



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE BIOCÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ZOOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL**

MARIA LAÍS MARTINS VIEIRA

**Diversidade funcional de comunidades associadas a pradarias de *Halodule wrightii*
(Ascherson, 1868) na costa do estado de Pernambuco**

**RECIFE
2019**

MARIA LAÍS MARTINS VIEIRA

**Diversidade funcional de comunidades associadas a pradarias de *Halodule wrightii*
(Ascherson,1868) na costa do estado de Pernambuco**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Biologia Animal.

Área de concentração: Biologia Animal

Orientador: Prof^o. Dr. José Roberto Botelho de Souza
Coorientador: Prof^o. Dr. João Lucas Leão Feitosa

RECIFE
2019

Catálogo na fonte
Elaine C Barroso (CRB4/1728)

Vieira, Maria Laís Martins

Diversidade funcional de comunidades associadas a pradarias de *Halodule wrightii* (Ascherson, 1868) na costa do Estado de Pernambuco / Maria Laís Martins Vieira- 2019.

91 folhas: il., fig., tab.

Orientador: José Roberto Botelho de Souza

Coorientador: João Lucas Leão Feitosa

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco.
Centro de Biociências. Programa de Pós-Graduação em Biologia
Animal. Recife, 2019.

Inclui referências e apêndices

1. Macrobenetos 2. Ictiofauna 3. Mudanças ambientais I. Souza, José Roberto Botelho de (orient.) II. Feitosa, João Lucas Leão (coorient.) III. Título

578.777

CDD (22.ed.)

UFPE/CB-2019-307

MARIA LAÍS MARTINS VIEIRA

**Diversidade funcional de comunidades associadas a pradarias de *Halodule wrightii*
(Ascherson,1868) na costa do estado de Pernambuco**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Biologia Animal.

Aprovada em: 28 / 05 / 2019 .

BANCA EXAMINADORA

Prof^o. Dr. José Roberto Botelho de Souza (Orientador)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof^o. Dr. André Morgado Esteves (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof^o. Dr. Gilberto Gonçalves Rodrigues (Examinador Externo)
Universidade Federal de Pernambuco

Profa. Dra. Adriane Pereira Wandeness (Examinador Externo)
Universidade Federal de Pernambuco

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus que esteve comigo em todos os momentos, que me deu força e sabedoria diante dos obstáculos e que foi responsável por todas as minhas conquistas. Tenho absoluta certeza que Ele nunca me abandonará!

Agradeço também aos meus Pais e a minha Irmã por serem minha base, minha fortaleza e porque sem a ajuda deles eu não teria conseguido chegar tão longe. Por terem me ensinado todos os valores que me tornaram a pessoa que eu sou hoje. Obrigado por todo amor e por estarem sempre ao meu lado.

Aos meus orientadores José Roberto e João Lucas pela confiança depositada, pelo espaço concedido e por terem aceitado enfrentar esse desafio comigo.

Aos meus mais fiéis amigos e parceiros João Vitor e Thaís Kananda por sempre estarem comigo nos bons e maus momentos, e por sempre me fortalecerem nos momentos de fragilidade.

Aos amigos que fiz ao longo do curso, especialmente ao Rafael Silva, Renata Lima e Rodrigo Guéron, por todas as conversas, palavras de incentivo e carinho. Esse caminho teria sido muito mais difícil se vocês não estivessem nele.

A minha amiga Roana não só pela ajuda essencial que me deu nessa reta final, mas também por todo carinho, incentivo e por nunca ter deixado de acreditar em mim.

A todos meus queridos amigos que fizeram parte do LABPIER: Ingrid, Cecília, Clariane e Thiago! Esse trabalho também não seria possível sem a colaboração de vocês!

Ao Professor André Esteves por todo carinho e por toda ajuda durante essa curta mais intensa caminhada. Seus conselhos foram essenciais!

A todos os professores que contribuíram com sugestões para esse trabalho: Paula Braga, Gilberto Rodrigues e Ralf Schwamborn.

A todos especialistas que contribuíram essencialmente com a identificação dos organismos coletados, sem eles a conclusão deste trabalho não seria possível: José Carlos

(moluscos), Jessor Fidelis (crustáceos), Eriberto de Assis (poliquetas), Adriane Wandeness (copepóda), Paula Braga e Rafael Brandão (cnidários), Alisson Santana (ofiúros) e Luciana Martins (holotúrios).

Ao OrganoMar pelo espaço e material concedido e pelo apoio nas análises de carbonato.

E por fim, não menos importante ao CNPq pela bolsa concedida e a CAPES.

RESUMO

A distribuição de prados marinhos vem diminuindo nas últimas décadas, tornando imprescindíveis informações sobre as comunidades desses ecossistemas. No entanto, ainda existe um conhecimento limitado sobre o funcionamento das comunidades associadas a estes prados em relação a mudanças nas condições ambientais. A maioria dos estudos de diversidade em ecossistemas de ervas marinhas não consideram as características funcionais das espécies, restringindo-se a mudanças apenas do ponto de vista da composição das espécies. Este estudo buscou contribuir para preencher essa lacuna analisando a ictiofauna e a macrofauna associada a prados de *Halodule wrightii* estruturalmente e funcionalmente, com o objetivo de analisar aspectos da diversidade, estabilidade, redundância e integridade ecológica. As coletas foram realizadas em três praias do litoral nordeste do Brasil, onde foram analisadas as comunidades macrobentônicas e da ictiofauna. As análises separadas de peixes e invertebrados bentônicos permitiram avaliar o modo como cada grupo responde a mudanças nos gradientes ambientais destas três praias. Os resultados demonstraram que os prados marinhos estudados apresentaram maior diversidade macrofaunística (maior riqueza e maior equitabilidade) em prados mais estruturalmente desenvolvidos. Já a ictiofauna mostrou um padrão oposto, menor diversidade nos prados de maior complexidade estrutural, sendo esse padrão observado resultado da forte influência da pesca local, reduzindo assim o papel de fatores ambientais na seleção das espécies como geralmente é relatado em outros trabalhos. Funcionalmente as duas comunidades também apresentaram respostas distintas sendo a macrofauna mais influenciada pela estrutura dos prados e a ictiofauna pela pressão pesqueira. A diversidade funcional mostrou ter uma forte correlação com a diversidade taxonômica. Estudos envolvendo diversidade funcional, podem levar a uma maior compreensão dos processos ecossistêmicos diante de perturbações, servindo assim de base para a implementação de medidas públicas de conservação e manejo destes ecossistemas.

Palavras-chave: Ervas marinhas. Ictiofauna. Macrobentos. Pesca. Mudanças Ambientais.

ABSTRACT

The range of seagrass distribution is decreasing in the recent decades, making information on communities of these ecosystems essential. However, there is still limited knowledge on the functioning of the communities associated with seagrass meadows in relation to changes in environmental conditions. Most diversity studies on these ecosystems do not consider species functional characteristics, restricting the community shifts to species composition perspective alone. This study aimed to contribute to fill this gap by analyzing fish populations and the macrofauna associated with meadows *Halodule wrightii* both structurally and functionally, in order to analyze aspects of diversity, stability, redundancy and ecological integrity. Samples were collected at three beaches of the northeast coast of Brazil, evaluating macrobenthic and fish communities. By separately analyzing fishes and benthos it was feasible to evaluate how each group responds to changes in environmental gradients. Our results showed that the seagrass meadows studied encompass greater macrobenthic invertebrates diversity (greater richness and evenness) in more structurally-developed meadows. Fish communities showed an opposite trend, where less diverse assemblages are found regardless of the structural complexity of the meadows, due to a strong influence of fishing. Thereby, a reduction on the contribution of environmental conditions to species selection is found, unlike usually reported elsewhere. Functionally, both invertebrate and fish communities also showed different responses, being the former more influenced also by the structural complexity of seagrass meadows, whereas fish populations are also shaped functionally by fishing. The functional diversity showed a strong correlation with the taxonomic diversity. Studies of functional diversity can lead to a greater understanding of ecosystem processes in the face of disturbances, thus providing the basis for the implementation of public measures for the conservation and management of these ecosystems.

Keywords: Seagrass. Ichthyofauna. Macrobenthic. Fishing. Environmental changes.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1- Mapa demonstrando os pontos de coleta do presente estudo. As coletas foram realizadas em três prados de fanerógamas do estado de Pernambuco.....23
- Figura 2- Figura esquemática exemplificando a medição dos caracteres morfoanatômicos, onde: comprimento padrão (**CP**), altura do corpo (**AC**), largura do corpo (**LC**), da cabeça (**CCa**), altura da cabeça (**ACa**), diâmetro do olho (**DO**), altura do olho (**AO**), altura da boca (**AB**), largura da boca (**LB**), posição da boca (**PB**), comprimento da nadadeira comprimento peitoral (**CNP**), altura da nadadeira peitoral (**ANP**), posição da nadadeira peitoral (**PNP**), altura do corpo no nível da nadadeira peitoral, (**ACNP**), altura mínima do pedúnculo caudal (**APC**), altura da nadadeira caudal (**ANC**).....27
- Figura 3- Parâmetros do sedimento. **A)** grau de seleção do sedimento; **B)** Assimetria e curtose. Suape = 2 a 4; Catuama = 5 a 7; Tamandaré = 8 a 10.....36
- Figura 4-Mediana da matéria orgânica (%) dos três prados de *Halodule wrightii*.....37
- Figura 5- Análise de componentes principais (ACP) das variáveis ambientais das praias estudadas. Onde: Catuama=**C**, Suape=**S**, Tamandaré=**T**; **A,B** e **C** = as estações de cada praia, assim: **CA** representa a estação **A** de Catuama e assim por diante.....38
- Figura 6- Correlação múltipla entre as variáveis ambientais utilizando o coeficiente de Pearson. Números vermelhos indicam correlação negativa e os azuis, positiva. O tamanho dos círculos e a intensidade da cor estão representa maior ou menor valor do coeficiente de correlação. Os asteriscos indicam diferenças significativas: *=0,05%; **=0,01%, e ***=0,001%.....39
- Figura 7- Perfis de diversidade da ictiofauna associada aos prados de fanerógamas marinhas de Suape, Catuama e Tamandaré.....41
- Figura 8- Representação da RDA formada pelas espécies, traços biológicos e distribuição da abundância entre os prados sobre diferentes níveis de pressão pesqueira. Onde: Aca

(*Acanthostracion polygonius*), Alp (*Alphestes afer*), Ari (*Arius* sp.), Ath(*Atherinella brasiliensis*), Cha (*Chaetodipterus faber*), (*Diodon holocanthus*), Euc (*Eucinostomus melanopterus*), Hae (*Haemulon parra*), Hyp (*Hyporhamphus unifasciatus*), Lar (*Larimus breviceps*), Lut (*Lutjanus analis*), Oli (*Oligoplites saurus*), Oph (*Ophioscion punctatissimus*), Pol (*Polydactylus oligodon*), Sel (*Selene vomer*), Spa (*Sparisoma radians*), Sphg (*Sphoeroides greeleyi*), Sphs (*Sphoeroides spengleri*), Traf (*Trachinotus falcatus*), Trag (*Trachinotus goodei*) e Tri (*Trichopsetta* sp.).....42

Figura 9- RDA demonstrando a relação do CWM, com os traços funcionais e as variáveis ambientais em relação aos prados sobre diferentes níveis de pressão pesqueira. Também são demonstrados em boxplots a distribuição dos valores de CWM de cada traço funcional mensurado, divididos por quartis. Os traços indicam a mediana e os pontos, outliers.....44

Figura 10- Número total de indivíduos (círculos) por estação de coleta dos táxons mais abundantes nos prados de *Halodule wrightii* (C = Catuama, S = Suape, T = Tamandaré).....51

Figura 11- Frequência de ocorrência das espécies registradas em 45 amostras provenientes dos três prados de *Halodule wrightii*.....52

Figura 12- Gráfico de dispersão entre a Frequência de Ocorrência e a Abundância total das espécies registradas em 45 amostras provenientes dos três prados de *Halodule wrightii*.....52

Figura 13- Valores médios (Desvio padrão) da Série de diversidade de Hill (0=Riqueza; 1= Entropia de Shannon; 2= 1/Simpson) da macrofauna dos prados de *Halodule wrightii*53

Figura 14- MDS da macrofauna bêntica dos prados de *Halodule wrightii* pela similaridade Bray Curtis, com dados de abundância transformados por raiz quarta e stress na representação de um espaço bidimensional, onde S= Suape, C= Catuama e T= Tamandaré.....54

Figura 15- Dendrograma da macrofauna bântica com réplicas das estações dos prados de <i>Halodule wrightii</i> . S= Suape, C= Catuama; T= Tamandaré, com os dados de abundância transformados por $(\log x+1)$	54
Figura 16- RDA dos dados de abundância e composição das espécies e dos dados ambientais.	56
Figura 17- Plot da RDA com dados do CWM da macrofauna e as variáveis ambientais.	59
Figura 18- Variabilidade espacial dos valores médios ponderados pela Comunidade (CWM).....	61

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1 - Índices de diversidade funcional e suas respectivas siglas, assim como as fórmulas utilizadas para cálculo e o indicativo ecológico que levou a escolha de cada índice e os autores.....28
- Tabela 2 - Traços biológicos, Categorias e suas respectivas Siglas utilizadas na Análise de Características Biológicas –ACB.....29
- Tabela 3- Variáveis ambientais. Onde: Mean= Diâmetro médio do grão (mm); Gravel = Porcentagem de cascalho; Sand= Porcentagem de areia; %MO= Porcentagem de matéria orgânica; % CaCO₃= Porcentagem de Carbonato de Cálcio; MedTal= Média do número de talos; MedFol= Média do número de folhas; CpMed= Comprimento médio dos talos; PTal= biomassa dos talos; P-Rai= biomassa das raízes; Tem= Temperatura (°C); mmHg= Milímetro de mercúrio ; O₂DIS= Oxigênio dissolvido;Sal= Salinidade; pH.....35
- Tabela 4- Anova da Análise de Redundância da estrutura da comunidade com os dados ambientais. Onde: GL= grau de liberdade; X²= Valor do teste Qui-Quadrado; F= Valor da Anova permutacional; p= valor de significância.....55
- Tabela 5 -Valores médios (desvio-padrão) dos parâmetros de diversidade funcional calculados do bentos para cada prado. Onde: RaoQ= entropia Quadrática de RAO; Fred=redundância funcional; FRic= Riqueza funcional; FEve= regularidade funcional; FDiv= divergência Funcional e FDis= dispersão funcional.Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos (p<0,05).....57
- Tabela 6- Resultado da Análise de Redundância BTA. Onde: GL= Distância de objetos para o centroide; X²= Valor do teste Qui-Quadrado; F= Valor da Anova permutacional; p= valor de significância.....58

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A1-A5	Amostras
AB	Altura da Boca
AC	Altura do Corpo
ACa	Altura da Cabeça
ACB	Análise de Características Biológicas
ACNP	Altura do Corpo no Nível da Nadadeira Peitoral
ACP	Análise de Componentes Principais
ANC	Altura da Nadadeira Caudal
ANP	Altura da Nadadeira Peitoral
AO	Altura do Olho
APC	Altura Mínima do Pedúnculo Caudal
BIOTIC	Biological Traits Information Catalogue
C	Catuama
CCa	Comprimento da Cabeça
CNP	Comprimento da Nadadeira Peitoral
CP	Comprimento Padrão
CWM	Traço médio ponderado pela comunidade
DF	Diversidade Funcional
DO	Diâmetro do Olho
FDis	Dispersão Funcional
FDiv	Divergência Funcional
FEve	Equitabilidade Funcional
FishBase	Base de dados online da ictiofauna
FRed	Redundância Funcional
FRic	Riqueza Funcional
LB	Largura da Boca
LC	Largura do Corpo
MAT	Maturidade
nMDS	Non-metric multidimensional scaling
PB	Posição da Boca
PERMANOVA	Análise de Variância Multivariada

PNP	Posição da Nadadeira Peitoral
Rao	Entropia quadrática de Rao
RDA	Análise de Redundância
S	Suape
STa	Estação A
STb	Estação B
STc	Estação C
T	Tamandaré
TRO	Tamanho Relativo do Olho
TRP	Nível Trófico
WORMS	World Register of Marine Species

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	16
1.1	ERVAS MARINHAS.....	16
1.2	DIVERSIDADE TAXONÔMICA.....	17
1.3	DIVERSIDADE FUNCIONAL.....	18
1.4	COMUNIDADES.....	18
1.5	ESTUDOS NO MUNDO.....	19
1.6	ESTUDOS NO BRASIL.....	20
1.7	OBJETIVOS.....	20
2	METODOLOGIA.....	22
2.1	ÁREAS DE ESTUDO.....	22
2.2	COLETAS.....	23
2.3	ANÁLISES DE SEDIMENTO.....	25
2.4	VEGETAÇÃO.....	25
2.5	SELEÇÃO E ANÁLISE DOS TRAÇOS FUNCIONAIS.....	26
2.5.1	Ictiofauna.....	26
2.5.2	Macrofauna.....	29
2.6	ANÁLISE DE DADOS.....	30
2.6.1	Ictiofauna.....	30
2.6.2	Macrofauna.....	31
3	RESULTADOS.....	34
3.1	DESCRIÇÃO DOS PRADOS.....	34
4	EFEITOS DA PRESSÃO PESQUEIRA SOBRE AS DIVERSIDADES ESPECÍFICA E FUNCIONAL DE ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE FANERÓGAMAS MARINHAS.....	40
4.1	OBJETIVO.....	40
4.2	RESULTADOS.....	40
4.3	DISCUSSÃO.....	45
4.4	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	49
5	ESTRUTURA E DIVERSIDADE FUNCIONAL DA MACROFAUNA ASSOCIADA À <i>HALODULE WRIGHTII</i> (ASCHERSON, 1868) EM TRÊS PRAIAS DO NORDESTE DO BRASIL.....	50
5.1	OBJETIVO.....	50
5.2	RESULTADOS.....	50

5.2.1	Macrofauna.....	50
5.2.2	Diversidade Funcional.....	56
5.2.3	Análise de Redundância (RDA).....	57
5.2.4	Traço Médio Ponderado pela Comunidade (CWM).....	60
5.3	DISCUSSÃO.....	67
5.3.1	Estrutura da Comunidade.....	67
5.3.2	Índices de Diversidade Funcional.....	68
5.3.3	CWM.....	69
5.3.4	Índices Taxonômicos versus Índices baseados em Características Funcionais.....	71
5.4	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	73
6	CONCLUSÃO.....	74
	REFERÊNCIAS.....	75
	APÊNDICE A- LISTA DE INDIVÍDUOS DA ICTIOFAUNA.....	86
	APÊNDICE B- LISTA DE INDIVÍDUOS DA MACROFAUNA.....	87

1 INTRODUÇÃO

1.1 ERVAS MARINHAS

As ervas marinhas são angiospermas (produzem flores, frutos e sementes) capazes de completar seu ciclo de vida totalmente submersas e que formam prados extensos, geralmente monoespecíficos, em águas costeiras em todos os continentes exceto na Antártida (NORDLUND *et al.*, 2016, THANGARADJOU; BHATT, 2017). Atualmente, são conhecidos 13 gêneros e 60 espécies, das quais quatro (*Halodule wrightii* Ascherson, 1868; *Ruppia maritima* Linnaeus, 1753; *Halophila decipiens* Ostenfeld, 1902 e *Halophila bailloni* Archerson, 1981) são encontradas no Brasil; sendo *H. wrightii* a espécie mais abundante na região nordeste do Brasil, ocorrendo em águas rasas com menos de 10 m de profundidade (BARROS *et al.*, 2013; PHILLIPS, 1992; SHORT *et al.*, 2001).

Os prados de ervas marinhas são largamente reconhecidos pelos seus serviços ecossistêmicos prestados, sendo a manutenção da biodiversidade marinha um dos mais importantes, contribuindo como áreas de alimentação, reprodução, abrigo, proteção e berçário para as mais diversas espécies como peixes, invertebrados, tartarugas, peixe-boi e aves (BARROS *et al.*, 2013; BOS *et al.*, 2007; DUFFY, 2006). Muitos destes serviços são derivados, em parte, das funções desempenhadas pelas espécies associadas, uma vez que estes são influenciados pelas propriedades das plantas e do sedimento. Sendo assim, a degradação e/ou perda desses habitats podem ter consequências importantes para as comunidades associadas e conseqüentemente as funções exercidas pelas mesmas (FORTES, 2018; NORDLUND *et al.*, 2016; WONG; DOWD, 2015).

Além de abrigar uma alta diversidade nos ambientes onde ocorrem, são denominadas espécies sentinelas, pois indicam a saúde do ecossistema. Também exercem o papel de engenheiras ecossistêmicas modificando a hidrodinâmica local, com influência nas características do sedimento e propiciando maior heterogeneidade ambiental e maior produtividade (BARROS *et al.*, 2013; BOS *et al.*, 2007; DUFFY, 2006). No entanto, apesar de sua grande importância ecológica, são poucos os esforços na conservação das ervas marinhas, tornando-se cada vez mais ameaçadas e degradadas, principalmente pela eutrofização, poluição, sobrepesca, aquicultura e urbanização das zonas costeiras (COPERTINO *et al.*, 2016; DIAS *et al.*, 2009; DUFFY, 2006;

FORTES, 2018; MARTINEZ *et al.*, 2007; ORTH *et al.*, 2006; THANGARADJOU; BHATT, 2017). Tais mudanças têm resultado na perda global da cobertura dos prados despertando assim o interesse em desvendar o potencial para tais mudanças (FORTES, 2018; NORDLUND *et al.*, 2016; WONG; DOWD, 2015).

1.2 DIVERSIDADE TAXONÔMICA

Diante das inúmeras ameaças e da importância dos prados de ervas marinhas, tem se intensificado a demanda por estratégias de manejo e conservação ambiental, mas a efetividade dessas estratégias depende de uma correta avaliação da integridade e qualidade ambiental. Estudos sobre a diversidade taxonômica são majoritariamente utilizados para fornecer informações acerca das alterações nesse habitat. No entanto, esta abordagem que leva em consideração a quantificação da riqueza de espécies e distribuição das abundâncias das mesmas em uma comunidade, ignora totalmente as características funcionais definidas como as características biológicas das espécies que podem influenciar direta ou indiretamente as propriedades e processos dos ecossistemas, sendo um elo importante entre a diversidade taxonômica e o funcionamento dos ecossistemas (propriedades, bens e serviços inerentes aos ecossistemas) (DOLÉDEC; STATZNER, 2010; GUSMÃO *et al.*, 2016; PACHECO *et al.*, 2011; VAN DER LINDEN *et al.*, 2017; VERÍSSIMO *et al.*, 2012; VILLÉGER *et al.*, 2010; WONG; DOWD, 2015).

O conhecimento da diversidade taxonômica das comunidades, assim como da diversidade funcional são essenciais para entender mudanças e impactos sofridos por estes ambientes e como isso afeta a prestação de serviços ecossistêmicos para medidas de conservação (WONG; DOWD, 2015). No entanto, ainda há muitas lacunas na compreensão acerca da diversidade funcional de comunidades associadas a prados de ervas marinhas. Estabelecer o vínculo entre diversidade taxonômica e funcional é um elemento-chave para previsões acerca das mudanças na composição da comunidade ou a perda da integridade do ecossistema, ou seja, do seu funcionamento (WONG; DOWD, 2015).

