



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA DE PESCA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE PESCA

NATÁLIA CARLA FERNANDES DE MEDEIROS DANTAS

**ICTIOFAUNA ASSOCIADA AOS ESPIGÕES DE UMA PRAIA ARENOSA NO
NORDESTE DO BRASIL: ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA, ECOLOGIA TRÓFICA
E IMPACTOS ANTROPOGÊNICOS**

FORTALEZA

2019

NATÁLIA CARLA FERNANDES DE MEDEIROS DANTAS

ICTIOFAUNA ASSOCIADA AOS ESPIGÕES DE UMA PRAIA ARENOSA NO
NORDESTE DO BRASIL: ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA, ECOLOGIA TRÓFICA E
IMPACTOS ANTROPOGÊNICOS

Tese ou Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Pesca da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de doutorado em Engenharia de Pesca. Área de concentração: Recursos Pesqueiros e Meio Ambiente.

Orientador: Prof^a. Dr^a. Caroline Vieira Feitosa.
Coorientador: Prof^a. Dr^a. Carla Rezende.

FORTALEZA

2019

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

D214i Dantas, Natália Carla Fernandes de Medeiros.
Ictiofauna associada aos espigões de uma praia arenosa no Nordeste do Brasil: Estrutura da assembleia, ecologia trófica e impactos antropogênicos / Natália Carla Fernandes de Medeiros Dantas. – 2019.
98 f. : il. color.

Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Pesca, Fortaleza, 2019.

Orientação: Profa. Dra. Caroline Vieira Feitosa.

Coorientação: Profa. Dra. Carla Ferreira Rezende.

1. Teleósteos marinhos. 2. Microplástico. 3. Guildas tróficas. I. Título.

CDD 639.2

NATÁLIA CARLA FERNANDES DE MEDEIROS DANTAS

ICTIOFAUNA ASSOCIADA AOS ESPIGÕES DE UMA PRAIA ARENOSA NO
NORDESTE DO BRASIL: ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA, ECOLOGIA TRÓFICA,
IMPACTOS ANTROPOGÊNICOS

Tese ou Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Pesca da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de doutorado em Engenharia de Pesca. Área de concentração: Recursos Pesqueiros e Meio Ambiente.

Aprovada em: ___/___/_____.

BANCA EXAMINADORA

Prof^a. Dr^a. Caroline Vieira Feitosa (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof^a. Dr^a. Helena Matthews Cascon
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Vicente Vieira Faria
Universidade Estadual do Ceará (UECE)

Prof. Dr. Aldeney Andrade Soares Filho
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof^a. Dr^a. : Carminda Sandra Brito Salmito-Vanderley
Universidade Estadual do Ceará (UECE)

A Deus, pela grandeza da vida.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus o dom da perseverança concedido para atingir os meus objetivos.

A minha orientadora, Prof^a. Dr^a. Caroline Vieira Feitosa e a minha co-orientadora, Prof^a. Dr^a. Carla Rezende por terem aceitado orientar-me no doutorado, por toda dedicação e suporte ao longo do doutorado.

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

À minha família. Aos meus pais, por todo amor, paciência, apoio e incentivo recebidos ao longo da minha vida. A minha irmã Naiara, por me fazer entender que as diferenças não são problemas, mas complementos. Aos meus amados sobrinhos Cecília e Fernando Filho por todo amor e alegria que despertam em meu coração.

A Tássio Thiago, meu companheiro, por estar ao meu lado. Por ser um incentivador e admirador do meu trabalho e esforço. Pela paciência, apoio emocional e força oferecida nos momentos estressantes de conclusão deste trabalho.

À professora Helena e aos professores Vicente, Aldeney e Wilson por aceitarem fazer parte da minha banca.

As irmãs que a vida me deu: Ítala, Luysa, Ravena e Anna, ao meu irmão Ellano. Pelos anos de convivência, divisão de alegrias, dores, desesperos, confusões mentais. Pelas conversas sempre tão carregadas de emoção e significado.

Pela galera do mar, pelo grupo Espuma do mar. Vocês são demais! Tornaram esses anos mais alegres e divertidos.

Pelos colegas e amigos de laboratório, em especial ao Franklin e ao Oscar por toda amizade e pela força e coragem nos momentos em que estas me faltavam. Às lindas e lindos do grupo “Corpo limpo e mente suja” pelos inúmeros lanches da tarde regado a café com bolo de macaxeira e muita conversa sobre astrologia e aleatoriedades da vida.

Por todos que me ajudaram nas exaustivas coletas e nas biometrias.

Ao Alcion, conhecido por codinome Piu Piu, por ser nosso mestre de embarcações.

Ao Wilson pela paciência, boa vontade e amor em ajudar na identificação do conteúdo estomacal.

À Clara Cabral e ao Wellington “da física” por me ensinarem as análises do microplástico.

E a todos os demais, não nominados aqui, mas que, com certeza, contribuíram para o êxito deste trabalho.

Os meus mais sinceros agradecimentos!

“A alegria não chega apenas no encontro do achado, mas faz parte do processo da busca. E ensinar e aprender não pode dar-se fora da procura, fora da boniteza e da alegria” (Paulo Freire).

RESUMO

As praias arenosas estão sujeitas a uma série de ameaças e modificações antropogênicas (atividades recreativas, poluição, extração de recursos como a pesca, o desenvolvimento e a construção de estruturas de engenharia de defesa costeira. Essas ações alteram a paisagem, a qualidade e saúde desses ecossistemas de forma significativa. O objetivo deste trabalho é descrever a estrutura da assembleia de peixes associada a dois espigões e analisar a influência de fatores ambientais nesta estruturação, bem como descrever e analisar a ecologia trófica e identificar, classificar, e quantificar o microplástico ingerido por sete espécies de peixes em uma praia arenosa do Nordeste do Brasil. O estudo foi realizado na zona costeira de Fortaleza - CE, na praia urbana do Meireles. As coletas ocorreram mensalmente, na baixamar de sizígia, de novembro de 2015 a janeiro de 2017 ao longo de dois espigões distantes 1,4 km entre si. Foram coletadas amostras nas porções barlavento e sotavento de cada espigão. Os peixes foram capturados utilizando uma rede de arrasto de praia (15 m de comprimento, 2 m de altura, 2 m de profundidade de saco e 3 cm de malha). Foram capturados 3045 indivíduos pertencentes a 26 famílias, e 74 espécies. A assembleia de peixes estruturou-se de maneira diferente entre os lados barlavento e sotavento. A precipitação não esteve associada ao incremento na abundância em nenhum dos locais estudados, indicando que fatores e interferências locais se sobrepõem aos fatores regionais (precipitação). O aumento da poluição (quantidade de resíduos sólidos) foi associado com a diminuição no número de espécies e na diversidade em um dos espigões. Foi observada alta frequência e quantidade de ingestão de microplástico nas sete espécies estudadas (*Opisthonema oglinum*, *Bagre marinus*, *Cathorops spixii*, *Sciades herzbergii*, *Chloroscombrus chrysurus*, *Conodon nobilis*, *Haemulopsis corvinaeformis*). A quantidade de ingestão e o tipo de microplástico ingerido não depende do hábito alimentar da espécie, nem do seu comprimento, pois indivíduos maiores não consumiram uma maior quantidade de microplástico. O tipo de microplástico mais comumente ingerido foram as fibras de coloração azul. Estudos que ampliem a compreensão científica de como as praias arenosas respondem ecologicamente às ameaças e impactos antropogênicos na qual estão sujeitas são cruciais para a previsão das consequências desses impactos, principalmente porque as praias arenosas são ambientes tão amplamente ameaçados em todo mundo.

Palavras-chave: Teleósteos marinhos. Microplástico. Guildas tróficas.

ABSTRACT

Sandy beaches are subject to a number of threats and anthropogenic changes (recreational activities, pollution, resource extraction such as fishing, development and construction of coastal defense engineering structures). These actions alter the quality and health of these ecosystems. The objective of this work is to describe the structure of the fish assemblage associated to two breakwater and to analyze the influence of environmental factors in this structuring, as well as to describe and analyze the trophic ecology and to identify, classify and quantify the microplastic ingested by seven species of fish on a sandy beach in northeastern Brazil. The study was carried out in the coastal zone of Fortaleza - CE, in the urban beach of Meireles, with monthly occurrences in the low tide of sizígia, from November of 2015 to January of 2017, along two distant breakwater, 1.4 km apart, samples were collected in the and leeward of each breakwater. The fish were caught using a trawling net (15 m long, 2 m high, 2 m deep bag and 3 cm mesh). A total of 3045 individuals belonging to 26 families and 74 species were captured. The fish assemblage was structured differently between the windward and leeward sides. Precipitation was not associated with an increase in abundance in any of the studied sites, indicating that local factors and interferences overlap with regional factors (precipitation). The increase in pollution (amount of solid waste) was associated with a decrease in the number of species and diversity in one of the breakwater. High frequency and amount of microplastic ingestion were observed in the seven species studied (*Opisthonema oglinum*, *Catreops spixii*, *Sciades herzbergii*, *Chloroscombrus chrysurus*, *Conodon nobilis*, *Haemulopsis corvinaeformis*). The amount of ingestion and the type of microplastic ingested does not depend on the food habit of the species or its length, since larger individuals did not consume a greater amount of microplastic. The most commonly ingested type of microplast was the blue staining fibers. Studies that broaden the scientific understanding of how sandy beaches respond ecologically to the threats and anthropogenic impacts on which they are subject are crucial to predicting the consequences of these impacts, especially as sandy beaches are such a widely threatened environment around the world.

Keywords: Marine teleosts. Microplastic. Trophic guilds.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Espigões da Beira Mar de Fortaleza, Ceará, Brasil	26
Figura 2 – Rede de arrasto sendo manuseada por tração humana ao longo de um dos espigões da Beira Mar de Fortaleza, Ceará Brasil	27
Figura 3 – Riqueza de espécies nos quatro locais de amostragem dos espigões (E1B, E1S, E2B, E2S) da praia do Meireles, nordeste do Brasil	36
Figura 4 – Número de espécies por categoria de ocorrência em cada local (E1B, E1S, E2B, E2S) da praia do Meireles, nordeste do Brasil.....	37
Figura 6 – Escalonamento Multidimensional não-métrico (nMDS) da assembleia de peixes entre os lados barlavento (azul) (E1B, E2B) e sotavento (laranja) (E1S, E2S). Dados obtidos na praia do Meireles, fortaleza – CE, Brasil.....	40
Figura 7 – Escalonamento Multidimensional não-métrico (nMDS) da assembleia de peixes em cada local de amostragem (E1B – laranja, E1S – verde, E2B – azul, E2S – rosa). Dados obtidos na praia do Meireles, fortaleza – CE, Brasil	39
Figura 8 – Espigões da Beira Mar de Fortaleza, Ceará, Brasil	47
Figura 9 – Rede de arrasto sendo manuseada por tração humana ao longo de um dos espigões da Beira Mar de Fortaleza, Ceará Brasil	48
Figura 10 – Análise gráfica demonstrando a estratégia alimentar adotada pelas espécies amostradas na praia do Meireles, Fortaleza, Ceará, Brasil.	67
Figura 11 – Escalonamento Multidimensional não-métrico (nMDS) com dados de volume dos itens alimentares, distribuídos ao longo dos locais de	

amostragem. Dados obtidos na praia do Meireles, fortaleza – CE, Brasil.	71
Figura 12 – Análise de agrupamento de Cluster (índice de similaridade de Jaccard) para verificar semelhanças entre os pontos de amostragem (1IB, E1S, E2B, E2S) em relação a composição de itens alimentares	71
Figura 13 – Espigões da Beira Mar de Fortaleza, Ceará, Brasil	80
Figura 14 – Rede de arrasto sendo manuseada por tração humana ao longo de um dos espigões da Beira Mar de Fortaleza, Ceará Brasil	81
Figura 15 – Valores de Frequência relativa (%) e Abundância Relativa (%) da ingestão de microplástico pelas espécies de peixes capturadas na praia do Meireles, Fortaleza, Ceará, Brasil.	86
Figura 16 – Valores das leituras no Espectro Raman para as partículas de microplástico ingeridas pelas espécies de peixes capturadas na praia do Meireles, Fortaleza, Ceará, Brasil.	88
Figura 17 – Valores das leituras no Espectro Raman para as partículas de microplástico ingeridas pelas espécies de peixes capturadas na praia do Meireles, Fortaleza Ceará, Brasil.	88

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Lista das espécies registradas, de acordo com a ordem evolutiva (Nelson 2006), praia do Meireles, Fortaleza, com as respectivas famílias, densidades e ocorrências em cada local de amostragem.....	32
Tabela 2 – Valores de média ou mediana dos dados dos descritores ecológicos da assembleia de peixes de quatro locais de amostragem dos espigões na praia do Meireles, nordeste do Brasil.....	37
Tabela 3 – Frequência de ocorrência (Fi%), frequência volumétrica (Vi%) e índice alimentar (IAI%) das espécies capturadas na praia do Meireles, Fortaleza, Brasil. Dados amostrados de dezembro de 2015 a janeiro de 2017.	54
Tabela 4 – Valores de média ou mediana dos dados dos Quocientes Intestinais (QI) e dos índices de Repleção (IR) para as espécies amostradas na praia do Meireles, fortaleza, Brasil. Dados amostrados de dezembro de 2015 a janeiro de 2017	66
Tabela 5 – Valores de sobreposição de nicho para as espécies amostradas na praia do Meireles, Fortaleza, Brasil	70
Tabela 6 – Valores de nível trófico (Troph) e classificação das gyildas tróficas das espécies de peixes amostradas na praia do Meireles, Fortaleza, Brasil	70
Tabela 7 – Classificação das guildas tróficas, frequência e abundância de ingestão de microplástico encontrados nos estômagos das espécies de peixes capturadas na praia do Meireles, Fortaleza, Brasil.....	85
Tabela 8 – Classificação das guildas tróficas, frequência e abundância de ingestão de microplástico encontrados nos estômagos das espécies de peixes capturadas na praia do Meireles, Fortaleza, Brasil.	86

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	18
2	INTRODUÇÃO 1	24
3	MATERIAS E MÉTODOS 1	26
3.1	Área de estudo	26
3.2	Amostragens	27
3.3	Caracterização da ictiofauna	28
3.4	Caracterização da granulometria e hidrodinâmica	29
3.5	Análise de resíduos sólidos	29
3.6	Análise de dados	30
4	RESULTADOS 1	31
5	DISCUSSÃO 1	41
6	CONCLUSÃO 1	42
7	INTRODUÇÃO 2	45
8	MATERIAS E MÉTODOS 2	46
8.1	Área de estudo	46
8.2	Amostragens	47
8.3	Análise do conteúdo estomacal	49
8.3.1	<i>Frequência de Ocorrência (%Fi)</i>	49
8.3.2	<i>Frequência Volumétrica (%Fv)</i>	49
8.3.3	<i>Índice Alimentar (IAi)</i>	50
8.3.4	<i>Índice de Repleção (IR)</i>	50
8.3.5	<i>Quociente Intestinal (QI)</i>	50
8.3.6	<i>Parâmetro de Abundância Presa-específica (Pi%)</i>	51
8.3.7	<i>Amplitude de nicho</i>	51
8.3.8	<i>Análise de sobreposição de nicho</i>	52
8.3.9	<i>Análise do nível trófico</i>	52
8.3.10	<i>Classificação das guildas tróficas</i>	53
8.4	Análise de dados	53
9	RESULTADOS 2	54
10	DISCUSSÃO 3	72
11	CONCLUSÃO 2	75
12	INTRODUÇÃO 3	79

13	MATERIAS E MÉTODOS 3	80
13.1	Área de estudo	80
13.2	Amostragens	81
13.3	Análise do conteúdo estomacal	82
13.4	Análise do nível trófico	84
13.5	Classificação das guildas tróficas	84
13.6	Análise de dados	85
14	RESULTADOS 3	85
15	DISCUSSÃO 3	90
16	CONCLUSÃO 3	92
17	CONCLUSÃO GERAL	93
	REFERÊNCIAS	95
	APÊNDICE A – IMAGEM DOS RESÍDUOS SÓLIDOS	106
	APÊNDICE B – IMAGEM DOS MICROPLÁSTICOS	107

1 INTRODUÇÃO GERAL

As zonas costeiras têm habitats diversos, produtivos e importantes para o estabelecimento, desenvolvimento e subsistência das populações humanas locais (SCHLACHER *et al.*, 2008). No entanto, a expansão da população humana na zona litorânea, em conjunto com o desenvolvimento e progresso econômico, extração de recursos e aumento da demanda de oportunidades de lazer, vêm causando danos ainda não mensurados aos ecossistemas costeiros em todo o mundo, em especial nas praias arenosas (MCLACHLAN; BROWN, 2006; DEFEO *et al.*, 2009).

Atualmente, a maior parte das praias em todos os litorais do mundo está ameaçada pelas atividades humanas (DEFEO *et al.*, 2009). As principais ameaças e modificações antropogênicas observadas são atividades recreativas e de lazer, poluição ou contaminação (lixo, esgotos domésticos, efluentes industriais, vazamentos e derramamento de óleo), exploração e extração de recursos como a pesca, o desenvolvimento e a construção de estruturas de engenharia de blindagem costeira, engorda de praias. Porém, tais ações alteram a paisagem, a qualidade e saúde desses ecossistemas de forma significativa (MCLACHLAN; BROWN, 2006).

Como consequências deste intenso desenvolvimento, uso e ocupação desordenada das zonas costeiras, os litorais do mundo inteiro estão experimentando aceleradas taxas de erosão (COOPER; MCKENNA, 2008; DEFEO *et al.*, 2009). Isto porque as infraestruturas e construções humanas limitam e comprimem a linha costeira natural, geram a perda de ecossistemas chave e interconectados com as praias, como por exemplo, as dunas (FEAGIN *et al.*, 2005). Além de interferir de forma significativa na dinâmica e nos processos naturais de sedimentação e nas funcionalidades ecológicas exclusivas das praias, tais como filtragem da água do mar e reciclagem de nutrientes (SCHLACHER *et al.*, 2007; DEFEO *et al.*, 2009).

Em quase todos os casos é praticamente impossível e inviável economicamente a remoção das construções residenciais e das infraestruturas comerciais e industriais com a finalidade de acomodar o dinamismo e os processos de migração e acomodação natural da linha de costa (SCHLACHER *et al.*, 2007). Nessas situações, em que os valores econômicos e sociais se sobrepõem aos valores ecológicos, as medidas de gestão normalmente adotadas em diversos litorais do mundo para a contenção da erosão e recuo da linha de costa é a implantação de estruturas de engenharia de blindagem e defesa costeira a exemplo os chamados “espigões” e “quebra mar” ou, em menores proporções, os processos de “engorda” e “nutrição” da praia (CHARLIER *et al.*, 2005; DEFEO *et al.*, 2009; DUGAN *et al.*, 2011).

Os espigões são estruturas rígidas construídas normalmente de pedras (material externo à praia), os quais se estendem da terra perpendicularmente em direção ao mar, e que tem por finalidade o aprisionamento de sedimento que se desloca ao longo da costa devido à corrente longitudinal (MCLACHLAN; BROWN, 2006; GARRISON, 2010). Ao bloquear o transporte longitudinal de sedimentos cria-se diferenças na largura da praia, gerando acúmulo de areia no lado de barlavento (à montante da corrente) e intensificando a erosão no lado de sotavento (à jusante da corrente) (MCLACHLAN; BROWN, 2006; GARRISON, 2010). A construção dessas estruturas rígidas altera o sistema hidrodinâmico natural das ondas e correntes e a morfodinâmica praial, pois afeta as taxas de transporte de areia, que por sua vez controlam a dinâmica de erosão e acreção de praias (MILES *et al.*, 2001; DEFEO *et al.*, 2009; DUGAN *et al.*, 2011; BUNICONTRO *et al.*, 2015).

A implementação de estruturas rígidas de engenharia desencadeia efeitos ecológicos que incluem a redução significativa da faixa de praia e a perda de zonas entremarés. O habitat reduzido pode diminuir diretamente a diversidade, abundância e alterar a estrutura da comunidade de invertebrados locais (DEFEO *et al.*, 2009; MUNETTA-LAMBERT *et al.*, 2015). Esta restrição pode afetar níveis tróficos superiores, como a avifauna e a ictiofauna devido a um decréscimo na disponibilidade de presas e seus recursos alimentares, constituído principalmente de invertebrados bentônicos diversos presentes nas zonas entremarés (DUGAN; HUBBARD, 2006; SCHLACHER *et al.*, 2007; DUGAN *et al.*, 2008; SCHLACHER *et al.*, 2008). A zona de arrebentação de praias também sofre com os impactos gerados por essas construções, uma vez que, os efeitos podem se estender desde o complexo de dunas, passando pela zona entremarés e se ampliar até a zona de arrebentação (SCHLACHER *et al.*, 2008).

Desta forma o desenvolvimento de estudos que forneçam informações e proporcionem uma melhor percepção sobre o uso e o papel das espécies no habitat bem como contribuam para a compreensão do funcionamento dos ecossistemas marinhos são tão importantes, informações essas que podem ser obtidas com os estudos de ecologia trófica das espécies (ODUM *et al.*, 1995; TEIXEIRA; GURGEL 2002). Neste contexto, os estudos de ecologia trófica analisam a composição da dieta e os hábitos alimentares das espécies, fornecendo um entendimento sobre as relações de predação, competição, transferências energéticas e teias alimentares (AMUNDSEN *et al.*, 1996; GURGEL *et al.*, 2004; COMPAIRE *et al.*, 2016). Por estas razões, os estudos tróficos de peixes são fundamentais no desenvolvimento de planos de gestão e medidas de manejo de uso sustentável dos ecossistemas marinhos (COMPAIRE *et al.*, 2016). Estas informações são os dados de entrada

de muitos softwares que trabalham com modelagem ecossistêmica que por sua vez, subsidiam e direcionam o manejo pesqueiro baseado no ecossistema (HAHN; DELARIVA 2003; GARCIA; CONTERAS, 2011).

Alguns estudos foram realizados com a finalidade de entender a resposta dos peixes diante dessas estruturas rígidas (GUIDETTI *et al.*, 2005; CENCI *et al.*, 2011; MIKAMI *et al.*, 2012; BURT *et al.*, 2013; FOWLER; BOOTH, 2013; WEHKAMP; FISCHER, 2013). No entanto, as pesquisas direcionadas à ictiofauna ainda são minoria quando comparado com outros grupos de organismos. A maior parte das pesquisas biológicas disponíveis se concentra no estudo da fauna de invertebrados bentônicos associados aos quebra mares de regiões temperadas principalmente nas costas localizadas no Atlântico Norte e na região do Mediterrâneo (MARTIN *et al.*, 2005; MOSCHELLA *et al.*, 2005; PETERSON *et al.*, 2006; BERTASI *et al.*, 2007; BURT *et al.*, 2011; PERKOL-FINKEL *et al.*, 2012; BECCHI *et al.*, 2015; MUsETTA-LAMBERT *et al.*, 2015; BURGOS-RUBIO *et al.*, 2015; EVANS *et al.*, 2015; GITTMAN *et al.*, 2016). Na região do Atlântico Sul tropical esses estudos são bastante restritos (PASTRO *et al.*, 2017). O que se observa é que as políticas de planejamento e ordenamento costeiras, quando consideram os conhecimentos científicos disponíveis, concentram-se principalmente na manutenção e restauração das características físicas e geomorfológicas, sendo os aspectos ecológicos raramente considerados (DUGAN; HUBBARD, 2006; NAEL *et al.*, 2014).

Além da problemática ocasionada pela erosão costeira aqui mencionada, as praias arenosas enfrentam atualmente graves ameaças com a poluição, mais especificadamente o acúmulo de lixo marinho configura-se como umas das questões mais preocupantes e que vem despertando a atenção dos ambientalistas, comunidade científica, organizações internacionais, governos, setores públicos e privados do mundo inteiro (GALGANI *et al.*, 2015; UNE, 2016). Isto porque os números são expressivos e com tendência de aumento para os próximos anos (GEYER *et al.*, 2017; PLASTICS EUROPE, 2018). Essa deposição de lixo altera a paisagem, não apenas esteticamente, mas sobretudo a preocupação maior é que afete a qualidade e saúde dos ecossistemas marinhos de forma significativa (LAW; THOMPSON, 2014).

O conceito de lixo marinho é descrito como “qualquer material sólido persistente, fabricado ou processado, descartado, abandonado ou perdido no ambiente marinho e costeiro” (GALGANI *et al.*, 2010). O lixo marinho já é reconhecido e tratado como uma problemática ambiental onde o plástico é o grupo de resíduo mais abundante e o componente mais discutido e estudado ultimamente (GALGANI *et al.*, 2015; GESAMP, 2016; BRATE, *et al.*, 2017). A produção de plástico vem aumentando substancialmente a cada ano, com estimativas

globais da ordem de 348 milhões de toneladas em 2017 (GEYER *et al.*, 2017; PLASTICS EUROPE, 2018). Esse cenário é um reflexo da ampla utilização de produtos plásticos pela sociedade atual, bem como pelo seu elevado tempo de decomposição no ambiente e reforçado pela ausência de programas de gerenciamento de resíduos sólidos eficazes (BRATE, *et al.*, 2017).

O plástico utilizado e descartado no ambiente de forma indiscriminada, acaba tendo como destino o oceano. As rotas de entrada do plástico no mar podem ser muito variadas e são difíceis de serem mapeadas e uma vez dentro d'água, as correntes oceânicas podem transportar esse material para diferentes lugares (GALGANI *et al.*, 2015; GESAMP, 2016). A poluição plástica está presente em todos os oceanos do mundo, sendo desta forma, reconhecidamente um verdadeiro problema global (GESAMP, 2016; UNE, 2018).

Com o passar do tempo, o material plástico disperso no mar irá se fragmentar ao sofrer intemperismo, agressão dos raios ultravioleta, ação das ondas e correntes e se degradará em tamanhos menores, tornando-se microplástico (variam de 0,0001 a 5,0 mm) (COLE *et al.*, 2011; GESAMP, 2016; UNE, 2018) e até nanoplástico (cerca de 0,0001 mm) (MATTSSON *et al.*, 2015; COSTA *et al.*, 2016). O resíduo plástico (macroplástico) ao se fragmentar em microplástico e nanoplástico pode ser facilmente ingerido pelos organismos marinhos.

A ingestão desses resíduos foi documentada em uma variedade de táxons marinhos representando vários níveis tróficos, incluindo espécies de mamíferos como golfinhos (DENUNCIO *et al.*, 2011), baleias (BESSELING *et al.*, 2015), tartarugas (SANTOS *et al.*, 2018; DUCAN *et al.*, 2018), aves marinhas (KÜHN; FRANEKER 2012; ROMAN *et al.*, 2016), pinguins (BRANDÃO *et al.*, 2011), peixes (BOERGER *et al.*, 2010; ROMEO *et al.*, 2015; BAALKHUYUR *et al.*, 2018). Não apenas a mega e macrofauna marinha vêm sofrendo com a contaminação de partículas de microplástico, mas também vem sendo registrada nos organismos zoobentônicos, como vermes marinhos anelídeos (VAN CAUWENBERGHE *et al.*, 2015), moluscos bivalves (VAN CAUWENBERGHE; JANSSEN, 2014; JIANA Li *et al.*, 2016), pepinos do mar (GRAHAM; THOMPSON, 2009), crustáceos (MURRAY; COWIE, 2011), anfípodas e cracas (THOMPSON *et al.*, 2004, HODGSON *et al.*, 2018) e também no zooplâncton como copépodes, dáfnias e larvas de peixe (COLLIGNON *et al.*, 2012; COLE *et al.*, 2013; DESFORGES *et al.*, 2015; SUN *et al.*, 2017; STERR *et al.*, 2017).

