenil/ Adulto	47-115				11.11	0.01	0.38				11.11	0.07	1.00	
<i>Stellifer microps</i>	Juvenil	47-89										22.22	0.03	0.58	
<i>Stellifer naso</i>	Juvenil/ Adulto	23-151	55.56	0.22	3.50	94.44	0.44	17.36	22.22	0.03	0.63	27.78	0.04	0.52	
<i>Stellifer rastrifer</i>	Juvenil/ Adulto	29-150				27.78	0.28	2.11	5.56	<0.01	0.18	44.44	0.34	7.34	
<i>Stellifer stellifer</i>	Juvenil/ Adulto	37-126				22.22	0.37	3.02				33.33	0.24	6.45	
<i>Umbrina coroides</i>	Juvenil	22-107	27.78	0.04	0.14				50.00	0.07	2.31	5.56	<0.01	0.01	
Larva de Scianidae			5.56	0.01	<0.01	11.11	0.01	<0.01							
SPARIDAE															
<i>Calamus penna</i>	Juvenil	98	5.56	<0.01	0.27										
TETRAODONTIDAE															
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	Juvenil	43-56	11.11	<0.01	0.11	5.56	<0.01	0.04	5.56	<0.01	0.05				
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	Juvenil/Adulto	23-103	27.78	0.05	2.47				5.56	<0.01	0.06				
<i>Sphoeroides testudineus</i>	Juvenil/Adulto	23-225	16.67	0.01	3.77	38.89	0.04	32.48	16.67	0.01	8.02	11.11	0.01	11.42	
<i>Sphoeroides tyleri</i>	Juvenil	24-60							44.44	0.02	0.47	16.67	0.01	0.04	
DIODONTIDAE															
<i>Chilomycterus antennatus</i>	Juvenil		5.56	<0.01	0.01	5.56	0.01	0.01							
<i>Cychlichthys antillarum</i>	Juvenil	18-38	5.56	<0.01	0.01				5.56	<0.01	0.02	5.56	<0.01	0.09	
<i>Cychlichthys spinosus</i>	Juvenil	18							5.56	<0.01	0.01				

Anexo 2 – Tabela dos índices funcionais, os traços utilizados para calcular os índices e a sua importância ecológica, respectivamente. AC - Altura do corpo; CP – comprimento padrão; LC – Largura do corpo; AB – Altura da boca; LB – Largura da boca; CI – Comprimento do intestino; MR – Média do tamanho dos rastros; DO – Diâmetro do olho; LNPT – Largura da nadadeira peitoral; CNPT – Comprimento da nadadeira peitoral; APC – Altura do pedúnculo caudal; LPC – Largura do pedúnculo caudal; CPC – Comprimento do pedúnculo caudal; AO – Altura do olho; AC – Altura do corpo

Índices	Traços	Importância ecológica	Referências
Índice de compressão (IC)	$(AC)^2 / (CP / LC)$	Indica a posição preferencial do peixe na coluna d'água	Pessanha et al., 2015
Área de abertura da boca (AAB)	$(AB \times LB) / (AC \times LC)$	Indica o tamanho relativo da presa capturada	Pessanha et al., 2015; Villéger et al., 2017
Tamanho relativo do intestino (TRI)	CI / CP	Indica a preferência trófica de acordo com o tempo de absorção de nutrientes	Villéger et al., 2017
Tamanho relativo dos rastros branquiais (TRR)	MR / CP	Indica a capacidade de retenção das presas. Maiores valores indicam peixes com hábito alimentar filtrador	Villéger et al., 2017
Tamanho relativo do olho (TRO)	DO / CP	Indica a capacidade de detectar potenciais presas	Villéger et al., 2017
Tamanho relativo da nadadeira peitoral (TRNP)	$(LNPT \times CNPT) / CP$	Indica a capacidade de alcançar maiores velocidades	Villéger et al., 2017
Índice de compressão do pedúnculo caudal (ICPC)	$(APC \times LPC) / (AC \times LC)$	Indica o comportamento de natação	Pessanha et al., 2015; Dolbeth et al., 2016
Comprimento relativo do pedúnculo caudal (CRPC)	CPC / CP	Indica o desempenho energético de natação	Pessanha et al., 2015

Posição relativa do olho (PRO)	AO / AC	Indica a posição em que o peixe se encontra na coluna d'água de acordo com sua preferência alimentar.	Dolbeth et al., 2016; Villéger et al., 2017
Altura relativa (AR)	AC / CP	Indica a capacidade de realizar migrações verticais	Pessanha et al., 2015