1.3 DIVERSIDADE FUNCIONAL

Segundo Mason *et al.* (2005) diversidade funcional pode ser definida como a distribuição e abundância das espécies no espaço do nicho funcional, incluindo medidas como a riqueza, regularidade e divergência funcional das comunidades. Além destes, os parâmetros de dispersão funcional (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010) e redundância funcional (DIMITRIADIS *et al.*, 2012) vêm sendo utilizados com intuito de complementar esta definição. Surgiu nos últimos anos como uma importante análise para prever o funcionamento do ecossistema, descreve as propriedades importantes da comunidade e ecossistema, visto que mede o papel dos organismos nas mesmas (DOLBETH *et al.*, 2013, PAGANELLI *et al.*, 2012; GUSMÃO *et al.*, 2016).

Para caracterizar a diversidade funcional, diversas técnicas vêm sendo utilizadas. Entre elas, a análise de características ecomorfológicas vem sendo utilizada há alguns anos para descrever algumas das principais funções da ictiofauna (VILLÉGER *et al.*, 2010). Outra técnica utilizada é a Análise de Características Biológicas (ACB), inicialmente desenvolvida para o biomonitoramento de água doce, leva em consideração uma série de características biológicas (morfológica e história de vida) expressas por cada espécie em uma comunidade como indicadores de aspectos funcionais do ecossistema. O uso de múltiplas características dos organismos fornece uma avaliação indireta da integridade funcional dos ecossistemas, pois permitem prever respostas ecológicas das comunidades às condições ambientais (FEIO; DOLÉDEC, 2012).

1.4 COMUNIDADES

A adequada caracterização funcional de uma comunidade, portanto, depende da escolha de um bom descritor biótico, que tenha o potencial de descrever os processos atuantes no ecossistema em questão. Em ambientes marinhos, a ictiofauna e o macrobentos são os dois principais descritores utilizados em análises funcionais (BEAUCHARD *et al.*, 2017). Peixes são descritores eficientes devido à sua grande diversidade morfológica, longevidade relativamente alta e variadas estratégias de vida, sendo bons indicadores da história da perturbação local (COLIN *et al.*, 2018; VILLÉGER *et al.*, 2010). Costumam desempenhar um papel importante no fluxo de nutrientes, tanto ao nível trófico como através do espaço com migrações (VILLÉGER *et*

al., 2010). Muitas dessas espécies são de interesse econômico e ecológico como as agulhinhas *Hyporhamphus unifasciatus* (Ranzani, 1841) da família Hemiramphidae, anchovas da família Engraulidae, os pampos *Trachinotus falcatus* (Linnaeus, 1758) da família Carangidae, ao carapebas da família Gerreidae, os vermelhos da família Lutjanidae e as xiras, gênero *Haemulon*, família Haemulidae (PEREIRA *et al.*, 2010; VIANA, 2005). Já os organismos do macrobentos são indicadores eficientes devido a algumas características como: viver na interface sedimento-água, ciclo de vida relativamente longo e hábito de vida sedentário (PENG *et al.*, 2013).

1.5 ESTUDOS NO MUNDO

Vários trabalhos têm evidenciado a necessidade de uma abordagem funcional das comunidades associadas para detectar mudanças nos processos ecossistêmicos e para diagnosticar o grau de estabilidade do ecossistema. Por exemplo, Villéger *et al.*, (2010) avaliaram como a diversidade e especialização funcional e como estas são afetadas pelos fatores abióticos, e quais mudanças na biodiversidade estão mais relacionadas às modificações ambientais utilizando assembleias de peixes e observaram que em três das quatro maiores zonas estudadas não foram verificadas fortes alterações funcionais, porém, em um dos pontos ocorreu um aumento na riqueza da ictiofauna e diminuição significativa da divergência e especialização funcional e as espécies que reduziram tinham características funcionais ligadas a pradarias marinhas que reduziram por conta da eutrofização. Wong & Dowd (2015) avaliaram padrões de diversidade taxonômica e funcional de invertebrados macrobênticos e verificaram que para ecossistemas de ervas marinhas, a perda de espécies para o funcionamento do ecossistema pode não ser prevista a partir unicamente de dados da diversidade taxonômica, sendo assim necessária uma abordagem funcional. Boström *et al.* (2006), por sua vez, investigaram quais variáveis ambientais explicam a diversidade estrutural e funcional da macrofauna e concluíram que para a diversidade estrutural as variáveis de granulometria do sedimento (cascalho fino) e sedimento orgânico foram mais explicativas enquanto que para a diversidade funcional a densidade da parte aérea da vegetação foi mais importante sugerindo assim iniciativas de gestão e conservação dos prados.

1.6 ESTUDOS NO BRASIL

No Brasil até o momento, não há nenhum estudo realizado sobre diversidade funcional de comunidades associadas a prados de ervas marinhas. Assim, este estudo é o primeiro a usar simultaneamente as duas abordagens, taxonômica e funcional, na análise da estrutura das comunidades da macro e ictiofauna em prados de ervas marinhas. O objetivo principal deste trabalho foi avaliar os padrões estruturais da ictiofauna e da macrofauna por meio de uma análise da composição taxonômica e funcional em relação aos fatores ambientais (e.g sedimento, talos e folhas) e a um gradiente pesqueiro em três prados do estado de Pernambuco (Catuama, Tamandaré e Suape), nordeste do Brasil. Buscando contribuir através do conhecimento a respeito do funcionamento desses ecossistemas para futuras iniciativas de gestão, conservação e manejo desses habitats.

1.7 OBJETIVOS

No primeiro capítulo nós buscamos elucidar como as artes de pesca mais comuns em prados de ervas marinhas - o arrasto de praia e a rede de cerco - pode influenciar a comunidade de peixes associada. A pesca desordenada sem dúvida é o principal impacto sobre a ictiofauna em todos os ecossistemas. Por anos a atividade pesqueira cresceu de forma exacerbada, porém nas últimas décadas esse crescimento desacelerou principalmente pelo esgotamento dos recursos pesqueiros (PAULY; ZELLER, 2015). Além da diminuição das populações, a pesca, ocasiona outras mudanças que são observadas tanto sobre os aspectos biológicos das espécies quanto em seus ecossistemas, incluindo relações ecológicas e transferências de energia na cadeia trófica, ocasionando um efeito denominado de cascata trófica, tal efeito é capaz de causar um desequilíbrio nas relações de predação e controle populacional (CHAVES; FEITOSA, 2018; MOKSNES *et al.*, 2008). Para tal, foram traçadas duas hipóteses: (1) O aumento da pressão pesqueira influencia negativamente a diversidade específica, alterando a distribuição das abundâncias entre as espécies dominantes, comuns e raras; (2) A maior incidência de pesca ocasiona numa redução das funções exercidas pelos peixes em ambientes de fanerógamas marinhas, filtrando inicialmente espécies com características funcionais mais distintas. Para averiguar estas hipóteses, foram

amostradas comunidades associadas a três prados em um gradiente de intensidade da pesca por arrasto de praia.

No segundo capítulo, o objetivo foi estudar a estrutura da comunidade macrobêntica associada a prados de *H. wrightii* ao longo de um gradiente de perturbação antrópica. Para tanto, foram caracterizadas as três pradarias em relação às características do sedimento e das plantas; a estrutura das comunidades por meio da análise taxonômica (composição e abundância dos organismos) e funcional (traços funcionais), assim como a influência dos fatores ambientais na estrutura das comunidades. Assim, ao final deste capítulo nós buscamos discutir sobre a variação da biodiversidade e estabilidade das comunidades, ao longo do gradiente, assim como a estrutura de serviços realizados pelas associações de organismos ao longo do gradiente estudado.

2 METODOLOGIA

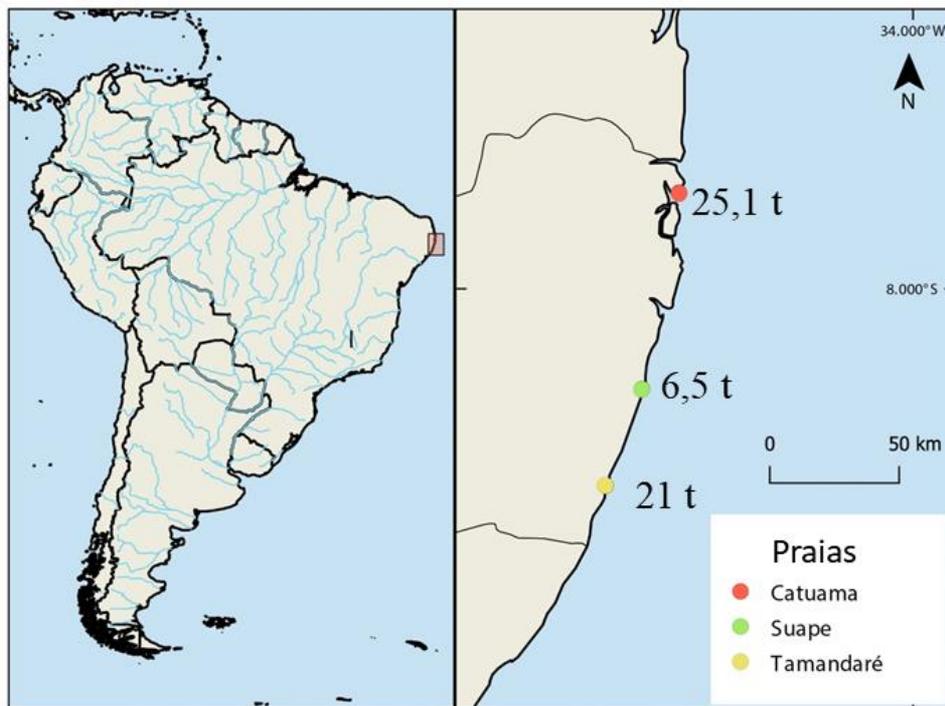
2.1 ÁREAS DE ESTUDO

As coletas foram realizadas em prados de fanerógamas de três praias do Estado de Pernambuco (Figura 1). A praia de Catuama ($7^{\circ}37'40,7''S$; $34^{\circ}48'19,9''W$), localizada no litoral Norte do estado, Suape ($8^{\circ}21'39,9''S$; $34^{\circ}57'20,7''W$) e Carneiros (Tamandaré) ($8^{\circ}44'54''S$ e $35^{\circ}6'14''W$) ambas localizadas no litoral Sul. O clima regional é tropical do tipo Am' com transição para As' no sistema de Köppen e precipitação com balanço anual positivo. A temperatura do ar apresenta máxima absoluta de $34^{\circ}C$ e mínima absoluta de $20^{\circ}C$, com uma compensação média de $27^{\circ}C$.

A escolha dos pontos de amostragem se baseou na ocorrência dos prados de ervas marinhas mais desenvolvidos do estado (tamanho da mancha e densidade dos hastes), uma vez que tipicamente uma maior diversidade é esperada em sedimentos vegetados do que em nus, além destes apresentarem graus de uso antrópico distintos, dentre estes, a pesca é um dos principais, esse impacto em prados de ervas marinhas se dá, em sua maioria, através de duas artes: (1) o arrasto de praia, que consiste em uma rede com 150 a 200 metros de comprimento por 3 metros de altura, confeccionada com nylon, tracionada em um lado de forma manual e na outra extremidade por uma embarcação que se desloca lançando-a até formar um semicírculo, que após fechado é retirado em direção à praia e; (2) a rede de cerco, que se utiliza com intuito de cercar cardumes, geralmente tracionadas por uma embarcação que forma um círculo em volta do cardume, que uma vez cercado, é capturado através do fechamento da parte inferior da rede, formando um saco. Estes aparelhos de pesca são usados principalmente na captura de peixes da família Scianidae (as pescadas e corvinas), Mugilidae (tainhas e saúnas), Carangidae (xaréus), Hemiramphidae (agulhinhas) e Ariidae (bagres) (IBAMA 2007). Nestes municípios, segundo o último censo da atividade pesqueira no estado (IBAMA 2007), a intensidade do uso dos recursos pesqueiros utilizando estas artes varia bastante: Goiana, o município de segunda maior produção pesqueira de Pernambuco e que abarca a praia de Catuama, produziu 25,1 t de pescado usando o arrasto de praia e a rede de cerco. Por sua vez, o município de Tamandaré totalizou 21 t, enquanto o Cabo de Santo Agostinho, região onde se localiza a praia de Suape, capturou apenas 6,5 t de peixes utilizando estes aparelhos de pesca. Devido à defasagem dos

últimos censos de pesca até os dias atuais, acredita-se que a exploração destes pescados venha se intensificando, mas que a proporção do seu uso tenha se mantido desde então. Portanto, levou-se em conta este gradiente de exploração no desenho amostral no capítulo I, sendo a praia de Catuama classificada como de uso intenso, Tamandaré de uso intermediário e a praia de Suape de uso baixo (Figura 1).

Figura 1- Mapa demonstrando os pontos de coleta. As coletas foram realizadas em três prados de ervas marinhas do estado de Pernambuco.



Fonte: Maria Laís Martins Vieira (2019).

2.2 COLETAS

As coletas foram realizadas no período chuvoso entre os meses de julho e agosto de 2017, durante as marés baixas. Em cada praia (Catuama, Suape e Tamandaré) foram amostradas três estações (A, B e C) sendo a distância entre cada uma dessas estações de aproximadamente 200 metros. Em cada uma das estações foram coletadas três amostras da ictiofauna e cinco amostras aleatórias da macrofauna. As amostras foram coletadas em dias distintos para cada fauna. Os parâmetros abióticos (temperatura, condutividade, pH, porcentagem de oxigênio dissolvido e oxigênio dissolvido) foram registrados com

uma sonda tipo CTD da marca JFE Advantech, modelo Rinko Profiler, no momento de cada amostragem.

Para a análise granulométrica, teor de matéria orgânica e carbonato de cálcio foram coletados uma amostra de sedimento de cada estação usando um testemunho cilíndrico de 5 cm de diâmetro e 10 cm de profundidade.

Os peixes foram coletados utilizando uma rede de arrasto de fundo operada manualmente. A rede utilizada possuía no centro um funil com abertura de 1,0 x 1,50 m (altura x comprimento), toda confeccionada com uma malha de 5 mm entrenós. Em cada estação foram feitos três arrastos de velocidade constante, com duração de três minutos, orientados paralelamente a linha de costa. Os animais coletados foram acondicionados em sacos plásticos furados, com etiquetas e armazenados em bombonas com álcool etílico a 70%. Em laboratório os organismos foram identificados para posterior análise.

As amostras da macrofauna foram coletadas utilizando tubos de 1 metro de comprimento e 10 centímetros de diâmetro contendo uma tela de 300 micras na extremidade superior. Após a retirada da amostra (15 cm x 10 cm), ela foi colocada em sacos e devidamente etiquetada, com a vegetação (ervas marinhas e algas) acondicionada em separado do sedimento. O material coletado foi fixado em formol 4% no laboratório, posteriormente lavados utilizando peneiras de 500 micra. Em seguida, o material foi preservado em potes devidamente etiquetados contendo álcool etílico a 70%. Tanto as amostras de ervas marinhas como do sedimento foram triadas e o bentos identificado ao menor nível taxonômico possível utilizando lupa, microscópio óptico e literatura especializada, além disso, foi quantificado o número de indivíduos por espécie, estação e réplica. Após a identificação, os organismos foram acondicionados em recipientes separados, devidamente etiquetados, contendo álcool etílico a 70%. Posteriormente serão tombados na coleção de referência do Laboratório de Comunidades Marinhas da UFPE.

2.3 ANÁLISES DE SEDIMENTO

Para análise granulométrica dos sedimentos coletados, o material foi levado à estufa a uma temperatura de 80°C num período de 48 horas. Posteriormente pesados para obter o peso inicial da amostra, de aproximadamente 100g. Em seguida, o sedimento foi lavado em peneiras de malha 2 mm e 64µm, para retirar o sal e finos e levado a estufa novamente. Por fim, o material seco foi peneirado em uma série de peneiras de 0 a 4 Phi, colocado em um agitador 'rot-up' por 10 minutos, para classificar o material arenoso ($\geq 0,062$ mm) (SUGUIO, 1973). Foram utilizados os parâmetros granulométricos de Folk & Ward (1957) para a análise de sedimentos. O teor de matéria orgânica expresso em porcentagem, e determinado através da diferença de peso seco antes e depois da calcinação, dividido pelo peso da amostra inicial, vezes 100. Para isso, foram utilizadas alíquotas de aproximadamente 4 g de sedimento de cada amostra, previamente liofilizadas e levadas à mufla aquecida a 450 °C, por 6 horas. O teor de carbonato foi calculado através da diferença de peso antes e depois da descarbonatação. Para isso, foi utilizado aproximadamente 1g de amostra de sedimento seco, colocado em tubos de centrífuga e pesado em balança analítica. Cerca de 10 mL de ácido clorídrico (1M) foi adicionado aos tubos contendo o sedimento, com a finalidade de remover todo o carbono inorgânico das amostras (presente na forma de carbonato de cálcio). Os tubos foram agitados periodicamente ao longo de 24 horas. Depois, as amostras foram centrifugadas a 3000 rpm por 5 minutos para decantação do sedimento e subsequente remoção do sobrenadante. Após a retirada do sobrenadante, as amostras descarbonatadas foram lavadas duas vezes com água destilada para remoção de resíduos de ácido. Após lavagem, as alíquotas foram secas em estufa a 60 °C até atingir o peso constante.

2.4 VEGETAÇÃO

As ervas marinhas foram separadas em parte aérea e inferior e levadas para a estufa a 80 °C por 48 horas e tiveram seu peso seco estimado para análise de biomassa utilizando uma balança digital de 4 casas decimais de precisão, além disso, foram medidos o comprimento médio das folhas e a densidade das ervas marinhas, além do número de talos. A biomassa da *Halimeda* sp. também foi determinada pelo peso seco

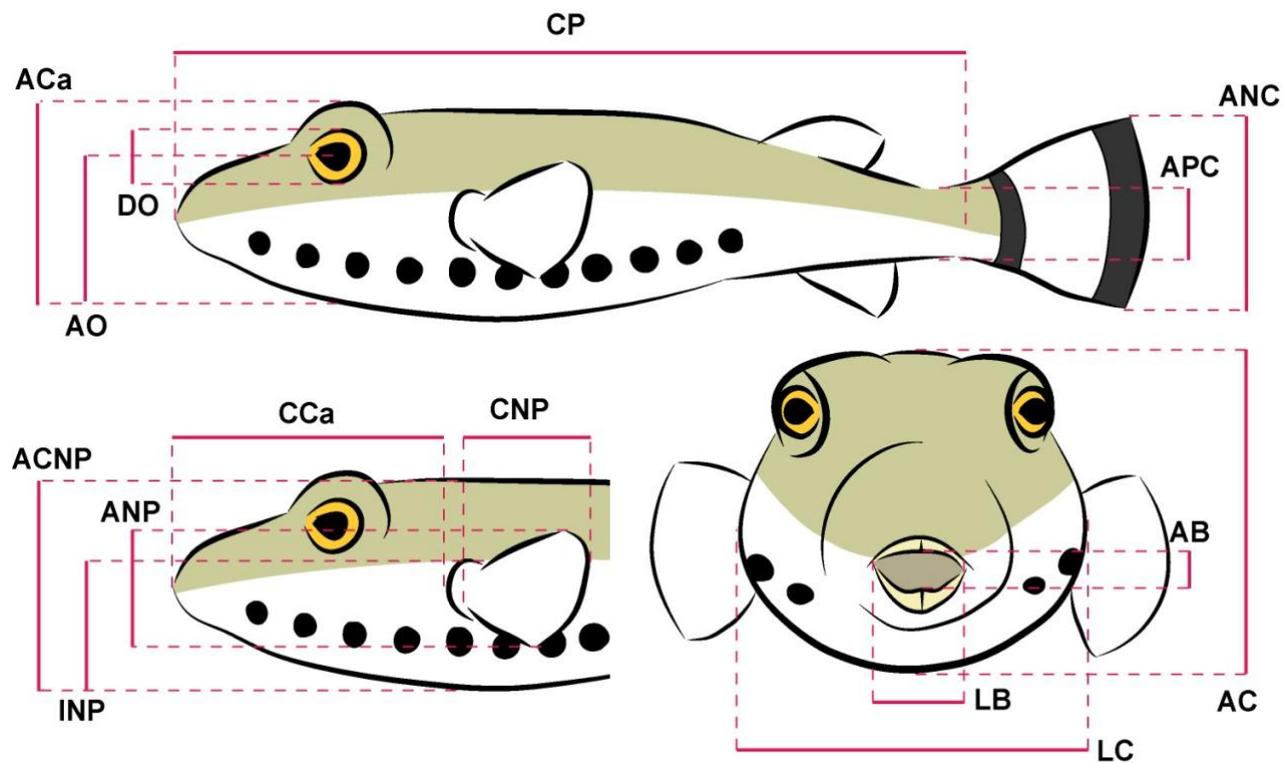
da amostra após o período de 48 horas na estufa à 80 °C utilizando uma balança digital de 4 casas decimais de precisão.

2.5 SELEÇÃO E ANÁLISE DOS TRAÇOS FUNCIONAIS

2.5.1 Ictiofauna

Como mencionado por Villéger *et al.*, (2010), traços ecomorfológicos vêm sendo utilizados há décadas e recentemente essas características estão sendo assimiladas às características funcionais, pois descrevem como algumas das principais funções são desempenhadas pela ictiofauna. As características escolhidas pra caracterizar principalmente duas funções: a aquisição de alimento e a locomoção. Essas são duas funções complexas e sendo assim, foram descritas utilizando a combinação de 16 medidas morfoanatômicas (Figura 2). As características foram medidas utilizando paquímetro digital com 0,1 mm de precisão. Em alguns indivíduos, devido a danos nos espécimes coletados não foi possível a aferição de todas medidas, sendo excluídos de análises funcionais. Com as medidas feitas, 11 índices ecomorfológicos foram calculados como mostrado na Tabela 1. Além dos traços ecomorfológicos, foram acrescentados dois traços funcionais da ictiofauna (nível trófico e maturidade sexual), obtidos com valores de referência com base em informações disponíveis no FishBase (FROESE; PAULY 2019). O nível trófico consistiu do valor médio calculado com base na dieta de indivíduos da espécie (*sensu* PAULY; PALOMARES 2005) e a maturidade sexual com base no tamanho dos indivíduos em comparação ao tamanho de maturação sexual (sendo computado 0 para indivíduos imaturos e 1 para indivíduos com tamanhos maiores que o de maturação sexual reportado para a espécie). No caso de espécies que ainda não possuíram estes dados disponíveis na plataforma, foram aplicados dados referentes aos congêneres mais próximos filogeneticamente.

Figura 2- Figura esquemática exemplificando a medição dos caracteres morfoanatômicos, onde: comprimento padrão (CP), altura do corpo (AC), largura do corpo (LC), comprimento da cabeça (CCa), altura da cabeça (ACa), diâmetro do olho (DO), altura do olho (AO), altura da boca (AB), largura da boca (LB), posição da boca (PB), comprimento da nadadeira peitoral (CNP), altura da nadadeira peitoral (ANP), posição da nadadeira peitoral (PNP), altura do corpo no nível da nadadeira peitoral (ACNP), altura mínima do pedúnculo caudal (APC), altura da nadadeira caudal (ANC).