No Brasil os estudos estão concentrados na região Nordeste, onde foram registrados a ingestão de fragmentos de nylon em duas espécies de Sciaenidae (*Stellifer brasiliensis* e *Stellifer stellifer*) na região costeira e num estuário da região nordeste do Brasil

(DANTAS *et al.*, 2012). Foram encontrados pellets no estômago de duas espécies de peixes comerciais (*Scomberomorus cavala* e *Rhizoprionodon lalandii*) na cidade de Salvador, Bahia (MIRANDA; CARVALHO-SOUSA, 2016); registro de ingestão de microplástico na assembleia de peixes em dois estuários submetidos a diferentes pressões antropogênicas no estado da Paraíba (VENDEL *et al.*, 2017). Foi avaliada a contaminação por microplástico no ciclo de vida da pescada amarela (*Cynoscion acoupa*) (FERREIRA *et al.*, 2016; FERREIRA *et al.*, 2018) e de dois haemulídeos (*Pomadasys ramosus* e *Haemulopsis corvinaeformis*) (SILVA *et al.*, 2018) em regiões estuarinas.

Como demonstrado, o uso e ocupação da zona costeira de maneira desordenada causam danos ecológicos, na maioria deles, ainda não mensurados. Por estas razões estudos que ampliem a compreensão científica de como os ecossistemas de praias arenosas respondem ecologicamente as ameaças e impactos antropogênicos na qual estão sujeitas são cruciais para a previsão das consequências desses impactos, bem como para uma efetiva gestão e conservação desses ecossistemas amplamente ameaçados em todo o mundo. Neste sentido, a presente pesquisa tem por objetivo descrever a estrutura da assembleia de peixes associada aos espigões e analisar a influência de fatores ambientais nesta estruturação, bem como descrever e analisar a ecologia trófica e identificar, classificar, e quantificar o microplástico ingerido por sete espécies de peixes em uma praia arenosa do Nordeste do Brasil.

CAPÍTULO 1

**ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA DE PEIXES ASSOCIADA AOS ESPIGÕES NUMA
PRAIA ARENOSA DO NORDESTE DO BRASIL**

ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA DE PEIXES ASSOCIADA AOS ESPIGÕES NUMA PRAIA ARENOSA

2 INTRODUÇÃO 1

Grande parte das praias do mundo está ameaçada pelas atividades humanas (DEFEO *et al.*, 2009). As principais ameaças e modificações antropogênicas observadas são atividades recreativas e de lazer, poluição ou contaminação (lixo, esgotos domésticos, efluentes industriais, vazamentos e derramamento de óleo), exploração e extração de recursos como a pesca, o desenvolvimento e a construção de estruturas de engenharia de blindagem costeira, engorda de praias. Porém, tais ações alteram a paisagem, a qualidade e saúde desses ecossistemas de forma significativa (MCLACHLAN; BROWN, 2006).

Como consequências do intenso desenvolvimento, uso e ocupação desordenada das zonas costeiras, os litorais do mundo inteiro estão experimentando aceleradas taxas de erosão (COOPER; MCKENNA, 2008; DEFEO *et al.*, 2009). Isto porque as infraestruturas e construções humanas limitam e comprimem a linha de costa natural, geram a perda de ecossistemas chave e interconectados com as praias, como por exemplo, as dunas (FEAGIN *et al.*, 2005). Além de interferir de forma significativa na dinâmica e nos processos naturais de sedimentação e nas funcionalidades ecológicas exclusivas das praias, tais como filtragem da água do mar e reciclagem de nutrientes (SCHLACHER *et al.*, 2007; DEFEO *et al.*, 2009).

Em quase todos os casos é economicamente inviável a remoção das construções residenciais e das infraestruturas comerciais e industriais com a finalidade de acomodar os processos de migração natural da linha de costa (SCHLACHER *et al.*, 2007). Nessas situações as medidas de gestão empregadas para a contenção da erosão e recuo da linha costeira é a implantação de estruturas de engenharia de defesa costeira a exemplo os chamados “espigões” e “quebra mar” ou, em menores proporções, os processos de “engorda” e “nutrição” da praia (CHARLIER *et al.*, 2005; DEFEO *et al.*, 2009; DUGAN *et al.*, 2011).

Os espigões são estruturas rígidas construídas normalmente com pedras (material externo à praia), que se estendem da terra perpendicularmente em direção ao mar, e que tem por finalidade amenizar a força das ondas e da corrente longitudinal (MCLACHLAN; BROWN, 2006; GARRISON, 2010). Ao bloquear o movimento da corrente longitudinal, gera-se um acúmulo de sedimentos no lado de barlavento (à montante da corrente) e intensifica-se a erosão no lado de sotavento (à jusante da corrente) (MCLACHLAN;

BROWN, 2006; GARRISON, 2010). A construção dessas estruturas altera o sistema hidrodinâmico natural das ondas e correntes e a morfodinâmica praiial, pois afeta as taxas de transporte de sedimento, que por sua vez controlam a dinâmica de erosão e acreção de praias (MILES *et al.*, 2001; DEFEO *et al.*, 2009; DUGAN *et al.*, 2011; BUNICONTRO *et al.*, 2015).

A zona de arrebentação de praias sofre com os impactos gerados por essas construções, uma vez que, os efeitos da interferência podem se estender desde o complexo de dunas e se ampliar até a zona de arrebentação (SCHLACHER *et al.*, 2008). Essas zonas são conectadas entre si através do armazenamento, transporte e troca de sedimento, portanto, os impactos sobre uma região têm consequências também para as áreas adjacentes (KOMAR, 1998). As zonas de arrebentação de praias arenosas são importantes berçários e áreas de alimentação para os peixes, e estes são considerados os principais consumidores em teias alimentares de praias, juntamente com as aves (LASIAK, 1984; GILLANDERS *et al.*, 2003; DEFEO; MCLACHLAN, 2013). É de se esperar que qualquer alteração que ocorra nesta zona, possa interferir diretamente nas espécies de peixes que ali habitam.

Como demonstrado, as construções de defesa costeira podem alterar a zona de arrebentação de praias arenosas e conseqüentemente interferir na ictiofauna local. Alguns estudos foram realizados com a finalidade de entender a resposta dos peixes diante dessas estruturas rígidas (GUIDETTI *et al.*, 2005; CENCI *et al.*, 2011; MIKAMI *et al.*, 2012; BURT *et al.*, 2013; FOWLER; BOOTH, 2013; WEHKAMP; FISCHER, 2013; PASTRO *et al.*, 2017). No entanto, as pesquisas direcionadas a ictiofauna ainda são minoria quando comparadas com outros grupos de organismos como os invertebrados bentônicos. O que se observa é que as políticas de planejamento e ordenamento costeiros, quando consideram os conhecimentos científicos disponíveis, concentram-se principalmente na manutenção e restauração das características físicas e geomorfológicas, sendo os aspectos ecológicos e bióticos raramente considerados (DUGAN; HUBBARD, 2006; NEL *et al.*, 2014).

Neste contexto, a presente pesquisa tem como objetivo caracterizar a estrutura da assembleia de peixes associada aos lados barlavento e sotavento dos espigões, e analisar a influência de fatores ambientais e antropogênicos nesta estruturação. Foi testada a hipótese de que existe diferença entre a assembleia de peixes associadas aos lados barlavento e sotavento dos espigões.

3 MATERIAIS E MÉTODOS 1

3.1 Área de estudo

O estudo é realizado na zona costeira de Fortaleza (3°43'01" S e 38°32'35" W), capital do estado do Ceará, na praia urbana do Meireles (Figura 1). A cidade apresenta clima tropical, com temperatura média anual de 26.3 °C e pluviosidade média em torno de 1.448 mm por ano, prevalecendo um período chuvoso no verão/outono, com pico de chuva no mês de abril (média de 329 mm), o mês mais seco é outubro com cerca de 13 mm de precipitação (FUNCEME, 2018).

A zona de praia da cidade de Fortaleza é toda estruturada com espigões, uma problemática que teve início com a construção do molhe do Porto do Mucuripe. Atualmente a erosão é intensa na porção oeste do porto e atinge praias turísticas importantes como a Praia de Iracema e continua em direção ao município vizinho (Caucaia), nas praias de Iparana e Icaraí. O impacto relacionado à construção do molhe do Mucuripe tornou necessária a construção de diversos molhes ao longo da costa para conter a erosão das praias desde a década de 1969 (BEZERRA *et al.*, 2007).

Ao longo da orla da Avenida Beira Mar ocorre intenso uso da praia o ano inteiro, principalmente devido à presença de várias barracas e quiosques na faixa de areia (PROJETO ORLA, 2006). Estima-se que diariamente são recolhidas cerca de cinco toneladas de lixo nesta faixa de praia, num trecho de pouco mais de três quilômetros (ECOFOR, 2018).

Figura 1 – Espigões da Beira Mar de Fortaleza, Ceará, Brasil.



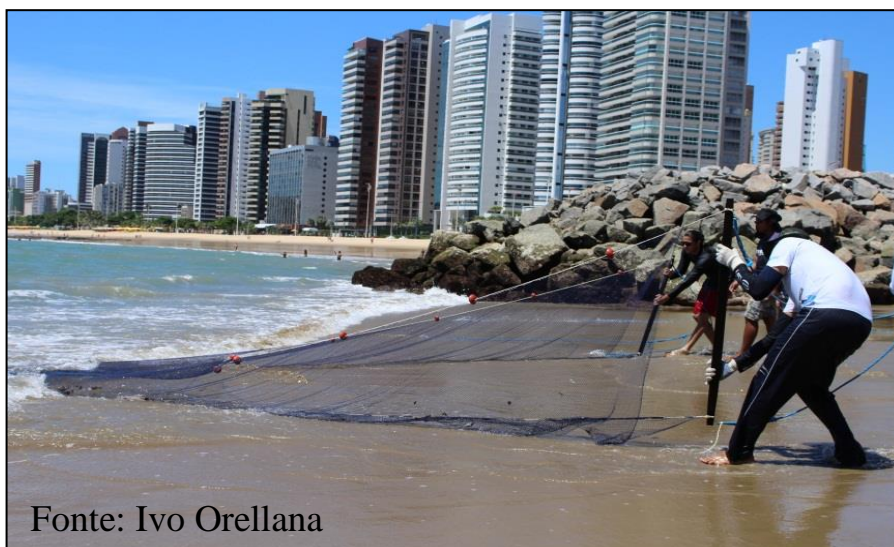
3.2 Amostragens

As coletas ocorreram mensalmente, sempre na baixamar de sizígia, no período de novembro de 2015 a janeiro de 2017 ao longo de dois espigões distantes 1,4 km entre si: o espigão 1 com 245 metros de comprimento e o espigão 2 com 270 metros de comprimento (Figura 1). Foram coletadas amostras nas porções barlavento e sotavento de cada espigão.

Os peixes foram capturados utilizando uma rede de arrasto de praia (15 m de comprimento, 2 m de altura, 2 m de profundidade de saco e 3 cm de malha). A rede era direcionada e estendida por uma embarcação de madeira de 4,5 metros de comprimento, deslocada por um motor de popa de 5,5 Hp. Após realizar o cerco da rede com o auxílio da embarcação, o petrecho era puxado de terra por tração humana e perpendicularmente à linha da praia, de modo a percorrer toda a extensão lateral do espigão (Figura 2).

Em cada espigão (E1 e E2) foram realizadas duas amostragens, uma no lado sotavento (S) e a outra no lado barlavento (B), totalizando quatro arrastos mensais (E1B, E2B, E1S, E2S) e 52 arrastos durante todo o período de amostragem. (Figura 1).

Figura 2 – Rede de arrasto sendo manuseada por tração humana ao longo de um dos espigões da Beira Mar de Fortaleza, Ceará, Brasil.



Os peixes capturados foram anestesiados em solução contendo 30 mL de eugenol a 10% (na proporção de 10 mL de eugenol: 90 mL de álcool etílico 70%) em 970 mL de água do mar. Os exemplares foram coletados sob a autorização para atividades com finalidade científica de número 29819669 emitida pelo ICMBio/SISBIO (Instituto Chico Mendes de

Conservação da Biodiversidade/Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade).

Os exemplares amostrados foram acondicionados dentro de caixa isotérmica com gelo e transportados ao Laboratório de Dinâmica Populacional e Ecologia de Peixes Marinhos (DIPEMAR) do Instituto de Ciências do Mar – Labomar. Os indivíduos foram identificados e contabilizados. Para a correta identificação das espécies fez-se uso de literatura especializada (FIGUEIREDO, 1977; FIGUEIREDO; MENEZES, 1978; FIGUEIREDO; MENEZES, 1980; MENEZES; FIGUEIREDO, 1980; MENEZES; FIGUEIREDO, 1985; CARVALHO-FILHO, 1999; FIGUEIREDO; MENEZES, 2000; ARAÚJO *et al.*, 2004; MARCENIUK, 2005; MENEZES *et al.*, 2015).

Concomitante às amostragens de peixes, também foram obtidas amostras de sedimento em três pontos, distando 100 m entre si, ao longo dos dois espigões nas duas porções (barlavento e sotavento), totalizando doze amostras por mês (E1B1, E1B2, E1B3, E1S1, E1S2, E1S3, E2B1, E2B2, E2B3, E2S1, E2S2, E2S3). Para tanto foi utilizado um pegador do tipo Van Veen. Foram realizadas análises posteriores de granulometria.

Todo o resíduo sólido retido na rede de arrasto foi lavado, fotografado, identificado, contabilizado e pesado em laboratório. Os dados de precipitação pluviométrica para a região foram obtidos por meio de consulta aos dados disponibilizados pela Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME, 2018).

3.3 Caracterização da ictiofauna

Foi calculada a frequência de ocorrência (C) de acordo com DAJOZ (1983), pela fórmula:

$$C_i = \frac{(p_i \times 100)}{P}$$

Onde C_i é a frequência de ocorrência das espécies i ; p_i é o número de amostras com espécies i ; e P é o número total de amostras.

De acordo com a ocorrência, as espécies de peixes foram classificadas como: constante (CON) quando presente em mais de 50% das amostras, acessórias (ACS) quando presente em 25% - 50% das amostras, ou acidental (ACD) quando presente em menos de 25% das amostras.

A ictiofauna foi descrita nos quatro pontos de amostragem (E1B, E1S, E2B, E2S)

pelos seguintes descritores ecológicos: abundância, riqueza de espécies (S), diversidade de Shannon (H) e equabilidade de Pielou (J) (MAGURRAN, 2011).

3.4 Caracterização granulométrica do sedimento e da hidrodinâmica

O sedimento foi desidratado em estufa a 60°C por 72h. Após a secagem foi pesado 100g da amostra inicial, que foi posteriormente lavada e passada em peneira de 0,062mm para a separação das partículas finas (fração silte-argilosa e partículas de diâmetros inferiores a 0,062mm). As partículas mais grosseiras ficaram retidas na peneira (porção arenosa) e foram submetidas a uma nova etapa de secagem em estufa. Após este procedimento a amostra foi colocada em um conjunto de 12 peneiras com malhas de 4,0mm a 0,088mm. As peneiras são acopladas em um agitador do tipo Rot Up Sieve Shaker e são agitadas durante 10 a 15 minutos (WENTWORTH, 1922 *apud* SUGUIO, 1973). Depois desta etapa, cada fração que ficou retida em cada uma das peneiras é então pesada e seu valor registrado. As frações obtidas foram analisadas no programa SYSGRAN 3.0 (CAMARGO 2006), seguindo a classificação granulométrica de Folk; Ward (1957).

A hidrodinâmica de cada local de amostragem foi obtida de forma indireta a partir da análise das características do grau de seleção das partículas granulométricas analisadas no programa SYSGRAN 3.0 (CAMARGO 2006), seguindo os critérios de classificação proposto por Suguio (1980).

3.5 Análise dos resíduos sólidos de origem antropogênica sobre a ictiofauna

O lixo amostrado pela rede de pesca foi identificado de acordo com a metodologia proposta por Benedito; Awabdi (2014). Foi realizada uma estimativa do grau de poluição de resíduos sólidos por área, utilizando a área da rede como unidade amostral (OSPAR – Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic). A área varrida da rede de pesca foi calculada com base na fórmula:

$$Av = D * L$$

Onde Av é área varrida pela rede, D é a distância percorrida (que neste caso equivale ao comprimento do espigão) e L é a largura da boca da rede de arrasto.

3.6 Análise de dados

A normalidade dos dados foi verificada pelo teste de Lilliefors e a homogeneidade das variâncias pelo teste de Levene. Este trabalho tem como hipótese verificar se a estrutura da assembleia de peixes difere entre os lados barlavento e sotavento dos espigões.

Foram estimados os índices ecológicos (diversidade de Shannon - H e equabilidade de Pielou - J) e posteriormente foi realizado o teste de permutação de diversidade com a finalidade de verificar se os valores dos índices ecológicos diferem entre os lados barlavento e sotavento de um mesmo espigão, onde foram comparados os valores de E1B com E1S e E2B com E2S. Com a finalidade de verificar se os valores dos índices ecológicos diferem entre os dois espigões, foram comparados os locais E1B com E2B e E2S; E1S com E2B e E2S. O teste de permutação de diversidade calcula os valores dos índices ecológicos (neste caso diversidade e equabilidade) de duas amostras e depois compara por meio de um processo de aleatorização, em que foram geradas 999 matrizes aleatórias com as duas colunas de amostras. O valor de p é calculado e indica a probabilidade que a diferença observada possa ter ocorrido por amostragem aleatória de uma população (HAMMER *et al.*, 2001).

Foi empregado o teste de Mann-Whitney para verificar possíveis diferenças entre os valores de abundância e riqueza nos quatro locais de amostragem (E1B, E1S, E2B, E2S).

Foram realizadas análises de correlações lineares de Pearson entre a precipitação (mm) média mensal e os descritores ecológicos (abundância, riqueza, diversidade e equabilidade) de cada local e entre a quantidade de resíduos sólidos (g) e os descritores. Para testar a correlação, os dados foram log-transformados ($\log + 1$).

Com os dados de densidade log-transformados ($\log x + 1$) das espécies em cada local foram construídos dois gráficos por Escalonamento Multidimensional não-métrico (nMDS). Foi utilizado o índice de similaridade de Bray-Curtis para verificar a existência de semelhanças entre as assembleias entre os lados barlavento e sotavento de um mesmo espigão (E1B e E1S; E2B e E2S) e entre os locais de amostragem (E1B, E1S, E2B, E2S). No primeiro gráfico os lados dos espigões foram considerados como fatores (barlavento e sotavento) e no segundo gráfico cada local foi considerado como um fator (E1B, E1S, E2B, E2S). A Análise Multivariada de Variância Permutacional (PERMANOVA) foi empregada para testar se qualquer diferença observada foi significativa. Todas as análises foram realizadas utilizando o software PAST 3.22. (HAMMER *et al.*, 2001).

4 RESULTADOS 1

Foi capturado um total de 3045 indivíduos, pertencentes a 74 espécies e 26 famílias (Tabela 1).

Tabela 1 - Lista das espécies registradas, de acordo com a ordem evolutiva (Nelson 2006), na praia do Meireles, Fortaleza, com as respectivas famílias, densidades e ocorrência em cada local de amostragem (E1B, E1S, E2B, E2S). Dados amostrados de dezembro de 2015 a janeiro de 2017.

Família/espécie	Densidade (ind/m ²)				Ocorrência				
	E1B	E1S	E2B	E2S	E1B	E1S	E2B	E2S	
Narcinidae									
<i>Narcine bancroftii</i> (Griffith & Smith, 1834)	0.00	0.03	0.00	0.00	-	ACD	-	-	
Engraulidae									
<i>Anchoiella brevirostris</i> (Günther, 1868)	0.00	0.03	0.00	0.00	-	ACD	-	-	
<i>Anchoa</i> sp.	1.09	0.00	0.00	0.00	ACD	-	-	-	
<i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier, 1829)	0.00	0.03	0.00	0.00	-	ACD	-	-	
<i>Pterengraulis atherinoides</i> (Linnaeus, 1766)	0.00	0.16	0.00	0.00	-	ACD	-	-	
Pristigasteridae									
<i>Chirocentrodon bleekermanus</i> (Poey, 1867)	5.28	1.17	0.00	0.00	ACD	ACD	-	-	
<i>Pellona harroweri</i> (Fowler, 1917)	1.22	0.71	0.00	0.00	ACD	ACD	-	-	
Clupeidae									
<i>Lycengraulis grossidens</i> (Spix & Agassiz, 1829)	0.05	0.03	0.00	0.00	ACD	ACD	-	-	
<i>Lycengraulis limnichthys</i> Schultz, 1949	0.05	0.00	0.00	0.00	ACD	-	-	-	
<i>Lycengraulis</i> sp.	0.14	0.00	0.00	0.00	ACD	-	-	-	
<i>Opisthonema oglinum</i> (Lesueur, 1818)	0.05	14.29	6.72	5.53	ACD	ACS	ACD	ACS	
Ariidae									
<i>Amphiarius phrygiatus</i> (Valenciennes, 1840)	0.05	0.03	0.00	0.00	ACD	ACD	-	-	
<i>Amphiarius rugispinis</i> (Valenciennes, 1840)	0.00	0.00	0.00	0.02	-	-	-	ACD	
<i>Aspistor lunicutis</i> (Valenciennes, 1840)	0.33	0.63	0.00	0.35	ACS	ACS	-	ACD	
<i>Bagre marinus</i> (Mitchill, 1815)	1.88	0.03	0.02	0.12	COM	ACD	ACD	ACD	
<i>Cathorops arenatus</i> (Valenciennes, 1840)	0.22	0.03	0.00	0.12	ACS	ACD	-	ACD	
<i>Cathorops spixii</i> (Agassiz, 1829)	0.76	0.98	0.00	0.57	ACS	ACS	-	ACD	
<i>Genidens barbatus</i> (Lacepède, 1803)	0.14	0.22	0.10	0.12	ACD	ACD	ACD	ACD	

<i>Genidens genidens</i> (Cuvier, 1829)	0.03	0.00	0.00	0.00	ACD	-	-	-	
<i>Genidens machadoi</i> (Miranda Ribeiro, 1918)	0.05	0.00	0.00	0.00	ACD	-	-	-	
<i>Genidens planifrons</i> (Higuchi, Reis & Araújo, 1982)	0.16	0.05	0.00	0.00	ACD	ACD	-	-	
<i>Sciades herzbergii</i> (Bloch, 1794)	1.80	0.27	0.00	0.02	COM	ACD	-	ACD	
<i>Sciades parkeri</i> (Traill, 1832)	0.33	0.05	0.00	0.00	ACD	ACD	-	-	
Batrachoididae									
<i>Batrachoides surinames</i> (Bloch & Schneider, 1801)	0.03	0.00	0.00	0.00	ACD	-	-	-	
<i>Thalassophryne nattereri</i> Steindachner, 1876	0.08	0.00	0.00	0.00	ACD	-	-	-	
Ogcocephalidae									
<i>Ogcocephalus vespertilio</i> (Linnaeus, 1758)	0.00	0.03	0.00	0.00	-	ACD	-	-	
Mugilidae									
<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836	0.00	0.05	0.00	0.00	-	ACD	-	-	
<i>Mugil curvidens</i> Valenciennes, 1836	0.08	0.00	0.00	0.00	ACD	-	-	-	
Hemiramphidae									
<i>Hemiramphus sp.</i>	0.00	0.00	0.00	0.05	-	-	-	ACD	
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i> (Ranzani, 1841)	0.00	0.05	0.00	0.00	-	ACD	-	-	
Triglidae									
<i>Prionotus punctatus</i> (Bloch, 1793)	0.16	0.00	0.00	0.00	ACD	-	-	-	
Serranidae									
<i>Diplectrum radiale</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	0.00	0.00	0.05	0.00	-	-	ACD	-	
<i>Rypticus saponaceus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	0.00	0.03	0.00	0.00	-	ACD	-	-	
Carangidae									
<i>Caranx lugibris</i> Poey, 1860	0.03	0.03	0.00	0.00	ACD	ACD	-	-	
<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	0.22	0.71	4.89	0.37	ACD	ACD	ACD	ACS	
<i>Oligoplites palometa</i> (Cuvier, 1832)	0.05	0.00	0.02	0.00	ACD	-	ACD	-	
<i>Selene brownii</i> (Cuvier, 1816)	0.05	0.00	0.00	0.05	ACD	-	-	ACD	
<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)	0.08	0.03	0.00	0.00	ACD	ACD	-	-	
<i>Trachinotus marginatus</i> Cuvier, 1832	0.08	0.00	0.02	0.00	ACD	-	ACD	-	

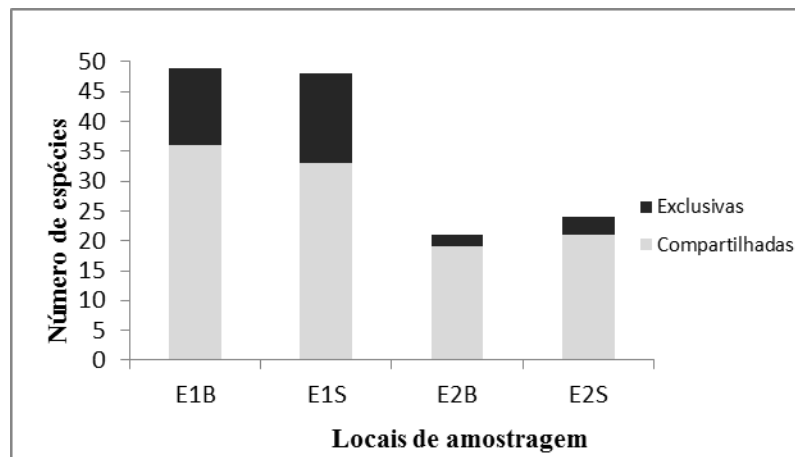
<i>Trachinotus carolinus</i> (Linnaeus, 1766)	0.08	0.14	0.00	0.02	ACD	ACS	-	ACD
<i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus, 1758)	0.19	0.03	0.02	0.07	ACD	ACD	ACD	ACD
Lutjanidae								
<i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus, 1758)	0.03	0.00	0.00	0.00	ACD	-	-	-
<i>Lutjanus jocu</i> (Bloch & Schneider, 1801)	0.00	0.03	0.00	0.00	-	ACD	-	-
Gerreidae								
<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)	0.00	0.00	0.12	0.00	-	-	ACD	-
<i>Eucinostomus argenteus</i> Baird & Girard, 1855	0.00	0.05	0.25	0.02	-	ACD	ACD	ACD
<i>Eucinostomus gula</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	0.00	0.08	0.02	0.00	-	ACD	ACD	-
Haemulidae								
<i>Conodon nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	4.33	1.39	0.62	0.40	COM	ACS	ACD	ACS
<i>Haemulon plumierii</i> (Lacepède, 1801)	0.00	0.03	0.00	0.00	-	ACD	-	-
<i>Haemulopsis corvinaeformis</i> (Steindachner, 1868)	5.82	0.68	0.37	1.06	ACS	ACS	ACD	COM
<i>Orthopristis ruber</i> (Cuvier, 1830)	0.03	0.00	0.25	0.02	ACD	-	ACD	ACD
Sparidae								
<i>Archosargus rhomboidalis</i> (Linnaeus, 1758)	0.08	0.00	0.22	0.02	ACD	-	ACS	ACD
Polynemidae								
<i>Polydactylus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	0.27	0.19	0.22	0.10	ACS	ACS	ACD	ACD
Sciaenidae								
<i>Bairdiella ronchus</i> (Cuvier, 1830)	0.05	0.00	0.10	0.00	ACD	-	ACD	-
<i>Cynoscion acoupa</i> (Lacepède, 1801)	0.00	0.19	0.00	0.00	-	ACS	-	-
<i>Larimus breviceps</i> Cuvier, 1830	0.35	0.14	0.05	0.15	ACS	ACD	ACD	ACD
<i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	0.22	2.01	0.00	0.02	ACD	ACD	-	ACD
<i>Menticirrhus littoralis</i> (Holbrook, 1847)	0.11	0.00	0.00	0.00	ACD	-	-	-
<i>Ophioscion punctatissimus</i> Meek & Hildebrand, 1925	0.00	0.08	0.00	0.00	-	ACD	-	-
<i>Stellifer brasiliensis</i> (Schultz, 1945)	0.08	0.00	0.00	0.00	ACD	-	-	-
<i>Stellifer rastrifer</i> (Jordan, 1889)	0.05	0.08	0.00	0.00	ACD	ACD	-	-
<i>Stellifer stellifer</i> (Jordan; Snyder, 1902)	0.00	0.16	0.00	0.00	-	ACD	-	-

<i>Stellifer naso</i> (Jordan, 1889)	0.76	0.76	0.00	0.00	ACS	ACS	-	-
<i>Stellifer sp.</i>	0.00	0.00	0.00	0.02	-	-	-	ACD
Ephipiidae								
<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)	0.05	0.00	0.00	0.00	ACD	-	-	-
Sphyraenidae								
<i>Sphyraena barracuda</i> (Edwards, 1771)	0.03	0.03	0.00	0.00	ACD	ACD	-	-
Trichiuridae								
<i>Trichiurus lepturus</i> Linnaeus, 1758	0.00	0.05	0.00	0.00	-	ACD	-	-
Scombridae								
<i>Scomberomorus brasiliensis</i> Collette, Russo & Zavala-Camin, 1978	0.00	0.05	0.00	0.00	-	ACD	-	-
<i>Scomberomorus cavalla</i> (Cuvier, 1829)	0.03	0.03	0.02	0.00	ACD	ACD	ACD	-
Paralichthyidae								
<i>Citharichthys spilopterus</i> Günther, 1862	0.03	0.00	0.00	0.00	ACD	-	-	-
<i>Etropus crossotus</i> Jordan & Gilbert, 1882	0.00	0.05	0.00	0.00	-	ACD	-	-
Cynoglossidae								
<i>Symphurus plagusia</i> (Bloch; Schneider, 1801)	0.00	0.03	0.00	0.00	-	ACD	-	-
Tetraodontidae								
<i>Sphoeroides greeleyi</i> Gilbert, 1900	0.00	0.03	0.07	0.37	-	ACD	ACD	ACD
<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)	0.03	0.03	0.10	0.30	ACD	ACD	ACD	ACD
Diodontidae								
<i>Chilomycterus spinosus spinosus</i> (Linnaeus, 1758)	0.03	0.00	0.00	0.00	ACD	-	-	-
<i>Chilomycterus schoepfii</i> (Walbaum, 1792)	0.03	0.00	0.00	0.00	ACD	-	-	-

Fonte: Dados da pesquisa, 2018.

As famílias mais ricas em espécies foram Ariidae (12 espécies), Scianidae (11 espécies) e Carangidae (8 espécies). O ponto E1B apresentou o maior número de espécies amostradas (49 espécies), seguido por E1S (48 espécies), E2S (24 espécies) e E2B (21 espécies), no entanto a maioria das espécies foi compartilhada entre os locais (Figura 3).

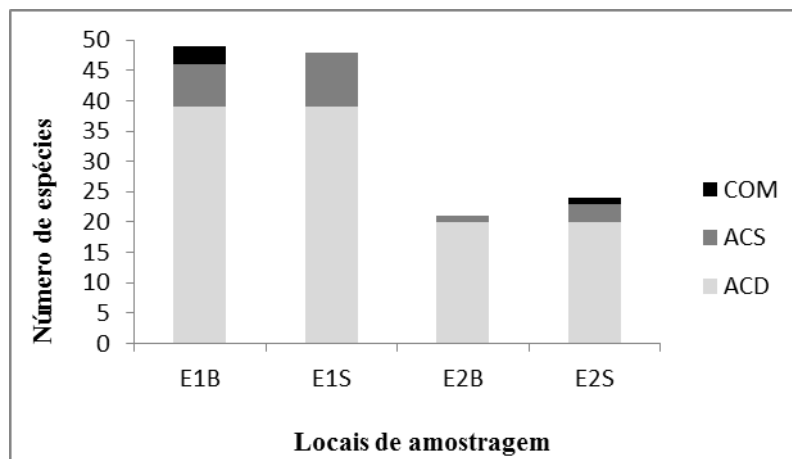
Figura 3. Riqueza de espécies nos quatro locais de amostragem dos espigões (E1B, E1S, E2B, E2S) da praia do Meireles, nordeste do Brasil.



Dentre as espécies registradas, 10 foram comuns nos quatro locais de amostragem (*Opisthonema oglinum*, *Bagre marinus*, *Genidens barbatus*, *Chloroscombrus chrysurus*, *Trachinotus falcatus*, *Conodon nobilis*, *Haemulopsis corvinaeformis*, *Polydactylus virginicus*, *Larimus breviceps*, *Sphoeroides testudineus*). A maior parte das espécies foi classificada como acidental (ACD) nos quatro locais amostrados (Figura 4).

As espécies com as maiores abundâncias em E1B foram *Haemulopsis corvinaeformis* (214 indivíduos), *Chirocentron bleekermanus* (194), *Conodon nobilis* (159), *Bagre marinus* (69), *Sciades herzbergii* (66). No entanto, apenas *C. nobilis* (71%), *B. marinus* (57%) e *S. herzbergii* (57%) foram consideradas constantes (CON) (Figura 4), sugerindo que estas espécies são características do local.

Figura 4. Número de espécies por categorias de ocorrência em cada local (E1B, E1S, E2B, E2S) de amostragem dos espigões da praia do Meireles, nordeste do Brasil. COM: Constantes; ACS: Acessórias; ACD: Acidentais.



As espécies mais abundantes em E1S foram *O. oglinum* (525 indivíduos), *Menthicirrus americanos* (74) e *C. nobilis* (51). Em E2B foram apenas duas espécies, *O. oglinum* com 272 indivíduos amostrados e *C. chrysurus* com 198. Em ambos os locais (E1S e E2B) nenhuma espécie foi classificada como Constante (CON) (Figura 4). Em E2S apenas *O. oglinum* foi considerada abundante com 224 indivíduos capturados, todas as demais espécies apresentaram abundância inferior a 50 exemplares. Neste local, apenas *H. corvinaeformis* foi considerada constante (CON), com uma frequência de 57% (Figura 4).

O teste de permutação de diversidade (Diversity permutation test) demonstrou que os valores da diversidade de Shannon (H) e da equabilidade de Pielou (J) foram diferentes quando comparados os lados barlavento e sotavento, no espigão 1 (H: $p=0.0001$ e J: $p=0.0001$) e no espigão 2 (H: $p=0.0031$ e J: $p=0.0189$). A diversidade e a equabilidade foi significativamente superior em E1B quando comparada com os locais E2B ($p=0.0001$) e E2S ($p=0.0001$). Apenas a diversidade (H: $p=0.0001$) foi superior em E1S quando comparada com E2B.

A Tabela 2 resume os valores anuais dos descritores ecológicos nos quatro locais de amostragem. O teste de Mann-Whitney não foi significativo para a riqueza de espécies e para a abundância quando foram comparados os lados barlavento e sotavento, no espigão 1 (Riqueza: $p=0.5496$; Abundância: $p=0.9816$) e no espigão 2 (Riqueza: $p=0.1495$; Abundância: $p=0.3686$). No entanto, a riqueza foi superior em E1B quando comparada com E2B ($p=0.0013$) e E2S ($p=0.0091$) e superior em E1S quando comparada com E2B ($p=0.0123$). Em relação à abundância apenas E1B foi superior a E2B ($p=0.0188$).

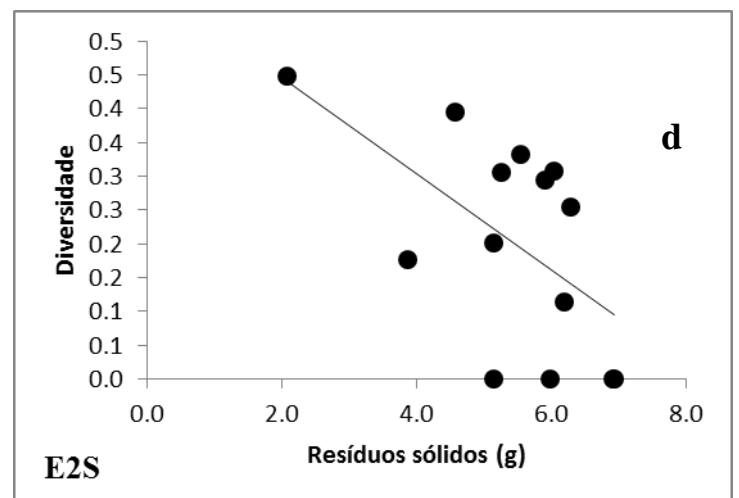
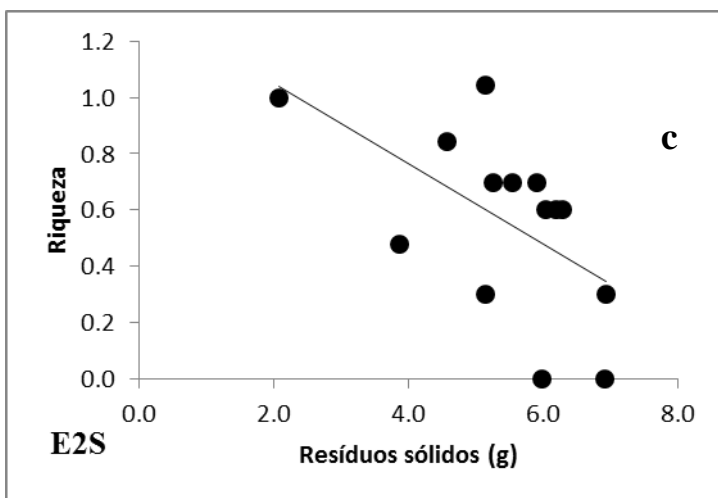
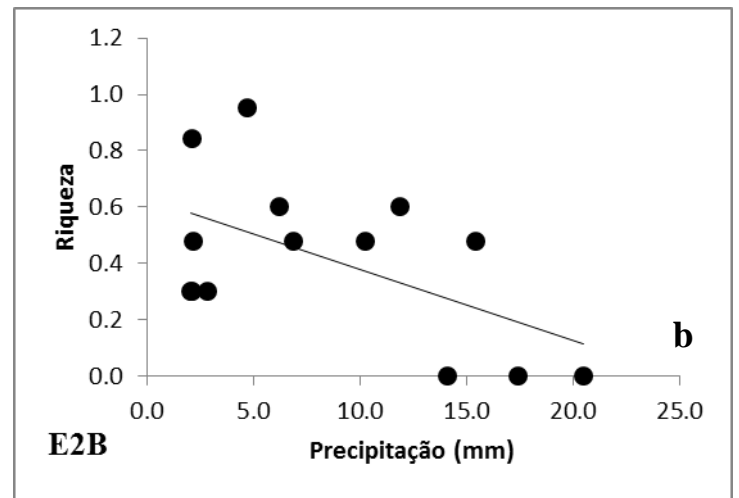
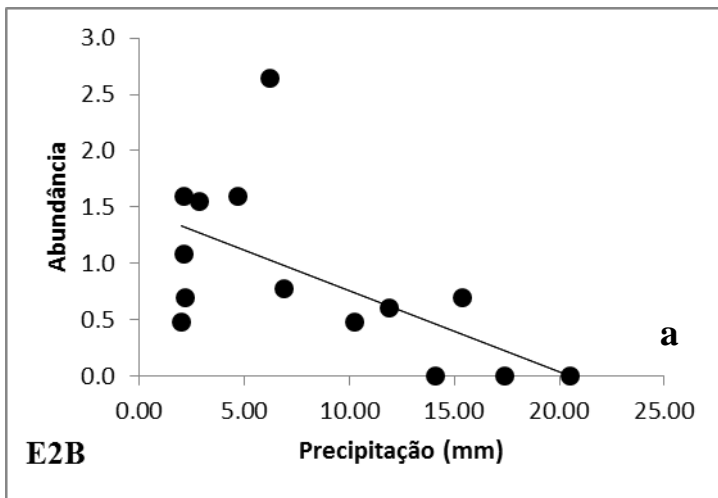
Tabela 2. Valores de Média (dados paramétricos) ou Mediana (dados não paramétricos) e os respectivos desvio padrão ou amplitude dos dados dos descritores ecológicos da assembleia de peixes de quatro locais de amostragem dos espigões (E1B, E1S, E2B, E2S) na praia do Meireles, Nordeste do Brasil.

Descritores ecológicos	E1B	E1S	E2B	E2S
Riqueza de espécies	7.0 (0 – 18)	7.5 (0 – 18)	2.0 (0 – 8)	3.0 (0 – 10)
Diversidade de Shannon (H)	1.36 ± 0.61	1.07 ± 0.84	0.53 ± 0.59	0.69 ± 0.59
Equabilidade de Pielou (J)	0.67 ± 0.25	0.52 ± 0.34	0.49 ± 0.45	0.49 ± 0.37
Abundância	32.0 (0 – 321)	38.5 (0 – 410)	4.0 (0 – 437)	11.5 (0 – 135)

Fonte: Elaborado pela autora

Foi observada uma correlação significativa entre a precipitação e a abundância em E2B ($r = 0,61$; $p = 0,019$), esta relação foi inversamente proporcional, ou seja, à medida que as chuvas aumentam, a abundância tende a diminuir. Uma correlação inversa significativa ($r = 0,55$; $p = 0,041$) também foi observada em relação à riqueza e à precipitação em E2S. No local E2S uma correlação negativa foi observada entre a quantidade de resíduos sólidos e a riqueza ($r = 0,57$; $p = 0,033$) e entre a diversidade ($r = 0,58$; $p = 0,028$). A quantidade de resíduos sólidos presentes em E2S esteve associada de forma negativa na riqueza e abundância deste local (Figura 6).

Figura 5. Correlações de Pearson com valores significativos observadas em dois locais (E2B e E2S) na praia do Meireles, Fortaleza – CE, Brasil. a): relação negativa entre a precipitação (mm) e a abundância no local E2B ($r = 0,61$; $p = 0,019$). b): relação negativa entre a precipitação (mm) e a riqueza no local E2B ($r = 0,55$; $p = 0,041$). c): relação negativa entre a quantidade de resíduos sólidos (g) e a riqueza no local E2S ($r = 0,57$; $p = 0,033$). d): relação negativa entre a quantidade de resíduos sólidos (g) e a diversidade de Shannon no local E2S ($r = 0,58$; $p = 0,028$).



A análise gráfica do Escalonamento Multidimensional não-métrico (nMDS) não evidenciou a formação de grupos (Figura 7 e 8). Resultado confirmado pela PERMANOVA que não foi significativa nem para o primeiro gráfico ($p = 0,4217$; Stress: 0.497), nem para o segundo ($p = 0,0617$; Stress: 0.6077).

Figura 6. Escalonamento Multidimensional não-métrico (nMDS) da assembleia de peixes entre os lados barlavento (azul) (E1B, E2B) e sotavento (laranja) (E1S, E2S). Dados obtidos na praia do Meireles, Fortaleza – CE, Brasil. (Stress: 0.497).

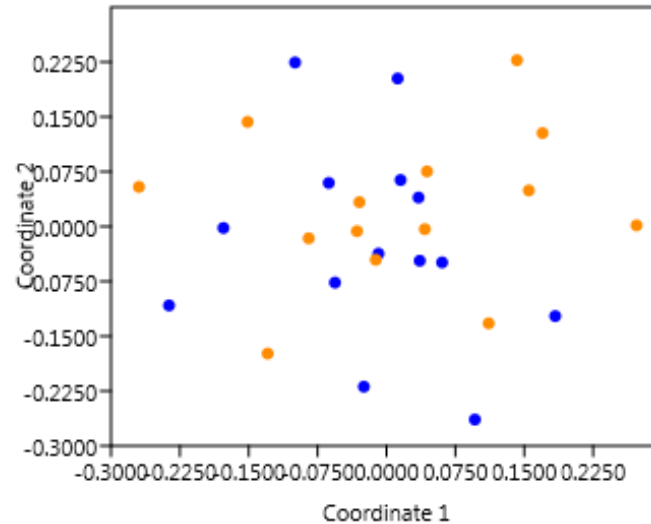
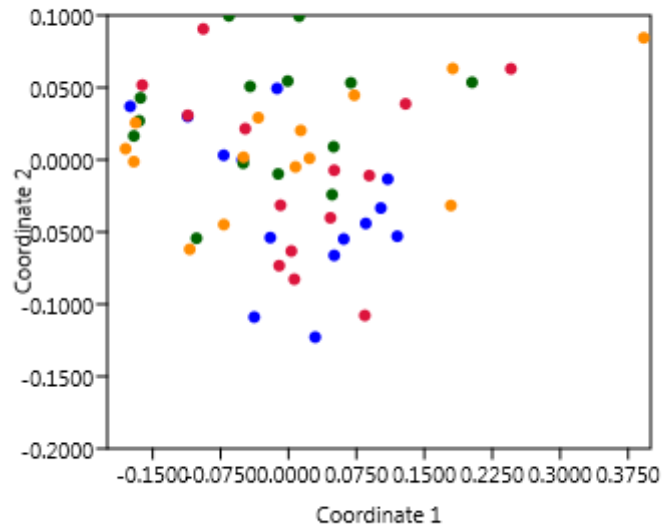


Figura 7. Escalonamento Multidimensional não-métrico (nMDS) da assembleia de peixes de cada local de amostragem (E1B - laranja, E1S - verde, E2B - azul, E2S - rosa). Dados obtidos na praia do Meireles, Fortaleza – CE, Brasil. (Stress: 0.6077).



A análise granulométrica demonstrou que três locais foram classificados como ‘Areia Fina’ com médias de tamanho dos grãos de: E1B= 2.77 ± 1.4 ; E2B= 2.73 ± 0.8 ; E2S= 2.73 ± 0.6 . Apenas E1S foi descrito como ‘Areia Muito Fina’ (3.10 ± 1.1). Em relação ao hidrodinamismo todos os quatro locais foram classificados na categoria ‘Moderadamente

Selecionado', o que indica um grau moderado de hidrodinâmica. As médias dos valores de seleção foram: E1B= 0.51 ± 0.3 ; E1S= 0.61 ± 0.1 ; E2B= 0.63 ± 0.2 ; E2S= 0.58 ± 0.1 . Estes resultados demonstram a semelhança entre os locais em termos de características granulométricas e em termos de hidrodinâmica.

Em relação às estimativas do grau de poluição por resíduos sólidos no entorno dos espigões, o local E1S foi o mais poluído, com $0,69 \text{ g/m}^2$ o que correspondeu a cerca de 2,5 Kg de resíduos recolhidos pela rede de arrasto ao longo de todo período de amostragem. O local E1B apresentou um valor de poluição de $0,39 \text{ g/m}^2$ e cerca de 1,4 Kg de resíduos recolhidos. E2B apresentou valores de $0,20 \text{ g/m}^2$ (0,8 Kg) e o menor valor foi registrado em E2S com $0,17 \text{ g/m}^2$ e em torno de 0,7 Kg de resíduos sólidos removidos do mar. A categoria mais abundante nos quatro locais foi Plástico Flexível (PF) representado principalmente por copos descartáveis com 1.104,7 g (E1B); 1.856,23 g (E1S); 598 g (E2B) e 335, 7 g (E2S) amostrados (Anexo 1). Os valores de poluição por resíduos sólidos variaram entre os locais, no entanto a categoria 'Plástico Flexível (PF)' foi a mais representativa em todas as amostragens, o que evidencia o grande uso e descarte deste tipo de material por parte dos usuários da praia.

5 DISCUSSÃO 1

Neste trabalho aceitamos a hipótese alternativa de que existe diferença na assembleia de peixes entre os lados barlavento e sotavento, em relação à diversidade e à equabilidade. Muitos são os fatores que podem interferir na riqueza, abundância e na diversidade de espécies, porém os fatores físicos como a energia das ondas e as características do sedimento, possuem contribuições importantes na composição e estruturação das assembleias de peixes (MCLACHLAN *et al.*, 1993; CLARK *et al.*, 1996; NEL *et al.*, 2014). Fato que pode ser observado principalmente em áreas rasas de zonas de arrebenção de praias arenosas (MCLACHLAN; BROWN, 2006), onde o aumento da hidrodinâmica local gera a diminuição na abundância e riqueza de peixes e aumento na dominância de algumas espécies (FÉLIX *et al.*, 2007; VASCONCELLOS *et al.*, 2007). Por estas razões, acredita-se que as diferenças observadas tenham ocorrido devido ao fato de que as porções barlavento são mais abrigadas e menos hidrodinâmicas (MCLACHLAN; BROWN, 2006; GARRISON, 2010) quando comparadas com os lados de sotavento.

Apenas quatro espécies, das 74 registradas neste trabalho, foram consideradas constantes (CON). As demais foram amostradas de forma esporádica (ACS, ACD), o que

indica uma alta variabilidade temporal na composição de espécies. As baixas frequências de ocorrências refletem a grande variabilidade de espécies transitórias, migratórias e visitantes ocasionais, principalmente indivíduos jovens, que utilizam as áreas rasas de zonas de arrebatamento de praia com finalidades específicas de alimentação ou abrigo contra predadores proporcionado pela elevada turbidez e baixa profundidade dessas regiões (LASIAK, 1984; ARAÚJO *et al.*, 2008; DEFEO; MCLACHLAN, 2013).

As espécies mais abundantes não foram as mais constantes nas amostragens (*H. corvinaeformis* e *C. bleekermanus* em E1B, *O. oglinum* em E1S, E2B e E2S, *C. chrysurus* em E2B) o que sugere que estas estavam presentes em cardumes transitórios na região. Essas espécies comumente ocorrem em densos cardumes, que são compostos principalmente por indivíduos jovens, em regiões rasas de praias arenosas (CARVALHO-FILHO, 1999), seja com o objetivo de forrageamento, proteção contra predadores e/ou migração para áreas mais profundas da costa (COSTA *et al.*, 1995; VASCONCELLOS *et al.*, 2007).

Duas espécies de bagres (*B. marinus* e *S. herzbergii*) são constantes (CON) em E1B. Os bagres são abundantemente encontrados em estuários e regiões costeiras adjacentes (MARCENIUK *et al.*, 2012). A localização próxima ao desague do riacho Maceió (ponto E1B distante apenas 3 Km da foz e a favor da corrente) pode ter contribuído para o maior número de espécies amostradas da família Ariidae e para as altas frequências de ocorrência dos bagres neste local.

Em ecossistemas costeiros tropicais é descrito que o aumento das chuvas gera incremento na abundância e riqueza de espécies de peixes costeiros (DANTAS *et al.*, 2012; DANTAS *et al.*, 2016), sendo desta forma o período chuvoso considerado o principal fator modificador das comunidades costeiras em regiões tropicais (BEGON *et al.*, 2008; FONTELES-FILHO, 2011). Padrão que não foi observado no presente trabalho, o que pode indicar que fatores locais devem estar atuando mais intensamente do que os fatores de escalas regionais nas modificações da assembleia de peixes neste estudo.

O aumento da poluição (quantidade de resíduos sólidos amostrados) teve correlação com a diminuição da riqueza e diversidade de espécies no local E2S. O impacto antropogênico é reconhecidamente um fator que pode gerar degradação ambiental, o que inclui a diminuição de espécies e a diversidade local (COSTA *et al.*, 2017).

6 CONCLUSÃO 1

A assembleia de peixes associada aos espigões se estrutura de maneira diferente

entre os lados do mesmo espigão, sendo bem mais diversa e mais igualmente distribuída (equabilidade) na porção barlavento quando comparada ao lado de sotavento. Em ecossistemas onde os espigões estão presentes a precipitação não está associada ao incremento na abundância de peixes. Nesta situação acredita-se que fatores e interferências locais se sobreponham aos fatores regionais (precipitação). O aumento da poluição (quantidade de resíduos sólidos) está associado com a diminuição no número de espécies e na diversidade de peixes.

Estudos complementares precisam ser realizados com a finalidade de entender quais são os fatores que influenciam e alteram a estrutura da assembleia de peixes associada aos espigões, pois por se tratar de zonas de arrebentação (locais tão instáveis em termos de variáveis físicas como energia de onda e características sedimentares), interferências locais podem atuar mais fortemente de forma a se sobrepor aos fatores regionais que geram reconhecidas variações sazonais.

CAPÍTULO 2

**ECOLOGIA TRÓFICA E REGISTRO DE INGESTÃO DE MICROPLÁSTICO EM
ESPÉCIES DE PEIXES ASSOCIADAS AOS ESPIGÕES DE UMA PRAIA ARENOSA NO
NORDESTE DO BRASIL**

ECOLOGIA TRÓFICA E INGESTÃO DE MICROPLÁSTICO EM ESPÉCIES DE PEIXES ASSOCIADOS AOS ESPIGÕES DE UMA PRAIA ARENOSA

7 INTRODUÇÃO 2

As praias arenosas estão sujeitas a uma série de interferências antropogênicas, como as atividades recreativas e de lazer, poluição ou contaminação (lixo, esgotos domésticos, efluentes industriais, vazamentos e derramamento de óleo), exploração e extração de recursos como a pesca, o desenvolvimento e a construção de estruturas de engenharia de blindagem costeira, engorda de praias (DEFEO *et al.*, 2009). Porém, tais ações alteram a paisagem, a qualidade e saúde desses ecossistemas de forma significativa (MCLACHLAN; BROWN, 2006).

A implementação de estruturas rígidas de engenharia pode reduzir significativamente a faixa de praia e gerar a perda de zonas intertidais. O habitat reduzido produz efeitos negativos diretos, podendo diminuir a diversidade, abundância e alterar a estrutura da comunidade de invertebrados locais (DEFEO *et al.*, 2009; MUsETTA-LAMBERT *et al.*, 2015). Esta restrição pode afetar níveis tróficos superiores, como a avifauna e a ictiofauna devido a um decréscimo na disponibilidade de presas e seus recursos alimentares, constituído principalmente de diversos invertebrados bentônicos presentes nas zonas entremarés (DUGAN; HUBBARD, 2006; SCHLACHER *et al.*, 2007; SCHLACHER *et al.*, 2008; DUGAN *et al.*, 2011).

Além da zona entremarés, a zona de arrebentação de praias também sofre com os impactos gerados por essas construções (SCHLACHER *et al.*, 2008). As zonas de arrebentação de praias arenosas são importantes berçários e áreas de alimentação para os peixes, que são considerados os principais consumidores em teias alimentares de praias, juntamente com as aves (LASIAK, 1984; GILLANDERS *et al.*, 2003; DEFEO; MCLACHLAN, 2013). É de se esperar que qualquer alteração que ocorra nesta zona, possa interferir diretamente nas espécies de peixes que ali habitam.

Neste contexto, os estudos de ecologia trófica analisam a composição da dieta e os hábitos alimentares das espécies, fornecendo um entendimento sobre as relações de predação, competição, transferências energéticas e teias alimentares (AMUNDSEN *et al.*, 1996; GURGEL *et al.*, 2004; COMPAIRE *et al.*, 2016). Essas informações proporcionam uma melhor percepção sobre o uso e o papel das espécies no habitat bem como contribui para a compreensão do funcionamento dos ecossistemas marinhos (ODUM *et al.*, 1995; TEIXEIRA;

GURGEL 2002). Por estas razões, os estudos tróficos de peixes são fundamentais no desenvolvimento de planos de gestão e medidas de manejo de uso sustentável dos ecossistemas marinhos (COMPAIRE *et al.*, 2016). Estas informações são os dados de entrada de muitos softwares que trabalham com modelagem ecossistêmica, que por sua vez, subsidiam e direcionam o manejo pesqueiro baseado no ecossistema (HAHN; DELARIVA 2003; GARCIA; CONTERAS, 2011).

Alguns estudos foram realizados com a finalidade de entender a resposta dos peixes diante dessas estruturas rígidas (GUIDETTI *et al.*, 2005; CENCI *et al.*, 2011; BURT *et al.*, 2011; MIKAMI *et al.*, 2012; FOWLER; BOOTH, 2013; WEHKAMP; FISCHER, 2013). No entanto, as pesquisas direcionadas à ictiofauna ainda são minoria quando comparado com outros grupos de organismos. A maior parte das pesquisas biológicas disponíveis se concentra no estudo da fauna de invertebrados bentônicos associados aos quebra mares de regiões temperadas (MARTIN *et al.*, 2005; BURT *et al.*, 2011; BECCHI *et al.*, 2014; MUNETTA-LAMBERT *et al.*, 2015). Na região do Atlântico Sul tropical esses estudos são bastante restritos (PASTRO *et al.*, 2017). O que se observa é que as políticas de planejamento e ordenamento costeiros, quando consideram os conhecimentos científicos disponíveis, concentram-se principalmente na manutenção e restauração das características físicas e geomorfológicas, sendo os aspectos ecológicos raramente considerados (DUGAN; HUBBARD, 2006; NEL *et al.*, 2014).