Fonte: Maria Laís Martins Vieira (2019).

Tabela 1– Índices de diversidade funcional e suas respectivas siglas, assim como as fórmulas utilizadas para cálculo e o indicativo ecológico que levou a escolha de cada índice e os autores.

ÍNDICE	SIGLAS	FÓRMULA	INDICATIVO ECOLÓGICO	AUTOR
Superfície da abertura da boca	<u>SAB</u>	$\frac{LB \times AB}{LC \times AC}$	Natureza e tamanho do alimento	VILLÉGER <i>et al.</i> , 2010, adaptado de KARPOUZI; STERGIOU, 2003
Formato da abertura da boca	<u>FAB</u>	$\frac{AB}{LB}$	Método de captura do alimento	KARPOUZI; STERGIOU, 2003
Posição da boca	<u>PdB</u>	$\frac{PB}{Aca}$	Método de alimentação na coluna d'água	VILLÉGER <i>et al.</i> , 2010, adaptado de SIBBING; NAGELKERKE, 2001
Comprimento relativo da cabeça	<u>CRC</u>	$\frac{CCa}{CP}$	Tamanho do alimento	GATZ, 1979
Tamanho relativo do olho	<u>TRO</u>	$\frac{DO}{Aca}$	Detecção de presa	VILLÉGER <i>et al.</i> , 2010, adaptado de BOYLE; HORN, 2006
Posição relativa do olho	<u>PRO</u>	$\frac{AO}{Aca}$	Posição vertical na coluna d'água	GATZ, 1979
Altura relativa do corpo	<u>ARC</u>	$\frac{AC}{CP}$	Manobralidade vertical	GATZ, 1979
Formato do corpo	<u>FdC</u>	$\frac{AC}{LC}$	Posição vertical na coluna d'água e hidrodinamismo	SIBBING; NAGELKERKE, 2001
Posição da nadadeira peitoral	<u>PNP</u>	$\frac{INP}{ACNP}$	Uso da nadadeira peitoral para manobralidade	DUMAY <i>et al.</i> 2004
Formato da nadadeira peitoral	<u>FNP</u>	$\frac{CNP}{LNP}$	Habilidade natatória	GATZ, 1979
Compressão do pedúnculo caudal	<u>CPC</u>	$\frac{APC}{ANC}$	Propulsão caudal e eficiência na natação pela redução do atrito	WEBB, 1984
Maturidade	<u>MAT</u>	<u>FishBase</u>	Indivíduos maiores (1) ou menores (0) que	FROESE; PAULY, 2019

Nível Trófico	<u>TRP</u>	<u>FishBase</u>	o tamanho de maturação da espécie Nível trófico médio calculado com base na dieta de indivíduos da espécie	PAULY; PALOMARES, 2005
---------------	------------	-----------------	--	---------------------------

Fonte: Maria Laís Martins Vieira (2019).

2.5.2 Macrofauna

As características da macrofauna listadas na tabela 2 foram obtidas a partir de bases de dados estabelecidas, incluindo o BIOTIC-Biological Traits Information Catalogue (www.marlin.ac.uk/biotic), WORMS-World Register of Marine Species (www.marinespecies.org), Polytraits- A database on biological traits of polychaetes (www.polytraits.lifewatchgreece.eu/terms) (FAULWETTERS *et al.*, 2014) e complementado com dados de trabalhos publicados, enfatizando que estes traços funcionais são os mais utilizados em ecossistemas bênticos (*e.g.* DIMITRIADIS; KOUTSOUBAS, 2011; BREMNER *et al.*, 2003; FAULWETTER *et al.*, 2014; GUSMÃO *et al.*, 2016; KOKAREV *et al.*, 2017; QUEIRÓS *et al.*, 2013; VAN DER LINDEN *et al.*, 2012, 2016, 2017). Nos casos em que as informações não estavam disponíveis as espécies foram retiradas da análise ou as informações foram obtidas a partir de níveis taxonômicos maiores (*e.g.* mesmo gênero), sendo este um fator limitante desta análise.

Tabela 2- Traços biológicos, Categorias e suas respectivas Siglas utilizadas na Análise de Características Biológicas –ACB

TRAÇOS	CATEGORIAS	SIGLAS	JUSTIFICATIVA
Mobilidade	Móvel Semi-Móvel Semi-Sessil (Tubo) Sessil	Mob Sem_Mob Sem_Ses Ses	Está relacionada diretamente ao potencial das espécies em movimentar as partículas de sedimento ⁴
Alimentação	Depositívoro/Detrítívoro Suspensívoro/Filtrador Necrófago/Oportunista	Dep_Det Sus_Fil Nec_Opo	Fornecer informações a respeito do

	Herbivoro Predador/Carnivoro	Herb Pred_Car	hidrodinamismo do ecossistema e sobre a disponibilidade de recursos ^{1,5,7}
Modificadores de Habitat	Construtores de tubo Escavadores Outros(vida livre na matriz do sedimento/superficial)	Con_Tub Esc Out	Está diretamente relacionado ao traço de bioturbação, sendo assim, também está ligado aos processos ecossistêmicos ⁶
Bioturbação	Epifauna Superficial Transportadores Biodifusores de Galeria Regeneradores	Epi Sup Tra Bio_Gal Reg	Possui potencial de afetar os processos ecossistêmicos, mobilizar as partículas do sedimento ⁶
Tamanho máximo do corpo	<1cm 1-3cm 3-5cm >5cm	<1 1-3 3-5 >5	Podem evidenciar situações de instabilidade, além disso fornece um elo com o consumo de recursos disponíveis no ecossistema ^{2,5}
Tempo de vida	Curto (<1) Médio (1-3) Longo (3-10) Muito longo (>10)	Cur Med Long Mut_long	Fornecer informações sobre perturbações no ecossistema ³
Desenvolvimento larval	Planctotrófico Lecitotrófico Direto	Planc Lec Dir	Esta relacionado ao potencial dispersivo das espécies e sobre o risco de extinção ³

¹DOLBETH *et al.*, 2009; ²MOUILLOT *et al.*, 2006; ³PAGANELLI *et al.*, 2012;⁴PEARSON,2001;
⁵PEARSON; ROSEMBERG 1978; ⁶QUEIRÓS *et al.*, 2013; ⁷ROSEMBERG,1995

Fonte: Maria Laís Martins Vieira (2019).

2.6 ANÁLISE DE DADOS

2.6.1 Ictiofauna

Para analisar os padrões de diversidade da ictiofauna foram utilizadas medidas de diversidade verdadeira, considerando o número efetivo de espécies igual ao número de Hill (HILL, 1973). Nesta abordagem, a diversidade pode ser quantificada como espécies igualmente abundantes com base no aumento do peso da abundância pela ordem da diversidade q. Assim, em casos que o q é zero, as abundâncias das espécies

são desconsideradas, sendo favorecidas espécies raras; o 1 equivale à entropia de Shannon e pode ser considerado como o número efetivo de espécies comuns em uma comunidade, por fim, em 2 as espécies dominantes são favorecidas, à medida que o peso desproporcional é dado à abundância (JOST, 2007). As diversidades foram calculadas utilizando o pacote *entropart* (MARCON; HÉRAULT, 2015) em R 3.5.0. A relação entre a abundância e distribuição das espécies e traços funcionais nas três praias foi analisada utilizando uma análise de redundância (RDA). Foram calculados os valores de CWM (Community-Weighted Mean) a partir da combinação entre as características por espécie e a abundância das espécies por amostra, com o intuito de visualizar as alterações de características dentro das comunidades e quais características estão exercendo um efeito dominante sobre os processos do ecossistema (DOLBETH *et al.*, 2013), utilizando o pacote *vegan* no software R 3.5.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2018). Para avaliar a resposta das características funcionais das espécies em cada comunidade (CWM) a pressão pesqueira e a fatores ambientais nas áreas de estudo, foi utilizada também uma RDA. Para o cálculo da RDA, as variáveis ambientais mensuradas foram normalizadas e incluídas após teste de sua multicolinearidade através de uma análise de correlação múltipla (Pearson), com ponto de corte em 0.95. Para tal, em correlações maiores que 0.95, aquela variável de maior explicação biológica foi mantida na análise subsequente.

2.6.2 Macrofauna

Para analisar a estrutura da macrofauna, com base nos dados de composição e abundância, foram realizadas análises quantitativas de densidade, número de espécies e frequência de ocorrência, e posteriormente aplicados testes paramétricos com os índices de diversidade e equitabilidade.

Diferenças nas estruturas das associações encontradas foram estudadas através das técnicas multivariadas de escalonamento multidimensional e análise de agrupamento (ligação média), após os dados serem transformados ($\log(x+1)$) e utilizado um coeficiente de associação (Bray-Curtis) para fazer a matriz de similaridade. Ordenamento nMDS (Non-metric multidimensional scaling), baseado na abundância, foi utilizado para investigar os padrões de distribuição espacial da fauna. A relação

entre as variáveis bióticas (características das ervas marinhas) físicas (características da água e do sedimento) e funcionais (diversidade, riqueza e redundância funcional) foi analisada utilizando a Análise de Redundância (RDA). Para o cálculo da RDA, as variáveis ambientais mensuradas foram tratadas (normalizadas) e abundâncias das espécies do bentos transformadas, devido à grande diferença na escala de abundância das espécies ($\log x+1$) (VAN DER LINDEN *et al.*, 2012). Para testar a multicolinearidade entre as variáveis foi realizada uma análise de correlação múltipla, com ponto de corte em 0.95. Isto é, em correlações maiores que 0.95, aquela variável de maior explicação biológica foi mantida na análise subsequente.

A estrutura funcional das comunidades associadas a *H. wrightii* foi descrita quantitativamente através da Análise de Características Biológicas (ACB) e através da Diversidade Funcional (DF). Outra medida utilizada foi a redundância funcional (Fred) que mede o quanto uma comunidade está saturada por espécies com traços semelhantes, variando de mínimo, quando todas as espécies apresentam traços distintos ($S=FD$), até o máximo quando todas as espécies compartilham dos mesmos traços funcionais (VAN DER LINDEN *et al.*, 2016).

Para a análise da ACB, foram construídas três planilhas, a primeira preenchida de acordo com afinidade de cada táxon com as características biológicas, através da codificação difusa (CHEVENE *et al.*, 1994), que atribui pontuações de 0 (nenhuma afinidade) a 3 (alta afinidade). Tendo como vantagem a captação de plasticidade, pois permite que um táxon que pertença a mais de uma categoria funcional também seja pontuado (*e.g.* um organismo constantemente detritívoro e raramente filtrador são atribuídos 2 pontos para a primeira e 1 para a segunda categoria). Esta planilha foi padronizada de modo que a soma de cada categoria funcional totalizasse 1. A segunda planilha, de abundância das espécies foi transformada em ($\log (x+1)$). E a terceira planilha, características por amostra, foi a combinação das duas anteriores, ‘características por espécie’ e ‘abundância de espécies por amostra’, sendo utilizada para os cálculos do CWM. Os valores de CWM (Community-weighted mean) calculados favorecem a visualização das alterações de características dentro das comunidades e quais características estão exercendo um efeito dominante sobre os processos do ecossistema (DOLBETH *et al.*, 2013). Para avaliar a resposta das

características funcionais das espécies a fatores ambientais nas áreas de estudo, utilizamos RDA, testada sua significância por teste permutacional PERMANOVA (1000 permutações) disponível no pacote *vegan* do software R (R Development Core Team, 2018).

Os índices de diversidade funcional utilizados foram propostos por Mason (2005) e modificados por Leps *et al.* (2006). Para o cálculo dos parâmetros funcionais foram utilizados dois programas: o pacote FD (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010) incluído na plataforma R (R Core Team, 2018) e um arquivo de macros do Excel de Leps *et al.* (2006) (disponível no link: <http://botanika.prf.jcu.cz/suspa/FunctDiv.php>) para obtenção dos parâmetros: diversidade funcional, calculado pelo índice quadrático de Rao (1982), seus três componentes principais: riqueza, regularidade e divergência funcional (MASON *et al.*, 2005), além da redundância funcional (Índice funcional de Rao/ Índice de diversidade Simpson) como proposto por Van der Linden *et al.* 2012 e dispersão funcional (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010).

3 RESULTADOS

3.1 DESCRIÇÃO DOS PRADOS

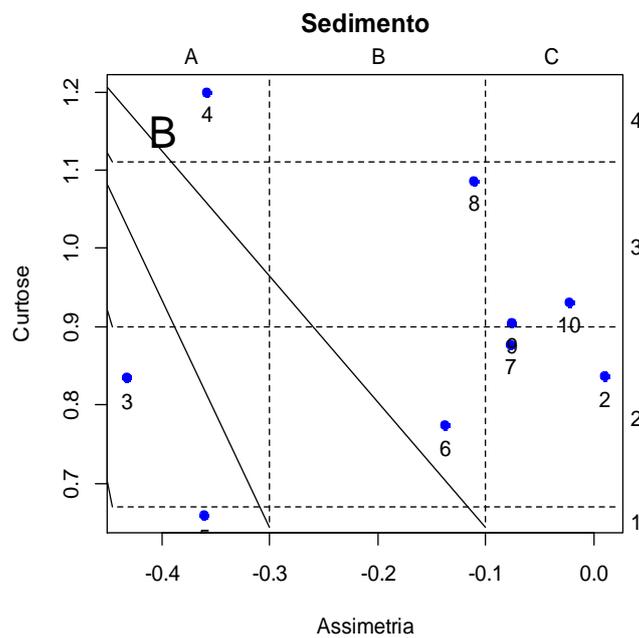
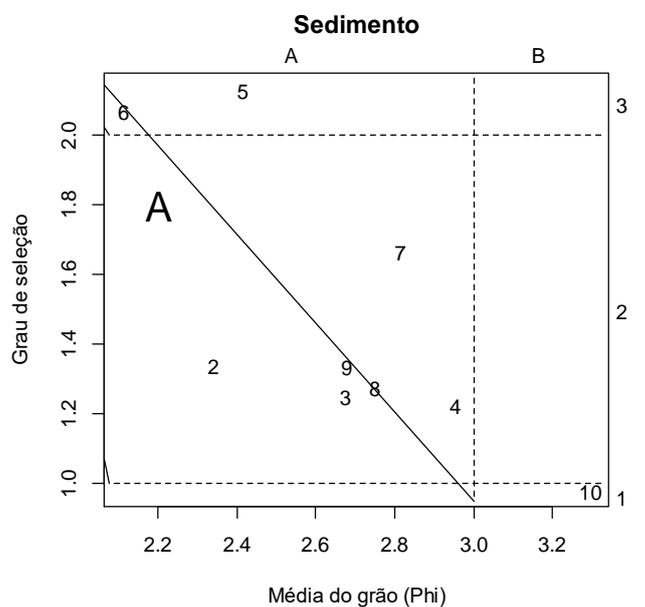
O sedimento dos bancos de *H. wrightii* foi caracterizado como areia fina de pobre a moderadamente selecionada, nas três localidades (Fig. 3A). A distribuição dos grãos variou de aproximadamente simétrica a assimetria muito negativa, com a curtose variando entre os extremos de leptocúrtica a platicúrtica (Fig.3B). A matéria orgânica do sedimento variou de 0,7% a 14,9%, com Suape apresentando teor de matéria orgânica significativamente menor que os outros dois prados ($F_{(2,6)}=12,41$, $p= 0,0074$) (Fig. 4). As condições da água foram semelhantes nos três prados, com temperatura média de 27,7°C, salinidade entre 25 e 30, pH de 8,04 e oxigênio dissolvido próximo ao ponto de saturação (Tabela 3). As características dos prados de *H. wrightii* foram distintas em relação ao comprimento médio das folhas, significativamente maiores em Catuama do que em Tamandaré (Tukey, $p=0,024$), e em relação à biomassa das raízes, distintas entre as três pradarias, com maior biomassa média em Catuama e menor em Suape (Kruskal-Wallis, $p>0,0001$). Contudo, a densidade de plantas não foi significativamente diferente entre os prados ($p=0,072$). Em resumo, os prados de Catuama apresentaram maior biomassa e altura de plantas, com sedimento mais fino e maior proporção de matéria orgânica, e presença marcante da alga *Halimeda* sp, evidenciada pelo alto conteúdo de carbonato nas amostras. Já, Suape apresentou resultados opostos.

Tabela 3- Variáveis ambientais. Onde: **Mean**= Diâmetro médio do grão (mm); **Gravel** = Porcentagem de cascalho; **Sand**= Porcentagem de areia; **%MO**= Porcentagem de matéria orgânica; **% CaCO3**= Porcentagem de Carbonato de Cálcio; **MedTal**= Média do número de talos; **MedFol**= Média do número de folhas; **CpMed**= Comprimento médio dos talos; **PTal**= biomassa dos talos; **P-Rai**= biomassa das raízes; **Tem**= Temperatura (°C); **mmHg**= Milímetro de mercúrio ; **O2Dis**= Oxigênio dissolvido;**Sal**= Salinidade; pH.

	Mean	Gravel	Sand	%MO	%CaCO3	MedTal	MedFol	CpMed	PTal	P-Rai	Tem	mmHg	O2Dis	Sal	pH
SA	0,20	0,01	90,75	0,78	2,03	15,8	1,28	10,40	0,66	0,53	26,5	765,2	7,63	26,3	7,78
SB	0,16	0,03	93,54	0,77	1,68	27,6	1,11	10,20	0,69	0,47	27,1	764,8	7,12	27,4	8,07
SC	0,13	1,25	84,63	1,12	1,73	25,4	1,10	8,91	0,81	0,99	28,2	765,5	6,45	26,7	8,06
CA	0,19	10,55	50,01	14,90	55,11	15,8	1,58	20,79	1,53	3,49	27,9	762,8	8,08	29,8	8,32
CB	0,23	12,27	61,61	9,26	48,45	17,6	1,23	17,31	1,89	3,31	27,5	763,1	10,25	29,5	8,03
CC	0,14	4,38	63,83	7,54	36,20	2,8	0,98	10,47	0,22	2,14	28,5	763	9,62	30,3	8,31
TA	0,15	0,60	84,24	5,04	45,05	24,2	1,68	7,04	0,49	0,99	26,9	762,5	7,55	25,3	7,68
TB	0,16	0,38	83,32	7,63	48,01	25,6	1,27	6,41	0,66	1,46	27,7	762,2	8,3	26,3	7,99
TC	0,10	0,83	76,13	7,80	44,56	25,8	1,26	7,39	0,83	0,93	29,1	761,6	6,51	29,1	8,17

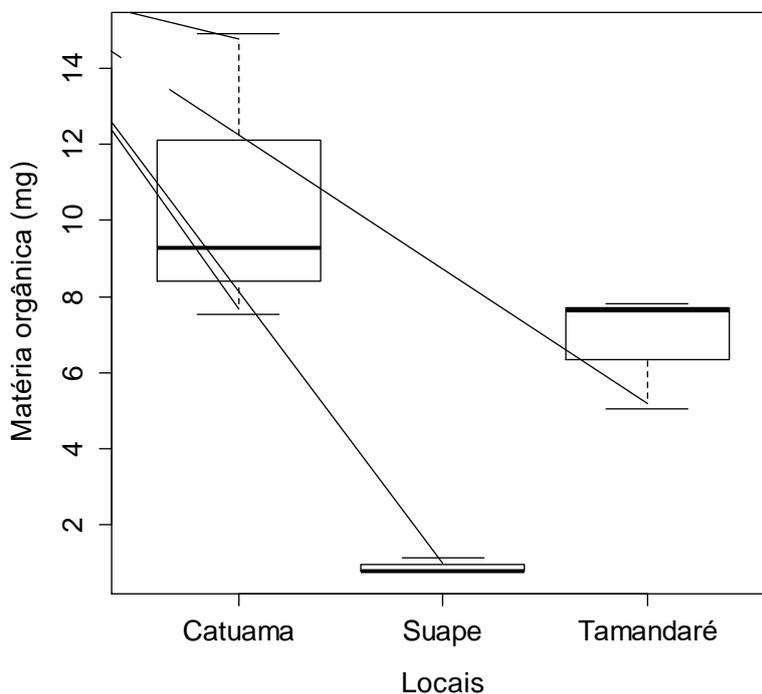
Fonte: Maria Laís Martins Vieira (2019).

Figura 3- Parâmetros do sedimento. **A)** grau de seleção do sedimento; **B)** Assimetria e curtose. Suape= 2a 4; Catuama = 5 a 7; Tamandaré = 8 a 10.



Fonte: Maria Laís Martins Vieira (2019).

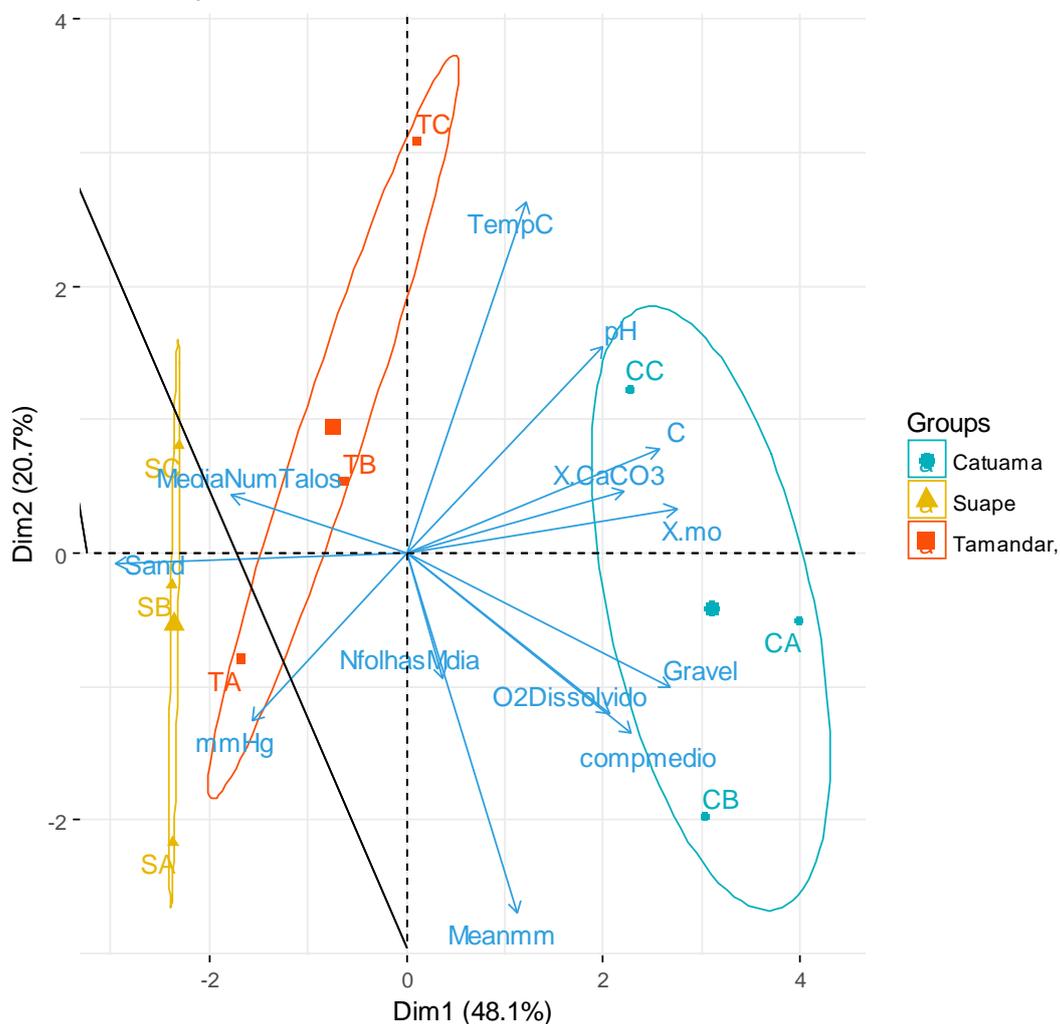
Figura 4- Mediana da matéria orgânica (%) dos três prados de *Halodule wrightii*.