Apoiados na escassez de informação a respeito das respostas ecológicas das assembleias de peixes diante das estruturas rígidas de defesa costeiras (espigões) é que foi proposto o objetivo deste trabalho, que consistiu em descrever e analisar a ecologia trófica das espécies de peixes (*Opisthonema oglinum*, *Bagre marinus*, *Cathorops spixii*, *Sciades herzbergii*, *Chloroscombrus chrysurus*, *Conodon nobilis*, *Haemulopsis corvinaeformis*) associados a dois espigões de uma praia arenosa no nordeste do Brasil.

8 MATERIAIS E MÉTODOS 2

8.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na zona costeira de Fortaleza (03°43'01" S e 038°32'35"), capital do estado do Ceará, na praia urbana do Meireles (Figura 1). A cidade apresenta clima tropical, com temperatura média anual de 26.3 °C e pluviosidade média em torno de 1.448

mm por ano, prevalecendo um período chuvoso no verão. O pico de chuva ocorre no mês de abril (média de 329 mm) e o mês mais seco é outubro com cerca de 13 mm de precipitação (FUNCEME, 2018).

A zona de praia da cidade de Fortaleza é toda estruturada com espigões, uma problemática que teve início com a construção do molhe do Porto do Mucuripe. Atualmente a erosão é intensa na porção oeste do porto e atinge praias turísticas importantes como a Praia de Iracema e continua em direção ao município vizinho (Caucaia), nas praias de Iparana e Icaraí. O impacto relacionado à construção do molhe do Mucuripe tornou necessária a construção de diversos molhes ao longo da costa para conter a erosão das praias desde a década de 1969 (BEZERRA *et al.*, 2007).

Figura 8 – Espigões da Beira Mar de Fortaleza, Ceará, Brasil.



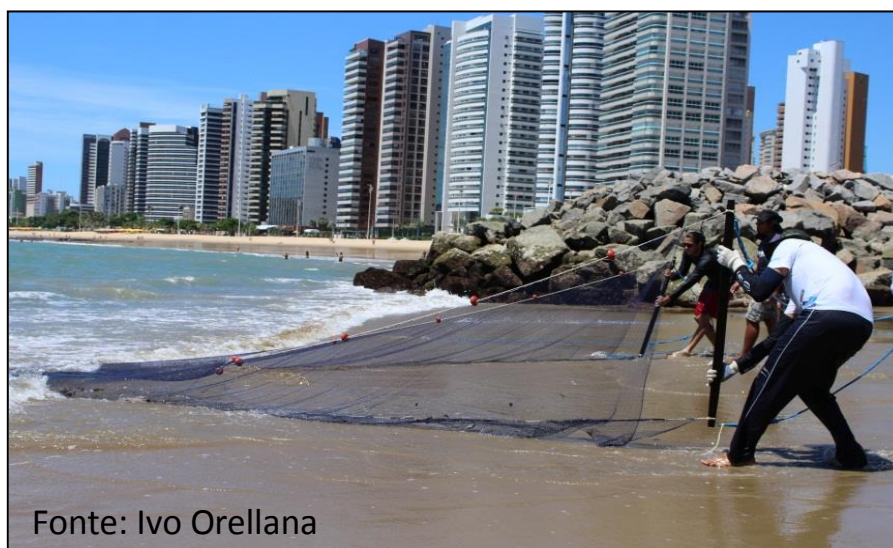
8.2 Amostragens

As coletas ocorreram mensalmente, sempre na baixamar de sizígia, no período de novembro de 2015 a janeiro de 2017 ao longo de dois espigões distantes 1,4 km entre si: o espigão 1 com 245 metros de comprimento e o espigão 2 com 270 metros de comprimento (Figura 1). Foram coletadas amostras nas porções barlavento e sotavento de cada espigão.

Os peixes foram capturados utilizando uma rede de arrasto de praia (15 m de comprimento, 2 m de altura, 2 m de profundidade de saco e 3 cm de malha). A rede era direcionada e estendida por uma embarcação de madeira de 4,5 metros de comprimento, deslocada por um motor de popa de 5,5 Hp. Após realizar o cerco da rede com o auxílio da embarcação, o petrecho era puxado de terra por tração humana e perpendicularmente à linha da praia, de modo a percorrer toda a extensão lateral do espigão (Figura 2).

Em cada espigão (E1 e E2) eram realizadas duas amostragens, uma no lado sotavento (S) e a outra no lado barlavento (B), totalizando quatro arrastos por dia de amostragem (E1B, E2B, E1S, E2S) (Figura 1).

Figura 9 – Rede de arrasto sendo manuseada por tração humana ao longo de um dos espigões da Beira Mar de Fortaleza, Ceará, Brasil.



Os peixes capturados foram anestesiados em solução contendo 30 mL de eugenol a 10% (na proporção de 10 mL de eugenol: 90 mL de álcool etílico 70%) em 970 mL de água do mar. Os exemplares foram coletados sob a autorização para atividades com finalidade científica de número 29819669 emitida pelo ICMBio/SISBIO (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade).

Os indivíduos foram identificados, contabilizados, pesados, medidos (comprimento total – Lt e comprimento padrão - Lp) e seus estômagos retirados. Os comprimentos foram aferidos por meio de um paquímetro digital com precisão de 0,01 mm, o peso dos peixes foi obtido com uma balança digital com precisão de 0,01 g e os estômagos

com uma balança digital de precisão (0,001 g).

8.3 Análise do conteúdo estomacal.

Os estômagos foram retirados e preservados em microtubos tipo eppendorf contendo etanol 70%. Foi realizada a aferição do comprimento do intestino (da válvula pilórica ao ânus) quando possível, com um paquímetro digital (precisão 0,01 mm).

O conteúdo estomacal foi disposto em uma placa de Petri sobre papel milimetrado, onde foi possível realizar a separação entre os itens alimentares e o microplástico. O volume de cada item alimentar e o comprimento e volume dos microplásticos também foi determinado ambos com o auxílio do papel milimetrado (ALBRECHT; CARAMASCHI, 2003). Os itens alimentares foram identificados até o menor nível taxonômico possível com auxílio de bibliografia especializada (SMITH, 1977; BARNES, 1990). Os microplásticos foram classificados quanto ao tipo (filamento ou fragmento) e descrita a sua coloração. A descrição visual foi realizada com uso de microscópio estereoscópico.

Os itens alimentares foram analisados com base em uma série de métodos e índices sendo eles:

8.3.1 Frequência de Ocorrência (%Fi)

O método da Frequência de Ocorrência (%Fi) corresponde ao número de estômagos em que o item *i* está presente dividido pelo número total de estômagos analisados na amostra, calculado pela fórmula (HYSLOP, 1980):

$$\%Fi = \left(\frac{Ni}{Nt} \right) * 100$$

Onde, *Fi* é frequência de ocorrência de determinado item *i*, *Ni* é o número de estômagos que contém o item *i* e *Nt* o número total de estômagos analisados.

8.3.2 Frequência volumétrica (%Fv)

Também foi calculada a Frequência volumétrica (%Fv) que é definida pelo somatório de todos os volumes do item i encontrados na amostra dividido pelo somatório do volume de todos os itens. De acordo com a equação (HYSLOP, 1980):

$$\%Fv = \left(\frac{\sum Fvi}{\sum Fvt} \right) * 100$$

Onde Fv é frequência volumétrica de determinado item i, $\sum Fvi$ é o somatório do volume do item i consumido pelos indivíduos, $\sum Fvt$ é o volume total de todos os itens consumidos.

8.3.3 Índice Alimentar (IAi)

Após calcular o Fi e o Fvi, foi calculado o Índice Alimentar (IAi), seguindo a equação (KAWAKAMI; VAZZOLER, 1980):

$$IAi = \left(\frac{Fi * Fvi}{\sum (Fi * Fvi)} \right)$$

Onde, Fi é frequência de ocorrência de determinado item i; Fvi é frequência volumétrica de determinado item i.

8.3.4 Índice de Repleção (IR).

O índice de repleção (IR) foi estimado, obtido pela fórmula (WORGAN; FITZGERALD, 1981):

$$IR = \left(\frac{PC}{PP} \right) * 100$$

Onde PC corresponde ao peso do conteúdo estomacal e PP representa o peso do peixe.

8.3.5 Quociente Intestinal (QI).

O valor do QI foi obtido através da fórmula (PREJS; COLOMINE, 1981):

$$QI = \frac{Ci}{Cp}$$

Onde Ci corresponde ao comprimento do intestino e Cp o comprimento padrão.

8.3.6 Parâmetro de Abundância Presa-específica (Pi%).

Foi estimado o parâmetro de Abundância Presa-específica (Pi%) pela fórmula (AMUNDSEN *et al.*, 1996):

$$Pi = \left(\frac{\sum Si}{\sum Sti} \right) * 100$$

Onde Pi é a abundância presa-específica de presas i, Si é o conteúdo estomacal (neste caso volume) constituído pela presa i e Sti é o conteúdo total dos estômagos dos predadores que contem a presa i.

Foi elaborado um diagrama de dispersão com os valores gerados da abundância presa-específica (Pi) e a frequência de ocorrência (Fi%) dos itens alimentares identificados nos estômagos. Onde, Fi% é a variável independente (eixo x) e Pi% a variável dependente (eixo y). Este método é descrito como: Análise gráfica de Costello (1990) modificado por Amundsen (1996) e identifica a estratégia alimentar, importância e a contribuição da presa para a largura do nicho das espécies de peixes.

8.3.7 Amplitude de nicho.

A análise da amplitude de nicho foi realizada usando o índice de Levins (LEVINS, 1968) padronizado por Hurlbert (1978):

$$B = \frac{B - 1}{n - 1}$$

Para $B = 1 / \sum Pj^2, Pj$

Onde P_j , é a proporção do recurso j na dieta total e n é o número total de recursos.

Valores próximos de 1 indicam uma larga amplitude da dieta enquanto que valores próximos a zero indica uma dieta composta por poucos itens alimentares (HURLBERT, 1978).

8.3.8 Análise da sobreposição de nicho.

Foi empregado o índice de Pianka (1973) que quantifica a sobreposição alimentar entre espécies. O índice varia de 0 (nenhuma sobreposição) a 1 (sobreposição total). Foi estimado pela fórmula:

$$O_{jk} = O_{kj} = \frac{\sum_i^n P_{ij} * P_{ik}}{\sqrt{\sum_i^n P_{ij}^2 * \sum_i^n P_{ik}^2}}$$

Onde:

$O_{jk} = O_{kj}$ = Índice de sobreposição de Pianka

i = item alimentar

P_{ij} = frequência volumétrica do recurso i na dieta da espécie j

P_{ik} = frequência volumétrica do recurso i na dieta da espécie k

n = número total de itens alimentares.

Os valores da sobreposição de nicho entre as espécies foram classificados em intervalos: alta sobreposição ($>0,6$), intermediária ($0,4 - 0,6$) ou baixa ($<0,4$) (GROSSMAN, 1986).

8.3.9 Análise do nível trófico.

A posição trófica dos peixes e seus itens alimentares foram calculados por meio do TrophLab, um software gratuito disponível no site Fishbase (<http://www.fishbase.org/Download/>) (FROESE; PAULY, 2018). É fornecida uma tabela que apresenta o nível trófico de cada categoria de presa, onde é atribuída uma pontuação denominada Troph para as diferentes categorias alimentares identificadas na análise de conteúdo estomacal. Em seguida, o nível trófico para qualquer espécie consumidora foi

estimado a partir da fórmula (PAULY; CHRISTENSEN, 2000):

$$Troph_i = 1 + \sum_{j=1}^G DC_{ij} * Troph_j$$

Onde Troph_i é o nível trófico da espécie i, G é o número total de espécies de presas, DC_{ij} é a proporção da presa j na dieta da espécie i e Troph_j é o nível trófico da presa j.

Os valores estimados de Troph variam de 2,0 a 5,0, sendo que os valores próximos de 2,0 são referentes a consumidores herbívoros/detrítivos e os de 5,0 para animais piscívoros/carnívoros (PAULY; PALOMARES, 2000).

8.3.10 Classificação das guildas tróficas.

Com base nas preferências alimentares (itens predominantes na dieta) e nos valores de Troph foram definidos os grupos funcionais alimentares (guildas tróficas).

As espécies foram classificadas em zooplactívoras (ZP) inclui aquelas que se alimentam tipicamente de pequenos crustáceos presentes na coluna d'água, e compreende principalmente zooplâncton, mas pode também incluir ovos e larvas de peixes. Detritívoras (DV) são as que se alimentam de matéria orgânica em decomposição (vegetal ou animal) juntamente com bactérias e fungos associados. Piscívora (PV) inclui espécies carnívoras que se alimentam principalmente de outros peixes. Zoobentívoras (ZB) se alimentam da fauna associada ao sedimento (zoobentos) e oportunista/onívora (OP) é a categoria que compreende aquelas espécies com uma dieta regular e variada de material vegetal e animal (ELLIOTT *et al.*, 2007).

8.4 Análise de dados

A normalidade dos dados foi verificada pelo teste de Lilliefors e a homogeneidade das variâncias pelo teste de Levene. Foi empregado o teste de Kruskal-Wallis para verificar possíveis diferenças entre os valores do Índice de Repleção (IR) e os valores dos Quocientes Intestinais (QI) entre as espécies. O teste de Mann Whitney foi empregado a posteriori para verificar quais as espécies que diferiram entre si.

Com os dados de volume dos itens alimentares em cada local foi construído um

gráfico por Escalonamento Multidimensional não-métrico (nMDS). Foi utilizado o índice de similaridade de Bray-Curtis para verificar semelhanças entre os itens nos locais de amostragem E1B, E1S, E2B (três grupos). Foi empregada uma Análise Multivariada de Variância Permutacional (PERMANOVA) para testar se qualquer diferença observada foi significativa. Os dados foram transformados através da raiz quadrada.

Com os dados de presença/ausência dos itens alimentares distribuídos ao longo de três pontos de amostragens (E1B, E1S, E2B) foi realizada uma análise de agrupamento utilizando o índice de similaridade de Jaccard. Todas as análises foram realizadas no software PAST 3.22 (HAMMER *et al.*, 2001).

9 RESULTADOS 2

As espécies selecionadas para a análise do conteúdo estomacal foram as mais abundantes ($n > 30$): *Opisthonema oglinum* (Lesueur, 1818) cujo nome comum é sardinha bandeira, *Bagre marinus* (Mitchill, 1815) também chamado de bagre bandeira, *Cathorops spixii* (Agassiz, 1829) o bagre amarelo, *Sciades herzbergii* (Bloch, 1794) o bagre cinza, *Chloroscombrus chrysurus* (Linnaeus, 1766) chamada popularmente de palombeta, *Conodon nobilis* (Linnaeus, 1758) chamado de roncador, *Haemulopsis corvinaeformis* (Steindachner, 1868), o coró branco. As espécies foram capturadas em diferentes pontos de amostragem. No ponto E1B foram amostradas as espécies *B. marinus*, *C. spixii*, *S. herzbergii*, *H. corvinaeformis*, *C. nobilis* no ponto E1S. *O. oglinum* e *C. chrysurus* no local E2B.

Foram identificados 50 itens alimentares (Tabela 1), distribuídos em 11 categorias, das quais os crustáceos apresentaram o maior número de táxons. As espécies *C. spixii* e *B. marinus* consumiram uma maior variedade de itens ($n = 34$).

Tabela 3 - Frequência de ocorrência (Fi%), frequência volumétrica (Vi%) e índice alimentar (IAi%) das espécies *Bagre marinus*, *Sciades herzbergii*, *Cathorops spixii*, *Opisthonema oglinum*, *Chloroscombrus chrysurus*, *Pomadasis corvinaeformis* e *Conodon nobilis* capturadas na praia do Meireles, Fortaleza, Brasil. Dados amostrados de dezembro de 2015 a janeiro de 2017.

	<i>Bagre marinus</i>			<i>Sciades herzbergii</i>			<i>Cathorops spixii</i>		
	Fi(%)	Vi(%)	IAi(%)	Fi(%)	Vi(%)	IAi(%)	Fi(%)	Vi(%)	IAi(%)
Detritos									
Sedimento	0.000	0.000	0.000	3.333	0.109	0.000	0.000	0.000	0.000
Matéria orgânica + Sedimento	23.077	9.052	0.085	6.667	2.894	0.005	10.000	3.577	0.006
Matéria orgânica vegetal	38.462	6.224	0.097	3.333	0.109	0.000	6.667	0.715	0.001
Matéria orgânica algal	11.538	4.130	0.019	0.000	0.000	0.000	10.000	0.179	0.000
Matéria orgânica animal	34.615	15.799	0.222	53.333	31.199	0.439	83.333	55.533	0.777
Matéria orgânica animal + algas	3.846	0.720	0.001	6.667	7.904	0.014	0.000	0.000	0.000
Matéria orgânica animal + vegetal	7.692	11.525	0.036	10.000	4.612	0.012	0.000	0.000	0.000
Matéria orgânica animal + algas + vegetal	26.923	23.819	0.261	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Origem Vegetal									
Fibras vegetais	15.385	1.008	0.006	13.333	0.615	0.002	3.333	0.045	0.000
Sementes	38.462	4.567	0.071	6.667	0.181	0.000	0.000	0.000	0.000
Algas	23.077	4.692	0.044	30.000	1.248	0.010	3.333	0.089	0.000
Diatomaceas	0.000	0.000	0.000	6.667	0.054	0.000	0.000	0.000	0.000
Foraminiferos	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	6.667	0.067	0.000
Origem Animal									
Urocordato	0.000	0.000	0.000	3.333	0.036	0.000	0.000	0.000	0.000
Porífera									
Esponja	26.923	6.171	0.067	10.000	0.217	0.001	0.000	0.000	0.000
Cnidaria									
Talos de hidrozoa	15.385	1.196	0.007	33.333	1.176	0.010	3.333	0.022	0.000
Poliqueta/Anelídeo/Nematoda									
Poliqueta	34.615	2.243	0.032	10.000	0.307	0.001	13.333	2.437	0.005

Tubo de poliqueta	23.077	1.623	0.015	10.000	0.995	0.003	46.667	15.336	0.120
Verme marinho	3.846	0.072	0.000	0.000	0.000	0.000	13.333	0.268	0.001
Nematodas	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Moluscos									
Juvenil de bivalves	7.692	0.024	0.000	0.000	0.000	0.000	16.667	0.201	0.001
Juvenil de gastropode	3.846	0.014	0.000	0.000	0.000	0.000	13.333	0.089	0.000
Pedaços de conchas	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	3.333	0.089	0.000
Arthropoda									
Picnogonidae	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	6.667	0.224	0.000
Ostracoda	7.692	0.014	0.000	3.333	0.018	0.000	20.000	1.006	0.003
Copépodes	7.692	0.072	0.000	6.667	0.235	0.000	30.000	6.014	0.030
Copépodes Calanoides	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	10.000	0.313	0.001
Copépodes Harpaticoides	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	13.333	0.268	0.001
Cumacea	3.846	0.029	0.000	0.000	0.000	0.000	33.333	2.862	0.016
Tanaidacea	0.000	0.000	0.000	20.000	0.109	0.001	0.000	0.000	0.000
Amphipoda	3.846	0.202	0.000	60.000	23.151	0.366	13.333	0.313	0.001
Mysidacea	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	6.667	0.134	0.000
Isopoda	0.000	0.000	0.000	6.667	0.326	0.001	10.000	0.179	0.000
Megalopa	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	3.333	0.067	0.000
Carapaça de crustáceos	19.231	1.340	0.010	10.000	0.416	0.001	0.000	0.000	0.000
Olhos pedunculados de crustáceos	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Insecta									
Insetos	7.692	0.970	0.003	3.333	0.036	0.000	6.667	0.045	0.000
Outros									
Escamas	11.538	1.273	0.006	30.000	9.134	0.072	0.000	0.000	0.000
Vertebras/Espinhos	15.385	1.445	0.009	13.333	1.447	0.005	6.667	3.890	0.004
Não identificado	7.692	1.297	0.004	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Microplástico									
Filamento azul	23.077	0.086	0.001	26.667	0.452	0.003	53.333	1.632	0.015
Filamento preto	7.692	0.062	0.000	20.000	0.443	0.002	23.333	0.648	0.003

Filamento transparente	7.692	0.053	0.000	30.000	6.240	0.049	30.000	2.034	0.010
Filamento verde	3.846	0.024	0.000	10.000	0.380	0.001	13.333	0.246	0.001
Filamento vermelho	3.846	0.010	0.000	6.667	0.145	0.000	13.333	0.537	0.001
Filamento roxo	3.846	0.005	0.000	3.333	0.163	0.000	6.667	0.000	0.000
Fragmento isopor	0.000	0.000	0.000	3.333	0.127	0.000	0.000	0.000	0.000
Fragmento transparente	7.692	0.221	0.001	0.000	0.000	0.000	16.667	0.872	0.002
Fragmento azul	3.846	0.019	0.000	3.333	0.009	0.000	3.333	0.067	0.000
Pellets/microesferas	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Filamento amarelado	0.000	0.000	0.000	3.333	0.090	0.000	0.000	0.000	0.000

	<i>Opisthonema oglinum</i>			<i>Chloroscombrus chrysurus</i>			<i>Pomadasis corvinaeformis</i>			<i>Conodon nobilis</i>		
	Fi(%)	Vi(%)	IAi(%)	Fi(%)	Vi(%)	IAi(%)	Fi(%)	Vi(%)	IAi(%)	Fi(%)	Vi(%)	IAi(%)
Detritos												
Sedimento	3.448	0.801	0.001	10.000	0.226	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Matéria orgânica + Sedimento	62.069	63.076	0.759	10.000	6.168	0.011	7.692	12.432	0.020	30.000	0.633	0.111
Matéria orgânica vegetal	0.000	0.000	0.000	40.000	1.085	0.008	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Matéria orgânica algal	0.000	0.000	0.000	10.000	0.181	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Matéria orgânica animal	37.931	27.954	0.206	73.333	61.387	0.819	73.077	54.595	0.832	50.000	1.054	0.309
Matéria orgânica animal + algas	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Matéria orgânica animal + vegetal	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	3.333	0.070	0.001
Matéria orgânica animal + algas + vegetal	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Origem Vegetal												
Fibras vegetais	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Sementes	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Algas	3.448	0.080	0.000	0.000	0.000	0.000	3.846	0.270	0.000	0.000	0.000	0.000
Diatomaceas	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Foraminíferos	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Origem Animal												
Urocordato	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Porífera												
Esponja	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Cnidaria												
Talos de hidrozoa	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	6.667	0.141	0.006
Poliqueta/Anelídeo/Nematoda												
Poliqueta	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Tubo de poliqueta	0.000	0.000	0.000	3.333	0.045	0.000	7.692	2.703	0.004	0.000	0.000	0.000

Verme marinho	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Nematodas	3.448	0.120	0.000	3.333	0.136	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Moluscos												
Juvenil de bivalves	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	3.846	0.270	0.000	0.000	0.000	0.000
Juvenil de gastropode	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Pedaços de conchas	3.448	0.040	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Arthropoda												
Picnogonidae	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Ostracoda	6.897	0.601	0.001	0.000	0.000	0.000	7.692	0.541	0.001	0.000	0.000	0.000
Copépodes	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	19.231	1.622	0.007	3.333	0.070	0.001
Copépodes Calanoides	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	7.692	0.811	0.001	0.000	0.000	0.000
Copépodes Harpaticoides	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	3.846	0.541	0.000	0.000	0.000	0.000
Cumacea	0.000	0.000	0.000	3.333	0.045	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Tanaidacea	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Amphipoda	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Mysidacea	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	3.846	0.270	0.000	3.333	0.070	0.001
Isopoda	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	3.333	0.070	0.001
Megalopa	0.000	0.000	0.000	3.333	0.203	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Carapaça de crustáceos	10.345	2.002	0.004	26.667	25.757	0.125	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Olhos pedunculados de crustáceos	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	3.333	0.070	0.001
Insecta												
Insetos	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Outros												
Escamas	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	30.769	12.703	0.082	50.000	1.054	0.309
Vertebras/Espinhos	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	3.846	0.270	0.000	0.000	0.000	0.000
Não identificado	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Microplástico												
Filamento azul	27.586	0.801	0.004	26.667	0.520	0.003	23.077	5.946	0.029	20.000	0.422	0.050
Filamento preto	6.897	0.521	0.001	10.000	0.113	0.000	7.692	0.270	0.000	6.667	0.141	0.006
Filamento transparente	37.931	2.964	0.022	20.000	3.254	0.012	19.231	5.135	0.021	0.000	0.000	0.000
Filamento verde	3.448	0.000	0.000	3.333	0.045	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Filamento vermelho	13.793	0.761	0.002	3.333	0.090	0.000	3.846	0.811	0.001	3.333	0.070	0.001
Filamento roxo	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Fragmento isopor	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Fragmento transparente	10.345	0.280	0.001	20.000	0.746	0.003	11.538	0.811	0.002	36.667	0.773	0.166
Fragmento azul	6.897	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Pellets/microesferas	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	16.667	0.351	0.034
Filamento amarelado	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000

Fonte: Dados da pesquisa, 2019.

O item matéria orgânica foi o mais importante na dieta de todas as espécies analisadas (Tabela 3). Algumas diferenças foram observadas no segundo item mais relevante, onde este variou entre as espécies. Matéria orgânica misturada com sedimento foi o primeiro item mais importante na dieta de *O. oglinum* (IAi% = 75,94) e matéria orgânica animal (IAi% = 81,93) para *C. chrysurus*. Para estas espécies, o item carapaça de crustáceo foi o segundo mais relevante (IAi% = 20,57 e IAi% = 12,50). Na dieta de *S. herzbergii*, foi matéria orgânica animal (IAi% = 43,89) e amphipoda (IAi% = 36,64), enquanto *C. spixii* foi matéria orgânica animal (IAi% = 77,73) e tubos de poliquetas (IAi% = 12,02). *B. marinus* foi a espécie que apresentou a maior porcentagem de ingestão de material vegetal, com IAi% = 26,05 de matéria orgânica animal dissociada com material vegetal e algas, em segundo lugar o item sementes com IAi% = 7,14. *H. corvinaeformis* e *C. nobilis* apresentaram composição semelhante, ambas apresentaram maior porcentagem de matéria orgânica animal (IAi% = 83,20 e IAi% = 30,95) e escamas (IAi% = 8,15 e IAi% = 30,95) (Tabela 3).

Todas as espécies apresentaram ingestão de microplástico. As estimativas dos Índices Alimentares (IAi) dos microplásticos exibiram valores muito pequenos. Porém, os dados de frequência de ocorrência (Fi%) foram expressivos (Tabela 3). Cerca de 53% dos indivíduos de *C. spixii* apresentaram ingestão de filamento azul e 38% dos indivíduos de *O. oglinum* estavam contaminados com filamento transparente.

O teste de Kruskal-Wallis evidenciou que os valores dos Índices de Repleção (IR) dos bagres *S. herzbergii* e *C. spixii* foram significativamente superiores quando comparados com os valores obtidos pelas demais espécies ($H = 127.3289$; $p = 0.0010$) (Tabela 4). Os valores dos QI (Quociente Intestinal) também foram significativamente diferentes entre as espécies ($H = 103.9581$; $p = 0.0010$). O teste de Mann-Whitney empregado a posteriori demonstrou quais as espécies que diferiram entre si. A espécie *B. marinus* possui um Quociente Intestinal (QI) de comprimento significativamente maior que as espécies *O. oglinum*, *S. herzbergii*, *H. corvinaeformis*, *C. nobilis* e *C. chrysurus* (Tabela 4).

Tabela 4. Valores de Média (dados paramétricos) ou Mediana (dados não paramétricos) e seus respectivos desvio padrão ou amplitude dos dados dos Quocientes Intestinais (QI) e dos índices de Repleção (IR) para as espécies *Bagre marinus* (Bag mar), *Cathorops spixii* (Cat spi), *Chloroscombrus chrysurus* (Chl chr), *Conodon nobilis* (Con nob), *Opisthonema oglinum* (Opi ogl), *Haemulopsis corvinaeformis* (Hae cor), *Sciades herzbergii* (Sci hei), amostradas na praia do Meireles, Fortaleza, Brasil. Dados amostrados de dezembro de 2015 a janeiro de 2017.

	QI	IR
	Média/Mediana	Média/Mediana
Opi ogl	1.05 ± 0.13	2.14 ± 0.45
Sci her	1.23 ± 0.32	3.47 (2.06 - 8.21)
Cat spi	1.51 ± 0.24	2.50 (0.85 - 37.57)
Chl chr	0.70 (0.08 - 0.77)	1.61 (0.60 - 3.68)
Bag mar	2.62 ± 0.74	2.28 (1.55 - 188.20)
Hae cor	0.85 (0.39 - 1.64)	0.88 ± 0.25
Con nob	1.04 (0.39 - 1.58)	2.23 (0.62 - 16.10)

Fonte: Elaborado pela autora

De acordo com a análise gráfica dos valores de abundância presa-específica (Pi%), todas as sete espécies analisadas foram consideradas especialistas no consumo do item matéria orgânica animal (considerado o item dominante) e classificadas como generalistas para a maioria dos itens (que foram considerados raros). Os dados foram dispostos apenas ao longo das diagonais que indica se o item é “raro ou dominante” e se o indivíduo é “especialista ou generalista”, o que impossibilitou a análise das relações intra e inter fenótipo.

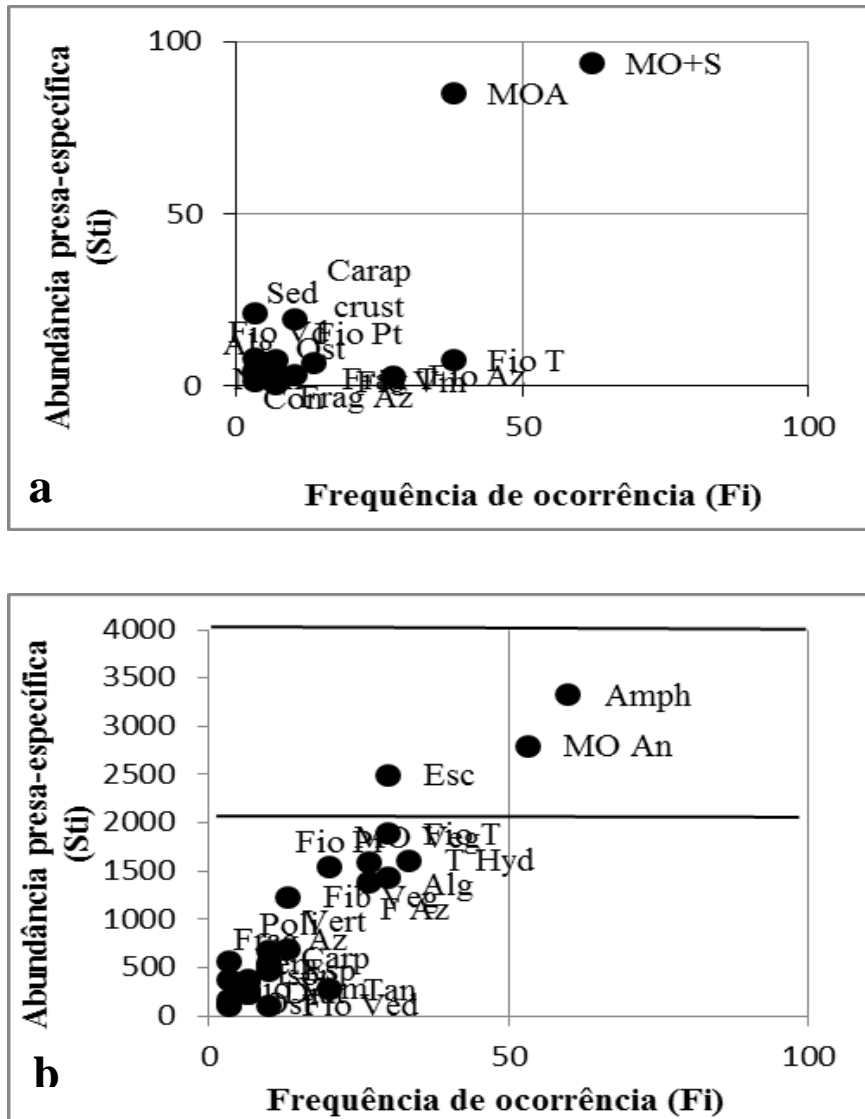
As espécies *O. oglinum*, *C. chrysurus* e *H. corvinaeformis* apresentaram um consumo específico para os itens matéria orgânica animal (alta frequência e abundância) e *C. nobilis* além de matéria orgânica também apresentou elevado consumo do item escamas. Os demais itens alimentares foram consumidos de forma esporádica e em pequenas quantidades, por esta razão sendo considerados itens raros (Figura 10a, 10d, 10f, 10g).

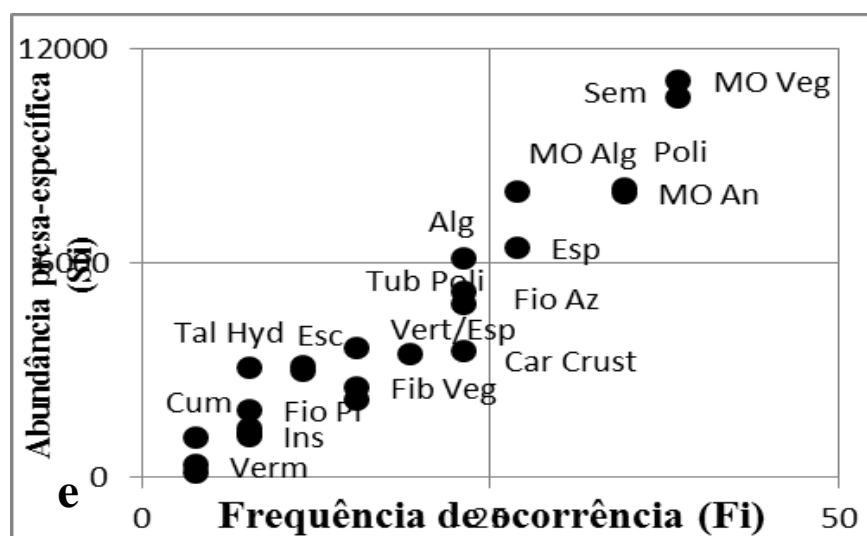
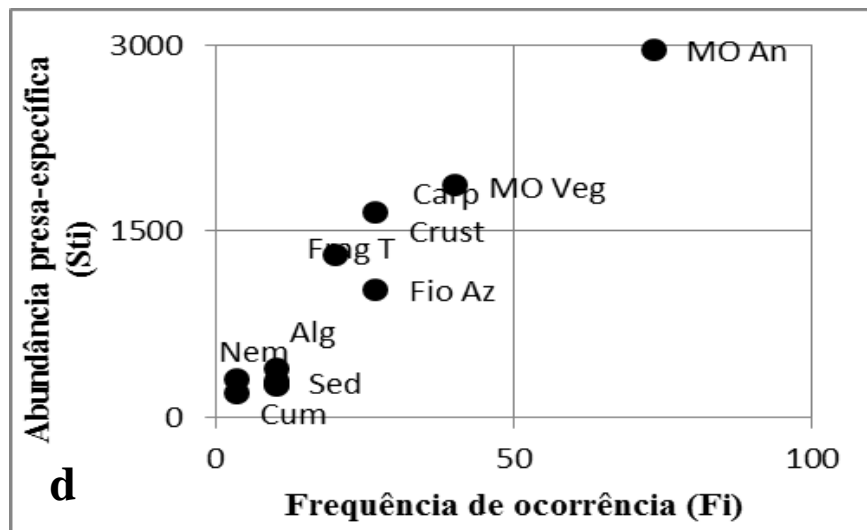
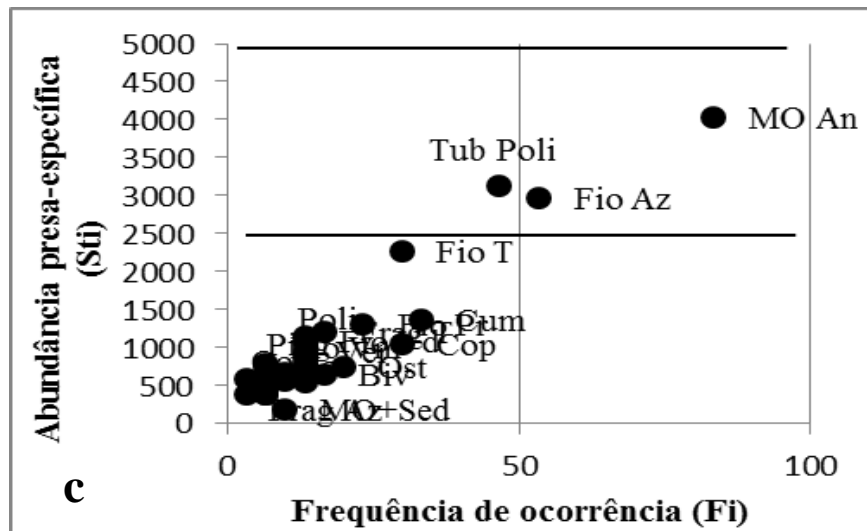
O bagre cinza *S. herzbergii* apresentou uma dieta especializada no consumo do crustáceo Amphipoda e *C. spixii* na ingestão de tubo de poliqueta, sendo o item de maior frequência e abundância nas suas dietas. No entanto ambas foram consideradas generalistas para os demais itens, que foram consumidos esporadicamente pelos indivíduos (Figura 10b, 10c).

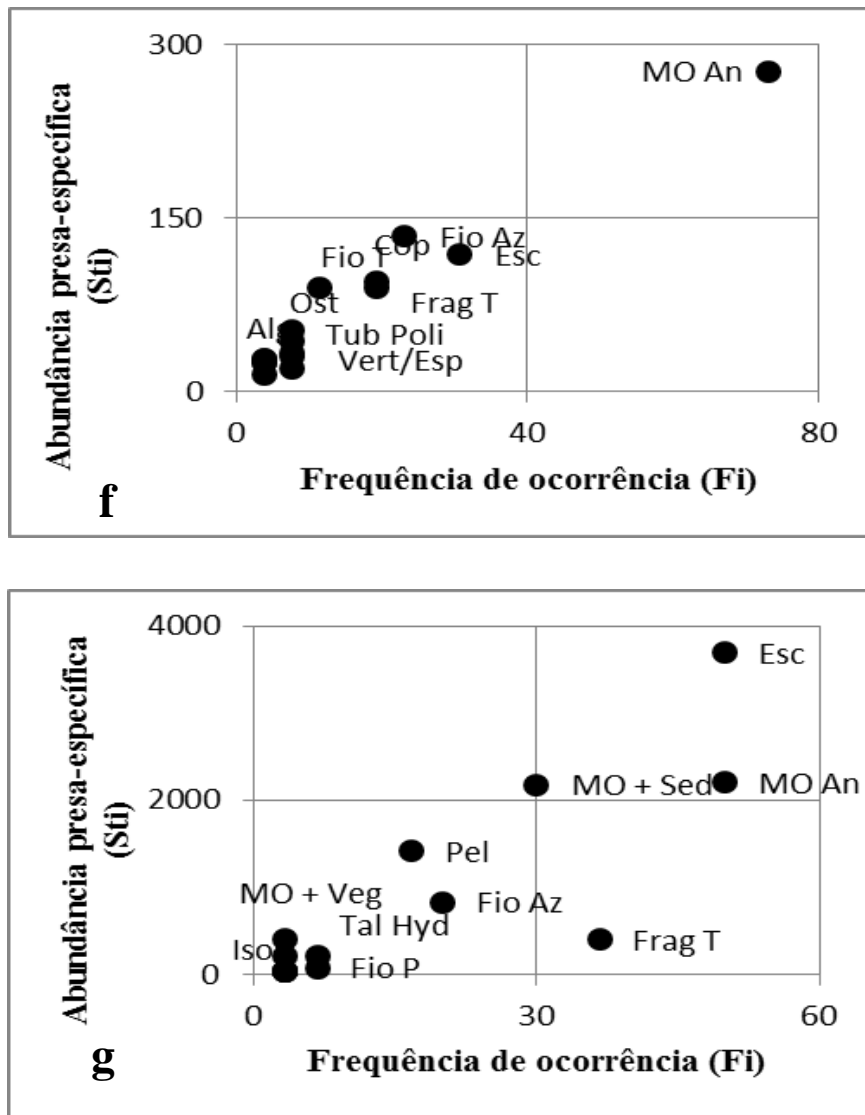
O bagre bandeira *B. marinus* foi a espécie que apresentou a maior variedade no consumo de itens dominantes (neste caso, matéria orgânica vegetal, sementes, algas, esponjas e poliquetas) quando comparada com as demais espécies, sendo considerada especialista na ingestão destes itens. No entanto foi considerada generalista para a maior parte dos itens

(Figura 10e).

Figura 10 Análise gráfica demonstrando a estratégia alimentar adotada pelas espécies *Opisthonema oglinum* (a), *Sciades herzbergii* (b), *Cathorops spixii* (c), *Chloroscombrus chrysurus* (d), *Bagre marinus* (e), *Haemulopsis corvinaeformis* (f), *Conodon nobilis* (g), amostradas na praia do Meireles, Fortaleza, Brasil.







Os valores de amplitude de nicho das espécies, em ordem decrescente, foram: *B. marinus* (0,41); *C. spixii* (0,31); *S. herzbergii* (0,31); *C. chrysurus* (0,13); *O. oglinum* (0,12); *C. nobilis* (0,12), *H. corvinaeformis* (0,12). *B. marinus* foi a espécie que registrou a maior largura de nicho, um reflexo da alta variedade de itens ingeridos na sua dieta. Os valores de sobreposição de nicho mostraram que as espécies que mais se justapuseram na dieta foram *O. oglinum* e *C. chrysurus* (1,00) (Tabela 5).

Tabela 5. Valores de sobreposição de nicho calculados através do índice de Pianka para as espécies *Bagre marinus* (Bag mar), *Cathorops spixii* (Cat spi), *Chloroscombrus chrysurus* (Chl chr), *Conodon nobilis* (Con nob), *Opisthonema oglinum* (Opi ogl), *Haemulopsis corvinaeformis* (Pom cor), *Sciades herzbergii* (Sci hei), amostradas na praia do Meireles, Fortaleza, Brasil.

Espécies	Opi ogl	Sci Hei	Cat spi	Chl chr	Bag mar	Hae cor	Con nob
Opi ogl	1						
Sci Her	0.37	1					
Cat spi	0.44	0.74	1				
Chl chr	1.00	0.37	0.44	1			
Bag mar	0.43	0.43	0.47	0.43	1		
Hae cor	0.58	0.78	0.93	0.58	0.50	1	
Con nob	0.52	0.54	0.44	0.52	0.36	0.67	1

Fonte: Elaborado pela autora

O maior valor de nível trófico foi obtido por *S. herzbergii* e o menor por *C. nobilis* (Tabela 6).

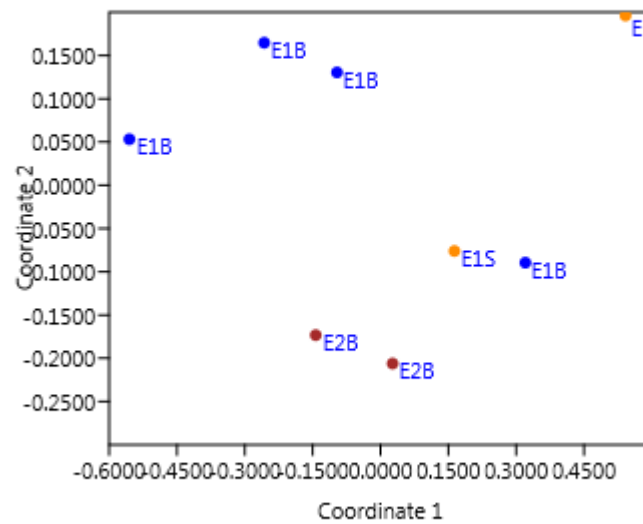
Tabela 6. Valores de nível trófico (Troph) e classificação das guildas tróficas das espécies de peixes *Bagre marinus*, *Cathorops spixii*, *Chloroscombrus chrysurus*, *Conodon nobilis*, *Opisthonema oglinum*, *Haemulopsis corvinaeformis*, *Sciades herzbergii*, amostradas na praia do Meireles, Fortaleza, Brasil.

	Troph	Guilda
<i>Opisthonema oglinum</i>	2.46	Oportunista/onívora
<i>Sciades herzbergii</i>	3.80	Zoobentívora
<i>Cathorops spixii</i>	3.43	Zoobentívora
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	2.50	Oportunista/onívora
<i>Bagre marinus</i>	2.54	Oportunista/onívora
<i>Haemulopsis corvinaeformis</i>	3.17	Zoobentívora
<i>Conodon nobilis</i>	2.53	Oportunista/onívora

Fonte: Elaborado pelo autora

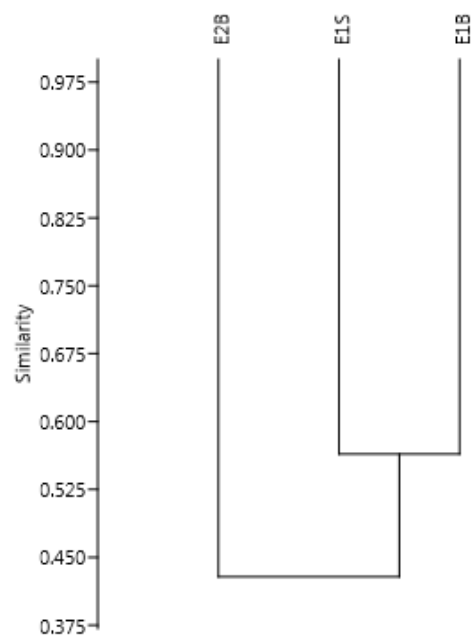
A análise gráfica do Escalonamento Multidimensional não-métrico (nMDS) evidenciou a formação de possíveis grupos (Figura 11), no entanto a PERMANOVA verificou que esta formação não foi significativa ($p = 0,1988$). Portanto, pode-se afirmar que não foi encontrada diferença no volume dos itens alimentares entre os locais de amostragem.

Figura 11. Escalonamento Multidimensional não-métrico (nMDS) com os dados de volume dos itens alimentares (transformados pela raiz quadrada) distribuídos ao longo dos locais de amostragem (E1B, E1S, E2B). Dados obtidos na praia do Meireles, Fortaleza – CE, Brasil. Valor de Stress: 0.07552.



A análise de agrupamento de Cluster (Figura 12) mostrou que existe semelhança de mais de 50% em termos composição dos itens alimentares encontrados nos pontos E1B e E1S.

Figura 12. Análise de agrupamento de Cluster utilizando o índice de similaridade de Jaccard para verificar semelhança entre os pontos me amostragem (E1B, E1S, E2B) em relação a composição dos itens alimentares.



10 DISCUSSÃO 2

Os locais de amostragem estão fornecendo as mesmas proporções de recursos alimentares (volume dos itens) para as espécies de peixes, um indicativo de que os invertebrados bentônicos estão presentes em proporções semelhantes nos dois espigões. No entanto a composição dos itens alimentares difere entre os espigões, ou seja, embora os locais ofereçam quantidades semelhantes de recursos alimentares, a variedade dos itens é diferente entre os espigões. Sabe-se que a construção de estruturas rígidas com a finalidade de conter a erosão afetam a abundância e a composição das espécies de invertebrados bentônicos (DEFEO *et al.*, 2009; MUNETTA-LAMBERT *et al.*, 2015), que foram os itens alimentares mais presentes na dieta das espécies analisadas neste trabalho. Porém as alterações na estrutura das assembleias de invertebrados bentônicos estão mais associadas às modificações das características físicas locais (características do sedimento e hidrodinâmica) ao invés dos impactos direto da construção dessas estruturas (MARTIN *et al.*, 2005; BECCHI *et al.*, 2014).

O Índice Alimentar (IA_i) verifica qual a importância efetiva de cada item na alimentação da espécie. Deste modo, a compreensão do IA_i é uma importante ferramenta para auxiliar no entendimento das interações e processos alimentares que ocorrem entre diferentes espécies de peixes que ocupam uma mesma área (KAWAKAMI; VAZZOLER, 1980).

A espécie *O. oglinum* apresentou como item mais importante em sua dieta matéria orgânica animal misturada com sedimento. A ingestão de sedimento pode ocorrer de maneira involuntária (CUNHA *et al.*, 2000) devido à elevada turbidez e agitação das zonas de arrebentação. O segundo item de maior relevância na dieta foi carapaça de pequenos crustáceos, indicando que esta espécie parece ter sua dieta baseada em microcrustáceos bentônicos (VEGA-CENDEJAS *et al.*, 1997).

Neste trabalho os itens mais representativos, na dieta de *Chloroscombrus chrysurus*, foram a matéria orgânica animal (bastante digerida) e a carapaça de pequenos crustáceos. Esta espécie apresentou uma dieta composta principalmente de crustáceos e moluscos planctônicos em trabalho realizado na mesma região de estudo (CUNHA *et al.*, 2000). Em áreas estuarinas e da plataforma continental da região sul do país, o item principal foi zooplâncton (CHAVES; UMBRIA, 2003). Fica evidente que crustáceos planctônicos é um item sempre presente na dieta desta espécie.

Os bagres *S. herzbergii* e *Cathorops spixii* apresentam uma dieta diversa, composta por uma variedade de itens tanto de origem animal quanto vegetal, mas sempre com destaque e grande representatividade de organismos zoobentônicos, como poliquetas, bivalves

e pequenos crustáceos (GURGEL *et al.*, 2004; RIBEIRO *et al.*, 2012; DANTAS *et al.*, 2013; DENADAI *et al.*, 2013a). Poliqueta parece ser um item preferencial na dieta de *C. spixii* (GURGEL *et al.*, 2004).

A dieta de *B. marinus* foi composta por uma grande variedade de grupos de crustáceos em trabalho realizado no Golfo do México (MENDOZA-CARRANZA, 2003). Diferentemente do que foi observado no presente trabalho, onde esta espécie apresentou um elevado consumo de material vegetal (matéria orgânica vegetal, sementes e algas). O elevado consumo de material vegetal observado pode ser oriundo de regiões estuarinas, uma vez que o local de amostragem se localiza a aproximadamente 3 Km do desague do riacho Maceió e a favor da corrente. Itens alimentares como plantas e sementes são mais abundantes nessas regiões (CHAVES; UMBRIA, 2003).

As espécies *H. corvinaeformis* e *C. nobilis* consomem preferencialmente crustáceos (CHAVES; CORREA, 2000; DENADAI *et al.*, 2013b; POMBO *et al.*, 2014). Neste trabalho, as duas espécies apresentaram elevado consumo de escamas de peixe. O consumo de itens como fragmentos e escamas de peixes pode ocorrer de forma ocasional ou em pequenas quantidades (FEITOSA *et al.*, 2002; DENADAI *et al.*, 2013b). Em pesquisa realizada no ano de 1995, na mesma região de estudo do presente trabalho, a espécie *H. corvinaeformis* apresentou uma dieta variada, com abundância de crustáceos, poliquetas, peixes e algas (COSTA *et al.*, 1995). Não se pode afirmar que a abundância de itens no local tenha diminuído ao longo dos anos, visto que algumas das espécies analisadas neste trabalho apresentaram uma dieta diversificada com uma alta variedade de itens ingeridos.

O índice de repleção (IR) é utilizado para avaliar o quão cheio encontra-se o estômago, sendo um valor importante para inferir a respeito da disponibilidade de presas no ambiente (ZAVALA-CAMIN, 1996). Este indica o peso do bolo alimentar e é apresentado percentualmente em relação ao peso do peixe (WORGAN; FITZGERALD, 1981). Neste estudo as espécies que apresentaram os maiores valores de IR foram os bagres *S. herzbergii* e *C. spixii*, que consumiram quantidades representativas de invertebrados bentônicos como poliquetas, anfípodas e isópodes. Estes itens são considerados os mais disponíveis e abundantes em praias arenosas (FERREIRA *et al.*, 2004; DEFEO *et al.*, 2009), o que pode explicar o alto valor do IR obtido por estas espécies.

O Quociente Intestinal (QI) é utilizado para comparação entre as espécies conforme suas preferências alimentares com a finalidade de testar se o consumo dos diferentes itens alimentares afeta a morfologia do trato digestório (ZAVALA-CAMIN, 1996). Neste estudo, a espécie *Bagre marinus* apresentou o maior valor de Quociente Intestinal

quando comparado com as demais, o que pode ser um reflexo do seu elevado consumo de matéria orgânica vegetal e sementes de plantas. Espera-se que espécies que se alimentam de algas, material vegetal e detritos apresentem um maior QI quando comparado com espécies de hábitos carnívoros (ZAVALA-CAMIN, 1996; DENADAI *et al.*, 2013).

O parâmetro de Abundância Presa-específica ($P_i\%$) é definido como a relação entre o conteúdo estomacal (neste caso volume) de um item alimentar e todos os itens (presas) presentes nos estômagos dos predadores desta presa (AMUNDSEN *et al.*, 1996). Desta forma é possível analisar a estratégia de alimentação do predador (especialista ou generalista) e a importância da presa na dieta (rara ou dominante). A dieta das sete espécies analisadas foi composta por uma variedade de itens alimentares considerados raros que foram consumidos de forma esporádica (baixa frequência de ocorrência) e em pequenas quantidades (baixa abundância), sendo poucos itens dominantes e consumidos com grande frequência e abundância pelas espécies. A ingestão de microplástico foi generalizada, porém foi considerado um item raro. Embora as partículas de microplástico tenham sido frequentes, possuem pouca representatividade em volume na dieta das espécies quando comparado aos demais itens ingeridos. Fato que pode ter subestimado a contribuição destas partículas na dieta, na estimativa do parâmetro presa-específica ($P_i\%$) e do índice alimentar ($I A_i\%$). O volume não se mostrou um método adequado para analisar as partículas de microplástico na dieta das espécies.

A ingestão de microplástico deve ocorrer na medida em que os peixes estão se alimentando (DANTAS *et al.*, 2012), sendo ingeridos acidentalmente (POSSATTO *et al.*, 2011), principalmente porque existem partículas de diferentes tamanhos presentes no sedimento e na coluna d'água (COLE *et al.*, 2011; CHUBARENKO *et al.*, 2016) e que estão disponíveis para os peixes misturados aos seus itens alimentares. Os peixes podem ingerir microplástico diretamente ao se alimentarem na coluna d'água, forragearem revirando o substrato e indiretamente ao consumir presas contaminadas (POSSATO *et al.*, 2011; LIMA *et al.*, 2015; RUMMEL *et al.*, 2017). Em todos os casos, a contaminação ocorreria de forma acidental. Existe ainda o fato de que os peixes são presas potencialmente contaminadas para os seus predadores e que estariam repassando a contaminação ao longo da cadeia trófica marinha (WARD; KACH, 2009; RUMMEL *et al.*, 2017).

A análise da largura de nicho usando o índice de Levins (LEVINS, 1968) demonstra que valores próximos de 1 indicam uma larga amplitude da dieta enquanto que valores próximos a zero indicam uma dieta composta por poucos itens alimentares (HURLBERT, 1978; AMUNDSEN *et al.*, 1996). Neste caso, *B. marinus* foi a espécie que

apresentou a maior amplitude de nicho, reflexo de sua dieta composta por uma variedade de itens.

Os índices de sobreposição de nicho são utilizados para medir a magnitude da sobreposição de recursos na dieta entre diferentes espécies (SCHOENER, 1968; DANTAS; BARLETTA, 2015). Seus valores podem ser usados para inferir sobre o grau de competição das espécies diante deste recurso, como também pode indicar uma alta abundância dos recursos alimentares (HASSAN ALI *et al.*, 2016). Neste trabalho as espécies *O. oglinum* e *C. chrysurus* apresentaram o valor máximo de sobreposição de nicho (1,00), o que indica que estas espécies ocupam o mesmo nicho alimentar e por esta razão devem competir pelos mesmos recursos.