Fonte: Maria Laís Martins Vieira (2019).

As praias de Catuama e Suape apresentaram características ambientais bem distintas ao longo do eixo principal da ACP (Figura 5). Valores maiores de Matéria orgânica, Carbonato, cascalho, e tamanho médio das folhas maiores foram encontrados em Catuama, sendo que cascalho e Carbonato são indicadores da alta concentração da alga *Halimeda* sp. O segundo eixo de componentes principais parece estar relacionado com a variabilidade interna de cada praia, como tamanho médio do grão e temperatura.

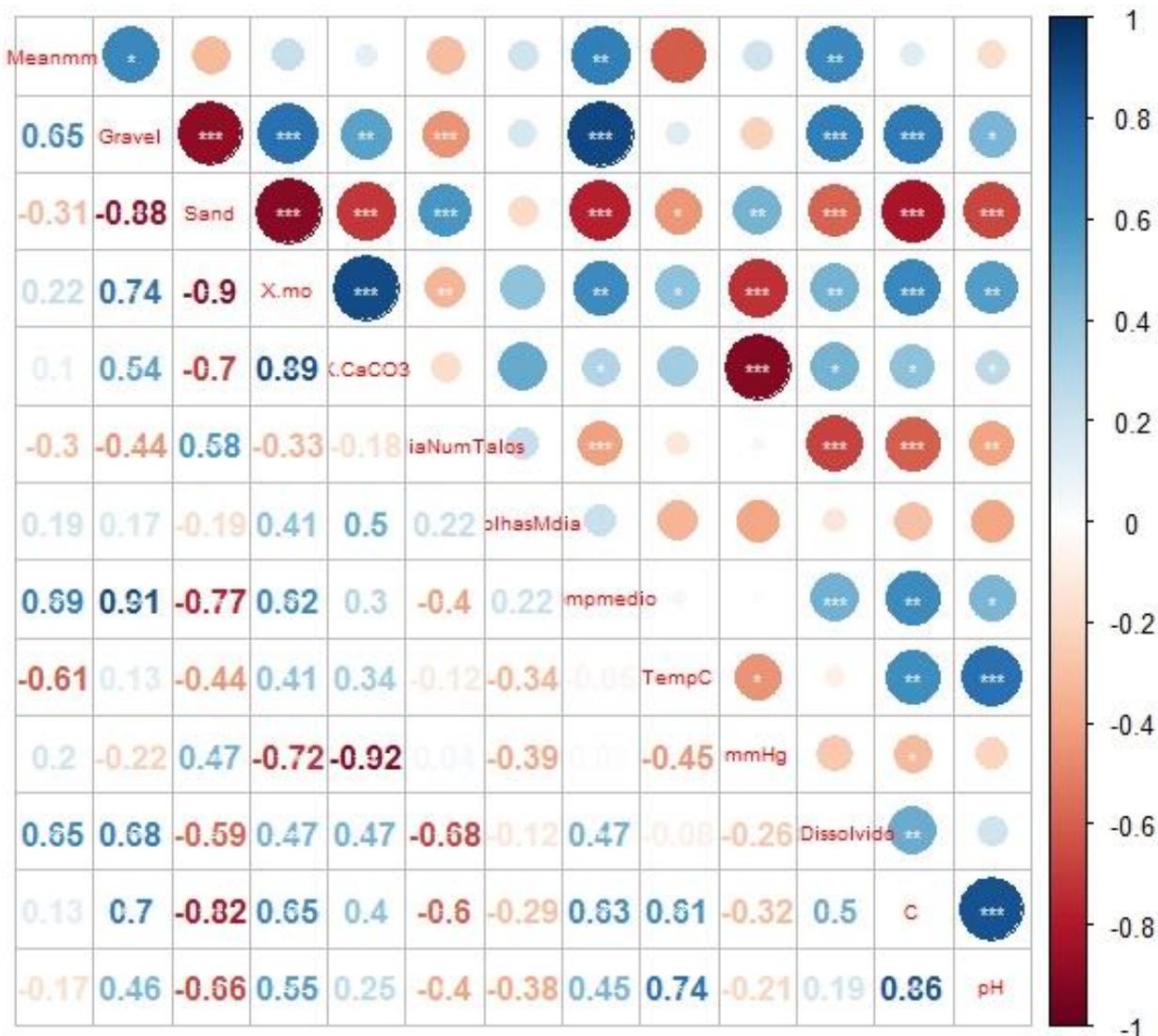
Figura 5- Análise de componentes principais (ACP) das variáveis ambientais das praias estudadas. Onde: Catuama=C, Suape=S, Tamandaré=T; A, B e C = as estações de cada praia, assim: CA representa a estação A de Catuama e assim por diante.



Fonte: Maria Laís Martins Vieira (2019).

A Correlação múltipla entre as variáveis ambientais mostrou que houve multicolinearidade entre algumas (Figura 6). Sendo assim, a Análise de Redundância (RDA) foi calculada a partir das variáveis: comprimento médio dos talos, porcentagem de cascalho e matéria orgânica, número de talos e média do número de folhas, diâmetro médio do grão (mm) e porcentagem de carbonato de cálcio, sendo as variáveis: temperatura, pH, mmHg e salinidade excluídas da análise.

Figura 6- Correlação múltipla entre as variáveis ambientais utilizando o coeficiente de Pearson. Números vermelhos indicam correlação negativa e os azuis, positiva. O tamanho dos círculos e a intensidade da cor estão representa maior ou menor valor do coeficiente de correlação. Os asteriscos indicam diferenças significativas: *=0,05%; **=0,01%, e ***=0,001%.



Fonte: Maria Laís Martins Vieira (2019).

4 EFEITOS DA PRESSÃO PESQUEIRA SOBRE AS DIVERSIDADES ESPECÍFICA E FUNCIONAL DE ASSEMBLEIAS DE PEIXES DE FANERÓGAMAS MARINHAS

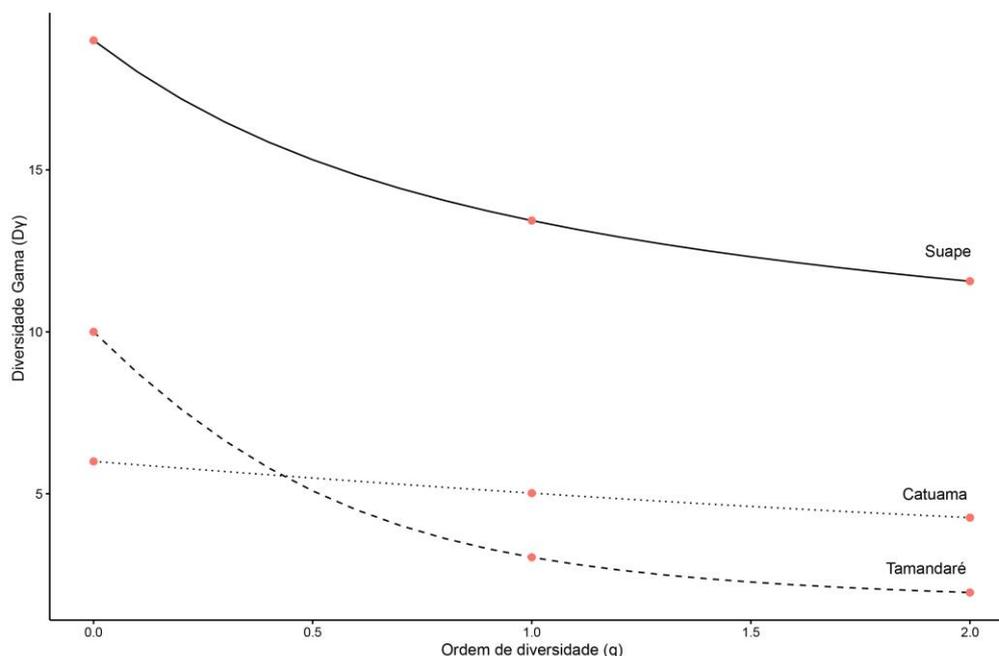
4.1 OBJETIVO

Elucidar como as artes de pesca mais comuns em prados de ervas marinhas podem influenciar a comunidade de peixes associada.

4.2 RESULTADOS

Foram capturados um total de 164 indivíduos, divididos em 18 famílias, 24 gêneros e 27 espécies (ApêndiceI). A praia de Suape apresentou o maior número de táxons (21) e maior abundância total (81 indivíduos). Tamandaré apresentou valores intermediários com um total de 10 espécies e 74 indivíduos. Por último, Catuama apresentou um número bem inferior as outras duas praias com 6 espécies e 9 indivíduos, em alguns pontos de amostragem por exemplo, não foram capturados nenhum indivíduo. As medidas morfoanatômicas foram estimadas em 116 indivíduos pertencentes a 21 espécies, uma vez que para alguns indivíduos coletados, alguns dos índices propostos não puderam ser estimados. A diversidade mostrou que as três praias foram bem distintas entre si (Figura 7). A praia de Suape é caracterizada por uma baixa incidência de pesca e uma maior riqueza e diversidade de espécies, considerando tanto as raras, quanto as comuns e dominantes. No entanto, das 21 espécies observadas, aproximadamente 13 podem ser consideradas dominantes, refletindo assim numa distribuição razoavelmente equitativa das abundâncias. Tamandaré, caracterizada por apresentar uma pressão pesqueira intermediária, registrou uma riqueza total de 10 espécies, equivalente a menos da metade da riqueza de espécies encontrada em Suape. Distribuídas em um perfil de diversidade mais acentuado, das 10 espécies registradas, apenas uma espécie foi considerada dominante nas amostras. Catuama, onde se localizavam os prados de maior incidência de pesca, foi observada uma ainda menor riqueza de espécies (6), porém com um perfil de diversidade de menor declividade, demonstrando uma redução mais drástica sobre espécies raras.

Figura 7– Perfis de diversidade da ictiofauna associada aos prados de fanerógamas marinhas de Suape, Catuama e Tamandaré.

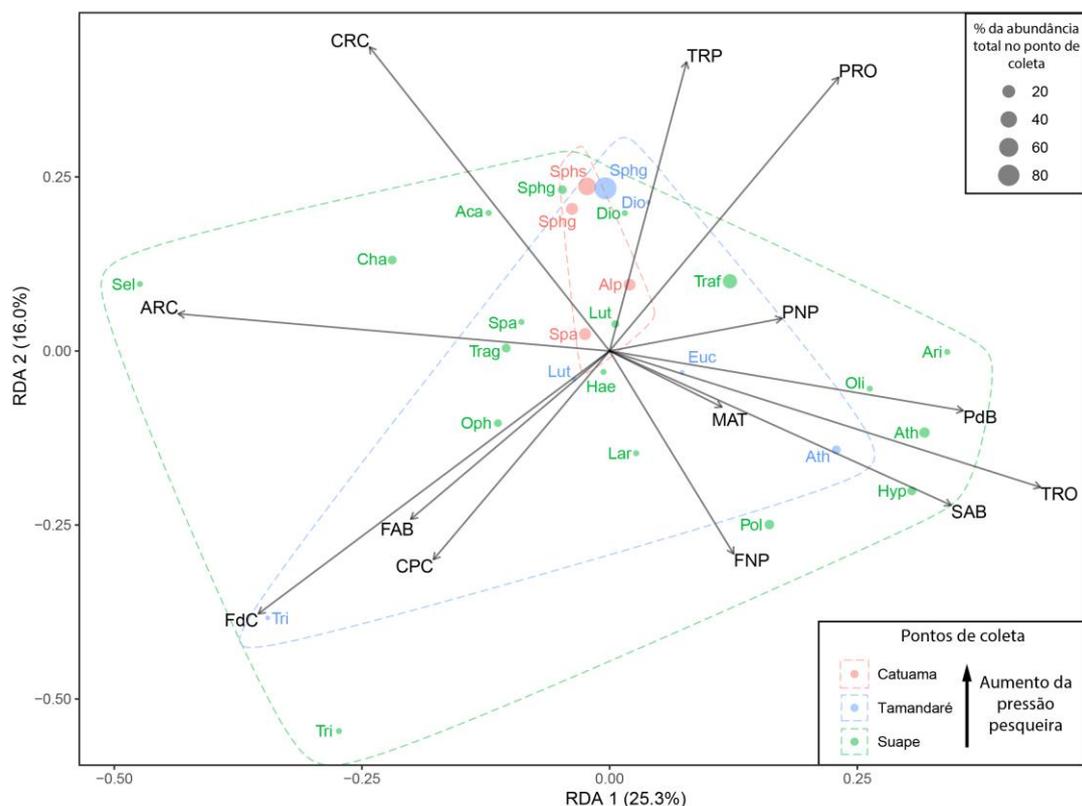


Fonte: Maria Laís Martins Vieira (2019).

A estrutura das comunidades de peixes foi diferente entre as praias mostrando que houve uma relação com a incidência pesqueira, refletindo também uma alteração em termos de papéis funcionais exercidos (Figura 8). Suape apresentou não só uma maior diversidade específica, mas também uma maior diversidade de espécies com traços funcionais distintos, sendo estes reduzidos progressivamente com a incidência da pressão pesqueira em Tamandaré e Catuama. As primeiras espécies perdidas nesses ecossistemas quando sobre pressão intermediária da pesca podem ser inseridas em três grupos: (1) as de valores mais altos para índices indicativos de maior capacidade natatória (PdB e FNP) e de encontrar e capturar presas maiores (SAB e TRO), *e.g.* *Arius* sp., *Oligoplites saurus* (Bloch & Schneider, 1801), *Hyporhamphus unifasciatus* (Ranzani, 1841) e *Polydactylus oligodon* (Günther, 1860); (2) as também consumidoras de presas maiores (CRC), mas de corpo mais alto (ARC), morfologia associada a predação no bentos, *e.g.* *Selene vomer* (Linnaeus, 1758) e *Chaetodipterus faber* (Broussonet, 1782) e; (3) predadores generalistas com valores intermediários dos índices avaliados, *e.g.* *Haemulon parra* (Desmarest, 1823), *Acanthostracion polygonius* Poey, 1876, *Larimus breviceps* Cuvier, 1830 e *Ophioscion punctatissimus* Meek &

Hildebrand, 1925. Sobre pressão intermediária, além da perda destas espécies predadoras, a distribuição de abundâncias em relação aos traços funcionais observou-se bastante desproporcional, com a concentração de aproximadamente 74% da abundância de indivíduos na espécie *Sphoeroides greeleyi* Gilbert, 1900. Em Catuama, houve uma redução ainda maior das espécies, assim como dos traços funcionais da comunidade: as espécies *Sphoeroides greeleyi*, *Sphoeroides spengleri* (Bloch, 1785), *Alphestes afer* (Bloch, 1793) e *Sparisoma radians* (Valenciennes, 1840) capturadas em Catuama são típicas dos prados de ervas marinhas e morfologicamente semelhantes, indicando que houve uma redução dos papéis funcionais exercidos pela ictiofauna nesse ambiente, provavelmente ocasionada pela intensiva atividade de pesca.

Figura 8- Representação da RDA formada pelas espécies, traços biológicos e distribuição da abundância entre os prados sobre diferentes níveis de pressão pesqueira. Onde: Aca (*Acanthostracion polygonius*), Alp (*Alphestes afer*), Ari (*Arius* sp.), Ath (*Atherinella brasiliensis*), Cha (*Chaetodipterus faber*), (Diodon *holocanthus*), Euc (*Eucinostomus melanopterus*), Hae (*Haemulon parra*), Hyp (*Hyporhamphus unifasciatus*), Lar (*Larimus breviceps*), Lut (*Lutjanus analis*), Oli (*Oligoplites saurus*), Oph (*Ophioscion punctatissimus*), Pol (*Polydactylus oligodon*), Sel (*Selene vomer*), Spa (*Sparisoma radians*), Sphg (*Sphoeroides greeleyi*), Sphs (*Sphoeroides spengleri*), Traf (*Trachinotus falcatus*), Trag (*Trachinotus goodei*) e Tri (*Trichopsetta* sp.).



Fonte: Maria Laís Martins Vieira (2019).

As assembleias dos prados estudados diferiram significativamente quanto aos potenciais papéis funcionais exercidos pela ictiofauna, quando sob forte influência da pesca (Figura 9). Em Suape, uma maior variabilidade entre as assembleias de cada amostra foi observada, além disso, diverge dos outros prados por possuir maiores valores de CWM para vários traços dos quais muitos estão relacionados ao encontro e captura do alimento (SAB, FAB, PdB, TRO), forma do corpo (FdC, ARC) e capacidade de realizar manobras (FNP), que em geral mostram uma redução gradativa em sua contribuição quando aumentada a incidência da pesca. Outro traço modificado com a incidência da pesca foi à posição trófica das espécies da ictiofauna (TRP), havendo uma maior variabilidade de níveis tróficos no prado menos impactado (Figura 9). Estas diferenças se acentuam quando levamos em conta as características de habitat: Catuama e Tamandaré apresentam indicativos de maior complexidade do habitat, evidenciado por um maior número de folhas e talos em seus prados e ainda assim, apresentaram menores diversidades específica e funcional em suas assembleias.

4.3 DISCUSSÃO

Em nosso estudo propusemos avaliar a influência da pesca sobre a diversidade taxonômica e estrutura funcional de peixes em prados de ervas marinhas. Buscamos ir além das abordagens mais comuns, que geralmente relatam a influência sobre a riqueza de espécies e/ou composição da comunidade. Nossos resultados demonstraram três grandes impactos, que ocorreram em relação direta com o aumento da incidência da pesca: (1) a redução da abundância total da ictiofauna; (2) a alteração da distribuição das abundâncias entre espécies raras, comuns e dominantes e; (3) a redução dos potenciais papéis ecológicos exercidos pela assembleia de peixes.

Nos resultados deste estudo, Catuama - o prado de maior complexidade estrutural - apresentou a menor abundância e diversidade de espécies de peixes, de maneira oposta ao geralmente encontrado em outros trabalhos (BABBLER *et al.*, 1992; LUBBERS *et al.*, 1990). Ao mesmo tempo, esse prado foi o de maior pressão pesqueira, sugerindo que essa pressão é um dos principais fatores afetando a estrutura e abundância da ictiofauna. A pesca pode causar um impacto em nível de comunidade sobre a abundância total e distribuição dos indivíduos. Esses e outros efeitos na comunidade são bem documentados no mundo e em vários ecossistemas distintos (BLANCHARD, 2004; JENNINGS; MYERS; WORM, 2003; PAULY *et al.* 2002). A redução da abundância dos peixes pode também levar a comunidade associada a estes prados a um estado de desequilíbrio nas relações de predação, através de efeitos em cascata trófica (MOKSNES *et al.*, 2008). Apesar destes efeitos não terem sido alvo direto das investigações do presente capítulo, observou-se no capítulo 1 um padrão inverso ao dos peixes na macrofauna bentônica: Catuama, a região com menor abundância de peixes, apresentou abundância total de indivíduos da macrofauna 8x maiores do que Suape. Além de potenciais efeitos de uma maior complexidade estrutural nos prados de Catuama, a maior quantidade de indivíduos nestes prados também pode dever-se a efeitos atribuídos à falta do controle populacional através da predação por peixes.

Também foi observada uma alteração na distribuição das abundâncias das espécies associadas a fanerógamas, com o aumento da pressão pesqueira. Em uma situação intermediária, foi observada uma diminuição geral da diversidade, no entanto, a proporção de espécies raras/comuns/dominantes ainda foi equiparável com o perfil observado em uma situação mais amena da pesca, no entanto, a comunidade apresentou ao invés de aproximadamente 12 espécies dominantes, praticamente apenas uma. Em uma situação mais intensa de uso pela pesca, não se observou o mesmo perfil de diversidade, mas uma redução mais acentuada das espécies raras da comunidade. A maior proporção de espécies raras pode também ser um indicativo de maior sensibilidade do ecossistema a eventos estocásticos, flutuações de densidade e impactos antropogênicos (MOUILLOT *et al.*, 2013). Trabalhos como o de Mouillot *et al.*, (2013) mostraram que existe uma correlação negativa entre espécies comuns e a distinção funcional que pode acarretar em uma perda desproporcional de funções, se retiradas as espécies raras. As espécies raras costumam apresentar combinações de características biológicas distintas, sendo assim, a probabilidade de se ter entidades funcionais únicas é maior (VIOLLE *et al.*, 2017). Estas espécies geralmente ocupam nichos mais distintos e a perda dessas espécies pode provocar impactos na funcionalidade maiores do que o de extinções aleatórias (BRACKEN; LOW, 2012; FLATHER; SIEG, 2007).

Quando comparamos os resultados obtidos por Pereira *et al.* (2010) com os do presente estudo, observamos uma potencial redução da riqueza e diversidade de espécies no prado Tamandaré, sugerindo que apesar de estar inserida em uma Área de Proteção Ambiental, a pesca não ordenada pode causar impactos na diversidade local. Em coletas realizadas em 2008 utilizando o mesmo método no mesmo local, Pereira *et al.* (2010) registraram uma maior representatividade dos gêneros *Eucinostomus* (54,4%), *Anchoa* (20,7%) e *Achirus* (9,5%). Neste estudo, essas espécies foram capturadas em menor número ou foram totalmente ausentes, sendo os gêneros *Sphoeroides* (73,7%), *Atherinella* (10,5%) e *Lycengraulis* (3,9%) os mais representativos. Desta forma, observamos que houve uma modificação na composição da comunidade, passando a dominância pelo gênero *Sphoeroides*, que com 1,7% indivíduos capturados em 2008 e 73,7% em 2017. Também comparando temporalmente resultados pretéritos, durante o trabalho de Schwamborn (2004) os prados de Itamaracá que fica próximo aos de Catuama e que apresentam características similares, também

observamos uma redução significativa da ictiofauna de 2000-2001 a 2017. Schwamborn (2004) registrou um maior número de indivíduos dos gêneros *Sparisoma* (31,3%), *Sphoeroides* (17,8%), *Lutjanus* (15,8%) e *Pseudupeneus* (11%). Já em nosso trabalho a abundância total foi bastante menor, onde novamente o gênero *Sphoeroides* dominou com 44,4% do total de indivíduos capturados seguido de *Atherinella* com 22,2% e as demais *Alphestes*, *Sparisoma* e *Ulaema* com apenas 11,1%. Esses resultados sustentam a hipótese de que a pressão pesqueira tem causado danos a diversidade e abundância da ictiofauna, uma vez que, em estudos anteriores foi observado um número de indivíduos superior, além de uma diversidade de espécies maior também.