Alguns trabalhos atribuíram categorias tróficas diferentes das que foram propostas nesta pesquisa. Exemplos de *H. corvinaeformis* e *C. nobilis* capturados na região sudeste do Brasil foram classificados como carnívoros (DENADAI *et al.*, 2013; POMBO *et al.*, 2014). A espécie *C. chrysurus* foi descrita como planctófaga (CHAVES; UMBRIA, 2003) em trabalho realizado no estado do Paraná. Indivíduos de *C. spixii* amostrados na região sudeste foram considerados onívoros (DENADAI *et al.*, 2013). O bagre *S. herzbergii* coletado no estado do Maranhão foi classificado como carcinófago (RIBEIRO *et al.*, 2012). As espécies mudam de posições tróficas, o que reflete a ampla plasticidade alimentar da maioria dos peixes, que tendem a consumir os recursos mais disponíveis e abundantes no ambiente (LOWE-McCONNELL, 1999; GURGEL *et al.*, 2004). Outros fatores também precisam ser avaliados quando uma espécie é classificada em determinada guilda trófica, como as variações ontogenéticas e a influência das variáveis ambientais na abundância das presas (VEGA-CENDEJAS *et al.*, 1997; DANTAS *et al.*, 2013).

A análise da ecologia trófica das espécies fornece informações importantes para o entendimento do papel e funções que as espécies desempenham no ecossistema, bem como proporciona uma maior compreensão a respeito da dinâmica das assembleias de peixes que habitam as praias arenosas (ODUM *et al.*, 1995; TEIXEIRA; GURGEL, 2002). Sabe-se que os impactos antropogênicos podem alterar os ecossistemas, causando a perda de atributos e serviços fornecidos (ex: função de berçário, áreas de alimentação e abrigo) (BARLETTA *et al.*, 2010; DANTAS; BARLETTA, 2015). Por esta razão pesquisas que abordam e identificam esses impactos e sua influência na biota são tão relevantes.

11 CONCLUSÃO 2

Foi identificada uma ampla variedade de itens alimentares (50), dos quais os crustáceos apresentaram o maior número de táxons. Embora os locais ofereçam quantidades semelhantes de recursos alimentares, a variedade dos itens é diferente. Todas as espécies apresentaram ingestão de microplástico.

Neste ambiente as espécies que apresentaram os maiores valores do Índice de Repleção (IR) foram os bagres *S. herzbergii* e *C. spixii*, reflexo do elevado consumo de dos itens mais abundantes em praias arenosas (invertebrados bentônicos). Outro bagre (*Bagre marinus*) registrou ampla largura de nicho e elevado valor de Quociente Intestinal (QI). As espécies *O. oglinum* e *C. chrysurus* competem pelo mesmo recurso alimentar, pois apresentaram justaposição máxima em suas dietas (1,00). Duas guildas tróficas são descritas: oportunistas/onívoras e zoobentívoras.

CAPÍTULO 3

INGESTÃO DE MICROPLÁSTICO EM PEIXES DE UMA PRAIA URBANA

INGESTÃO DE MICROPLÁSTICO EM PEIXES DE UMA PRAIA URBANA

12 INTRODUÇÃO 3

O lixo marinho é reconhecido como uma problemática ambiental, sendo o plástico o resíduo mais abundante e o componente mais discutido e estudado ultimamente (GALGANI *et al.*, 2015; GESAMP, 2016; BRATE, *et al.*, 2017). O material plástico disperso no mar, ao se fragmentar (devido ao intemperismo, agressão dos raios ultravioleta e ação das ondas e correntes), se degrada em tamanhos menores, tornando-se microplástico (variam de 0,0001 a 5,0 mm) (COLE *et al.*, 2011; GESAMP, 2016; UNE, 2018).

A ingestão desses resíduos foi documentada em uma variedade de táxons marinhos representando vários níveis tróficos. Esta variedade inclui mamíferos (DENUNCIO *et al.*, 2011; BESSELING *et al.*, 2015), tartarugas (SANTOS *et al.*, 2015; DUCAN *et al.*, 2018), aves marinhas (BRANDÃO *et al.*, 2011; KÜHN; FRANEKER 2012; ROMAN *et al.*, 2016) e peixes (BOERGER *et al.*, 2010; ROMEO *et al.*, 2015; BAALKHUYUR *et al.*, 2018). Os organismos zoobentônicos também estão sofrendo com a contaminação de partículas de microplástico, como os vermes marinhos anelídeos (CAUWENBERGHE *et al.*, 2015), moluscos bivalves (CAUWENBERGHE; JANSSEN, 2014; JIANA *et al.*, 2016), pepinos do mar (GRAHAM; THOMPSON, 2009), crustáceos (MURRAY; COWIE 2011), anfípodas e cracas (THOMPSON *et al.*, 2004, HODGSON *et al.*, 2018) e também o zooplâncton como copépodes, dáfias e larvas de peixe (COLLIGNON *et al.*, 2012; COLE *et al.*, 2013; DESFORGES *et al.*, 2015; SUN *et al.*, 2017; STERR *et al.*, 2017).

Diversos estudos vêm sendo desenvolvidos com a finalidade de identificar as espécies de peixes que apresentam resíduos de microplástico em seus estômagos. Os microplásticos foram registrados em peixes planctívoros capturados no giro do Pacífico Norte (BOERGER *et al.*, 2010), em espécies pelágicas e demersais capturados no Canal Inglês (LUSHER *et al.*, 2013), em piscívoros amostrados no oceano Pacífico Norte (JANTZ *et al.*, 2013), no Mar do Norte e no mar Báltico (FOEKEMA *et al.*, 2013; RUMMEL *et al.*, 2016), em peixes pelágicos e demersais do Mar Mediterrâneo (ROMEO *et al.*, 2015; BELLAS *et al.*, 2016), na Costa portuguesa (NEVES *et al.*, 2015), no Bacalhau do Atlântico na costa da Noruega (BRATE *et al.*, 2016), em peixes costeiros e de água doce na China (JABEEN *et al.*, 2017) e ao longo da costa do Mar Vermelho na Arábia Saudita (BAALKHUYUR *et al.*, 2018).

No Brasil os estudos estão concentrados na região Nordeste, onde foram registrados a ingestão de microplástico por três espécies de bagres (*Cathorops spixii*, *Cathorops agassizii* e *Sciades herzbergii*) (POSSATTO *et al.*, 2011) e a contaminação por fragmentos de nylon em duas espécies de Sciaenidae (*Stellifer brasiliensis* e *Stellifer stellifer*) em estuário e em zona costeira no nordeste do Brasil (DANTAS *et al.*, 2012). Foram encontrados pellets no estômago de duas espécies de peixes (*Scomberomorus cavala* e *Rhizoprionodon lalandii*) comercializadas na cidade de Salvador, Bahia (MIRANDA; CARVALHO-SOUSA 2016); registro de ingestão de microplástico na assembleia de peixes de dois estuários submetidos a diferentes pressões antropogênicas no estado da Paraíba (VENDEL *et al.*, 2017). Foi avaliada a contaminação por microplástico no ciclo de vida da pescada amarela (*Cynoscion acoupa*) (FERREIRA *et al.*, 2016; FERREIRA *et al.*, 2018) e de dois haemulídeos (*Pomadasys ramosus* e *Haemulopsis corvinaeformis*) (SILVA *et al.*, 2018) em regiões estuarinas. Neste sentido é importante notificar a problemática da poluição plástica nos recursos pesqueiros como ferramenta de monitoramento ambiental (BRATE *et al.*, 2017).

Desta forma, não se sabe ao certo como o ambiente marinho e os seus organismos irão responder ecologicamente às ameaças e impactos da poluição plástica na qual estão sujeitos. Por esta razão, estudos que ampliem a compreensão científica a respeito da quantidade e tipo de microplástico que os peixes estão ingerindo são cruciais para o entendimento e previsão das consequências dessa contaminação, bem como para subsidiar planos de gestão efetivos e promover a conservação dos recursos pesqueiros e dos ecossistemas costeiros e marinhos que são amplamente ameaçados pelas atividades humanas em todo o mundo.

Neste sentido o objetivo deste trabalho foi identificar, classificar, quantificar o microplástico ingerido e analisar a relação com as guildas tróficas das espécies de peixes capturados em uma praia urbana. Duas hipóteses foram testadas: 1) a quantidade de microplástico ingerido varia em função da guilda trófica da espécie e 2) a quantidade de ingestão do microplástico tem associação com o comprimento do indivíduo.

13 MATERIAIS E MÉTODOS 3

13.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na zona costeira de Fortaleza (03°43'01" S e 038°32'35" W), capital do estado do Ceará, na praia urbana do Meireles (Figura 13). A cidade apresenta

clima tropical, com temperatura média anual de 26,3 °C e pluviosidade média em torno de 1.448 mm por ano. O período chuvoso ocorre no verão, com pico no mês de abril, registrando uma média de 329 mm e 13 mm de precipitação na estação seca cujo pico ocorre em outubro (FUNCEME – Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos, 2018).

Figura 13 – Espigões da Beira Mar de Fortaleza, Ceará, Brasil.

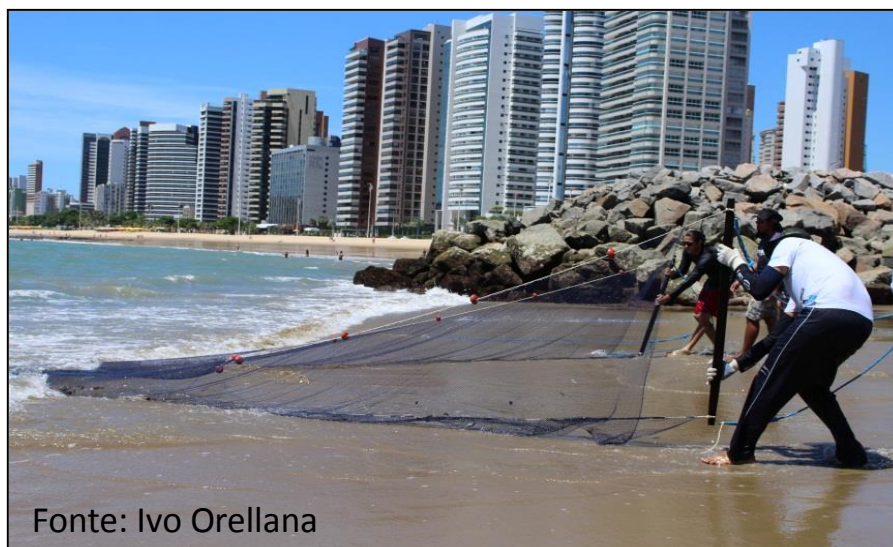


A zona costeira do município de Fortaleza é caracterizada por uma série de intervenções e modificações antropogênicas, com ocupações urbanas irregulares, a construção de portos e obras de engenharia para a contenção da erosão, a fixação artificial das dunas e construções de vias de acesso (PROJETO ORLA, 2006). A orla da avenida Beira Mar é considerada um dos principais atrativos turísticos da cidade, onde localiza-se a maior parte dos serviços de hotelaria e turismo da região, caracterizando-se como um polo receptor de turistas nacionais e internacionais. Existe a presença de várias barracas de praia e quiosques na faixa de areia, o que gera intenso uso da praia o ano inteiro (PROJETO ORLA, 2006). Estima-se que cerca de cinco toneladas de lixo são recolhidas diariamente na faixa de praia ao longo da avenida Beira Mar, num trecho de pouco mais de três quilômetros (ECOFOR, 2018).

13.2 Amostragens

Os peixes foram coletados mensalmente, sempre na baixamar de sizígia, no período de novembro de 2015 a janeiro de 2017 ao longo de dois espigões distantes 1,4 km entre si: o espigão 1 com 245 metros de comprimento e o espigão 2 com 270 metros de comprimento (Figura 1). Os exemplares foram capturados utilizando uma rede de arrasto de praia (15 m de comprimento, 2 m de altura, 2 m de profundidade de saco e 3 cm de malha). A rede era direcionada e estendida por uma embarcação de madeira de 4,5 metros de comprimento, deslocada por um motor de popa de 5,5 Hp. Após realizar o cerco da rede com o auxílio da embarcação, o petrecho era puxado de terra por tração humana e perpendicularmente à linha da praia, de modo a percorrer toda a extensão lateral do espigão (Figura 14).

Figura 14 – Rede de arrasto sendo manuseada por tração humana ao longo de um dos espigões da Beira Mar de Fortaleza, Ceará, Brasil.



Em cada espigão foram realizadas duas amostragens, uma no lado sotavento e a outra no lado barlavento, totalizando quatro arrastos por dia de amostragem (E1B, E2B, E1S, E2S) (Figura 1). Os peixes foram coletados sob a autorização para atividades com finalidade científica de número 29819669 emitida pelo ICMBio/SISBIO (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade).

13.3 Análise do conteúdo estomacal (itens alimentares e microplástico).

Os peixes foram identificados, contados e medidos (comprimento total – LT e comprimento padrão – LP) através de um paquímetro digital com precisão de 0,01 mm. Os estômagos foram retirados e preservados em microtubos tipo eppendorf contendo etanol 70%. As espécies selecionadas para a análise do conteúdo estomacal foram as mais abundantes (n > 30): *Opisthonema oglinum* (Lesueur, 1818) cujo nome comum é sardinha bandeira, *Bagre marinus* (Mitchill, 1815) também chamado de bagre bandeira, *Cathorops spixii* (Agassiz, 1829) o bagre amarelo, *Sciades herzbergii* (Bloch, 1794) o bagre cinza, *Chloroscombrus chrysurus* (Linnaeus, 1766) chamada popularmente de palombeta, *Conodon nobilis* (Linnaeus, 1758) chamado de roncador, *Haemulopsis corvinaeformis* (Steindachner, 1868), o coró branco.

O conteúdo estomacal foi disposto em uma placa de Petri sobre papel milimetrado, onde foi possível realizar a separação entre os itens alimentares e o microplástico. O volume de cada item alimentar foi determinado com o auxílio do papel milimetrado (ALBRECHT; CARAMASCHI, 2003). Após a separação, os microplásticos foram fotografados, contados e classificados quanto ao tipo (filamento ou fragmento) e descrita a sua coloração. Em seguida foram medidos os comprimentos dos filamentos e determinado o volume dos fragmentos utilizando o papel milimetrado. Filamentos e fragmentos < 5mm foram classificados como microplásticos (ARTHUR *et al.*, 2009). Essa descrição visual foi realizada com uso de microscópio estereoscópico.

Para evitar a contaminação, as placas de Petri, tesouras e pinças foram limpas com água destilada e posteriormente com álcool 70%, foram usadas luvas de látex descartáveis durante todas as análises do conteúdo estomacal.

Após a classificação do microplástico, estes foram tratados para a retirada da matéria orgânica de suas superfícies. Os microplásticos foram imersos em 5ml de solução de Peróxido de Hidrogênio 35% PA e submetidos ao aquecimento em chapa aquecedora do tipo TEC NAL® a 75°C durante 30 minutos, de acordo com metodologia adaptada do NOAA – National Oceanic and Atmospheric Administration (HERRING *et al.*, 2015).

Em seguida os microplásticos foram dispostos em lâminas e lamínulas para a identificação das partículas dos polímeros plásticos no Espectrômetro LAB-RAM, fabricante HORIBA. Foram analisadas cinco lâminas por espécie. Foi utilizado o laser na frequência do infravermelho, com a linha de 785 nm, grade de 600, lente de 100 vezes o aumento, acumulações de 3 x 30s (correspondendo a 4 minutos e 30 segundos para cada leitura

realizada) e o role de 500. Os gráficos, correspondentes às leituras dos compostos químicos, foram gerados por meio do software labESPEC. Metodologia adaptada (GESAP, 2016).

13.4 Análise do nível trófico

A posição trófica dos peixes foi calculada através do software TrophLab, disponível no site Fishbase (<http://www.fishbase.org/Download/>) (FROESE; PAULY, 2018). O programa fornece uma tabela com uma pontuação denominada Troph para as diferentes categorias alimentares identificadas na análise de conteúdo estomacal. A partir do valor de Troph, a posição na cadeia trófica é estimada através a fórmula (PAULY; CHRISTENSEN, 2000):

$$Troph_i = 1 + \sum_{j=1}^G DC_{ij} * Troph_j$$

Onde Troph *i* é o nível trófico da espécie *i*, G é o número total de espécies de presas, DC *ij* é a proporção da presa *j* na dieta da espécie *i* e Troph *j* é o nível trófico da presa *j*.

Os valores estimados de Troph variam de 2,0 a 5,0, sendo que os valores próximos de 2,0 referentes a consumidores herbívoros/detrítivos e os de 5,0 para animais piscívoros/carnívoros (PAULY; PALOMARES, 2000).

13.5 Classificação das guildas tróficas.

Os peixes foram classificados em grupos funcionais alimentares (guildas tróficas) baseados nas suas preferências alimentares (itens predominantes na dieta) e nos valores de Troph. Os grupos funcionais são os seguintes: zooplantívoras (ZP) espécies que se alimentam de pequenos crustáceos presentes na coluna d'água, principalmente zooplâncton, mas pode também incluir ovos e larvas de peixes. Detritívoras (DV) são as que se alimentam de matéria orgânica em decomposição (vegetal ou animal). Zoobentívoras (ZB) se alimentam da fauna associada ao sedimento (zoobentos) e oportunista/onívora (OP) é a categoria que compreende aquelas espécies com uma dieta regular e variada de material vegetal e animal (ELLIOTT *et al.*, 2007).

13.6 Análise de dados

Os microplásticos foram analisados com base no método da Frequência de Ocorrência (%Fi), que corresponde ao número de estômagos que contém microplástico dividido pelo número total de estômagos analisados, calculado pela fórmula (HYSLOP, 1980):

$$%Fi = \left(\frac{Ni}{Nt} \right) * 100$$

Onde, Fi é a frequência de ocorrência de determinado microplástico, Ni é o número de estômagos que contém o microplástico i e Nt o número total de estômagos analisados.

Todos os conjuntos de dados analisados foram verificados quanto aos quesitos de normalidade através do teste de Lilliefors e quanto à homocedasticidade pelo teste de Levene. Duas hipóteses foram testadas: 1) a quantidade de microplástico ingerido varia em função da guilda trófica da espécie 2) a quantidade de ingestão do microplástico tem associação com o comprimento do indivíduo.

O teste não paramétrico de Kruskal-Wallis foi empregado a fim de verificar se a abundância de microplástico ingerido difere em relação às sete espécies de peixes e entre as guildas tróficas. Também foi verificado por este mesmo teste se ocorreram diferenças na quantidade de ingestão entre as categorias de microplástico. O teste de Mann-Whitney foi empregado a posteriori para verificar quais as categorias de microplástico que diferiram entre si.

A análise de Correlação de Speaman foi empregada para verificar a existência ou não de associação entre a variável abundância de ingestão do microplástico e a variável comprimento padrão (LP) dos indivíduos. Todas as análises foram realizadas utilizando o software PAST 3.22. (HAMMER *et al.*, 2001).

14 RESULTADOS 3

Foram examinados 214 conteúdos estomacais de sete espécies de peixes (*Opisthonema oglinum*, *Bagre marinus*, *Cathorops spixii*, *Sciades herzbergii*, *Chloroscombrus chrysurus*, *Conodon nobilis*, *Haemulopsis corvinaeformis*) na praia urbana do Meireles, cidade de Fortaleza, Ceará (Tabela 7).

Tabela 7. Classificação das guildas tróficas, frequência e abundância de ingestão de microplástico encontrado nos estômagos das espécies de peixes *Opisthonema oglinum*, *Sciades herzbergii*, *Cathorops spixii*, *Chloroscombrus chrysurus*, *Bagre marinus*, *Haemulopsis corvinaeformis*, *Conodon nobilis* capturadas na praia do Meireles, Fortaleza, Brasil. Guildas tróficas: ZB (zoobentívoras), OP (oportunista/onívora). N: Quantidade de estômagos analisados por espécie. Frequência ingestão (%): Frequência relativa de ingestão do microplástico por espécie, expressa em porcentagem. Abundância ingestão (%): Abundância total de ingestão do microplástico por espécie, expressa em porcentagem. Med: Mediana da abundância de ingestão por espécie e o intervalo de amplitude dos dados.

Família/Espécie	Guilda	N	Frequência ingestão (%)	Abund. Total MP	Med. Máx/Mín
Clupeidae					
<i>Opisthonema oglinum</i> (Lesueur, 1818)	OP	31	65	54	1.5 (0 – 6)
Ariidae					
<i>Bagre marinus</i> (Mitchill, 1815)	OP	27	37	25	1.0 (1 – 5)
<i>Cathorops spixii</i> (Agassiz, 1829)	ZB	33	73	103	2.5 (1 – 14)
<i>Sciades herzbergii</i> (Bloch, 1794)	ZB	31	42	48	1.0 (1 – 10)
Carangidae					
<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	OP	31	61	42	1.0 (1 – 5)
Haemulidae					
<i>Conodon nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	OP	34	56	34	1.0 (1 – 5)
<i>Haemulopsis corvinaeformis</i> (Steindachner, 1868)	ZB	28	46	21	1.0 (1 – 5)

Fonte: Elaborado pela autora

Dentre os estômagos analisados, 55% estavam contaminados por partículas de microplástico, com um intervalo de amplitude de ingestão cerca de 0 a 14 partículas. A frequência de contaminação variou entre as espécies, onde 75% dos indivíduos de *Cathorops spixii* apresentaram ingestão de microplástico, 65% de *Opisthonema oglinum* e 61% dos espécimes de *Chloroscombrus chrysurus* estavam contaminados (Tabela 7). Foram contados um total de 327 microplásticos, divididos em 10 tipos diferentes (Tabela 8, Figura 15).

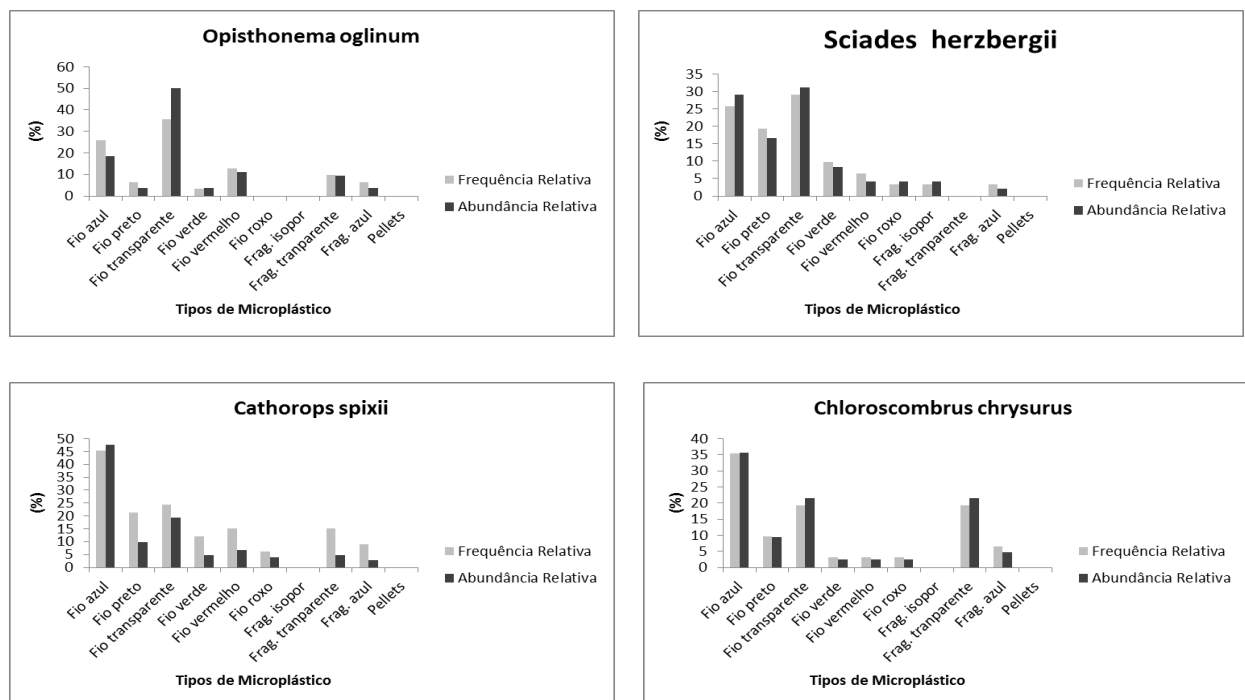
A frequência e abundância de ingestão dos diferentes tipos de microplástico variaram entre as espécies (Figura 15) (Tabela 8). Esta diferença na quantidade de ingestão das categorias de microplástico foi significativa ($H= 36.251$; $p= 0.0015$). O teste de Mann Whitney empregado a posteriori demonstrou que ocorreu um consumo significativamente maior de filamento azul e transparente em relação às demais categorias de microplástico (Figura 15).

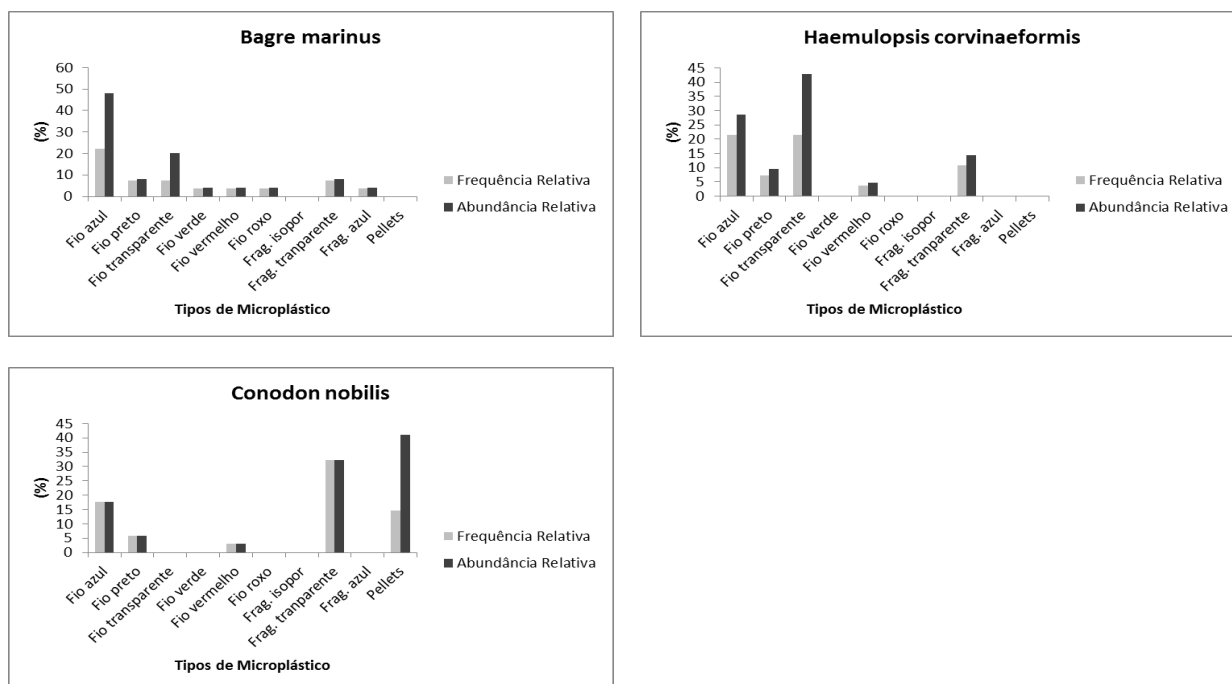
Tabela 8. Classificação, frequência e abundância dos tipos de microplástico encontrado nos estômagos das espécies de peixes *Opisthonema oglinum*, *Sciades herzbergii*, *Cathorops spixii*, *Chloroscombrus chrysurus*, *Bagre marinus*, *Haemulopsis corvinaeformis*, *Conodon nobilis* capturadas na praia do Meireles, Fortaleza, Brasil. Microplástico: classificação do microplástico quanto ao tipo e coloração. Frequência ingestão (%): Frequência relativa de ingestão de cada categoria de microplástico, expressa em porcentagem. Abundância ingestão (%): Abundância total de ingestão de cada categoria de microplástico, expressa em porcentagem.

Microplástico	Frequência ingestão	Frequência ingestão (%)	Abundância ingestão	Abundância ingestão (%)
Filamento azul	60	28	112	31
Filamento transparente	42	20	85	24
Fragmento transparente	30	14	35	10
Filamento preto	24	11	30	8
Filamento vermelho	15	7	19	5
Filamento verde	10	5	13	4
Fragmento azul	9	4	9	3
Filamento roxo	5	2	8	2
Pellets	5	2	14	4
Fragmento isopor	1	0	2	1

Fonte: Elaborado pela autora

Figura 15. Valores de Frequência Relativa (%) e Abundância Relativa (%) da ingestão de microplástico pelas espécies de peixes *Opisthonema oglinum*, *Sciades herzbergii*, *Cathorops spixii*, *Chloroscombrus chrysurus*, *Bagre marinus*, *Haemulopsis corvinaeformis*, *Conodon nobilis*, capturadas na praia do Meireles, Fortaleza, Ceará, Brasil.