Os prados de ervas marinhas são importantes habitats-berçário para várias espécies recifais devido principalmente a abundância de comida e abrigo, além de uma pressão predatória mais reduzida que em habitats dos indivíduos adultos (NAGELKERKEN *et al.*, 2002). Algumas das espécies como *Haemulon parra* (Desmarest, 1823), *Acanthostracion polygonius* Poey, 1876 e *Selene vômer* (Linnaeus, 1758), presentes apenas nos prados de menor pressão pesqueira, são típicas de ambientes recifais e utilizam os ecossistemas de ervas marinhas em fases cruciais de seu desenvolvimento, em especial quando jovens. As populações de juvenis em fanerógamas marinhas são uma importante fonte de indivíduos para populações adultas residentes em ambientes recifais adjacentes. A perda destes indivíduos pode, portanto, ocasionar alterações imprevisíveis na dinâmica populacional em ambientes recifais, já que são os ambientes de fanerógamas são uma importante fonte de conectividade destas populações (NAGELKERKEN *et al.*, 2002).

Dentre as espécies remanescentes no prado mais impactado pela pesca, *Alphestes afer* (Bloch, 1793), *Sparisoma radians* (Valenciennes, 1840), *Sphoeroides greeleyi* Gilbert, 1900 e *Sphoeroides spengleri* (Bloch, 1785) se mostraram mais resilientes ao impacto da pesca por arrasto. As espécies *Alphestes afer*, *Sparisoma radians* e *Sphoeroides greeleyi* são típicas de ecossistemas de ervas marinhas (FROESE; PAULY, 2019). Uma das nossas hipóteses plausíveis para essa persistência é o fato de que quando comparadas algumas das populações das outras espécies rapidamente impactadas da pesca, possuem um tempo geracional consideravelmente menor, variando entre 1.1 e 1.4 anos, enquanto espécies que foram observadas em prados menos

impactados, apresentam tempos geracionais maiores, e.g. *Selene vomer* (Linnaeus, 1758) (2.2), *Trachinotus falcatus* (Linnaeus, 1758) (2.4), *Haemulon parra* (Desmarest, 1823) (3.4), *Lutjanus analis* (Cuvier, 1828) (3.9) e *Chaetodipterus faber* (Broussonet, 1782) (3.9) (FROESE; PAULY 2019). Esta característica pode permitir a reposição de indivíduos destas populações de maneira mais rápida que outras populações igualmente pescadas nestas localidades.

Além disso, as espécies presentes neste prado foram morfológicamente semelhantes na maioria dos traços funcionais estudados, destacando assim que apesar de serem taxonomicamente distintas, podem ser funcionalmente mais próximas. A pouca distinção destas espécies reside quanto ao seu papel trófico: *S. radians* é uma espécie herbívora, que se alimenta principalmente de epífitas e ervas marinhas (FROESE; PAULY, 2019), *A. afer* é um mesopredador, se alimentando de invertebrados móveis e peixes juvenis e os baiacus do gênero *Sphoeroides* são generalistas com tendências a durofagia (RANDALL, 1967). Desta forma, a baixa sobreposição alimentar indica uma diminuição da redundância funcional, ao menos a nível trófico dentro da assembleia de peixes deste prado, por cada um destes níveis está representado unicamente por uma ou duas espécies. No entanto, ambientes com baixa redundância são mais vulneráveis já que espécies funcionalmente semelhantes servem de seguro contra perda de funções, uma vez que, a extinção de uma espécie não necessariamente leva a perda do seu papel ecológico (DIMITRIADIS *et al.*, 2012).

4.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

- Foram observadas mudanças na comunidade tanto no aspecto taxonômico quanto funcional sob pressão pesqueira
- Essas mudanças ameaçam potencialmente os serviços ecossistêmicos nos prados de ervas marinhas
- Esforços de conservação devem levar em consideração além da riqueza e abundância, a preservação de características funcionais
- Os prados de ervas marinhas formam ambientes críticos para a biodiversidade marinha
- Sendo necessárias ações de manejo, preservação e conservação.

5 ESTRUTURA E DIVERSIDADE FUNCIONAL DA MACROFAUNA ASSOCIADA À *HALODULE WRIGHTII* (ASCHERSON, 1868) EM TRÊS PRAIAS DO NORDESTE DO BRASIL

5.1 OBJETIVO

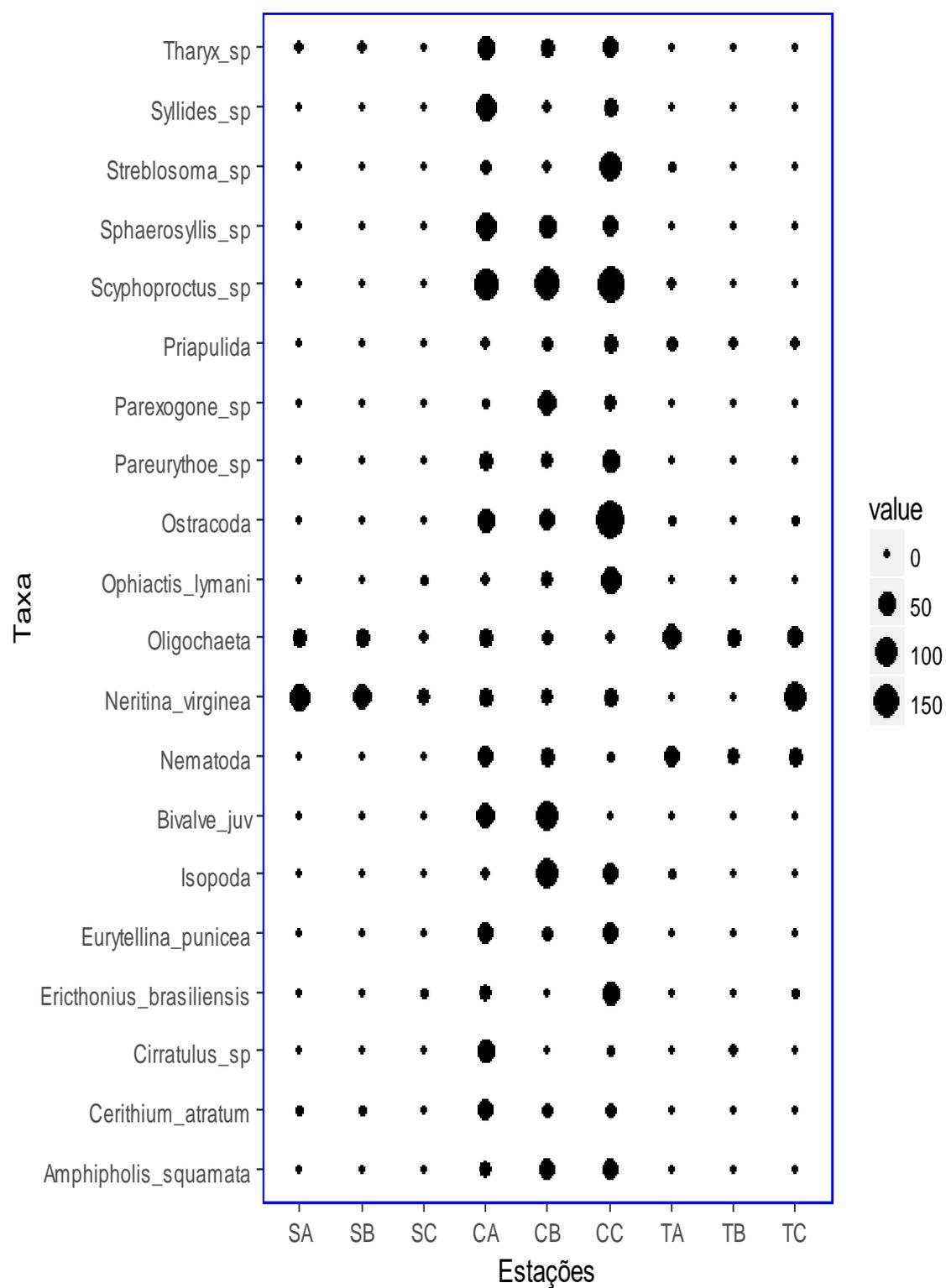
Estudar a estrutura da comunidade macrobêntica associada a prados de *H. wrightii* ao longo de um gradiente de perturbação antrópica

5.2 RESULTADOS

5.2.1 Macrofauna

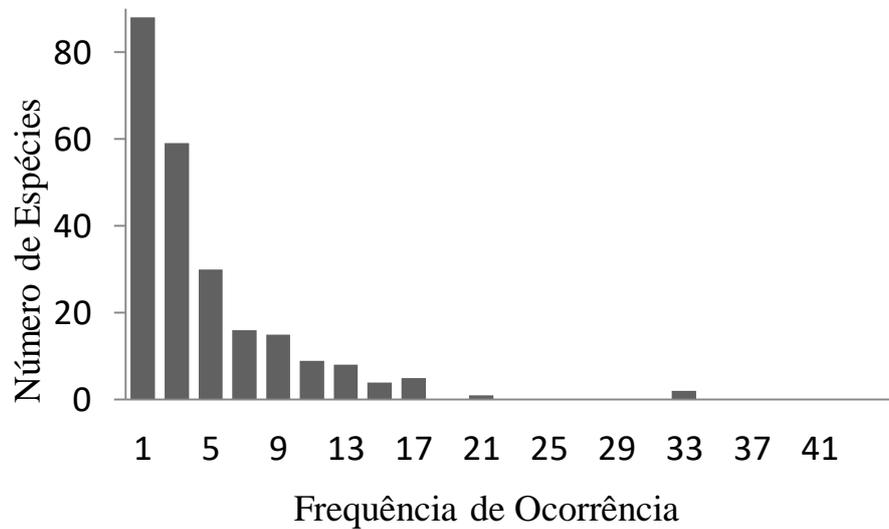
Foram identificados 237 táxons da macrofauna bêntica, em um total de 4656 indivíduos, destes: 40% foram poliquetas, 32% crustáceos e 22% moluscos. O prado de Catuama foi o com maior número de táxons (191) e abundância (3530 indivíduos), seguido de Tamandaré, com 78 espécies e 714 indivíduos e Suape, com 54 táxons e 412 indivíduos (Figura 10). A maioria das espécies apresentou distribuição restrita, com 51% das espécies ocorrendo em apenas uma ou duas amostras (Figura 11). Além disso, houve uma correlação forte e significativa entre a abundância e a frequência de ocorrência, $r=0,74$ (Figura 12). A diversidade alfa observada através da série de Hill, mostrou diferenças significativas entre as pradarias, em todos os níveis de qN , Tukey, $p<0,0001$ (Figura 13). Os números de Hill indicam que a comunidade bêntica em Catuama é fortemente heterogênea, e que nas outras duas praias as associações são levemente desiguais, isto é, as amostras apresentaram alta riqueza (média de 43 espécies por amostra) e alta equitabilidade, com as oito espécies mais abundantes somando 40% do número total de indivíduos daqueles prados. Nos outros dois prados, a riqueza média foi bem menor, assim como a equitabilidade, com a abundância de três espécies totalizando 45% da abundância total em Tamandaré e a espécie mais abundante em Suape representando 41% da abundância total.

Figura 10- Número total de indivíduos (círculos) por estação de coleta dos táxons mais abundantes nos prados de *Halodule wrightii* (C = Catuama, S = Suape, T = Tamandaré).



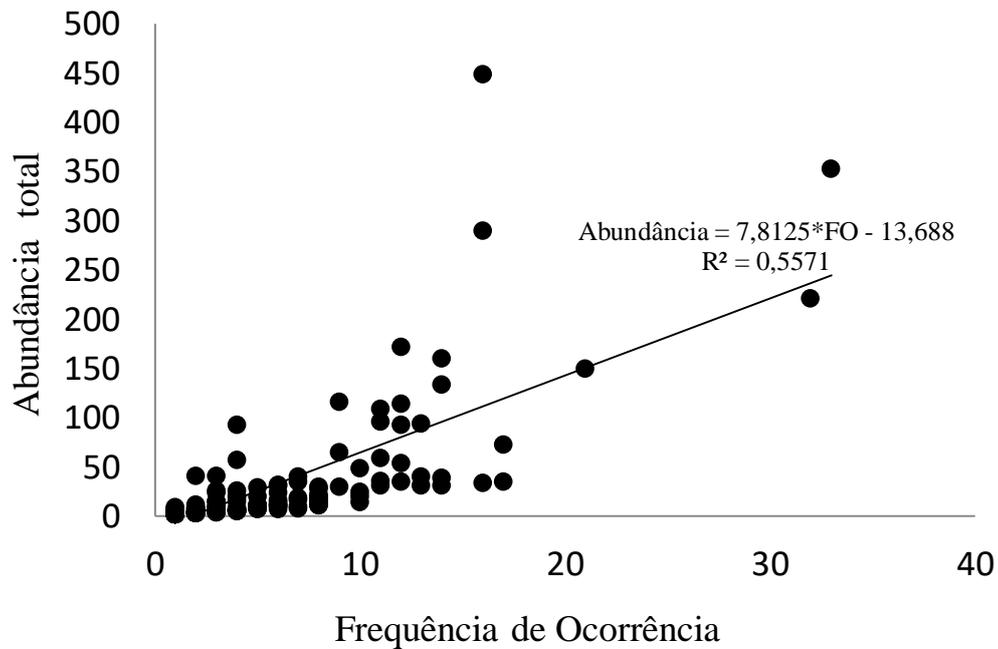
Fonte: Maria Laís Martins Vieira (2019),

Figura 11- Frequência de ocorrência das espécies registradas em 45 amostras provenientes dos três prados de *Halodule wrightii*.



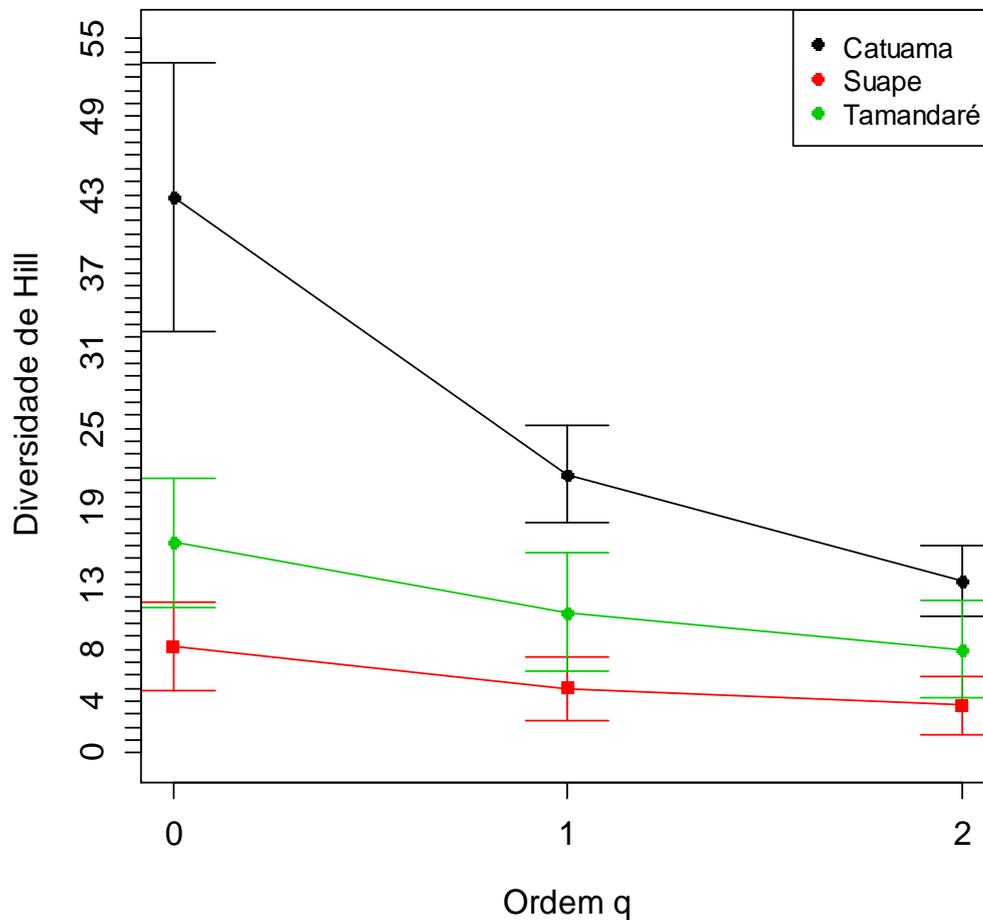
Fonte: Maria Laís Martins Vieira (2019).

Figura 12- Gráfico de dispersão entre a Frequência de ocorrência e a Abundância total das espécies registradas em 45 amostras provenientes dos três prados de *Halodule wrightii*.



Fonte: Maria Laís Martins Vieira (2019).

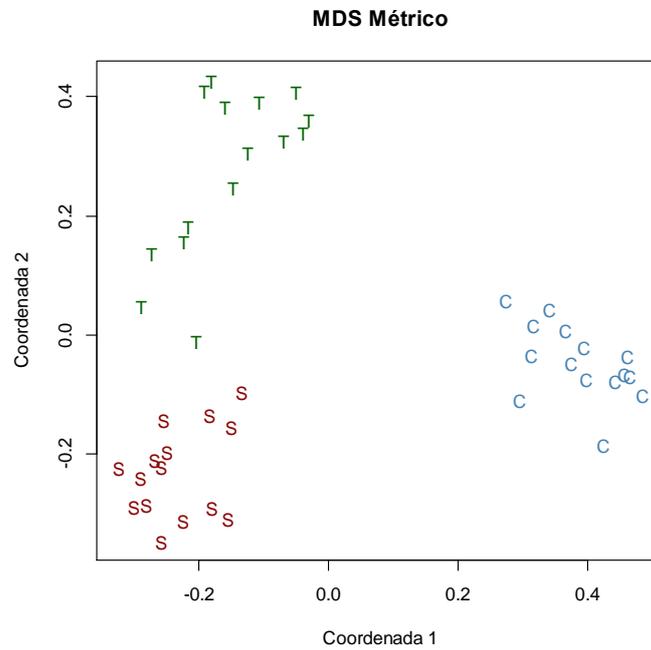
Figura 13- Valores médios (Desvio padrão) da Série de diversidade de Hill (0=Riqueza; 1= Entropia de Shannon; 2= 1/Simpson) da macrofauna dos prados de *Halodule wrightii*.



Fonte: Maria Laís Martins Vieira (2019).

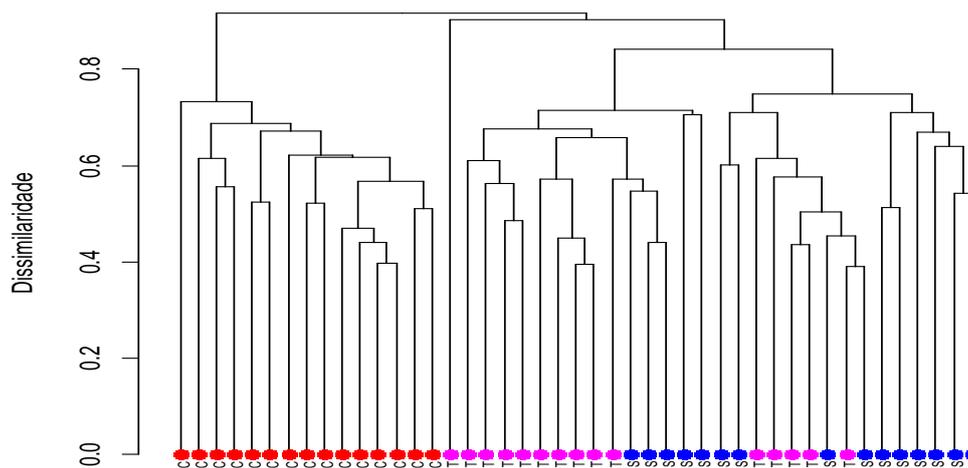
A composição da macrofauna dos três bancos de *H. wrightii* foram distintas entre si, como podem ser observados na Figura 14. O dendrograma, resultante da matriz de dissimilaridade de Bray Curtis, mostrou que Catuama é distinta de Tamandaré e Suape (Figura 15).

Figura 14- MDS da macrofauna bêntica dos prados de *Halodule wrightii* pela similaridade Bray Curtis, com dados de abundância transformados por raiz quarta e stress na representação de um espaço bidimensional, onde S= Suape, C=Catuama e T= Tamandaré.



Fonte: Maria Laís Martins Vieira (2019).

Figura 15- Dendrograma da macrofauna bêntica com réplicas das estações dos prados de *Halodule wrightii*. S= Suape, C= Catuama; T= Tamandaré, com os dados de abundância transformados por $(\log x+1)$.



Fonte: Maria Laís Martins Vieira (2019).

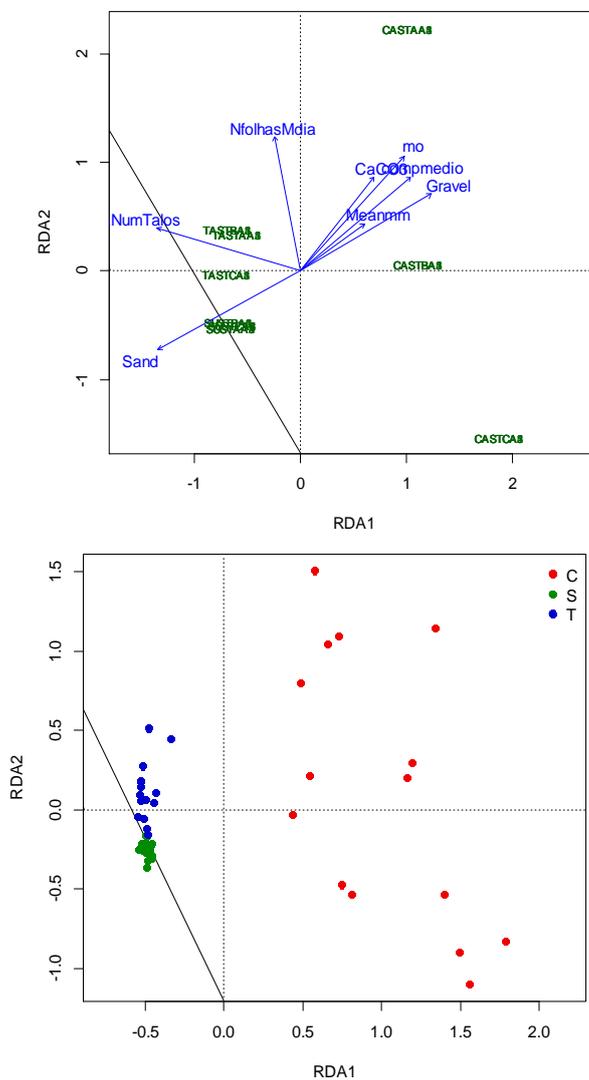
A Análise de Redundância (RDA) da estrutura da comunidade com os fatores ambientais revelou que 50,66% de toda inércia é explicada pelas variáveis ambientais resultantes (Tabela 4, Figura 16). Desse total, 68,53% estão distribuídos nos dois primeiros eixos fatoriais. A estrutura da RDA encontrada foi significativa ($F= 4.62$ $p < 0,001$; 999 permutações). O primeiro eixo, responsável por 61,58% da variação explicada por variáveis ambientais, foi associado positivamente às amostras de Catuama, e com algumas espécies de poliquetas como *Sphaerosyllis* sp., *Scyphoproctus* sp., *Streblosoma* sp. e *Pareurythoe* sp; crustáceos como ostracodes e isópodes e uma espécie de Ophiuroidea *Ophiactis lymani* Ljungman, 1872 e uma de bivalve *Eurytelina punicea* (Born,1778), e também com as variáveis matéria orgânica, cascalho, carbonato e comprimento médio das folhas. O segundo eixo, responsável por 12,34% evidenciou que as amostras da estação A de Catuama e B (1, 3 e 5) e a amostras (todas da estação A, 2,4 e 5 da estação B e 1 e 4 da estação C de Tamandaré) contribuíram mais fortemente para a formação deste eixo, além das variáveis matéria orgânica, carbonato, número e comprimento médio das folhas e as espécies de poliqueta *Sphaerosyllis* sp., *Cirratulus* sp., *Syllides* sp., *Timarete* sp., *Kikergardia* sp., o gastrópode *Cerithium atratum* (BORN, 1778) .

Tabela 4- Anova da Análise de Redundância da estrutura da comunidade com os dados ambientais. Onde: **GL**= grau de liberdade; **X²**= Valor do teste Qui-Quadrado; **F**= Valor da Anova permutacional; **p**= valor de significância.

	GL	X²	F	P
Explicada	8	20,136 (50,66%)	4,62	0,001
Não explicada	36	19,61 (49,34%)		

Fonte: Maria Laís Martins Vieira (2019).

Figura 16- RDA dos dados de abundância e composição das espécies e dos dados ambientais.



Fonte: Maria Laís Martins Vieira (2019).

5.2.2 Diversidade Funcional

Os índices de diversidade funcional mostraram diferenças significativas entre os prados, exceto o de Redundância Funcional (FRed), que foi similar entre as três localidades (Tabela 5). Catuama e Tamandaré atingiram valores médios da entropia quadrática de RAO (diversidade funcional) significativamente mais altos que Suape (Tabela 5). Entretanto, a riqueza funcional foi maior em Catuama, com diferenças significativas entre as três pradarias, e a equitabilidade funcional foi mais alta em

Tamandaré, indicando padrões distintos de diversidade entre as duas localidades. Por outro lado, Suape apresentou valores de divergência funcional (FDiv) significativamente maiores.

Tabela 5- Valores médios (desvio-padrão) dos parâmetros de diversidade funcional calculados do bentos para cada prado. Onde: **RaoQ**= entropia Quadrática de **RAO**; **Fred**=redundância funcional; **FRic**= Riqueza funcional; **FEve**= regularidade funcional; **FDiv**= divergênciaFuncional e **FDis**= dispersão funcional. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os tratamentos ($p < 0,05$).

	RaoQ	FRic	Fred	FEve	FDiv	FDis
AS	0,45(0,08)	16,05(3,21)	0,65(0,01)	0,65(0,09)	0,79(0,11)	4,04(0,52)
SB	a 0,45(0,07)	a 15,24(3,56)	0,65(0,06)	ab 0,70(0,09)	a 0,81(0,08)	A 4,13(0,51)
SC	0,40(0,15)	9,63(4,90)	0,65(0,08)	0,71(0,15)	0,77(0,09)	3,71(1,32)
CA	0,55(0,03)	27,03(3,03)	0,61(0,02)	0,65(0,04)	0,70(0,10)	4,59(0,23)
CB	b 0,59(0,02)	b 32,20(2,85)	0,65(0,02)	b 0,69(0,03)	b 0,55(0,10)	B 4,75(0,17)
CC	0,59(0,03)	31,25(3,24)	0,64(0,02)	0,67(0,04)	0,69(0,09)	4,85(0,24)
TA	0,55(0,07)	19,72(4,91)	0,64(0,04)	0,73(0,09)	0,70(0,07)	4,53(0,60)
TB	b 0,59(0,02)	c 18,70(2,53)	0,65(0,02)	a 0,83(0,04)	ab 0,71(0,04)	Ab 4,78(0,20)
TC	0,47(0,06)	18,41(5,13)	0,64(0,01)	0,69(0,07)	0,76(0,10)	4,14(0,32)

Fonte: Maria Laís Martins Vieira (2019).

5.2.3 Análise de Redundância (RDA)

A Análise de Redundância (RDA) das características funcionais da comunidade com os fatores ambientais revelou que 48,7% de toda inércia é explicada pelas variáveis ambientais resultantes (Tabela 6). Desse total, 59,1% estão distribuídos nos dois primeiros eixos fatoriais. A estrutura da RDA encontrada foi significativa ($F = 22,249$; $p < 0,001$; 999 permutações). O primeiro eixo, responsável por 63,21%, evidenciou que as amostras de Catuama e das estações A e B de Tamandaré estão mais fortemente associadas a esse eixo, assim como as variáveis: porcentagem de carbonato, matéria orgânica e cascalho e as espécies semimóveis e semi-sesséis, predadoras/carnívoras,

depositívoras e suspensívoras, transportadoras, da epifauna, construtoras de tubo, com o corpo grande (< 5 cm), ciclo de vida curto e desenvolvimento larval lecitotrófico e direto. O segundo eixo, responsável por 19,24%, evidenciou que as amostras de Tamandaré com exceção da amostra 5 da estação C contribuíram mais fortemente para a formação desse eixo, assim como as variáveis: média do número de talos e areia, bem como as espécies sesséis, suspensívoras, escavadoras, biodifusoras de galeria, da epifauna, com corpo entre 3-5 cm, uma expectativa de vida longa e com desenvolvimento larval planctotrófica.

Tabela 6- Resultado da Análise de Redundância da BTA. Onde: **GL**= Distância de objetos para o centroide; **X²**= Valor do teste Qui-Quadrado; **F**= Valor da Anova permutacional; **p**= valor de significância.

	GL	X²	F	P
Explicada	8	0,237 (48,7%)	4,266	0,001
Não explicada	36	0,25 (51,3%)		

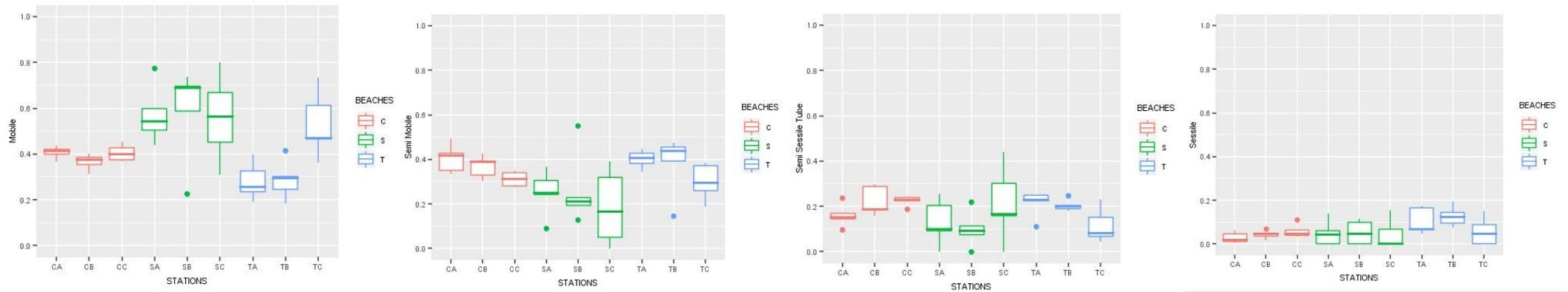
Fonte: Maria Laís Martins Vieira (2019).

5.2.4 Traço Médio Ponderado pela Comunidade (CWM)

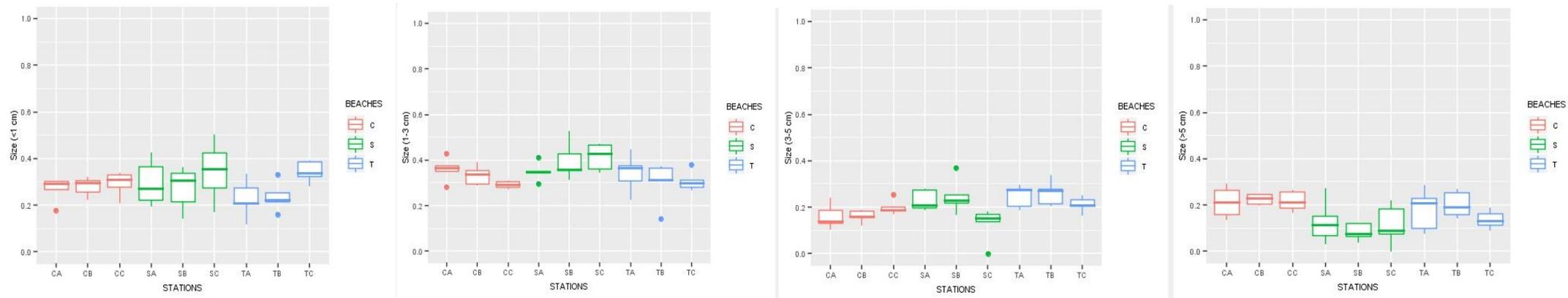
Os valores de CWM, ou seja, a proporção de espécies (biomassa) na comunidade com uma dada categoria de traço, não revelaram diferenças significativas entre os prados (Figura 18). Em Catuama, a maior parte da comunidade é composta por espécies móveis esemi-móveis, comedoras de depósito/detritívoras e suspensívoras, escavadoras, bioturbadoras, modificadores superficiais, de tamanho pequeno (<1-3 cm), com períodos de vida variando principalmente entre médio e longo, desenvolvimento direto e planctotrófico. Essa tendência se manteve nos outros dois prados, com exceção da estação A de Catuama onde foi observada uma grande proporção de indivíduos predadores e com desenvolvimento larval lecitotrófico também. Além disso, em Suape, também foram observadas uma grande proporção de espécies pastadoras, já Tamandaré apresentou espécies de maior porte com até 5cm.

Figura 18- Variabilidade espacial dos valores médios ponderados pela Comunidade (CWM).

MOBILIDADE



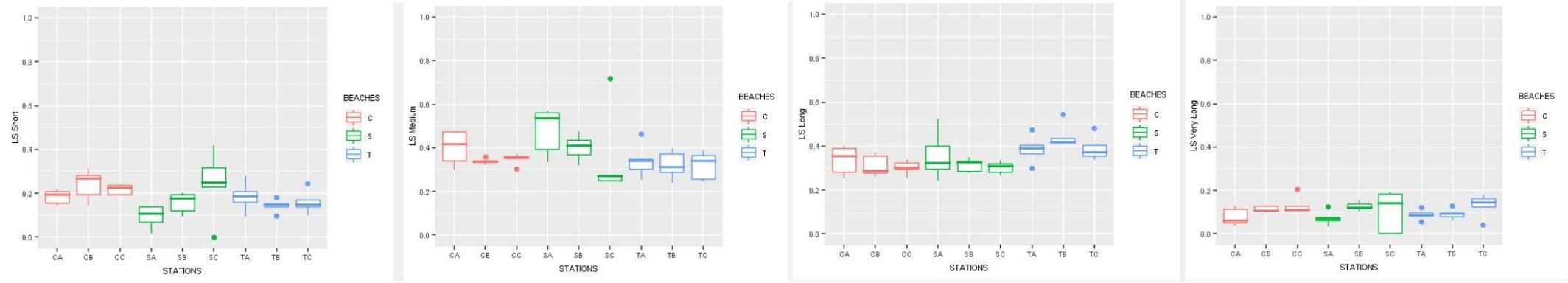
TAMANHO MÁXIMO DO CORPO



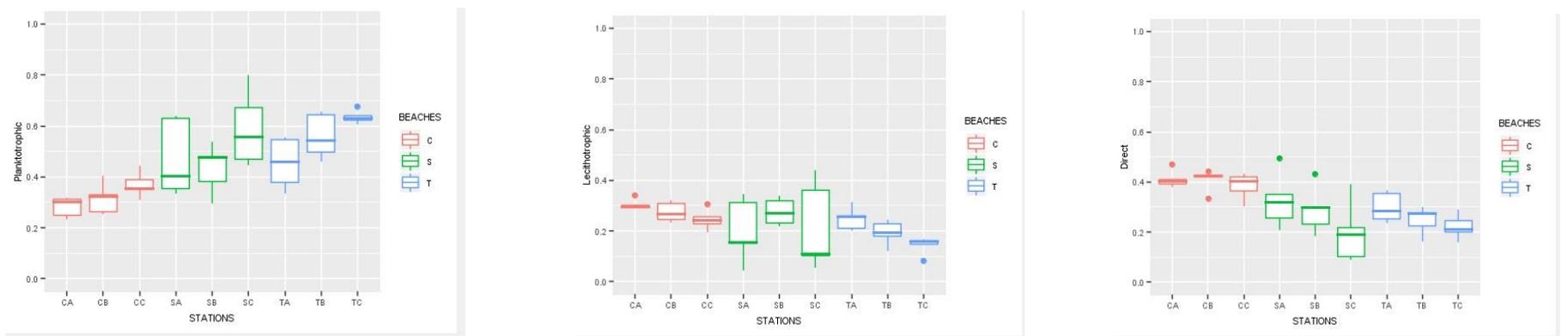
Fonte: Maria Laís Martins Vieira (2019).

Figura 18- Variabilidade espacial dos valores médios ponderados pela Comunidade (CWM).

TEMPO DE VIDA



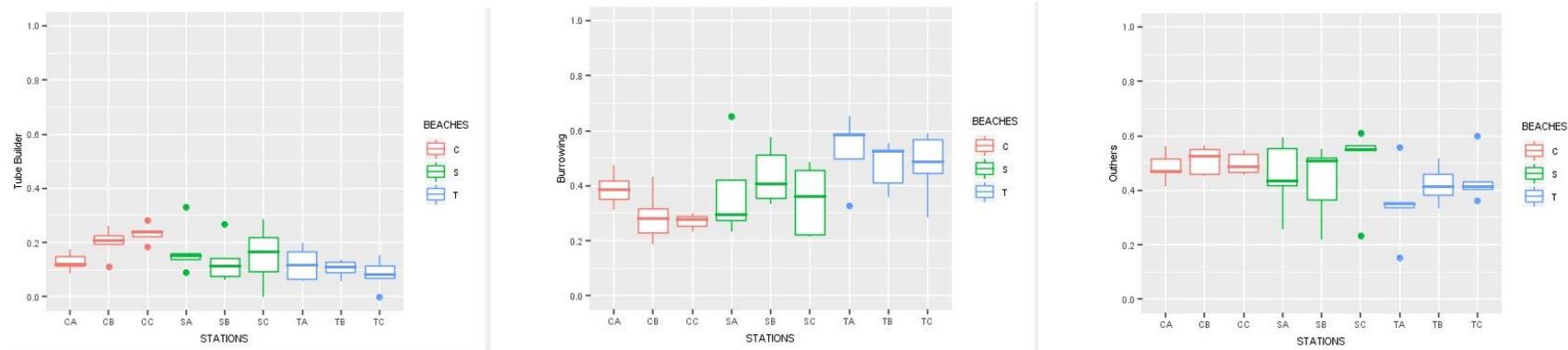
DESENVOLVIMENTO LARVAL



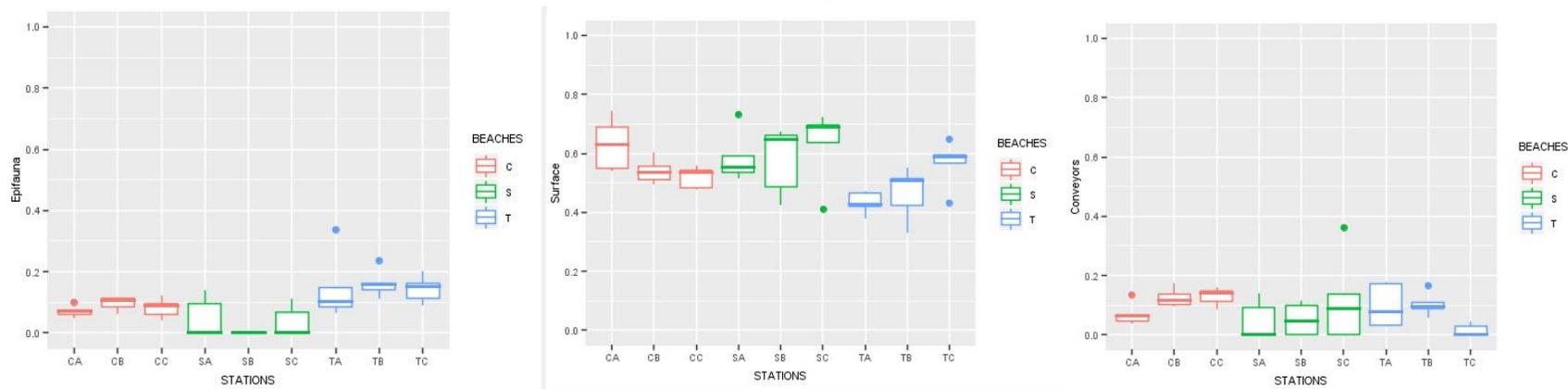
Fonte: Maria Laís Martins Vieira (2019).

Figura 18- Variabilidade espacial dos valores médios ponderados pela Comunidade (CWM).

MODIFICADORES DE HABITAT



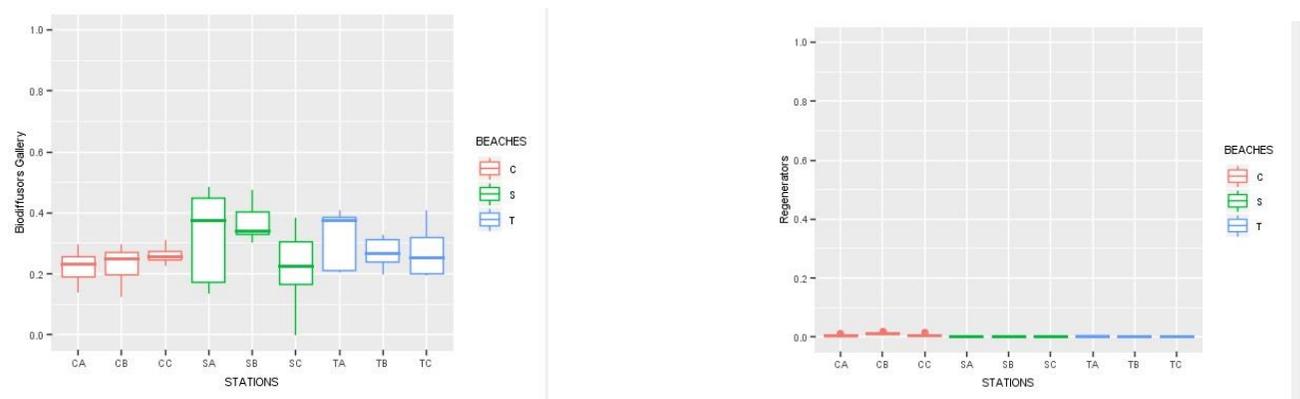
BIOTURBAÇÃO



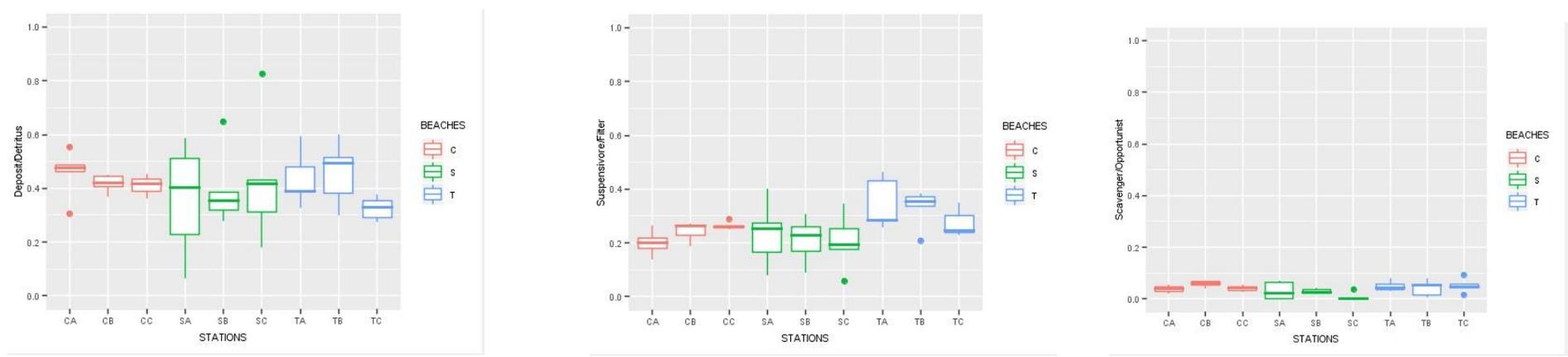
Fonte: Maria Laís Martins Vieira (2019).

Figura 18- Variabilidade espacial dos valores médios ponderados pela Comunidade (CWM).

BIOTURBAÇÃO



ALIMENTAÇÃO



Fonte: Maria Laís Martins Vieira (2019).

Figura 18- Variabilidade espacial dos valores médios ponderados pela Comunidade (CWM).



Fonte: Maria Laís Martins Vieira (2019)

5.3 DISCUSSÃO

5.3.1 Estrutura da Comunidade

A comunidade bentônica das praias de Catuama, Tamandaré e Suape apresentaram características típicas dos ecossistemas de ervas marinhas, nomeadamente alta diversidade e baixa abundância das espécies (MARQUES; CREED, 2008). Os diferentes fatores ambientais correlacionados com suas características ecológicas influenciaram fortemente a distribuição das espécies entre os prados.

Os prados de Catuama apresentaram maior diversidade, tanto no nível γ como α . Semelhantemente em pradarias marinhas da Bretanha, a maior diversidade γ , foi uma combinação entre maiores valores de diversidade α e β , resultado de uma forte variação na composição da comunidade e na diversidade alfa entre locais (BOYÉ *et al.*, 2017), a forte variação espacial da comunidade também foi observada neste estudo, com clara distinção entre os locais. Nosso trabalho mostrou que tanto os padrões de diversidade taxonômica quanto funcional diferiram entre os prados, no entanto essa distinção foi mais evidente na análise taxonômica tradicional do que pela análise de composição de traços; resultado que não difere do que vários estudos vêm demonstrando, que espécies taxonomicamente distintas podem apresentar traços funcionais similares e vice-versa (BOLAM; EGGLETON, 2014).

O grande número de espécies raras e com distribuição restrita nos três prados estudados são indicadores de ambientes estáveis. Ellingsen *et al.*, (2007) encontraram proporções semelhantes em termos de espécies raras e, relacionaram este resultado com a heterogeneidade de habitats e observaram que a diversidade funcional das espécies raras foi similar à diversidade funcional geral, sugerindo que são importantes para a biodiversidade e para a estabilidade do ecossistema, isto é, contribuem para a resiliência do sistema.

A baixa diversidade observada principalmente na praia de Suape pode ser explicada pela diminuição da oferta de alimentos, especialmente ocasionada pela diminuição do aporte de matéria orgânica, consequência do aterramento após a

implantação do complexo portuário, além disso, os rios Merepe e Ipojuca, com consideráveis bacias hidrográficas, deixaram de desaguar em Suape (REIS, 2007).