A espécie *C. spixii* apresentou sozinha uma quantidade de ingestão de 48% do total de todo microplástico amostrado (Tabela 1), no entanto o resultado do teste de Kruskal-Wallis não foi significativo para as espécies ($H= 5.272$; $p= 0.509$) nem para as guildas ($H= 5.244$; $p=0.495$), indicando que não foi possível verificar a existência de uma guilda trófica que esteja mais susceptível à ingestão de microplástico, contrariando a nossa hipótese inicial. Ou seja, as espécies consumiram microplástico em quantidades semelhantes e esta quantidade de ingestão independe dos hábitos alimentares.

Em relação a segunda hipótese testada, também não foi verificada associação significativa ($p= 0,8082$) entre a variável comprimento padrão (LP) e a variável abundância de ingestão do microplástico, indicando que a quantidade de ingestão de microplástico independe do tamanho do peixe.

Foi realizada a leitura de 16 lâminas no Espectrômetro LAB-RAM (Figura 16 e 17). Três polímeros plásticos foram identificados: 1) Pristine Polyester textile + impurity, essas impurezas foram detectadas como TNT (Tecido Não Tecido), 2) Copper Phthalocyanine, 3) Poly (p-phenylene terephthalamide) – Kevlar.

Figura 16. Valores das leituras no Espectro Raman para as partículas de microplástico ingeridas pelas espécies de peixes *Opisthonema oglinum*, *Sciades herzbergii*, *Cathorops spixii*, *Chloroscombrus chrysurus*, *Bagre marinus*, *Haemulopsis corvinaeformis*, *Conodon nobilis*, capturadas na praia do Meireles, Fortaleza, Ceará, Brasil.

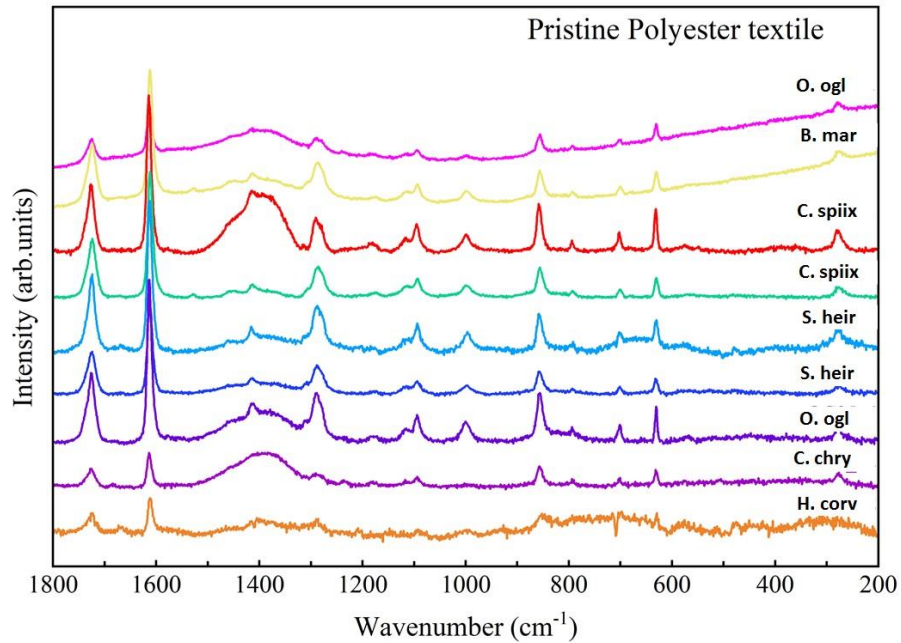
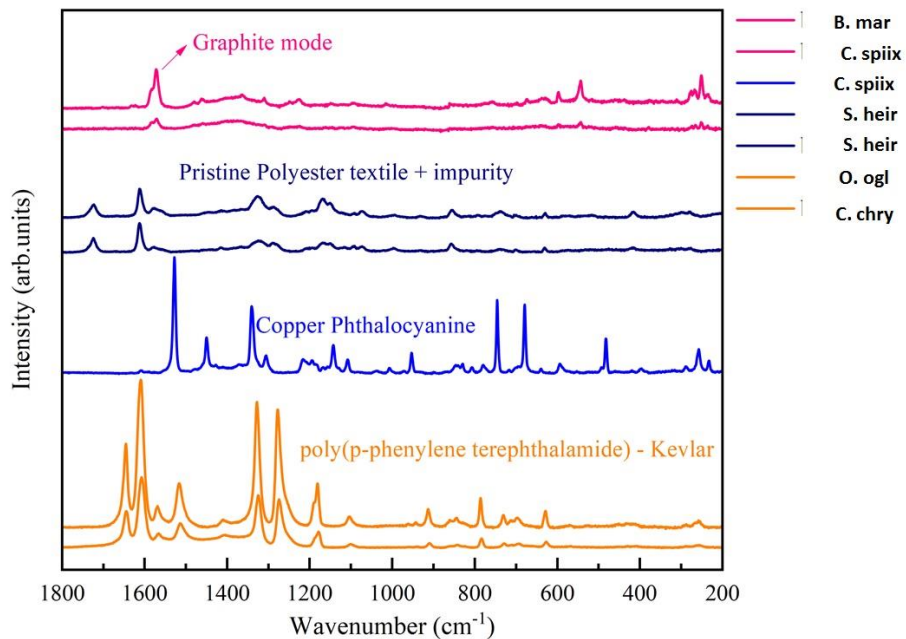


Figura 17. Valores das leituras no Espectro Raman para as partículas de microplástico ingeridas pelas espécies de peixes *Opisthonema oglinum*, *Sciades herzbergii*, *Cathorops spixii*, *Chloroscombrus chrysurus*, *Bagre marinus*, *Haemulopsis corvinaeformis*, *Conodon nobilis*, capturadas na praia do Meireles, Fortaleza, Ceará, Brasil.



15 DISCUSSÃO 3

Neste trabalho não foi verificado a existência de uma guilda trófica que seja mais susceptível à ingestão de microplástico. É provável que a ingestão deva ocorrer durante as atividades alimentares normais dos peixes (DANTAS *et al.*, 2012). Isto porque existem partículas de diferentes tamanhos presentes no sedimento e na coluna d'água (COLE *et al.*, 2011; CHUBARENKO *et al.*, 2016) e que estão disponíveis para os peixes misturados aos seus itens alimentares, provavelmente sendo ingeridos acidentalmente (POSSATTO *et al.*, 2011). Por esta razão acredita-se que não foi possível identificar qual espécie é mais susceptível à ingestão de microplástico com base em seus hábitos alimentares.

A quantidade de ingestão de microplástico independe do tamanho do peixe. Indivíduos de diferentes comprimentos e fases do ciclo de vida (juvenil, sub adulto e adulto) estão expostos à contaminação (SILVA *et al.*, 2018; FERREIRA *et al.*, 2016). A ingestão vem sendo registrada em peixes pelágicos, demersais e em habitats costeiros, estuarinos e oceânicos (DANTAS *et al.*, 2012; POSSATO *et al.*, 2011; MIRANDA; CARVALHO-SOUSA, 2016). O que demonstra que a ingestão de partículas de microplástico pelos peixes parece ser generalizada, sem critério ou padrão de seleção conhecido.

No entanto, é provável que alguns organismos como os copépodes e camarões, que são forrageadores seletivos, podem preferencialmente ingerir partículas de microplásticos que estejam envolvidas por biofilme (comunidade de micro-organismos), ao confundir com um alimento de elevado valor nutricional (DAHMS *et al.*, 2007). Isto pode facilitar a transferência dessas partículas ao longo da cadeia trófica (WARD; KACH, 2009; RUMMEL *et al.*, 2017). Neste caso, os peixes podem ingerir microplástico diretamente ao se alimentarem na coluna d'água, ao forragearem revirando o substrato e indiretamente ao consumir presas contaminadas (DANTAS *et al.*, 2011; LIMA *et al.*, 2015; RUMMEL *et al.*, 2017). Em todos os casos, a contaminação de microplástico ocorre de forma acidental.

Foram identificados três compostos, dos quais foram classificados na categoria de filamento. Dentre os diferentes tipos de microplástico ingerido pelos peixes, as fibras são consideradas maioria (LUSHER *et al.*, 2013; NEVES *et al.*, 2015; VENDEL *et al.*, 2017). O composto Poly (p-phenylene terephthalamide), cujo nome comercial é Kevlar®, é uma fibra sintética bastante utilizada na construção civil e na indústria têxtil (www.dupont.com.br). Embora seja formado por uma combinação de fibras de alta resistência (WASHER *et al.*, 2009), o material pode sofrer degradação após a absorção de água e outros efeitos ambientais, como a exposição à radiação UV, que pode danificar as fibras alterando sua estrutura química

(PRASAD; GRUBB, 1990). Sua fácil degradação ao entrar em contato com a água e com os raios UV pode explicar a capacidade desta fibra em torna-se um microplástico.

O composto Pristine Polyester textile, o poliéster, é considerado a fibra têxtil sintética mais comumente fabricada pela indústria e utilizada na confecção de diferentes e variados tipos de tecidos (CARMICHAEL, 2015). A principal fonte deste microplástico são os efluentes das máquinas de lavar roupa oriunda das estações de tratamento de águas residuais e os esgotos domésticos lançados diretamente no ambiente (BROWNE *et al.*, 2011; SILLANPÄÄ; SAINIO, 2017). Fibras de poliéster foram encontradas no trato digestório de invertebrados bentônicos de águas profundas (2200m) (COURTENE-JONES *et al.*, 2017), o que demonstra que este tipo de microplástico é umas das categorias mais disseminadas ao longo dos oceanos e que pode facilmente contaminar peixes costeiros, como as espécies aqui estudadas.

O terceiro composto identificado foi Copper Phthalocyanine, um pigmento azul sintético, empregado na composição de tintas e no revestimento de certos tipos de plástico, bastante utilizado na indústria de embalagens (LEWIS, 2004). A presença deste pigmento nas partículas interfere na identificação do tipo de plástico, porém sua presença valida que se trata de uma partícula de origem antropogênica (CAUWENBERGHE *et al.*, 2013). Em termos de coloração, os microplásticos de tonalidade azul são os mais frequentes encontrados nos estômagos de várias espécies de peixes (POSSATTO *et al.*, 2011; LUSHER *et al.*, 2016; VENDEL *et al.*, 2017; FERREIRA *et al.*, 2018), o que pode ser um reflexo de sua alta disponibilidade no ambiente. Ao que parece, as fibras de coloração azul são o tipo de microplástico mais presente nos oceanos e mais comumente ingerido pelos peixes.

Das espécies analisadas neste trabalho, a sardinha bandeira (*Opisthonema oglinum*) é considerada um importante recurso pesqueiro na região, cuja pesca praticada pela frota artesanal, ocorre ao longo de todo o litoral cearense (TEIXEIRA *et al.*, 2014). Esta espécie é utilizada como isca ou alimento pelos pescadores (TEIXEIRA *et al.*, 2014). O fato é que a contaminação por microplástico causa danos físicos e/ou reações inflamatória nos peixes (TOURINHO *et al.*, 2010; THOMPSON, 2006), comprometendo a sua sobrevivência (COLE *et al.*, 2011) e conseqüentemente a sustentabilidade deste recurso pesqueiro.

Além dos danos físicos, as partículas de microplástico podem adsorver poluentes orgânicos persistentes (POPs) e metais pesados que estejam presentes no ambiente aquático (RIOS *et al.*, 2007; OGATA *et al.*, 2009; VAN *et al.*, 2012). Neste caso, existe uma preocupação sobre a qualidade e segurança alimentar e quais seriam os efeitos desta contaminação na saúde humana, tendo em vista que as espécies *Opisthonema oglinum* e

Chloroscombrus chrysurus são consideradas fontes de proteína animal para as comunidades pesqueiras da região (CUNHA *et al.*, 2000; TEIXEIRA *et al.*, 2014). Além de que esses contaminantes associados aos microplásticos (POPs) podem ser transferidos ao longo da cadeia trófica e chegar ao ser humano de forma intensificada (processo de biomagnificação), uma vez que esses pequenos pelágicos servem de presa para peixes pelágicos de grande porte como a serra (*Scomberomorus brasiliensis*) e a cavala (*Scomberomorus cavalla*) (SÁNCHEZ-RAMÍREZ, 2003), espécies de elevado valor comercial na região norte e nordeste do Brasil (NÓBREGA; LESSA, 2007; MAIA *et al.*, 2015).

16 CONCLUSÃO 3

Foi observada alta frequência e alta quantidade de ingestão de microplástico nas sete espécies estudadas. A quantidade de ingestão e o tipo de microplástico ingerido não depende do hábito alimentar da espécie, nem do comprimento do peixe, ou seja, indivíduos maiores não consomem uma maior quantidade de microplástico. O tipo de microplástico mais ingerido (abundante e frequente) foi a fibra de coloração azul.

Estudos que ampliem a compreensão científica de como as praias arenosas respondem ecologicamente às ameaças e impactos antropogênicos na qual estão sujeitas são cruciais para a previsão das consequências desses impactos. Espera-se que este trabalho possa contribuir para o conhecimento, preenchendo lacunas que ainda existem a respeito das praias arenosas, que embora sejam ambientes tão amplamente ameaçados pelas atividades humanas em todo o mundo, são bastante negligenciados em termos de planos de uso e conservação.

17 CONCLUSÃO GERAL

A assembleia de peixes associada aos espigões se estrutura de maneira diferente entre os lados do mesmo espigão, sendo bem mais diversa e mais igualmente distribuída (equabilidade) na porção barlavento quando comparada ao lado de sotavento. Em ecossistemas onde os espigões estão presentes a precipitação não está associada ao incremento na abundância de peixes. Nesta situação acredita-se que fatores e interferências locais se sobreponham aos fatores regionais (precipitação). O aumento da poluição (quantidade de resíduos sólidos) está associado com a diminuição no número de espécies e na diversidade de peixes.

Estudos complementares precisam ser realizados com a finalidade de entender quais são os fatores que influenciam e alteram a estrutura da assembleia de peixes associada aos espigões, pois por se tratar de zonas de arrebentação (locais tão instáveis em termos de variáveis físicas como energia de onda e características sedimentares), interferências locais podem atuar mais fortemente de forma a se sobrepor aos fatores regionais que geram reconhecidas variações sazonais.

Foi identificada uma ampla variedade de itens alimentares (50), dos quais os crustáceos apresentaram o maior número de táxons. Embora os locais ofereçam quantidades semelhantes de recursos alimentares, a variedade dos itens é diferente. Todas as espécies apresentaram ingestão de microplástico.

Neste ambiente as espécies que apresentaram os maiores valores do Índice de Repleção (IR) foram os bagres *S. herzbergii* e *C. spixii*, reflexo do elevado consumo de dos itens mais abundantes em praias arenosas (invertebrados bentônicos). Outro bagre (*Bagre marinus*) registrou ampla largura de nicho e elevado valor de Quociente Intestinal (QI). As espécies *O. oglinum* e *C. chrysurus* competem pelo mesmo recurso alimentar, pois apresentaram justaposição máxima em suas dietas (1,00). Duas guildas tróficas são descritas: oportunistas/onívoras e zoobentívoras.

Foi observada alta frequência e alta quantidade de ingestão de microplástico nas sete espécies estudadas. A quantidade de ingestão e o tipo de microplástico ingerido não depende do hábito alimentar da espécie, nem do comprimento do peixe, ou seja, indivíduos maiores não consomem uma maior quantidade de microplástico. O tipo de microplástico mais ingerido (abundante e frequente) foi a fibra de coloração azul.

Estudos que ampliem a compreensão científica de como as praias arenosas respondem ecologicamente às ameaças e impactos antropogênicos na qual estão sujeitas são

cruciais para a previsão das consequências desses impactos. Espera-se que este trabalho possa contribuir para o conhecimento, preenchendo lacunas que ainda existem a respeito das praias arenosas, que embora sejam ambientes tão amplamente ameaçados pelas atividades humanas em todo o mundo, são bastante negligenciados em termos de planos de uso e conservação.

REFERÊNCIAS

- ALBRECHT, M.P.; CARAMASCHI, E. Feeding ecology of *Leporinus friderici* (Teleostei, Anostomidae) in the upper Tocantins river, central Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 1, p. 53-60. 2003
- AMUNDSEN, P. A.; GABLER, H. M.; STALDVIK, F. J. A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data – modification of the Costello (1990) method. **Journal Fish Biology**, v. 48, p. 607-614, 1996.
- ARAÚJO, C. C. V.; ROSA, D. M., FERNANDES, J. M., RIPOLI, L.V.; KROHLING, V. Composição e estrutura da comunidade de peixes de uma praia arenosa da Ilha do Frade, Vitória, Espírito Santo. **Iheringia, Sér. Zool.**, v. 98, n. 1, p. 129-135, 2008. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0073-47212008000100016>. Acesso em: 15 de janeiro de 2019.
- ARAÚJO, M. E.; TEIXEIRA, J. M. C.; OLIVEIRA, A. M. E. **Peixes estuarinos marinhos do nordeste brasileiro**. 1. ed. Fortaleza: Editora Universidade Federal do Ceará, 2004. 260 p.
- ARTHUR, C.; BAKER, J.; BAMFORD, H. Effects and Fate of Microplastic Marine Debris. *In*: Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence. 2009.
- BAALKHUYUR, F. M.; DOHAISH, E. A. B.; ELHALWAGY, M. E. A.; ALIKUNHI, N. M.; ALSUWAILEM, A. M.; RØSTAD, A.; COKER, D. J.; BERUMEN, M. L.; DUARTE, C. M. Microplastic in the gastrointestinal tract of fishes along the Saudi Arabian Red Sea coast. **Marine Pollution Bulletin**, n. 131, p. 407-415, 2018.
- BARLETTA, M. *et al.* Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. **Journal of Fish Biology**, v. 76, p. 2118-2176, 2010. Disponível em: doi: 10.1111/j.1095-8649.2010.02684.x. Acesso em: 05 de dezembro de 2018.
- BARNES, R. D. **Zoologia dos Invertebrados**. 4. ed. Roca,1990. 1179 p.
- BECCHI, C.; ORTOLANI, I.; MUIR, A.; CANNICCI, S. The effect of breakwaters on the structure of marine soft-bottom assemblages: A case study from a North-Western Mediterranean basin. **Marine Pollution Bulletin**, v. 87, p. 131–139, 2014.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia de indivíduos a ecossistemas**. 4. ed. São Paulo: Artmed, 2008. 740 p.
- BELLAS, J. *et al.* Ingestion of microplastics by demersal fish from the Spanish Atlantic and Mediterranean coasts. **Marine Pollution Bulletin**, n. 109, p. 55-60, 2016.
- BENEDITTO, A. P. M.; AWABDI, D. R. How marine debris ingestion differs among megafauna species in a tropical coastal area. **Marine Pollution Bulletin**, v. 88, p. 86–90, 2014.
- BESSELING, E. *et al.* Microplastic in a macro filter feeder: Humpback whale Megaptera. **Marine Pollution Bulletin**, n. 95, p. 248-252, 2015.

BEZERRA, M. O.; PINHEIRO, L.; MORAIS, J. O. Shoreline Change of the Mucuripe Harbour Zones (Fortaleza-Ceará, Northeast of Brazil) 1972 – 2003. **Journal of Coastal Research**, Special Issue 50, 2007.

BOERGER, C. M. *et al.* Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. 2010. **Marine Pollution Bulletin**, n. 60, p. 2275-2278, 2010.

BRANDÃO, M. L., BRAGA, K. M.; LUQUE, J. L. Marine debris ingestion by Magellanic penguins, *Spheniscus magellanicus* (Aves: Sphenisciformes), from the Brazilian coastal zone. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 10, p. 2246-2249, 2011.

BRATE, I. L. N. *et al.* Plastic ingestion by Atlantic cod (*Gadus morhua*) from the Norwegian coast. **Marine Pollution Bulletin**, n. 112, p. 105-110, 2016.

BRATE, I. L. N.; HUWER, B.; THOMAS, K. V.; EIDSVOLL, D. P.; HALSBAND, C.; ALMROTH, B. C.; LUSHER, A. Micro-and macro-plastics in marine species from Nordic waters. **Funded by the Nordic Council of Ministers**, 2017.

BROWNE, M.A.; CRUMP, P.; NIVEN, S.J.; TEUTEN, E.; TONKIN, A.; GALLOWAY, T.; THOMPSON, R. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. **Environ Sci Technol.**, n. 45, p. 9175–9179, 2011.

BUNICONTRO, M. P.; MARCOMINI, S. C.; LOPEZ, R. A. The effect of coastal defense structures (mounds) on southeast coast of Buenos Aires province, Argentine. **Ocean & Coastal Management**, v. 116, p. 404-413, 2015.

BURT, J.; BARTHOLOMEW, A.; SALE, P. F. Benthic development on large-scale engineered reefs: A comparison of communities among breakwaters of different age and natural reefs. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 191–198, 2011.

CAMARGO, M. G. Sysgran: um sistema de código aberto para análises granulométricas do sedimento. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 36, n. 2, p. 371-378, 2006.

CARMICHAEL, A. Man-made fibers continue to grow. **Textile World**, n. 165, p. 2588–2597, 2015.

CARVALHO-FILHO, A. **Peixes da Costa Brasileira**. 3. ed. São Paulo: Editora Melro, 1999. 283 p.

CAUWENBERGHE, L. V. *et al.* Microplastic pollution in deep-sea sediments. **Environmental Pollution**, n. 182, p. 495-499, 2013.

CAUWENBERGHE, L. V. *et al.* Microplastics are taken up by mussels (*Mytilus edulis*) and lugworms (*Arenicola marina*) living in natural habitats. **Environmental Pollution**, n. 199, p. 10-17, 2015.

CAUWENBERGHE, L. V.; JANSSEN, C. R. Microplastics in bivalves cultured for human consumption. **Environmental Pollution**, n. 193, p. 65-70, 2014.

CENCI, E.; PIZZOLON, M.; CHIMENTO, N.; MAZZOLDI, C. The influence of a new

artificial structure on fish assemblages of adjacent hard substrata. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 91, p. 133-149, 2011.

CHARLIER, R. H., CHAINEUX, M. C. P., MORCOS, S. Panorama of the history of coastal protection. **Journal of Coastal Research**, v. 21, p. 79–111, 2005.

CHAVES, P. T. C.; CORRÊA, C. E. Temporary use of a coastal ecosystem by the fish, *Pomadasys corvinaeformis* (Perciformes: Haemulidae), at Guaratuba Bay, Brazil. **Rev. bras. oceanogr.**, v. 48, n. 1, p. 1-7, 2000.

CHAVES, P. T. C.; UMBRIA, S. C. Changes in the diet composition of transitory fishes in the coastal systems, estuary and continental shelf. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 46, n. 1, p. 41-46, 2003.

CHUBARENKO, I. *et al.* On some physical and dynamical properties of microplastic particles in marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 108, p. 105-112, 2016.

CLARK, B. M.; BENNET, B. A.; LAMBERTH, S. J. Factors affecting spatial variability in seine net catches of fishes in the surf zone of False Bay, South Africa. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, v. 131, p. 17-34, 1996.

COLE, M. *et al.* Microplastic Ingestion by Zooplankton. **Environmental Science & Technology**, n. 47, p. 6646-6656, 2013.

COLE, M. *et al.* Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, p. 2588-2597, 2011.

COLLIGNON, A. *et al.* Neustonic microplastic and zooplankton in the North Western Mediterranean Sea. **Marine Pollution Bulletin**, n. 64, p. 861-864, 2012.

COMPAIRE, J. C.; CABRERA, R.; GÓMEZ-CAMA, C.; SORIGUER, M. C. Trophic relationships, feeding habits and seasonal dietary changes in an intertidal rockpool fish assemblage in the Gulf of Cadiz (NE Atlantic). **Journal of Marine Systems**, v. 158, p. 165–172, 2016.

COOPER, J. A. G., MCKENNA, J. Social justice in coastal erosion management: the temporal and spatial dimensions. **Geoforum**, v. 39, p. 294–306, 2008.

COSTA, L. L.; LANDMANN, J. G.; GAELZER, L. R.; ZALMON, I. R. Does human pressure affect the community structure of surf zone fish in sandy beaches? **Continental Shelf Research**, v. 132, p. 1–10, 2017.

COSTA, P. S. R.; SANTOS, M. A. M.; ESPÍNOLA, M. F. A.; MONTEIRO-NETO, C. Biologia e biometria do coró, *Pomadasys corvinaeformis* (Steindachner) (Teleostei: Pomadasyidae), em Fortaleza, Ceará, Brasil. **Arq Ciên Mar.**, v. 29, p. 20 – 27, 1995.

COSTELLO, M. J. Predator feeding strategy and prey importance: a new graphical analysis. **J. Fish. Biol.**, v. 36, p. 261-263, 1990.

COURTENE-JONES, W.; QUINN, B.; GARY, S. F.; MOGG A. O. M.;

NARAYANASWAMY, B. E. Microplastic pollution identified in deep-sea water and ingested by benthic invertebrates in the Rockall Trough, North Atlantic Ocean. **Environ Pollut.**, v. 231, n. 1, p. 271-280. 2017.

CUNHA, F. E. A.; FREITAS, J. E. P.; FEITOSA, C. V.; MONTEIRO-NETO, C. Biology and biometry of the Atlantic bumper, *Chloroscombrus chrysurus* (Linnaeus, 1766) (Teleostei: Carangidae), off Fortaleza county, Ceará State, Brazil. **Arq. Ciên. Mar**, v. 33, p. 143-148, 2000.

DAHMS, H.-U.; HARDER, T.; QIAN, P.-Y. Selective attraction and reproductive performance of a harpacticoid copepod in a response to biofilms. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.**, v. 341, p. 228–238, 2007.

DAJOZ, R. **Ecologia geral**. 4.ed. Petrópolis: Vozes, 1983. 472 p.

DANTAS, D. V.; BARLETTA, M.; COSTA, M. F. D. The seasonal and spatial patterns of ingestion of polyfilament nylon fragments by estuarine drums (Sciaenidae). **Environmental Science and Pollution Research**, n. 19, p. 600–606, 2012.

DANTAS, D. V.; BARLETTA, M.; COSTA, M. F. Feeding ecology and seasonal diet overlap between *Stellifer brasiliensis* and *Stellifer stellifer* in a tropical estuarine ecocline. **Journal of Fish Biology**, 2012. Disponível em: doi:10.1111/jfb.12592. Acesso em: 05 de dezembro de 2018.

DANTAS, D. V.; BARLETTA, M.; RAMOS, J. A. A.; LIMA, A. R. A.; COSTA, M. F. Seasonal Diet Shifts and Overlap Between Two Sympatric Catfishes in an Estuarine Nursery. **Estuaries and Coasts**, v. 36, p. 237-256, 2013. Disponível em: DOI 10.1007/s12237-012-9563-2. Acesso em: 05 de dezembro de 2018.

DANTAS, N. C. F. M.; ARAÚJO, M. E.; FEITOSA, C. V. Composition and assemblage structure of demersal fish from São Cristóvão beach, Areia Branca, RN. **Biota Neotropica**, v. 12, p. 1–10, 2012.

DANTAS, N. C. F. M.; SILVA JÚNIOR, C. A. B.; FEITOSA, C. V.; CARNEIRO, P. B. M. Seasonal influence of drifting seaweeds on the structure of fish assemblages on the eastern equatorial Brazilian coast. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 64, n. 4, 2016.

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

DEFEO, O.; MCNACHNAN, A.; SCHOEMAN, D. S.; SCHNACHER, T. A.; DUGAM, J.; JONES, A.; NASTRA, M.; SCAPINI, F. Threats to sandy beach ecosystems: A review. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 81, p. 1-12, 2009.