5.3.2 Índices de Diversidade Funcional

Os valores de FEve não tiveram correlação significativa com a riqueza de espécies neste estudo, como já observado por outros autores (MOUCHET *et al.*, 2010; VAN DER LINDEN *et al.*, 2016). FEve mede a regularidade da abundância no espaço funcional, os valores altos desse índice podem nos indicar que menos espécies são mais propensas a gerar uma distribuição uniforme de características do que muitas espécies em consequência da diminuição da FRed (VAN DER LINDEN *et al.* 2016). Neste estudo a redundância funcional (FRed) não foi significativamente diferente entre os prados, indicando que esses valores foram independentes da estrutura das pradarias e da riqueza de espécies. A FRed mede a quantidade de diferenças de traços entre as espécies e não é ponderada pela abundância, assim, as espécies são igualmente importantes. O FRed funciona como "apólice de seguros" contra perda de funções já que quando espécies com combinações raras são extintas, o FRed aumentará indicando que houve uma perturbação no ecossistema (VAN DER LINDEN *et al.*, 2016). Além disso, diferenças na diversidade funcional entre as localidades, sem variações significativas na redundância, sugere uma manutenção dos processos e serviços ecossistêmicos, apesar da variabilidade ambiental (DIMITRIADIS *et al.*, 2012).

Os valores altos de FDiv estão associados ao alto grau de diferenciação de nicho entre espécies dominantes dentro das comunidades (MOUCHET *et al.*, 2010). Neste estudo, os maiores valores de FDiv ocorreram em Suape, onde os prados apresentaram menor riqueza e maior dominância assim, a divergência funcional alta pode estar associada à ocorrência de espécies funcionalmente dissimilares e fracamente competitivas. Nessa perspectiva, nossos resultados destacaram que assim como observado por Dimitriadis *et al.*, (2012), em locais mais limitados, as espécies foram funcionalmente dissimilares e menos competitivas do que espécies que habitam áreas não limitadas, ao contrário, ambientes menos limitados ocorre uma sobreposição maior no espaço de nicho-funcional das espécies dominantes, indicando um grau de competição mais elevado, no nosso caso, nos prados de Catuama.

5.3.3 CWM

O CWM revelou que não houveram diferenças significativas entre a distribuição espacial das categorias de traços associadas aos três prados. As categorias ciclo de vida médio a longo, comedores de depósito/detrítívoros e suspensívoros/filtradores, tamanho corporal até 3 cm, espécies móveis e semi-móveis, escavadoras, biodifusores de galeria e modificadores e bioturbadores superficiais, de desenvolvimento direto ou planctotrófico foram as mais importantes nos três ambientes.

Uma maior abundância de depositívoros era esperada neste ambiente, uma vez que em prados de ervas marinhas costuma-se observar menor hidrodinamismo, assim as condições hidrodinâmicas mais suaves permitiram que sua fonte de alimento (matéria orgânica) se acumulasse (DOLBETH *et al.*, 2009; ROSENBERG, 1995; ROTH; WILSON, 1998; VAN DER LINDEN, 2016). A capacidade da macrofauna bentônica de se estabelecer e se manter sob determinadas condições ambientais, está relacionada a algumas características fisiológicas especialmente a ingestão de alimentos que é influenciada pelo padrão de alimentação e pela capacidade de uso dos recursos disponíveis. Em Suape também foi observada uma maior proporção de herbívoros que está relacionada principalmente à presença da espécie *Neritina virginea* (Linnaeus, 1758); que foi dominante na epifauna. Outros trabalhos mostraram evidências dos efeitos dos herbívoros em plantas marinhas, eles costumam desempenhar um papel importante no ciclo de nutrientes e são importantes para níveis tróficos superiores (DUFFY *et al.*, 2001). Além disso, a coexistência de suspensívoros/filtradores, segundo grupo predominante em nosso trabalho, com alimentadores de depósito têm sido retratada em alguns trabalhos como limitada a áreas com substrato estável. A coexistência dessas categorias se dá porque várias espécies podem atuar tanto como depositívoras quanto filtradoras, como por exemplo: *Caulerella* sp., *Chaetozona* sp., *Brada* sp., *Photis* sp. e *Amphicteis* sp. (BAETA *et al.*, 2009; ROTH; WILSON, 1998; VAN DER LINDEN *et al.*, 2016). A existência de diferentes grupos de alimentação está relacionada também as características do sedimento, em sedimentos lamosos, a comunidade geralmente é dominada por espécies depositívoras/detrítívoras, já em sedimentos arenosos espécies suspensívoras/filtradoras são dominantes (PAGANELLI *et al.*, 2012). O traço “mobilidade” está diretamente

relacionado ao movimento de partículas, a predominância das espécies móveis e semimóveis indica que os animais estão contribuindo bastante com o fluxo de partículas (DIMITRIADIS *et al.*, 2012; DOLBETH *et al.*, 2009; PEARSON, 2001; ROSENBERG, 1995; VAN DER WAL *et al.*, 2017).

Os padrões de desenvolvimento larval, embora seja considerada importante na definição da estrutura da comunidade, são pouco utilizados em trabalhos, e isso se deve ao fato da maioria das espécies macrobentônicas possuírem predominantemente larvas planctotróficas, padrão esse também observado em nosso estudo (PAGANELLI *et al.*, 2012). Porém esse traço é extremamente importante do ponto de vista ecológico, pois indica que as espécies apresentam maior potencial dispersivo e menor risco de extinção, ou seja, a dominância de espécies com esse tipo de larva (planctotrófica) em nosso trabalho é uma resposta a ambientes altamente variáveis como também observado na costa Emilia-Romagna. Geralmente esse e outros traços como a expectativa de vida são desconsiderados pelo fato desta informação ser ausente ou incompleta, especialmente para espécies menos abundantes (PAGANELLI *et al.*, 2012). A expectativa de vida das espécies também é uma característica muito importante do ponto de vista ecológico, pois espécies com tempo de vida curto estão associadas a lugares perturbados, já espécies com tempo de vida longo, padrão encontrado em nosso trabalho, estão associadas a condições não impactadas ou de baixo impacto (PACHECO *et al.*, 2011).

O traço de bioturbação possui potencial de afetar processos ecossistêmicos, no caso das espécies difusoras de galerias segunda mais dominante em nosso estudo, as espécies costumam ter o papel de aumentar os processos difusivos e contribuir para o transporte de matéria da superfície para sedimentos mais profundos, também é caso da categoria “escavadores” do traço modificadores de habitat, esses dois traços estão intimamente relacionados (PEARSON; ROSENBERG, 1978; DIMITRIADIS *et al.*, 2012).

5.3.4 Índices Taxonômicos versus Índices baseados em Características Funcionais

Em termos de composição de espécies, os três prados foram distintos entre si. Através do MDS, índice de dissimilaridade e a RDA observamos três grupos distintos, um formado por espécies de Catuama, o outro por Tamandaré e o último por espécies de Suape sendo esses dois últimos grupos mais similares entre si, esse padrão se dá pela abundância de Catuama ser bem maior que nas outras duas praias e pelo padrão de características ambientais (estrutura dos prados) como predomínio de areia grossa, cascalho e plantas mais desenvolvidas. Já a análise funcional mostrou que funcionalmente os prados apresentaram um padrão mais similar conforme observado através do CWM e também da RDA. Esse compartilhamento de características funcionais entre os prados apesar da dissimilaridade alta entre os três em termos de composição de espécies se dá pelo valor de dispersão funcional, que assim como FRic e Rao é calculado utilizando como base a distância euclidiana, definido como a distância média de traços ponderado pela abundância do centroide de todos os traços utilizados (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010). Estes resultados também corroboram com os achados de Wong e Dowd (2015) que evidenciaram que embora a diversidade taxonômica da comunidade tenha se mostrado dependente da estrutura dos prados, a diversidade de características funcionais se mostrou ser menos influenciada por esses fatores ambientais.

A riqueza funcional (FRic) e a entropia quadrática de Rao (Rao), assim como as contrapartes funcionais, riqueza de espécies e do índice de Simpson, foram mais altos no prado de Catuama, apesar de serem independentes, em nosso trabalho mostraram uma relação positiva. Em outros estudos também foi observada uma relação positiva entre os índices em diferentes comunidades (MASON *et al.*, 2013; PODANI *et al.*, 2013; SCHLEUTER *et al.*, 2010; VAN DER LINDEN *et al.*, 2016; VANDEWALLE *et al.*, 2010; VILLÉGER *et al.*, 2008). Na grande maioria dos casos, os índices baseados em FRic e Rao, tem sido equivalente aos taxonômicos, indicando que com a perda ou adição de espécies traços únicos estão sendo perdidos ou adicionados (VAN DER LINDEN *et al.*, 2016). O índice de Rao assim como o de FDis são ponderados pela abundância, assim resultam em baixa dissimilaridade, podendo levar a uma subestimação da diversidade funcional e de espécies (MOUILLOT *et al.*, 2013). Ao

contrário, a FRic não é ponderada pela abundância e as espécies raras costumam ter maior peso que as espécies, uma vez que essas espécies tem características distintas, desta forma, a utilização deste índice pode nos fornecer informações acerca do aumento de perturbações já que a extinção de espécies raras e conseqüentemente suas características é um alerta sobre a instabilidade do ecossistema (MOUILLOT *et al.*, 2013). O grande número de espécies raras e com distribuição restrita nos três prados estudados são indicadores de ambientes estáveis. Ellingsen *et al.* (2007) encontraram proporção semelhante de espécies raras, relacionaram este resultado com a heterogeneidade de habitats e observaram que a diversidade funcional das espécies raras foi similar à diversidade funcional geral, sugerindo que são importantes para a biodiversidade e para a estabilidade do ecossistema, isto é, contribuem para a resiliência do sistema.

5.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

- A diversidade da fauna se mostrou diretamente relacionada a complexidade e heterogeneidade ambiental.
- As abordagens taxonômica e funcional se mostraram complementares.
- Entretanto a abordagem funcional se mostrou mais sensível e precisa ao fornecer informações acerca das condições do ecossistema, uma vez que essa está ligada a processos e serviços prestados pelas espécies e por isso mais sensíveis as pressões.
- A partir dessa abordagem, é possível identificar áreas prioritárias e estressores específicos para medidas mitigatórias direcionadas.

6 CONCLUSÃO

- Foram observadas diferenças significativas nos padrões de diversidade taxonômica e funcional entre as comunidades (ictiofauna e macrofauna).
- Sendo esses padrões totalmente opostos
- Diversidade taxonômica mostrou uma forte correlação com a diversidade funcional, sendo esta última considerada uma medida complementar
- Nossos resultados fornecem informações que podem ser usadas como base para estudos comparativos
- Maior compreensão dos processos ecossistêmicos, servindo de base para a implementação de medidas públicas de conservação e manejo destes ecossistemas.

REFERÊNCIAS

- ANGELER, David G. et al. Resilience in environmental risk and impact assessment: concepts and measurement. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, v. 101, n. 5, p. 543-548, 2018.
- BAETA, Alexandra et al. Eutrophication and trophic structure in response to the presence of the eelgrass *Zostera noltii*. **Marine Biology**, v. 156, n. 10, p. 2107-2120, 2009.
- BARNES, R. S. K.; HENDY, I. W. Seagrass-associated macrobenthic functional diversity and functional structure along an estuarine gradient. **Estuarine, Coastal and Shelf Science.**; London, v.164, p. 233-243, 2015.
- BARROS, K.V. et al. Ecology of Brazilian seagrasses: Is our current knowledge sufficient to make sound decisions about mitigating the effects of climate change. **Iheringia Série Botânica.**; [s. l.], v.68, p.155-70, 2013.
- BEAUCHARD, O. et al. The use of multiple biological traits in marine community ecology and its potential in ecological indicator development. **Ecological Indicators.**; New York, v. 76, p. 81-96, 2017.
- BELLWOOD, David R. et al. Coral bleaching, reef fish community phase shifts and the resilience of coral reefs. **Global Change Biology**, v. 12, n. 9, p. 1587-1594, 2006.
- BLABER, S. J. M. et al. Species composition and biomasses of fishes in tropical seagrasses at Groote Eylandt, northern Australia. **Estuarine, Coastal and Shelf Science.**; London, v.35, n.6, p.605-620, 1992.
- BOLAM, S. G.; EGGLETON, J. D.; Macrofaunal production and biological traits: spatial relationships along the UK continental shelf. **Journal of Sea Research.**; Den Burg, v. 88, p. 47-58, 2014.
- BORJA, Angel et al. Overview of integrative tools and methods in assessing ecological integrity in estuarine and coastal systems worldwide. **Marine Pollution Bulletin.**; London, v.56, n.9, p.1519-1537, 2008.
- BOS, A. R. et al. Ecosystem engineering by annual intertidal seagrass beds: sediment accretion and modification. **Estuarine, Coastal and Shelf Science.**; London, v.74, n.1-2, p. 344-348, 2007.
- BOSTRÖM, C. et al. Environmental variables explaining structural and functional diversity of seagrass macrofauna in an archipelago landscape. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology.**; Amsterdam, v.335, n.1, p.52-73, 2006.

BOSTRÖM, C. et al. Invertebrate dispersal and habitat heterogeneity: expression of biological traits in a seagrass landscape. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology.**; Amsterdam, v.390, n.2, p.106-117, 2010.

BOYÉ, Aurélien et al. Constancy despite variability: Local and regional macrofaunal diversity in intertidal seagrass beds. **Journal of Sea Research**, v. 130, p. 107-122, 2017.

BRACKEN, Matthew ES; LOW, Natalie HN. Realistic losses of rare species disproportionately impact higher trophic levels. **Ecology Letters**, v. 15, n. 5, p. 461-467, 2012.

BREMNER, J. et al. Assessing functional diversity in marine benthic ecosystems: a comparison of approaches, **Marine Ecology Progress Series.**;[s. l.], v. 254, p.11-25, 2003.

CASARES, F. A.; CREED, J. C. Do small seagrasses enhance density, richness, and diversity of macrofauna?. **Journal of Coastal Research.**; Fort Lauderdale p.790-797, 2008.

CHAVES, L. T. C. ; FEITOSA, J. L. . Impactos diretos e indiretos das atividades humanas sobre ambientes recifais e a ictiofauna associada. In: Araujo ME; Feitosa CV; Mattos S. (Org.). Ecologia de peixes recifais em Pernambuco. 1ed. Recife - PE: Editora UFPE, 2018, v. , p. 83-142.

CHEVENE, F. et al. A fuzzy coding approach for the analysis of long term ecological data. **Freshwater biology.**; [s. l.], v.31, n.3, p.295-309, 1994.

COLIN, Nicole et al. Functional diversity measures revealed impacts of non-native species and habitat degradation on species-poor freshwater fish assemblages. **Science of The Total Environment.**; [s. l.], v. 625, p. 861-871, 2018.

COPERTINO, Margareth S. et al. Seagrass and Submerged Aquatic Vegetation (VAS) Habitats off the Coast of Brazil: state of knowledge, conservation and main threats. **Brazilian Journal of Oceanography.**; São Paulo, v.64, SPE2, p. 53-80, 2016.

CREED, Joel C. Distribution, seasonal abundance and shoot size of the seagrass *Halodule wrightii* near its southern limit at Rio de Janeiro state, Brazil. **Aquatic Botany.**; Amsterdam, v.65, n.1-4, p.47-58, 1999.

CREED, J. C.; AMADO FILHO, Gilberto M. Disturbance and recovery of the macroflora of a seagrass (*Halodule wrightii* Ascherson) meadow in the Abrolhos Marine National Park, Brazil: an experimental evaluation of anchor damage. **Journal of experimental marine biology and ecology.**; Amsterdam, v.235, n.2, p.285-306, 1999.

CREED, Joel Christopher; KINUPP, Monique. Small scale change in mollusk diversity along a depth gradient in a seagrass bed off Cabo Frio, (Southeast Brazil). **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 59, n. 3, p. 267-276, 2011.

CROWDER, Larry B. et al. The impacts of fisheries on marine ecosystems and the transition to ecosystem-based management. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 39, p. 259-278, 2008.

DE LEO, Giulio A.; LEVIN, Simon. The multifaceted aspects of ecosystem integrity. **Conservation ecology**, v. 1, n. 1, 1997.

DE PAULA, Alline Figueira; FIGUEIREDO, MA de O.; CREED, Joel Christopher. Structure of the macroalgal community associated with the seagrass *Halodule wrightii* Ascherson in the Abrolhos Marine National Park, Brazil. **Botanica Marina**, v. 46, n. 5, p. 413-424, 2003.

DEWSBURY, Bryan M.; BHAT, Mahadev; FOURQUREAN, James W. A review of seagrass economic valuations: Gaps and progress in valuation approaches. **Ecosystem Services**, v. 18, p. 68-77, 2016.

DIAS, J. Alveirinho; DO CARMO, J. Antunes; POLETTE, Marcus. As Zonas Costeiras no contexto dos Recursos Marinhos. **Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management**, v. 9, n. 1, p. 3-5, 2009.

DIMITRIADIS, Charalampos; EVAGELOPOULOS, Athanasios; KOUTSOUBAS, Drosos. Functional diversity and redundancy of soft bottom communities in brackish waters areas: local vs regional effects. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 426, p. 53-59, 2012.

DIMITRIADIS, Charalampos.; KOUTSOUBAS, Drosos. Functional diversity and species turnover of benthic invertebrates along a local environmental gradient induced by an aquaculture unit: the contribution of species dispersal ability and rarity, **Hydrobiologia**.; Den Haag, v. 670, n.1, p.307-315, 2011.

DOLBETH, Marina et al. Feeding guild composition of a macrobenthic subtidal community along a depth gradient. **Scientia Marina**, v. 73, n. 2, p. 225-237, 2009.

DOLBETH, Marina et al. Drivers of estuarine benthic species distribution patterns following a restoration of a seagrass bed: a functional trait analyses. **Marine pollution bulletin**, v. 72, n. 1, p. 47-54, 2013.

DOLÉDEC, Sylvain; STATZNER, Bernhard. Responses of freshwater biota to human disturbances: contribution of J-NABS to developments in ecological integrity assessments. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 29, n. 1, p. 286-311, 2010.

DUFFY, J. Emmett et al. Grazer diversity, functional redundancy, and productivity in seagrass beds: an experimental test. **Ecology**, v. 82, n. 9, p. 2417-2434, 2001.

DUFFY, J. Emmett. Biodiversity and the functioning of seagrass ecosystems. **Marine Ecology Progress Series**.; [s. l.], v.311, p. 233-250, 2006.

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

ELLINGSEN, Kari E.; HEWITT, Judi E.; THRUSH, Simon F. Rare species, habitat diversity and functional redundancy in marine benthos. **Journal of Sea Research**, v. 58, n. 4, p. 291-301, 2007.

EMMETT D.J. et al. Grazer diversity effects on ecosystem functioning in seagrass beds. **Ecology letters**.; Oxford, v.6, n.7, p.637-645, 2003.

FAULWETTER S. et al. Polytraits: A database on biological traits of marine polychaetes. **Biodiversity Data Journal**.; Sofia, v.2, e 1024, 2014.

FEIO, Maria João; DOLÉDEC, Sylvain. Integration of invertebrate traits into predictive models for indirect assessment of stream functional integrity: a case study in Portugal. **Ecological Indicators**, v. 15, n. 1, p. 236-247, 2012.

FLATHER, Curtis H.; SIEG, Carolyn Hull. Species rarity: definition, causes and classification. **Conservation of rare or little-known species: Biological, social, and economic considerations**, p. 40-66, 2007.

FOLK, Robert Louis; WARD, William C. Brazos River bar [Texas]; a study in the significance of grain size parameters. **Journal of Sedimentary Research**, v. 27, n. 1, p. 3-26, 1957.

FORTES, Miguel D. Seagrass ecosystem conservation in Southeast Asia needs to link science to policy and practice. **Ocean & coastal management**, v. 159, p. 51-56, 2018.

FROESE, R.; PAULY, D. World Wide Web electronic publication. **Editors..FishBase**.; 2019.

GATZ, A. John. 1979. Community organization in fishes as indicated by morphological features. **Ecology**.; [s. l.], v.60, n.4, p.711–718, 1979.

GREENFIELD, Barry L. et al. Mapping functional groups can provide insight into ecosystem functioning and potential resilience of intertidal sandflats, 2016.

GUSMAO, J. B. et al. Functional diversity of macrobenthic assemblages decreases in response to sewage discharges. **Ecological indicators**.; New York, v. 66, p. 65-75, 2016.

HELFMAN, G.S. Fish conservation: a guide to understanding and restoring global aquatic biodiversity and fishery resources. **Washington: Island Press. p.**; [s. l.], v. 584, 2007.

HILL, M. O. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. **Ecology**.; [s. l.], v. 54, n. 2, p. 427-432, 1973.

- HUGHES, A. Randall; STACHOWICZ, John J. Genetic diversity enhances the resistance of a seagrass ecosystem to disturbance. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 101, n. 24, p. 8998-9002, 2004.
- IBAMA. Boletim estatístico da pesca marítima e estuarina do Nordeste do Brasil. Tamandaré: CEPENE. 2007, 217 p.
- ISLAM, Md Shahidul; TANAKA, Masaru. Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. **Marine pollution bulletin**, v. 48, n. 7-8, p. 624-649, 2004.
- JENNINGS, Simon; GREENSTREET, Simon PR; REYNOLDS, John D. Structural change in an exploited fish community: a consequence of differential fishing effects on species with contrasting life histories. **Journal of Animal Ecology**, v. 68, n. 3, p. 617-627, 1999.
- JENNINGS, S.; BLANCHARD, J.L. Fish abundance with no fishing: predictions based on macroecological theory. **J. Anim. Ecol.**; Oxford, v.73, p.632–642, 2004.
- JOST, Lou. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. **Ecology**, v. 88, n. 10, p. 2427-2439, 2007.
- JUAN, Silvia et al. Standardising the assessment of Functional Integrity in benthic ecosystems. **Journal of Sea Research.**; Den Burg, v. 98, p. 33-41, 2015.
- KARPOUZI, V.S.; STERGIOU K.I. The relationships between mouth size and shape and body length for 18 species of marine fishes and their trophic implications. **Journal of Fish Biology.**; London, v. 62, n.6, p.1353–1365, 2003.
- KOENING, Maria Luise et al. Impactos da construção do Porto de Suape sobre a comunidade fitoplancônica no estuário do rio Ipojuca (Pernambuco-Brasil). **Acta Botanica Brasilica**, v. 16, n. 4, p. 407-420, 2002.
- KOKAREV, V. N. et al. Taxonomic and functional patterns of macrobenthic communities on a high-Arctic shelf: a case study from the Laptev Sea. **Journal of sea research**, v. 129, p. 61-69, 2017.
- KRAMER, Donald L.; BRYANT, Michael J. Intestine length in the fishes of a tropical stream: 2. Relationships to diet—the long and short of a convoluted issue. **Environmental biology of fishes**, v. 42, n. 2, p. 129-141, 1995.
- LALIBERTÉ, Etienne; LEGENDRE, Pierre. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, v. 91, n. 1, p. 299-305, 2010.
- LEPŠ, Jan et al. Quantifying and interpreting functional diversity of natural communities: practical considerations matter. **Preslia.**; Praha, v.78, p.481–501, 2006.

- LOREAU, Michel; NAEEM, Shahid; INCHAUSTI, Pablo (Ed.). **Biodiversity and ecosystem functioning: synthesis and perspectives**. Oxford University Press on Demand, 2002.
- LUBBERS, L. et al. Variations in structure of estuarine fish communities in relation to abundance of submersed vascular plants. **Marine Ecology Progress Series.**; [s. l.], p.1-14, 1990.
- MARCHINI, A. et al. Functions and ecological status of eight Italian lagoons examined using biological traits analysis (BTA). **Marine Pollution Bulletin.**; London, v.56, n.6, p.1076-1085, 2008.
- MARCON, E.; HÉRAULT, B..Decomposing phylodiversity. **Methods in Ecology and Evolution.**; [s. l.], v. 6, n. 3, p. 333-339, 2015.
- MARQUES, L. V.; CREED, J. C. Biologia e ecologia das fanerógamas marinhas do Brasil. **Oecologia Brasiliensis.**;[s. l.], v.12, n.2, p.12, 2008.
- MARTÍNEZ, M. L. et al. The coasts of our world: Ecological, economic and social importance. **Ecological Economics.**;[s. l.], v.63, n.2, p.254-272, 2007.
- MASON, N.W.H. et al. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. **Oikos.**; Rio de Janeiro, v.111, p.112–118, 2005.
- MASON, N. W. H. A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. **Journal of Vegetation Science.**; Knivsta, v.24, n.5, p.794–806, 2012.
- MASON, Norman WH et al. A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. **Journal of Vegetation Science**, v. 24, n. 5, p. 794-806, 2013.
- MICHELI, F.; HALPERN. B.S. Low functional redundancy in coastal marine assemblages.**Ecology Letters.**;Oxford, v.8, p.391–400, 2005.
- MOUCHET, M. A. et al. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules.**Functional Ecology.**; London, v.24, n.4, p.867-876, 2010.
- MOUILLOT, D. Alternatives to taxonomic-based approaches to assess changes in transitional water communities. *Aquatic Conservation: Marine and* **Freshwater Ecosystems.**; [s. l.], v.16, n.5, p.469-482, 2006.
- MOUILLOT, D. et al. A functional approach reveals community responses to disturbances. **Trends in Ecology and Evolution.**;Barking, v.28, p.167-177, 2013.

- MOKSNES, P. O. et al. Trophic cascades in a temperate seagrass community. *Oikos*, 117(5), 763-777, 2008.
- MYERS, R.A.; WORM, B. Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature*.;[s. l.], v.423, p.280–283, 2003.
- MYERS-SMITH, I.H. et al. Resilience: easy to use but hard to define. *Ideas Ecol Evolut.*;Cambridge, v.5, p.44–53, 2012
- NAGELKERKEN, I. et al. How important are mangroves and seagrass beds for coral-reef fish? The nursery hypothesis tested on an island scale. *Marine ecology progress series*, v. 244, p. 299-305, 2002.
- NASI, F. et al. Functional biodiversity of marine soft-sediment polychaetes from two Mediterranean coastal areas in relation to environmental stress. *Marine environmental research*.; [s. l.], v. 137, p. 121-132, 2018.
- NORDLUND, L. M. et al. Seagrass ecosystem services and their variability across genera and geographical regions.*PloSOne*.; San Francisc, v.11, n.10, e016309, 2016.
- NORLING, K. Importance of functional biodiversity and species-specific traits of benthic fauna for ecosystem functions in marine sediment. *Marine Ecology Progress Series*.; [s. l.],v.332, p.11-23, 2007.
- OLIVA, S. et al. Selection of metrics based on the seagrass *Cymodoce anodosa* and development of a biotic index (CYMOX) for assessing ecological status of coastal and transitional waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*.; London v. 114, p. 7-17, 2012.
- OMENA, E.; CREED, J. C. Polychaete fauna of seagrass beds (*Halodule wrightii* Ascherson) along the coast of Rio de Janeiro (Southeast Brazil). *Marine Ecology*, [s. l.], v.25, n.4, p.273-288, 2004.
- ONDIVIELA, B. et al. A management approach for the ecological integrity of NE Atlantic estuaries. *Ecological Indicators*, New York, v.52, p.105-115, 2015.
- ORTH, R. J. et al. A global crisis for seagrass ecosystems.*Bioscience*.,Uberlândia, v.56, n.12, p. 987-996, 2006.
- PACHECO, A. S. et al. Functional diversity of marine macrobenthic communities from sublittoral soft-sediment habitats off northern Chile. *Helgoland marine research*.; Berlin, v. 65, n. 3, p. 413, 2011.
- PAGANELLI, D. et al. Functional structure of marine benthic assemblages using Biological Traits Analysis (BTA): a study along the Emilia-Romagna coastline (Italy, North-West Adriatic Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, London v. 96, p. 245-256, 2012.
- PAULY, D. Fishing down marine food webs.*Science*.;[s. l.], v. 279, p.860-863, 1998.

- PAULY, D. et al. Towards sustainability in world fisheries. **Nature**.;[s. l.], v.418, p.689–695, 2002.
- PAULY, D.; PALOMARES, M.L. Fishing down marine food web: it is far more pervasive than we thought. **Bulletin of marine science**, v. 76, n. 2, p. 197-212, 2005.
- PEARSON, T. H.; ROSENBERG, R. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. **Oceanogr.Mar. Biol.** [s. l.], v.16, p.229-311, 1978.
- PEARSON, T.H. et al. Functional group ecology in soft sediment marine benthos: The role of bioturbation. **Oceanography and Marine Biology**.; [s. l.], vol. 39, p. 233-267.2001.
- PENG, S. et al. Application of macrobenthos functional groups to estimate the ecosystem health in a semi-enclosed bay. **Marine pollution bulletin**, London, v.74, n.1, p. 302-310, 2013.
- PEREIRA, P. H. et al. Community structure of the ichthyofauna associated with seagrass beds (*Halodule wrightii*) in Formoso River estuary-Pernambuco, Brazil. **Anais da academia Brasileira de Ciencias**.; Rio De Janeiro, v.82, n.3, p.617-628, 2010.
- PÉREZ, M. S.; GONÇALVES, C. U. Desenvolvimento e conflito territorial-primeiras reflexões sobre as comunidades atingidas pelo complexo industrial portuário de Suape-PE, Brasil. **Revista de Geografia**; Recife, v. 29, n. 2, p. 167-179, 2012.
- PHILLIPS, R. C. The seagrass ecosystem and resources in Latin America. In: Coastal plant communities of Latin America. p. 107-121, 1992.
- PINNEGAR, J.K. Long-term changes in trophic level of the Celtic Sea fish community and fish market price distribution. **Journal of Applied Ecology**.; Oxford, v.39, p.377-390, 2002.
- PINTO, R., et al. Review and evaluation of estuarine biotic indices to assess benthic condition. **Ecological indicators**.; New York, v.9, n.1 p.1-25, 2009.
- PODANI, J. Combinatorial functional diversity: an information theoretical approach. **Community ecology**.; v.14, n.2, p.180-188, 2013.
- POPE, J.G. et al. Successful surf-riding on size spectra: the secret of survival in the sea. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*.; [s. l.], v.343, p.41-49, 1994.
- QUEIRÓS, Ana M. et al. A bioturbation classification of European marine infaunal invertebrates. **Ecology and evolution**, v. 3, n. 11, p. 3958-3985, 2013.

- RAMÍREZ, E. Shoalgrass *Halodule wrightii* (Ascherson, 1868) meadows in El Salvador: distribution and associated invertebrates at the estuary complex of Bahía de Jiquilisco. **Submission article platform-Latin American Journal of Aquatic Research.**;[s. l.], v.45, n.4, 2017.
- RANDALL, J. E. Food habits of reef fishes of the West Indies. **Stud. Trop. Oceanogr.**; [s. l.],v. 5, p. 665-847, 1967.
- RAO, C. R. Diversity and dissimilarity coefficients: a unified approach, Theoretical population biology, v.21, n.1, p. 24-43, 1982.
- REIS, T. N. V. **Estimativa de abundância de Angiosperma Marinha *Halodule wrightii* Ascherson, em Prados do Estado de Pernambuco.** 2007. p. 1-96. Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Oceanografia). Universidade Federal de Pernambuco, 2007.
- ROSENBERG, R. Benthic marine fauna structured by hydrodynamic processes and food availability. **Neth. J. Sea Res.**; Den Burg, v.34, p.303–317, 1995.
- ROTH, S.; WILSON, J.G. Functional analysis by trophic guilds of macrobenthic community structure in Dublin Bay, Ireland. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology.**; Amsterdam, v. 222, n. 1-2, p. 195-217, 1998.
- SCHLEUTER, D.A user's guide to functional diversity indices. **Ecol. Monogr.**; Durham, v.80, p.469–484, 2010.
- SHORT, F. T. et al. Seagrass Net monitoring across the Americas: case studies of seagrass decline. **Marine Ecology**, [s. l.],v. 27, n. 4, p. 277-289, 2006.
- SHORT, F.T. et al. Global seagrass distribution. **Global seagrass research methods**, [s. l.], v. 5, p. 30, 2001.
- SIBBING, F.A.; NAGELKERKE, L.A.J. Resource partitioning by Lake Tana barbs predicted from fish morphometrics and prey characteristics. **Reviews in Fish Biology and Fisheries.**;[s. l.], v.10, n.4, p.393–437, 2001
- SOUZA, J. R. B.; CARVALHO, P. S. M. Bioindicadores e biomarcadores no sistema bêntico. In: Sigrid Neumann-Leitão; Soraya El-Deir. (Org.). Bioindicadores de qualidade ambiental. **1ed. Recife: Instituto Brasileiro Pró-Cidadania.**; v. 1, p. 163-173, 2009.
- SUGUIO, K. Introdução à sedimentologia. **Edgard Blucher/EDUSP.**; São Paulo, p. 317, 1973.
- THANGARADJOU, T.; BHATT, J. R. Status of seagrass ecosystems in India. **Ocean & Coastal Management.**; Barking, v.159, p.7–15, 2017.
- THORMAR, J. et al. Eelgrass (*Zostera marina*) food web structure in different environmental settings. **PloS one.**; San Francisc, v. 11, n.1, e0146479, 2016.

- UNSWORTH, R.K.F et al. A framework for the resilience of seagrass ecosystems. **Marine pollution bulletin**, London, v.100, n.1, p.34-46, 2015.
- VAN DER LINDEN, P. et al. A biological trait approach to assess the functional composition of subtidal benthic communities in an estuarine ecosystem, **Ecological Indicators**.; New York, v.20, p.121-133, 2012.
- VAN DER LINDEN, P. et al. Functional changes in polychaete and mollusc communities in two tropical estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, London v. 187, p. 62-73, 2017.
- VAN DER LINDEN, P., et al. The performance of trait-based indices in an estuarine environment. **Ecological indicators**.; New York, v.61, p.378-389, 2016.
- VAN DER WAL, D. et al. Hydrodynamic conditioning of diversity and functional traits in subtidal estuarine macrozoobenthic communities. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**.; London, v.197, p.80-92, 2017.
- VANDEWALLE, Marie et al. Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 10, p. 2921-2947, 2010.
- VERÍSSIMO, H. et al. Assessment of the subtidal macrobenthic community functioning of a temperate estuary following environmental restoration. **Ecological Indicators**, New York, v. 23, p. 312-322, 2012.
- VIANA, G.F.S.. **Assentamento, estrutura da comunidade e alimentação de camarões *Penaeidea* e *Caridea* no prado de capim marinho (*Halodule wrightii* Aschers) na praia de Forno da Cal, Itamaracá, Pernambuco, Brasil**. 2005. 164p Tese (Doutorado em Oceanografia)-Programa de Pós-Graduação em Oceanografia. Universidade Federal de Pernambuco. Recife. 2005.
- VILLÉGER, S. et al. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. **Ecological Applications**.;[s. l.], **Freshwater biology**.; [s. l.], v.20, n.6, p.1512-1522, 2010.
- VILLÉGER, S. et al. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**.;[s. l.], v.89, p.2290-2301, 2008.
- VIOLLE et al., 2007. Let the concept of trait be functional. **Oikos**.;Rio de Janeiro, v.116, p.882-892.
- VIOLLE, Cyrille et al. Functional rarity: the ecology of outliers. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 32, n. 5, p. 356-367, 2017.

WAN HUSSIN, W.M.R. Impacts of physical disturbance on the recovery of amacrofaunal community: a comparative analysis using traditional and novel approaches. **Ecological Indicators.**;New York, v.12, p.37–45, 2012.

WEBB, P.W. Form and function in fish swimming.**Scientific American.**:[s. l.], v.251, n.1, p. 72–82, 1984.

WONG, M. C.; DOWD, M. Patterns in taxonomic and functional diversity of macrobenthic invertebrates across seagrass habitats: a case study in Atlantic Canada. **Estuaries and coasts.**; Port Republic, v.38, n.6, p.2323-2336, 2015.

YAMADA, K. et al. Environmental and spatial controls of macroinvertebrate functional assemblages in seagrass ecosystems along the Pacific coast of northern Japan. **Global ecology and conservation.**; Amsterdam, v. 2, p. 47-61, 2014.

APÊNDICE A- LISTA DE INDIVÍDUOS DA ICTIOFAUNA

Família	Gênero/Espécie	TOTAL:
Ariidae	<i>Arius</i> sp.	1
Atherinopsidae	<i>Atherinella brasiliensis</i>	13
Atherinopsidae	<i>Atherinella</i> sp.	2
Bothidae	<i>Trichopsetta</i> sp.	2
Carangidae	<i>Trachinotus falcatus</i>	13
Carangidae	<i>Oligoplites saurus</i>	1
Carangidae	<i>Trachinotus goodei</i>	3
Carangidae	<i>Selene vômer</i>	1
Diodontidae	<i>Diodon holocanthus</i>	2
Engraulidae	<i>Anchoviella brevirostris</i>	20
Engraulidae	<i>Lycengraulis grossidens</i>	2
Ephippidae	<i>Chaetodipterus faber</i>	3
Gerreidae	<i>Ulaema cf. lefroyi</i>	1
Gerreidae	<i>Eucinostomus melanopterus</i>	1
Haemulidae	<i>Haemulon parra</i>	1
Hemiramphidae	<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	4
Labridae (Scarinae)	<i>Sparisoma radians</i>	2
Lutjanidae	<i>Lutjanus analis</i>	3
Mugilidae	<i>Mugil</i> cf. <i>trichodon</i>	2
Ostraciidae	<i>Lactophrys trigonus</i>	1
Ostraciidae	<i>Acanthostracion polygonius</i>	1
Polynemidae	<i>Polydactylus oligodon</i>	4
Sciaenidae	<i>Larimus breviceps</i>	6
Sciaenidae	<i>Ophioscion punctatissimus</i>	7
Sciaenidae	<i>Menticirrhus americanos</i>	1
Serranidae	<i>Alphestes afer</i>	2
Tetraodontidae	<i>Sphoereoides greeleyi</i>	66
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides spengleri</i>	2

APÊNDICE B- LISTA DE INDIVÍDUOS DA MACROFAUNA

CRUSTÁCEOS

<i>Alpheus carlae</i>	<i>Bemlos</i> sp.	<i>Cheiriphotis</i> sp.	<i>Dulichchiella ankeri</i>	<i>Hyale niger</i>
<i>Alpheus</i> sp.	<i>Bulbamphiascus minutus</i>	<i>Chondrochelia</i> sp.	<i>Dulichchiella</i> sp.	<i>Idunellas</i> p.
Ameira	<i>Bulbamphiascus</i> sp.	<i>Cletopsyllus</i> sp.	<i>Erichthonius brasiliensis</i>	<i>Intercanuella</i> sp
<i>Amphiascus</i> sp.	<i>Calozodion bacescui</i>	<i>Coullana canadensis</i>	<i>Erichthonius</i> sp.	Isopoda
Amphipoda	<i>Calozodion</i> sp	<i>Cuapetes americanus</i>	<i>Eudactylopus</i> sp.	Laophontidae
<i>Ampithoe ramondi</i>	<i>Canuella</i> sp.	Cumacea	<i>Eudactylopus</i> sp.	<i>Laticorophium baconi</i>
<i>Ampithoe</i> sp.	Canuellidae	<i>Cymadusa filosa</i>	<i>Gammaropsis</i> sp.	<i>Lembos</i> sp.
Aoridae	<i>Carpias</i> sp.	Decapoda	<i>Gibberosus</i> sp.	<i>Leptochelia</i> sp.
Arcturidae	<i>Cerapus</i> sp.	<i>Dulichchiella ankeri</i>	<i>Hartmanodes</i> sp.	<i>Leucothoe</i> sp.
<i>Longipedia</i> sp.	<i>Nototropis</i> sp.	<i>Parhyale</i> sp.	Proaemeira	Sphaeromatidae

<i>Lysianopsis</i> sp.	Ostracoda	<i>Parhyale</i> sp. Nov	<i>Protohyalle macrodactylla</i>	<i>Typhlamphiascus</i> sp.
<i>Melita</i> sp.	Paguridae	<i>Paruphinotus</i> sp.	Pycnogonida	<i>Upogebia</i> sp.
Miraciidae	<i>Parapseudes</i> sp.	<i>Photis</i> sp.	<i>Scottolana</i> sp.	
<i>Monocorophium acherusicum</i>	Parapseudidae	Pinnotheridae	<i>Scutellidium</i> sp.	
<i>Nerilla</i> sp.	<i>Parhyale hawaiiensis</i>	<i>Podocerus</i> sp.	<i>Sicyonia parri</i>	

MOLUSCOS

<i>Abra aequalis</i>	<i>Arcopsis ardance</i>	<i>Chione cancellata</i>	<i>Cylichnella bidentada</i>	<i>Ervilia nitens</i>
<i>Abra lioica</i>	<i>Caryocorbula cymella</i>	<i>Codakia orbicularis</i>	<i>Diodora cayenensis</i>	<i>Eulithidium bellum</i>
<i>Acteocina bullata</i>	<i>Caryocorbula semile</i>	<i>Crassostrea rhizophorae</i>	<i>Diplodonta nucleiformis</i>	<i>Eulithidium pterocladicum</i>
<i>Afrolucina lens</i>	<i>Cathrolucina costata</i>	<i>Crenella divaricata</i>	<i>Divalinga quadrisulcata</i>	<i>Eurythellina angulosa</i>
<i>Anomalocardia flexuosa</i>	<i>Cavalinga blanca</i>	<i>Ctena orbiculata</i>	Donacidae juvenil	<i>Eurytellina lineata</i>
<i>Arca imbricata</i>	<i>Cerithium atratum</i>	<i>Cumingia lamellosa</i>	<i>Elysia</i> sp.	<i>Eurytellina punicea</i>
<i>Gouldia cerina</i>	<i>Lirophora paphia</i>	<i>Mytella</i> sp.	<i>Ostrea</i> sp.	<i>Prunum bellulum</i>

<i>Heterobranchia</i>	<i>Lyonsia alvarezii</i>	<i>Neritina virginea</i>	<i>Parviturbo rehderi</i>	<i>Sphenia fragillis</i>
<i>Hetrodonax bimaculatus</i>	<i>Musculus lateralis</i>	<i>Nitodetellina unifasciata</i>	<i>Periploma</i> sp.	<i>Tagelus divisus</i>
<i>Iscnochiton striolatus</i>	<i>Mysella planulata</i>	<i>Olivella petiolita</i>	<i>Pinctada imbricata</i>	<i>Tellina sandix</i>
				<i>Transenella cubaniana</i>

POLIQUETAS

<i>Amaena</i> sp.	<i>Axiothella</i> sp.	<i>Chaetocantus magnificus</i>	<i>Dorvillea</i> sp.	<i>Glycinde</i> sp.
<i>Amphicorina</i> sp.	<i>Brada</i> sp.	<i>Chaetozone</i> sp.	<i>Eteone californica</i>	<i>Goniada</i> sp.
<i>Amphicteis</i> sp.	<i>Branchioma</i> sp.	<i>Cirratulus</i> sp.	<i>Eteone</i> sp.	<i>Goniadides</i> sp.
<i>Anoplosyllis</i> cf <i>edentula</i>	<i>Capitella</i> sp.	<i>Cirriformia</i> sp.	<i>Euclymene</i> sp.	<i>Harmothoe</i> sp.
<i>Aonides</i> sp.	<i>Capitomastus</i> sp.	<i>Dasybranchus</i> sp.	<i>Eunice</i> sp.	<i>Hemipodia</i> sp.
<i>Arabella</i> sp.	<i>Caulleriella</i> sp.	<i>Decamastus</i> sp.	<i>Eurythoe</i> sp.	<i>Hesione picta</i>
<i>Armandia</i> sp.	<i>Ceratonereis singularis</i>	<i>Diopatra</i> sp.	<i>Exogone</i> sp.	<i>Hesionides</i> sp.

<i>Heteromastus</i> sp.	<i>Mediomastus</i> sp.	<i>Pareurythoe</i> sp.	<i>Protoaricia</i> sp.	<i>Sthenelais</i> sp.
<i>Hipponoe</i> sp.	<i>Micropodarke</i> sp.	<i>Parexogone</i> sp.	<i>Protula</i> sp.	<i>Sthenolepis</i> sp.
<i>Inermosyllis</i> sp.	<i>Naineris</i> cf <i>dendritica</i>	<i>Perinereis</i> sp.	<i>Salvatoria</i> sp.	<i>Streblosoma</i> sp.
<i>Kirkegaardia</i> sp.	<i>Naineris</i> cf <i>setosa</i>	<i>Pholoe</i> sp.	<i>Schistomeringos rudolphi</i>	<i>Streblospio</i> sp.
<i>Lanice</i> sp.	<i>Naineris</i> sp.	<i>Phyllodoce</i> sp.	<i>Schistomeringos</i> sp.	<i>Syllides</i> sp.
<i>Leitoscoloplos</i> sp.	<i>Nicolea</i> sp.	<i>Pionosyllis</i> sp.	<i>Scolelepis</i> sp.	<i>Syllis</i> cf <i>varegata</i>
<i>Leodamas</i> sp.	<i>Notomastus</i> sp.	<i>Plakosyllis</i> sp.	<i>Scoloplos armiger</i>	<i>Syllis</i> sp.
<i>Loimia</i> sp.	<i>Opisthosyllis</i> sp.	Polychaeta juvenil	<i>Scyphoproctus</i> sp.	<i>Terebellides</i> sp.
<i>Lumbrinereis</i> sp.	<i>Orbinia</i> sp.	<i>Polycirrus</i> sp.	<i>Sigambra grube</i>	<i>Tharyx</i> sp.
<i>Lysidice ninetta</i>	<i>Owenia</i> sp.	<i>Polydora</i> sp.	<i>Sigambra</i> sp.	<i>Timarete</i> sp.
<i>Magelona</i> sp.	<i>Oxydromus</i> sp.	<i>Prionospio</i> sp.	<i>Sphaerosyllis</i> sp.	
<i>Marphysa</i> sp.	<i>Palposyllis</i> sp.	<i>Progoniada</i> sp.	<i>Sternaspis</i> sp.	

OFIÚROS		CNIDÁRIOS	HOLOTÚRIOS	OUTROS
<i>Amphiodia atra</i>	<i>Ophiactis savignyi</i>	<i>Edwardisa</i> sp1	<i>Chiridota rotífera</i>	Nematoda
<i>Amphiodia riisei</i>	<i>Ophioderma apressa</i>	<i>Edwardisa</i> sp2	<i>Synaptula hydriformis</i>	Oligochaeta
<i>Amphipholis squamata</i>	<i>Ophiostigma isocanthum</i>	<i>Edwardisa</i> sp3		Platelmintes
Amphiuridae	<i>Ophiothrix</i> sp.	<i>Scolanthus</i> sp.		Priapulida
<i>Ophiactis lymani</i>				Sipuncula