DENADAI, M.; POMBO, M.; SANTOS F. B.; BESSA, E.; FERREIRA, A. TURRA, A. Population Dynamics and Diet of the Madamango Sea Catfish *Cathorops spixii* (Agassiz, 1829) (Siluriformes: Ariidae) in a Tropical Bight in Southeastern Brazil. **Plos One**, v.8, n.11, 2013a.

DENADAI, M.; SANTOS F. B.; BESSA, E.; FERNANDEZ, W. S.; LORCA, L.; TURRA, A.

Population biology and diet of *Pomadasy corvinaeformis* (Perciformes: Pomadasyidae) in Caraguatatuba Bay, Southeastern Brazil. **Rev. Biol. Trop.**, v. 61, n. 4, p. 1947-1954, 2013b.

DENUNCIO, P. *et al.* Plastic ingestion in *Franciscana dolphins*, *Pontoporia blainvillei* (Gervais and d'Orbigny, 1844), from Argentina. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 8, p. 1836-1841, 2011.

DESFORGES, J.-P. W.; GALBRAITH, M.; ROSS, P. S. Ingestion of Microplastics by Zooplankton in the Northeast Pacific Ocean. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, n. 69, p. 320-330, 2015.

DUGAN, J. E.; AIROLDI, L.; CHAPMAN, M. G.; WALKER, S. J.; SCHLACHER, T. *In*: WOLANSKI, E.; MCLUSKY, D. (Org.). Estuarine and Coastal Structures: Environmental Effects, a Focus on Shore and Nearshore Structures. Treatise on Estuarine and Coastal Science. **Academic Press**, p. 17-41, 2011.

DUGAN, J. E.; HUBBARD, D. M. Ecological Responses to Coastal Armoring on Exposed Sandy Beaches. **Shore & Beach**, v. 74, n. 10, p. 10-16, 2006.

DUNCAN, E. M. *et al.* Microplastic ingestion ubiquitous in marine turtles. **Global Change Biology**, p. 1-9, 2018. DOI: 10.1111/gcb.14519. Acesso em: 12 de junho de 2018.

ECOFOR. Disponível em: <http://www.marquiseambiental.com.br/institucional>. Acesso em: 12 de novembro de 2018.

ELLIOTT, M.; QUINTINO, V. The Estuarine Quality Paradox, Environmental Homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. **Mar Pollut Bull.**, v. 54, n. 6, p. 640-645. 2007. Disponível em: Doi:10.1016/j.marpolbul.2007.02.003. Acesso em: 05 de junho de 2017.

FEAGIN, R. A.; SHERMAN, D. J.; GRANT, W.E. Coastal erosion, global sea-level rise, and the loss of sand dune plant habitats. **Front. Ecol. Environ.**, v. 3, n. 7, p. 359-364, 2005.

FEITOSA, C. V.; PIMENTA, D. A. S.; ARAÚJO, M. E. Feeding habits of some fish species that live under the influence of the sewerage disposal system of Fortaleza, Ceará State, Brazil. **Arq. Ciênc. Mar.**, v. 35, p. 91-95, 2002.

FÉLIX, F. C.; SPACH, H. L.; MORO, P. S.; HACKRADT, C. W.; QUEIROZ, G. M. N.; HOSTIM-SILVA, M. Ichthyofauna composition across a wave - energy gradient on Southern Brazil beaches. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 55, n. 4, p. 281-292, 2007.

FERREIRA, C. E. L.; FLOETER, S. R.; GASPARINI, J. L.; FERREIRA, B. P.; JOYEUX, J. C. Trophic structure patterns of Brazilian reef fishes: a latitudinal comparison. **Journal of Biogeography**, v. 31, p. 1093-1106. 2004.

FERREIRA, G. V. B. *et al.* High intake rates of microplastics in a Western Atlantic predatory fish, and insights of a direct fishery effect. **Environmental Pollution**, n. 236, p. 706-717, 2018.

FERREIRA, G. V. B. *et al.* Plastic debris contamination in the life cycle of Acoupa weakfish (*Cynoscion acoupa*) in a tropical estuary. **Journal of Marine Science**, v. 10, n. 73, p. 2695–2707, 2016.

FIGUEIREDO, J. L.; **Manual de Peixes marinhos do sudeste do Brasil: I Introdução, Cações, raias e quimeras.** São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 1977.

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

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

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

FOEKEMA, E. M. *et al.* Plastic in North Sea Fish. **Environmental Science Technology**, n. 47, p. 8818–8824, 2013.

FONTELES-FILHO, A. A. **Oceanografia, biologia e dinâmica populacional de recursos pesqueiros.** 2.ed. Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora, 2011. 464 p.

FOWLER, A. M.; BOOTH, D. J. Seasonal Dynamics of Fish Assemblages on Breakwaters and Natural Rocky Reefs in a Temperate Estuary: Consistent Assemblage Differences Driven by Sub-Adults. **Plos One**, v. 8, n. 9, 2013.

FROESE, R.; PAULY, D. Editors FishBase. 2018 version. Disponível em: <http://www.fishbase.org/>. Acesso em: 05 de novembro de 2018.

FUNCEME – Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. Disponível em: <http://www.funceme.br>. Acesso em 01 de novembro de 2018.

GALGANI, F.; HANKE, G.; MAES, T. Global Distribution, Composition and Abundance of Marine Litter. *In*: BERGMANN, M.; GUTOW, L.; KLAGES, M. Marine Anthropogenic Litter. Springer: Cham, 2015, 30 p.

GARCÍA, C. B.; CONTRERAS, C. C. Trophic levels of fish species of commercial importance in the Colombian Caribbean. **Rev. Biol. Trop.**, v. 59, n. 3, p. 1195-1203, 2011.

GARRISON, T. **Fundamentos de Oceanografia.** 4. ed. São Paulo: Cengage Learning, 2010. 381 p.

GESAMP – Group Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part one of a global assessment. Edit: KERSHAW, P. J.; ROCHMAN, C. M. Rep. Stud., n. 93, p. 97, 2016.

GILLANDERS, B. M.; ABLE, K. W.; BROWN, J. A.; EGGLESTON, D. B.; SHERIDAN, P. F. Evidence of connectivity between juvenile and adult habitats for mobile marine fauna: an important component of nurseries. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, v. 247, p. 281-295, 2003.

Disponível em: <http://dx.doi.org/10.3354/meps247281>. Acesso em: 05 de novembro de 2018.

GILLANDERS, B. M.; ABLE, K. W.; BROWN, J. A.; EGGLESTON, D. B.; SHERIDAN, P. F. Evidence of connectivity between juvenile and adult habitats for mobile marine fauna: an important component of nurseries. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, v. 247, p. 281-295, 2003.

Disponível em: <http://dx.doi.org/10.3354/meps247281>. Acesso em: 01 de dezembro de 2018.

GRAHAM, E. R.; THOMPSON, J. T. Deposit- and suspension-feeding sea cucumbers (Echinodermata) ingest plastic fragments. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 368, n. 1, p. 22-29, 2009.

GROSSMAN, G. D. Food resources partitioning in a rocky intertidal fish assemblage. **Journal of Zoology**, v. 1, p. 317-355, 1986.

GUIDETTI, P.; BUSSOTTI, S.; BOERO, F. Evaluating the effects of protection on fish predators and sea urchins in shallow artificial rocky habitats: a case study in the northern Adriatic Sea. **Marine Environmental Research**, v. 59, p. 333-348, 2005.

GURGEL, H. C. B.; ALBUQUERQUE, C. Q.; LIMA-SOUZA, D. S. Alimentação de *Cathorops spixii* (Agassiz, 1829) (Pisces, Ariidae) do estuário do Rio Potengi, Natal, Rio Grande do Norte. **Arq. Apadec**, v. 8, n. 2, p. 9-11, 2004.

HAHN, N. S.; DELARIVA, R. L. Métodos para avaliação da alimentação natural de peixes: o que estamos usando? **Interciencia**, v. 28, n. 2, p. 100-104, 2003.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, n. 4, v. 1, p. 9, 2001. Disponível em: http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm. Acesso em: 02 de novembro de 2018.

HASSAN ALI, M. K.; BELLUSCIO, A.; VENTURA, D.; ARDIZZONE, G. Feeding ecology of some fish species occurring in artisanal fishery of Socotra Island (Yemen). **Marine Pollution Bulletin**, v. 105, p. 613-628, 2016.

HERRING, C.; MASURA, J.; BAKER, J.; FOSTER, G.; A, COURTNEY. Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments. **NOAA – National Oceanic and Atmospheric Administration**, 2015, 39p.

HODGSON, D. J.; BRÉCHON, A. L.; THOMPSON, R. C. Ingestion and fragmentation of plastic carrier bags by the amphipod *Orchestia gammarellus*: Effects of plastic type and fouling load. **Marine Pollution Bulletin**, n. 127, p. 154-159, 2018.

HURLBERT, S. H. The measurement of niche overlap and some relatives. **Ecological society of America**, v. 59, n. 1, p. 67-77, 1978. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2307/1936632>. Acesso em: 01 de dezembro de 2018.

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

JABEEN, K. *et al.* Microplastics and mesoplastics in fish from coastal and fresh waters of China. **Environmental Pollution**, n. 221, p. 141-149, 2017.

JANTZ, L. A. *et al.* Ingestion of plastic marine debris by longnose lancetfish (*Alepisaurus ferox*). **Marine Pollution Bulletin**, n. 69, p. 97-104, 2013.

JIANA, L.; XIAOYUN, Q.; LEI, S.; WEIWEI, Z.; DONGQI, Y.; PRABHU, K.; DAOJI, L.; HUAHONG, S. Microplastics in mussels along the coastal waters of China. **Environmental Pollution**, n. 214, p. 177-184, 2016.

KAWAKAMI, E.; VAZZOLER, G. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. **Bolm. Inst. Oceanogr.**, v. 29, p. 205-207, 1980.

KOMAR, P. D. **Beach Processes and Sedimentation**. Englewood Cliffs, PrenticeHall, 1976. 429 p.

KÜHN, S.; FRANEKER, J. A. V. Plastic ingestion by the northern fulmar (*Fulmarus glacialis*) in Iceland. **Marine Pollution Bulletin**, n. 64, p. 1252-1254, 2012.

LASIAK, T. A. Structural aspects of the surf-zone fish assemblage at King's Beach, Algoa Bay, South Africa: short-term fluctuations. **Est. Coast. Shelf Sci.** v. 18, n. 3, p. 374-360, 1984. Disponível em: [http://dx.doi.org/10.1016/0272-7714\(84\)90076-3](http://dx.doi.org/10.1016/0272-7714(84)90076-3). Acesso em: 05 de novembro de 2018.

LEVINS, R. **Evolution in Charming Environments**. New Jersey, United States: Princeton University Press, 1968p.

LEWIS, P. A. Organic colorants. *In*: Charvat, R.A. (Ed.), **Coloring of Plastics: Fundamentals**. WILEY, J.; HOBOKEN, S. New Jersey, p. 100-126, 2004.

LIMA, A. R. A.; BARLETTA, M.; COSTA, M. F.; Seasonal distribution and interactions between plankton and microplastics in a tropical estuary. **Estuar. Coast Shelf Sci.**, v. 165, p. 213-225, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.05.018>. Acesso em: 05 de novembro de 2018.

LOWE-McCONNEL, R. H. **Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais**. São Paulo: EdUSP, 1999.

LUSHER, A. L.; MCHUGH, M.; THOMPSON, R. C. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. **Marine Pollution Bulletin**, n. 67, p. 94-99, 2013.

LUSHER, A. L.; O'DONNELL, C.; OFFICER, R.; O'CONNOR, I. Microplastic interactions with North Atlantic mesopelagic fish. **ICES J. Mar. Sci.**, v. 73, p. 1214-1225, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1093/icesjms/fsv241>. Acesso em: 05 de janeiro de 2019.

MAGURRAN, A. E. **Medindo a diversidade biológica**. Curitiba: Editora UFPR, 2011. 261p.

MAIA, R. C. N.; SILVA, B. B.; PEREIRA, L. J. G.; HOLANDA, F. C. A. F. Pesca comercial e

- estrutura populacional da serra, *Scomberomorus brasiliensis* (Collette, Russo & Zavala, 1978), desembarcada em um polo pesqueiro na Costa Norte do Brasil. **Biota Amazônia**, v. 5, n. 2, p. 99-106, 2015.
- MARCENIUK, A. P. Chave para identificação das espécies de bagres marinhos (Siluriformes, ariidae) da costa brasileira. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 31, n. 2, p. 89-101, 2005.
- MARCENIUK, A. P.; MENEZES, N. A.; BRITTO, M. R. Phylogenetic analysis of the family Ariidae (Ostariophysi: Siluriformes), with a hypothesis on the monophyly and relationships of the genera. **Zoological Journal of the Linnean Society**, v. 165, p. 534-669, 2012.
- MARTIN, D. *et al.* Ecological impact of coastal defense structures on sediment and mobile fauna: evaluating and forecasting consequences of unavoidable modifications of native habitats. **Coastal Engineering**, v. 52, p. 1027–1051, 2005.
- MCLACHLAN, A.; JARAMILLO, E.; DONN, T. E.; WESSELS, E. Sandy beach macrofauna communities and their control by the physical environment: a geographical comparison. **J. coast. Res.**, v.15, p. 27-38, 1993.
- MCLACHNAN, A.; BROWN, A. **Ecology of Sandy Shores**. 2. ed. Oxford: Elsevier, 2006.
- MENDOZA-CARRANZA, M. The feeding habits of gafftopsail catfish *Bagre marinus* (Ariidae) in Paraiso Coast, Tabasco, Mexico. **Hidrobiológica**, v. 13, n. 2, p. 119-126, 2003.
- MENEZES, N. A.; FIGUEIREDO, J. L. **Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. IV. Teleostei (4)**. São Paulo: Museu de Zoologia USP, 1985.
- MENEZES, N. A.; FIGUEIREDO, J. L. **Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3)**. São Paulo: Museu de Zoologia USP, 1980.
- MENEZES, N. A.; NIRCHIO, M.; OLIVEIRA, C.; SICCHARAMIREZ, R. Taxonomic review of the species of Mugil (Teleostei: Perciformes: Mugilidae) from the Atlantic South Caribbean and South America, with integration of morphological, cytogenetic and molecular data. **Zootaxa**, v. 3918, n. 1, p. 1-38, 2015.
- MIKAMI, S.; NAKANE, Y.; SANO, M. Influence of offshore breakwaters on fish assemblage structure in the surf zone of a sandy beach in Tokyo Bay, central Japan. **Fish Sci.**, v. 78, p. 113–121, 2012. Disponível em: DOI 10.1007/s12562-011-0421-0. Acesso em: 05 de outubro de 2018.
- MILES, J. R.; RUSSELL, P. E.; HUNTLEY, D. A. Field measurements of sediment dynamics in front of a seawall. **Journal of Coastal Research**, v. 17, p. 195–206, 2001.
- MIRANDA, D. D. A.; CARVALHO-SOUZA, G. F. D. Are we eating plastic-ingesting fish? **Marine Pollution Bulletin**, n. 103, p. 109-114, 2016.
- MURRAY, F.; COWIE, P. R. Plastic contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758). **Marine Pollution Bulletin**, n. 62, p. 1207-1217, 2011.

- MUSETTA-LAMBERT, J. L.; SCROSATI, R. A.; KEPPEL, E. A.; BARBEAU, M. A.; SKINNER, M. A.; COURTENAY, S. C. Intertidal communities differ between breakwaters and natural rocky areas on ice-scoured Northwest Atlantic coasts. **Marine Ecology Progress Series**, v. 539, p. 19–31, 2015. Disponível em: doi: 10.3354/meps11484. Acesso em: 05 de outubro de 2018.
- NEL, R.; CAMPBELL, E.; HARRIS, L.; HAUSER, L.; SCHOEMAN, D. S.; MCLACHLAN, A.; PREEZ, D. D.; BEZUIDENHOUT, K.; SCHLACHER, T. A. The status of sandy beach science: Past trends, progress, and possible futures. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, p. 1-10, 2014.
- NEVES, D. *et al.* Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. **Marine Pollution Bulletin**, n. 101, p. 119-126, 2015.
- NÓBREGA, M. F.; LESSA, R. P. Descrição e composição das capturas da frota pesqueira artesanal da região nordeste do Brasil **Arq. Ciên. Mar.**, v. 40, n. 2, p. 64 –74, 2007.
- ODUM, W. E.; ODUM, E. P.; ODUM, H. T.; Nature's pulsing paradigm. **Estuaries** v. 18, p. 547–555, 1995.
- OGATA, Y. *et al.* International Pellet Watch: Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. **Marine Pollution Bulletin**, n. 58, p. 1437-1446, 2009.
- PASTRO, G.; DIAS, G. M.; PEREIRA-FILHO, G. H.; GIBRAN, F. Z. The consequences of small-scale variations in habitat conditions driven by a floating marina on reef fish assemblages of SE Brazil. **Ocean & Coastal Management**, v. 141, p. 98-106, 2017.
- PAULY, D.; CHRISTENSEN, V. **Trophic levels of fishes**. In: FROESE, R.; PAULY, D. FishBase 2000: Concepts, design and data sources. Manila: ICLARM, 2000, 181 p.
- PAULY, D.; PALOMARES, M. L. Approaches for dealing with three sources of bias when studying the fishing down marine food web phenomenon. In: BRIAND, F. (Ed.), Fishing Down the Mediterranean Food Webs? **CIESM Workshop Series**, v. 12, p. 61 66, 2000.
- PIANKA, E. R. Niche overlap and diffuse competition. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 71, p. 2141-2145, 1974.
- POMBO, M.; DENADAI, M. R.; BESSA, E.; SANTOS F. B.; FARIA, V. H.; TURRA, A. The barred grunt *Conodon nobilis* (Perciformes: Haemulidae) in shallow areas of a tropical bight: spatial and temporal distribution, body growth and diet. **Helgol Mar Res.**, v. 68, p. 271–279, 2014.
- POSSATTO, F. E.; BARLETTA, M.; COSTA, M. F.; IVAR DO SUL, J. A.; DANTAS, D. V. Plastic debris ingestion by marine catfish: An unexpected fisheries impact. **Marine Pollution Bulletin**, n. 62, p. 1098–1102, 2011.
- PRASAD, K.; GRUBB, D. T. Deformation behavior of Kevlar fibers studied by Raman spectroscopy. **J. Appl. Polym. Sci.**, v. 41, p. 2189–2198, 1990.

PREJS, A.; COLOMINE, G. **Métodos para el estudio de los alimentos y la relaciones tróficas de los peces**. Caracas: Univ. Central de Venezuela, 1981.

PROJETO ORLA. Plano de gestão integrada da orla do município de Fortaleza. Prefeitura Municipal de Fortaleza. Fortaleza, 2006, 173p.

RIBEIRO, E. B.; ALMEIDA, Z. S.; CARVALHO-NETA, R. N. F. Hábito alimentar do bagre *Sciades herzbergii* (Siluriformes, Ariidae) da Ilha dos Caranguejos, Maranhão, Brasil. **Arq. Bras. Med. Vet. Zootec.**, v.64, n.6, p.1761-1765, 2012.

RIOS, L. M.; MOORE, C.; JONES, P. R. Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. **Marine Pollution Bulletin**, n. 54, p. 1230-1237, 2007.

ROMAN, L. *et al.* Anthropogenic Debris Ingestion by Avifauna in Eastern Australia. **Plos One**, p. 1-15, 2016.

ROMEO, T. *et al.* First evidence of presence of plastic debris in stomach of large pelagic fish in the Mediterranean Sea. **Marine Pollution Bulletin**, p. 358-361, 2015.

RUMMEL, C. D. *et al.* Plastic ingestion by pelagic and demersal fish from the North Sea and Baltic Sea. **Marine Pollution Bulletin**, n. 102, p. 134-141, 2016.

RUMMEL, C. D.; JAHNKE, A.; GOROKHOVA, E.; KÜHNEL, D.; SCHMITT-JANSEN, M. Impacts of Biofilm Formation on the Fate and Potential Effects of Microplastic in the Aquatic Environment. **Environ. Sci. Technol. Lett.**, n. 4, p. 258–267, 2017. Disponível em: DOI: 10.1021/acs.estlett.7b00164. Acesso em: 05 de janeiro de 2019.

SÁNCHEZ-RAMÍREZ, M. Diet composition and feeding habits of atlantic bumper, *Chloroscombrus chrysurus* (pisces: carangidae), larvae in the southern gulf of Mexico. **Bulletin of Marine Science**, v. 72, n. 3, p. 675–683, 2003.

SANTOS, R. G.; ANDRADES, R.; BOLDRINI, M. A.; MARTINS, A. S. Debris ingestion by juvenile marine turtles: an underestimated problem. **Mar. Pollut. Bull.**, n. 93, p. 37–43, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.02.022>. Acesso em: 05 de janeiro de 2019.

SCHLACHER, T. A.; DUGAN, J.; SCHOEMAN, D. S.; LASTRA, M.; JONES, A.; SCAPINI, F.; MCLACHLAN, A.; DEFEO, O. Sandy beaches at the brink. **Diversity & Distributions**, v. 13, p. 556–560, 2007.

SCHLACHER, T. A.; SCHOEMAN, D. S.; DUGAN, J.; NASTRA, M.; JONES, A.; SCAPINI, F.; MCNACHAN, A. Sandy beach ecosystems: key features, sampling issues, management challenges and climate change impacts. **Marine Ecology**, v. 29, n. 1, p. 70-90, 2008.

SCHOENER, T. W. The anolis lizards of bimini: Resource partitioning in a complex fauna. **Ecological Society of America**, v. 49, n. 4, p. 704-726, 1968.

SILLANPÄÄ, M.; SAINIO, P. Release of polyester and cotton fibers from textiles in machine washings. **Environ. Sci. Pollut. Res.**, n. 24, p. 19313–19321, 2017.

- SILVA, J. D. B. *et al.* Use of resources and microplastic contamination throughout the life cycle of grunts (Haemulidae) in a tropical estuary. **Environmental Pollution**, n. 242, p. 1010-1021, 2018.
- STEER, M. *et al.* Microplastic ingestion in fish larvae in the western English Channel. **Environmental Pollution**, n. 226, 2017.
- SUN, X. *et al.* Ingestion of microplastics by natural zooplankton groups in the northern South China Sea. **Marine Pollution Bulletin**, n. 115, p. 217-224, 2017.
- TEIXEIRA, J. L. A.; GURGEL, H. C. B. Métodos de análise do conteúdo estomacal em peixes e suas aplicações. **Arq. Apadec.**, v. 6, n. 1, p. 2002.
- TEIXEIRA, S. R. D.; SAMPAIO, L. A. S. F.; MARINHO, R. A. Estudo biológico-pesqueiro da sardinha bandeira, *Opisthonema oglinum*, no município de Cascavel, Ceará, Brasil. **Arq. Ciên. Mar**, Fortaleza, v. 47, n. 2, p. 31-38, 2014.
- THOMPSON, R. C.; OLSEN, Y.; R. P. MITCHELL.; DAVIS, A.; ROWLAND, S. J.; JOHN, A. W. G.; MCGONIGLE, D.; RUSSELL, A. E. Lost at sea: Where is all the plastic? **Science**, v. 5672, n. 304, p. 838, 2004. Disponível em: DOI: 10.1126/science.1094559. Acesso em: 05 de janeiro de 2019.
- THOMPSON, R.C. Plastic debris in the marine environment: consequences and solutions. *In*: KRAUSE, J. C.; NORDHEIM, H.; BRÄGER, S. (Eds.), *Marine Nature Conservation in Europe*. Federal Agency for Nature Conservation, Stralsund, Germany, 2006, p. 107–115.
- TOURINHO, P. S.; IVAR DO SUL, J. A.; FILLMANN, G. Is marine debris ingestion still a problem for the coastal marine biota of southern Brazil? **Marine Pollution Bulletin**, n. 60, p. 396–401, 2010.
- UNE-United Nations Environment Programme (2018). Exploring the potential for adopting alternative materials to reduce marine plastic litter. NOAA - National Oceanic and Atmospheric Administration, **Technical Memorandum**, 2018, p. 49.
- VAN, A. *et al.* Persistent organic pollutants in plastic marine debris found on beaches in San Diego, California. **Chemosphere**, n. 86, p. 258-263, 2012.
- VASCONCELLOS¹, R. M.; SANTOS, J. N. S.; SILVA, M. A.; ARAÚJO, F. G. Efeito do grau de exposição às ondas sobre a comunidade de peixes juvenis em praias arenosas do Município do Rio de Janeiro, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 1, 2007.
- VEGA-CENDEJAS, M. E.; MEXICANO-CINTORA, G. ARCE, A. M. Biology of the thread herring *Opisthonema ogLinum* (Pisces: Clupeidae) from a beach seine fishery of the Campeche Bank, Mexico. **Fisheries Research**, v. 30, p. 117- 126, 1997.
- VENDEL, A. L. *et al.* Widespread microplastic ingestion by fish assemblages in tropical estuaries subjected to anthropogenic pressures. **Marine Pollution Bulletin**, n. 117, p. 448-455, 2017.
- WARD, J. E.; KACH, D. J. Marine aggregates facilitate ingestion of nanoparticles by

suspension-feeding bivalves. **Mar. Environ. Res.**, v. 68, p. 137-142, 2009.

WASHER, G. P. E.; BROOKS, T.; SAULSBERRY, R. P.E. Characterization of Kevlar Using Raman Spectroscopy. **J. Mater. Civ. Eng.**, v. 21, n. 5, p. 226-234, 2009.

WEHKAMP, S.; FISCHER, P. Impact of coastal defence structures (tetrapods) on a demersal hard-bottom fish community in the southern North Sea. **Marine Environmental Research**, v. 83, p. 82-92, 2013.

WORGAN, J. P.; FITZGERALD, G. L. Diel activity and diet of three sympatric sticklebacks in tidal marsh pools. **Can. J. Zool.**, v. 59, p. 2375-2379, 1981.

ZAVALA-CAMIN, L. A. **Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes.** Maringá: EDUEM, 1996. 129 p.

**APÊNDICE A – IMAGENS DOS RESÍDUOS SÓLIDOS COLETADOS NO MAR DA
PRAIA URBANA DO MEIRELES, FORTALEZA-CE**

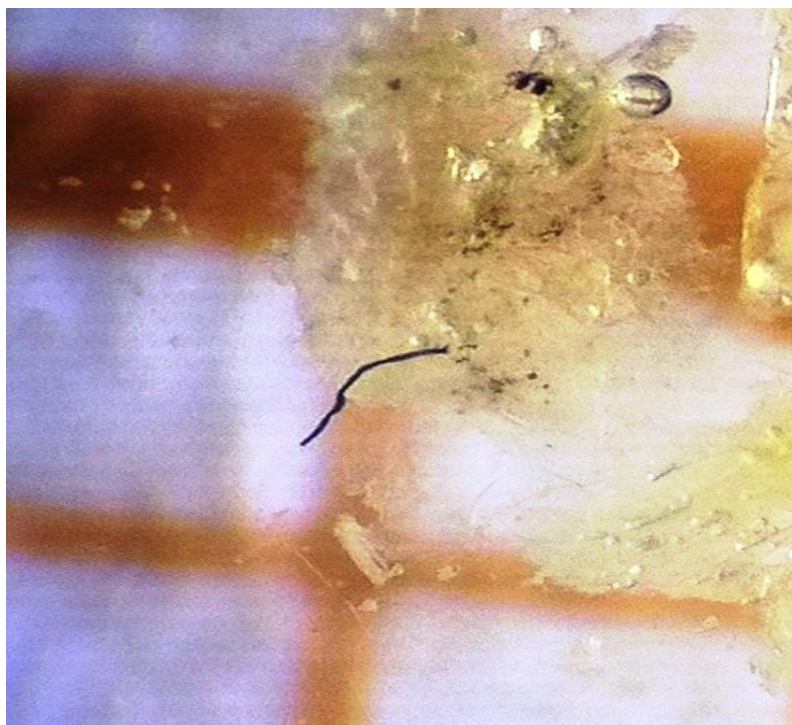


Fonte: Elaborado pela autora



Fonte: Elaborado pela autora

**APÊNDICE B – IMAGENS DOS MICROPLÁSTICOS ENCONTRADOS NOS
ESTOMÂGOS DOS PEIXES CAPTURADOS NA PRAIA URBANA DO MEIRELES,
FORTALEZA-CE**



Fonte: Elaborado pela autora